

Évaluation de la contamination biologique des surfaces
végétalisées (pelouse) par des eaux usées unitaires diluées en
temps de pluie et mesures d'atténuation

par

Aboubacar SOULEYMANE AMADOU MAOULI

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A.

MONTRÉAL, LE 31 AOÛT 2025

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

©Tous droits réservés

Cette licence signifie qu'il est interdit de reproduire, d'enregistrer ou de diffuser en tout ou en partie, le présent document. Le lecteur qui désire imprimer ou conserver sur un autre media une partie importante de ce document, doit obligatoirement en demander l'autorisation à l'auteur.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

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

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

M. Mathias Glaus, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

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

LE 22 AOÛT 2025

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

DÉDICACES

À mon grand-père.

Pour chaque moment partagé, pour chaque leçon transmise, et pour le modèle de vie que tu fus. Ton héritage d'intégrité et de bienveillance continue de m'inspirer chaque jour.

Puisses-tu reposer en paix!

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer mes sincères remerciements au Professeur Frédéric Monette, mon directeur de recherche, pour la confiance qu'il m'a témoignée tout au long de ce projet. Grâce à sa rigueur scientifique, sa disponibilité, son approche à la fois pédagogique et humaine, il a su instaurer un climat de bienveillance et de bonne humeur propice à l'expression des idées et encourager une démarche rigoureuse et méthodique constituant l'essence de ce mémoire.

Mes chaleureux remerciements vont à l'endroit de ma famille pour son soutien inébranlable et ses encouragements tout au long de ce parcours. Puissiez-vous trouver en ce travail l'accomplissement de vos vœux tant allégués et le témoignage de votre soutien indéfectible!

Un remerciement spécial est aussi adressé à l'intention de l'ensemble du personnel de la Ville de Montréal, dont la collaboration sans réserve a été essentielle à la concrétisation de ce travail. Mention particulière à Madame Ikram Abdeljelil, Madame Marie Dugué, Monsieur Karl Lai et Monsieur Pierre Juteau, dont l'engagement et l'expertise ont considérablement enrichi cette expérience.

Je ne pourrais terminer sans exprimer ma profonde reconnaissance à l'ensemble du personnel et des étudiants de la STEPPE-ÉTS qui m'ont accompagné et soutenu durant ma maîtrise. Mes pensées vont à l'endroit de Mesdames Imane Ouarzki et Marielle Jacques, ainsi que de Messieurs Sébastien Ménard, Samba Bourry, Donald Jean-Louis, Davidson Jean-Baptiste, Samuel Cante, et Étienne Bérubé.

ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION BIOLOGIQUE DES SURFACES VÉGÉTALISÉES (PELOUSE) PAR DES EAUX USÉES UNITAIRES DILUÉES EN TEMPS DE PLUIE ET MESURES D'ATTÉNUATION

Aboubacar SOULEYMANE AMADOU MAOULI

RÉSUMÉ

Avec l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des pluies extrêmes, les débordements d'égouts unitaires posent un risque accru pour la santé publique et les biens des citoyens des villes. Les habitants des quartiers voisinant le parc Pierre-Bédard de l'arrondissement Mercier–Hochelaga-Maisonneuve (Ville de Montréal) sont confrontés depuis plusieurs années à des épisodes de débordement. Face à ce constat, les autorités municipales ont entrepris de réaménager le parc Pierre-Bédard afin qu'il puisse recevoir temporairement les excédents d'eaux usées d'égouts unitaires et protéger la population ainsi que leurs habitations. La présente étude, menée sur le site du parc Pierre-Bédard, se veut être un tremplin scientifique permettant de mieux comprendre les risques sanitaires liés à la contamination microbiologique des surfaces végétalisées (pelouse) d'un parc après son inondation par des d'eaux usées unitaires diluées (EUUD) en temps de pluie afin d'orienter les stratégies de gestion et de mitigation post-inondation. Plus spécifiquement, elle visait à caractériser la contamination microbiologique issue de ces EUUD en temps de pluie, à en suivre l'évolution temporelle post-inondation tout en la comparant aux niveaux naturellement présents dans les cinq autres parcs urbains (en plus du parc Pierre-Bédard), et à tester des mesures de mitigation pouvant accélérer le retour sécuritaire à l'usage du parc.

Structurée en deux phases principales, la démarche reposait sur des séries d'essais de simulation des débordements typiques des EUUD en temps de pluie. La première phase menée d'août à novembre 2023 a permis de concevoir un dispositif pilote simulant une inondation d'une parcelle végétalisée (pelouse), d'élaborer des protocoles d'échantillonnage et de suivi, puis de réaliser des essais exploratoires de suivi temporel de la contamination post-inondation et de mitigation de la contamination (désinfection au chlore et au THYMOX). La seconde phase, menée de juin à octobre 2024, a permis le suivi de la contamination naturelle (sans contamination des pelouses aux EUUD) de six parcs montréalais ainsi que la réalisation de plusieurs essais d'inondation contrôlée (avec suivi temporel de la contamination) et l'évaluation de mesures de mitigation (lavage « hygiénique » initial, lavages à l'eau potable, désinfections au THYMOX et irradiation UV). Les coliformes thermotolérants ont été utilisés comme principal indicateur biologique de contamination lors de la première phase du projet, alors que les organismes *Escherichia coli* et *Clostridium perfringens* (fréquence d'analyse moindre) ont été utilisés lors de la seconde phase.

Les suivis de la contamination naturelle des parcs montréalais ont permis d'établir des valeurs de référence afin de pouvoir comparer les résultats de contamination de surfaces végétalisées

par des EUUD ou encore ceux d'une atténuation naturelle ou provoquée (mesures de mitigation) qui s'ensuit. L'analyse des résultats des parcs a mis en évidence des valeurs de médianes de 21 300 UFC/m² pour *E. coli* ($n = 96$) et de 36 100 UFC/m² pour *C. perfringens* présomptifs ($n = 28$; avec moyenne géométrique 50 300 UFC/m²). Environ 28 % des échantillons prélevés des surfaces végétalisées des parcs ont dépassé 100 000 UFC/m² en *E. coli*, avec 8 % des valeurs égales ou supérieures à 1 000 000 UFC/m². Lors des essais de simulation d'inondations par des EUUD, les surfaces ont atteint des concentrations supérieures aux niveaux de référence des parcs (jusqu'à 1 000 000 UFC/m²). Toutefois, une atténuation naturelle a été observée avec des réductions d'*E. coli* allant à 2,96 log (99,89 %) en un mois, avec des concentrations inférieures aux références des parcs montréalais dès le 8^e jour, particulièrement sous ensoleillement. Le *C. perfringens* a diminué plus lentement (16 à 30 jours), et les résultats (incluant ceux de *E. coli*) sont restés marqués par une variabilité et des recontaminations ponctuelles liées à la faune et aux activités humaines.

Les désinfections des surfaces contaminées au chlore et au THYMOX ont entraîné des effets négatifs (stress sur la faune et la végétation, recontaminations), tandis que l'irradiation UV n'a pas montré d'efficacité notable par rapport à l'atténuation et l'ensoleillement naturel. Le lavage « hygiénique » initial unique à l'eau potable s'est révélé une mesure efficace (autant qu'un lavage répété ou continu de la surface) réduisant *E. coli* d'environ 0,87 à 0,90 log (86,5 à 87,4 %; basés sur les moyennes géométriques) dès le premier jour, même si les concentrations résiduelles demeuraient supérieures à la médiane des parcs. Pour *C. perfringens* présomptifs, les réductions ont été plus modestes (0,44 à 0,52 log, 63,7 à 69,8 %), mais pouvaient atteindre jusqu'à 0,82 log (84,9 %; basés sur les moyennes géométriques) selon la considération des tests de confirmation de l'analyse. Le chlore résiduel de l'eau potable lors d'un lavage n'a montré d'effet bactéricide notable, ce qui confirme que les atténuations post-inondation observées sont dues aux effets de délogement mécaniques des contaminants biologiques lors du lavage « hygiénique » et aux effets naturels qui s'ensuivent, et non à une action chimique.

Le « lavage hygiénique » immédiat de la surface contaminée (lorsqu'elle est encore humide) et les mécanismes naturels présents (assèchement et dessiccation, rayonnement UV solaire, sénescence bactérienne et déclin, etc.) lors des jours qui suivent l'inondation par des EUUD ont permis de ramener les niveaux d'*E. coli* sous le niveau de référence en environ une semaine, et de retrouver des conditions sanitaires en un peu plus deux semaines (cas d'*E. coli*). Un « lavage hygiénique », complété par un suivi microbiologique lors des premiers évènements, constitue la mesure prioritaire de gestion post-inondation. Par ailleurs, la qualité de la pelouse conditionnerait l'efficacité cette stratégie. Ainsi, une pelouse dense maximiseraient ainsi l'effet du lavage « hygiénique », tandis qu'une surface dégradée favoriseraient l'atténuation naturelle par exposition solaire.

Mots-clés : eaux usées unitaires diluées (EUUD) en temps de pluie, gestion des eaux usées, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, coliformes thermotolérants, infrastructures urbaines résilientes, parc éponge, inondation, surface végétalisée, transfert et rémanence de la charge bactérienne, risques sanitaires

EVALUATION OF THE BIOLOGICAL CONTAMINATION OF LAWN SURFACES BY RAINFALL-INDUCED COMBINED SEWER OVERFLOWS AND MITIGATION STRATEGIES

Aboubacar SOULEYMANE AMADOU MAOULI

ABSTRACT

Extreme rainfall events, increasingly frequent due to climate change, cause combined sewer overflows (CSOs) that pose growing risks to public health and property. In the neighborhoods surrounding Pierre-Bédard Park, located in the Mercier–Hochelaga-Maisonneuve borough (City of Montreal), residents have been repeatedly affected by such overflows for several years. In response, municipal authorities undertook the redevelopment of Pierre-Bédard Park so that it could temporarily receive excess water volumes from combined sewer backups, thereby protecting both the local population and nearby homes. This study carried out at Pierre-Bédard Park, aimed to provide scientific benchmarks for assessing health risks associated with microbiological contamination of vegetated surfaces (lawns) following flooding triggered by these diluted overflows. More specifically, it examines the fate of biological contaminants transferred to urban parks, monitors their temporal evolution relative to natural background levels in five other urban parks (in addition to Pierre-Bédard Park), and informs post-flood management and mitigation strategies likely to accelerate the sanitary recovery of these surfaces.

The project was conducted in two main phases based on a series of simulated overflow tests representative of CSOs events during rainfall. The first phase, conducted from August to November 2023, led to the design of a pilot system simulating the flooding of a vegetated plot (lawn), the development of sampling and monitoring protocols, and exploratory trials on post-flood contamination dynamics and mitigation measures (chlorine and THYMOX disinfection). The second one, carried out from June to October 2024, included monitoring of natural contamination (without CSOs application) in six Montreal parks, several controlled flooding trials (with temporal monitoring of contamination), and the evaluation of mitigation measures (initial “hygienic” washing, potable water washings, THYMOX disinfection, and UV irradiation). Thermotolerant coliforms were used as the main biological contamination indicator during the first phase, while *Escherichia coli* and *Clostridium perfringens* (analyzed less frequently) were used during the second phase.

Monitoring natural contamination in Montreal parks provided reference values for comparing contamination results of vegetated surfaces exposed to CSOs, as well as the effects of natural or induced attenuation (through mitigation measures). Analysis of the park samples showed median values of 21,300 CFU/m² for *E. coli* ($n = 96$) and 36,100 CFU/m² for presumptive *C. perfringens* ($n = 28$; geometric mean: 50,300 CFU/m²). About 28% of the park lawn samples exceeded 100,000 CFU/m² in *E. coli*, with 8% reaching or surpassing 1,000,000 CFU/m².

During the CSOs flooding simulations, lawn surfaces reached contamination levels exceeding the park reference values (up to 1,000,000 CFU/m²). However, natural attenuation was observed, with *E. coli* reductions of up to 2.96 log (about 99.89%) within one month, and concentrations dropping below park reference levels as early as the 8th day, particularly under sunlight exposure. *C. perfringens* declined more slowly (16 to 30 days), and results (including those for *E. coli*) remained marked by variability and occasional recontamination linked to wildlife and human activity.

Disinfection of contaminated surfaces with chlorine or THYMOX led to negative effects (stress on fauna and vegetation, recontamination), while UV irradiation showed no notable effectiveness compared to natural attenuation and sunlight exposure. A single initial “hygienic” wash with potable water proved to be an effective measure (equivalent to repeated or continuous surface washing), reducing *E. coli* by about 0.87 to 0.90 log (86.5 to 87.4%; based on geometric means) from the first day, even though residual concentrations remained higher than the median levels found in parks. For presumptive *C. perfringens*, reductions were more modest (0.44 to 0.52 log, or 63.7 to 69.8%), but could reach up to 0.82 log (84.9%; based on geometric means) depending on the consideration of confirmatory analyses. The residual chlorine in potable water during washing showed no significant bactericidal effect, confirming that observed post-flood reductions resulted from the mechanical dislodging of biological contaminants during “hygienic” washing and from natural processes, rather than from chemical action.

Immediate “hygienic” washing of contaminated lawn surfaces (while still wet), combined with natural mechanisms (drying and desiccation, solar UV radiation, bacterial senescence and decline, etc.) in the days following CSOs flooding, reduced *E. coli* levels below reference values in about one week and restored sanitary conditions within just over two weeks (for *E. coli*). Therefore, an immediate “hygienic” wash, complemented by microbiological monitoring during the first events, stands out as the priority post-flood management measure. Furthermore, lawn quality was found to influence the effectiveness of the strategy. A dense lawn maximized the effect of the “hygienic” wash, while a degraded surface favored natural attenuation through solar exposure.

Keywords: combined sewer overflows (CSOs) during rainfall events, sustainable urban wastewater management, *Escherichia coli*, *Clostridium perfringens*, Thermotolerant fecal coliforms, climate-resilient urban infrastructure, urban sponge park concept, transport and survival of bacterial contamination, flood, lawn surfaces, public health risks

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE	5
1.1 Contextualisation, cadre juridique et conséquences sanitaires d'inondation	5
1.1.1 Contexte autour des surverses et des inondations	5
1.1.2 Cadre juridique relatif à la contamination microbiologique des eaux	8
1.1.3 Conséquences sanitaires des inondations par le débordement des égouts unitaires	13
1.2 Microorganismes pathogènes d'origine hydrique	18
1.2.1 Principaux microorganismes pathogènes de référence d'origine hydrique ..	18
1.2.2 Corrélation entre la présence des microorganismes pathogènes de référence et les virus dans l'eau	23
1.2.3 Survivance naturelle des microorganismes dans l'environnement	25
1.3 Risques sanitaires liés aux inondations et surverses	30
1.3.1 État des lieux sur les risques sanitaires	30
1.3.2 Stratégies de gestion des risques et mesures d'atténuation	34
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODES	39
2.1 Présentation du site de l'étude	39
2.2 Essais réalisés lors des deux phases de l'étude	40
2.2.1 Essais de suivi temporel	44
2.2.2 Essais de mitigation	46
2.3 Description des étapes de préparations des eaux usées diluées	50
2.3.1 Prélèvement des eaux usées	50
2.3.2 Préparation de l'eau usée unitaire diluée	51
2.4 Dispositif expérimental	51
2.4.1 Simulation de la pluie	54
2.4.2 Conditions de remplissage et de vidange	55
2.5 Méthodes d'échantillonnage des surfaces végétalisées	56
2.5.1 Échantillonnage par extraction à l'eau	57
2.5.2 Échantillonnage par extraction à l'éponge	58
2.6 Paramètres suivis et méthodes analytiques	59
2.6.1 Exploitation des données bactériologiques	61
2.6.2 Exploitation des données météorologiques et cartographiques	65

CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS	67
3.1 Résultats des méthodes suivis de la charge bactériologique et des essais de mitigation de la phase d'expérimentation n°1	68
3.1.1 Méthode d'extraction à l'eau et à l'éponge.....	69
3.1.2 Transfert de charges vers la surface végétalisée à la suite de l'inondation et du retrait des eaux usées unitaires diluées	71
3.1.3 Suivi temporels après retrait des eaux usées unitaires diluées.....	75
3.1.4 Mesures de mitigation.....	80
3.1.5 Synthèse des résultats de la phase 1 : bilan méthodologique et fondements du suivi	91
3.2 Résultats des méthodes suivis de la charge bactériologique et des essais de mitigation de la phase d'expérimentation n°2	95
3.2.1 Suivi de la contamination biologique naturelle de six parcs de la Ville de Montréal	97
3.2.2 Transferts des contaminants.....	106
3.2.3 Suivi temporel de l'atténuation naturelle poste contamination et retrait des eaux.....	114
3.2.4 Mesures de mitigation.....	120
3.2.5 Synthèse des résultats de la phase 2 : bilan méthodologique et fondements du suivi	134
CHAPITRE 4 DISCUSSION	147
4.1 Cadre analytique et portée	147
4.2 Caractérisation de la contamination initiale.....	149
4.3 Transfert et persistance des contaminants microbiens.....	149
4.4 Mécanismes atténuant les charges bactériologiques.....	151
4.4.1 Lavage hygiénique et déplacement mécanique.....	152
4.4.2 Rayonnement UV solaire et irradiation UV artificielle	152
4.4.3 Dessiccation et suivi temporel	153
4.4.4 Prédation microbienne et sénescence bactérienne	154
4.5 Limites et faisabilité opérationnelle des stratégies de mitigation testées	154
4.6 Risques résiduels et implications pour la santé publique.....	157
4.7 Comparaison à la littérature et perspectives d'amélioration.....	158
4.7.1 Comparaison avec la littérature scientifique.....	158
4.7.2 Perspectives d'amélioration et de recherches futures	160
CONCLUSION.....	163
RECOMMANDATIONS	169

ANNEXE I	CONDITIONS IN SITU LORS DE LA RÉALISATION DES ESAIS ..	171
ANNEXE II	DONNÉES COMPLÉMENTAIRES: ÉCHANTILLONNAGES DES ÉQUIPES DE LA VILLE DE MONTRÉAL	173
ANNEXE III	POINTS ÉCHANTILLONNÉS LORS DES CAMPAGNES DE SUIVI DE LA CONTAMINATION NATURELLE DE LA 2 ^e PHASE DE L'ÉTUDE	175
ANNEXE IV	CLASSEMENT PAR ORDRE CROISSANT DES RÉSULTATS DES CAMPAGNES DE SUIVI DE LA CONTAMINATION NATURELLE DE LA 2 ^e PHASE DE L'ÉTUDE	179
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	181

LISTE DES TABLEAUX

	Page	
Tableau 1.1	Quelques contaminants listés dans les normes de qualité des eaux de consommation et de baignade	12
Tableau 1.2	Concentration de quelques organismes pathogènes dans les eaux usées brutes	23
Tableau 2.1	Paramètres de base visés suivant les phases du projet et les essais conduits	42
Tableau 2.2	Méthodes et principes des paramètres analysés	61
Tableau 3.1	Résultats des méthodes d'extraction (témoins de la contamination naturelle) de coliformes thermotolérants	70
Tableau 3.2	Données météorologiques de la période de suivi des surfaces végétalisées témoins	71
Tableau 3.3	Résultats du transfert des charges contenus dans les EUUD vers la surface végétalisée suite au retrait des eaux (extraction à l'eau et à l'éponge)	73
Tableau 3.4	Données météorologiques de la période des essais sur le transfert des contaminants	74
Tableau 3.5	Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m ²) des essais de suivi temporel avec vidange en 70 minutes	76
Tableau 3.6	Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m ²) des essais de suivi temporel avec vidange en 15 minutes	78

Tableau 3.7	Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m ²) des essais de lavage à l'eau de la phase 1	81
Tableau 3.8	Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m ²) des essais de lavage au chlore dilué de la phase 1	84
Tableau 3.9	Évaluation qualitative des méthodes et essais de la phase 1	95
Tableau 3.10	Moyennes géométriques classées d' <i>Escherichia coli</i> ($n = 16$ par parc) prélevés dans les six parcs montréalais.....	99
Tableau 3.11	Températures et précipitations observées pendant la période de suivi des parcs montréalais	100
Tableau 3.12	Évènements pluvieux les plus significatifs ($> 7,5$ mm) pour les périodes précédents les campagnes d'échantillonnages des parcs et leur période de récurrence.....	101
Tableau 3.13	Moyennes géométriques classées des résultats présomptifs de <i>Clostridium perfringens</i> prélevés dans les six parcs montréalais	105
Tableau 3.14	Résultats de suivi de la contamination des six parcs montréalais lors des campagnes d'échantillonnage allant de juin à octobre 2024	106
Tableau 3.15	Transfert des charges bactériologiques d' <i>Escherichia coli</i> des eaux usées unitaires diluées vers la surface au jour 0 et atténuation post-lavage hygiénique de la contamination observée au jour 1 ($n = 17$).....	107
Tableau 3.16	Transfert des charges bactériologiques de <i>Clostridium perfringens</i> des eaux usées unitaires diluées vers la surface au jour 0 et atténuation post-lavage hygiénique de la contamination observée au jour 1 ($n = 7$)	112

Tableau 3.17	Ratios des moyennes géométriques et des médianes des transferts des charges bactériologiques à la surface et atténuation de la contamination observée en un jour suite au lavage initial	138
Tableau 3.18	Évaluation qualitative des méthodes et essais de la phase 2.....	145

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 2.1	Présentation de la zone d'étude et du site d'implantation du projet parc résilient Pierre-Bédard Tirée de Google Earth (Google, 2024)40
Figure 2.2	Grandes étapes du projet.....41
Figure 2.3	Parcs et points échantillonnées lors de la campagne de suivi de la contamination naturelle dans les six parcs montréalais43
Figure 2.4	Irradiateur UV : (a) le dispositif, et (b) vue de l'intérieur du dispositif en fonctionnement.....49
Figure 2.5	Simulateur de pluie et d'inondation (dispositif expérimental)52
Figure 2.6	Images de : (a) fossés d'évacuation, (b) sillons d'encastrement du dispositif expérimental, et (c) disposition des parcelles53
Figure 2.7	Simulation de la pluie54
Figure 2.8	Étapes de remplissage et vidange : (a) installation du dispositif, (b) début du remplissage, (c) fin du remplissage, (d) contrôle de la hauteur d'eau et début de la vidange.....56
Figure 2.9	Outils d'échantillonnage57
Figure 3.1	Résultats des extractions à l'eau et à l'éponge des coliformes thermotolérants des surfaces (18 échantillons témoins du parc Pierre-Bédard).....69

Figure 3.2	Résultats de transfert de coliformes thermotolérants contenus dans l'eau usée vers la pelouse suite au retrait des eaux (dilution 95 %; extractions à l'eau et à l'éponge)	72
Figure 3.3	Résultats des essais de suivi temporel de la contamination sur 33 jours (suivi au 1 ^{er} , 2 ^e , 4 ^e , 8 ^e , 14 ^e , 16 ^e et 33 ^e jour; durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; dilutions : 95 % et 98 %; extraction à l'eau ou à l'éponge), avec données météorologiques correspondantes	77
Figure 3.4	Résultats des essais de suivi temporel de la contamination sur 33 jours (suivi au 1 ^{er} , 2 ^e , 4 ^e , 8 ^e , 14 ^e , 16 ^e et 33 ^e jours; durée de vidange visée : 15 min avec arrêt de la pluie après la fin de la vidange; dilutions : 95 % et 98 %; extraction à l'eau ou à l'éponge), avec données météorologiques correspondantes	79
Figure 3.5	Résultats des premiers essais de lavage à l'eau de robinet pour différentes doses d'eau (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudié : 95 %; extraction à l'eau et à l'éponge), avec données météorologiques correspondantes.....	82
Figure 3.6	Résultats d'essais de mitigation au chlore (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudiés : 95 %; extraction à l'eau et à l'éponge), avec données météorologiques	85
Figure 3.7	Effet écotoxicique du chlore : lombric mort autour d'une parcelle	86
Figure 3.8	Résultats de coliformes thermotolérants issus de la mitigation au THYMOX n°1 (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudiés : 95 %; extraction à l'eau), avec données météorologiques correspondantes	88
Figure 3.9	Résultats d' <i>Escherichia coli</i> issus de la mitigation au THYMOX (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudiés : 95 %; extraction à l'eau), avec données météorologiques correspondantes	90

Figure 3.10	Résultats en UFC/m ² des analyses de <i>Escherichia coli</i> réalisés sur les 96 échantillons prélevés dans les six parcs montréalais durant la période allant du 5 juin au 10 octobre 2024.....	98
Figure 3.11	Résultats en UFC/m ² des analyses de <i>Clostridium perfringens</i> (présomptif) réalisés sur les 30 échantillons prélevés (28 valeurs retenues) dans les six parcs montréalais durant la période allant du 17 juillet au 10 octobre 2024	103
Figure 3.12	Comparaison des résultats d' <i>Escherichia coli</i> de contaminations initiales (jour 0) de trois parcelles d'essais avec ceux obtenus au jour 0 dès le lavage complété (surface encore humide) et au jour 1.....	110
Figure 3.13	Résultats d' <i>Escherichia coli</i> obtenus lors des essais de suivis temporels avec ou sans exposition directe au soleil, avec données météorologiques (séries n°1 et 2).....	116
Figure 3.14	Résultats d' <i>Escherichia coli</i> obtenus lors des essais de suivis temporels avec ou sans exposition directe au soleil, avec données météorologiques (série n°3)	117
Figure 3.15	Résultats de <i>Clostridium perfringens</i> (présomptifs) lors des essais de suivis temporels avec ou sans exposition directe au soleil, avec données météorologiques (séries n°2 et 3).....	118
Figure 3.16	Résultats d' <i>Escherichia coli</i> lors des essais de mitigation par lavages séquentiels (aux 15 minutes) et lavage continu (2 h), avec données météorologiques (série n°1)	121
Figure 3.17	Résultats d' <i>Escherichia coli</i> et de <i>Clostridium perfringens</i> (présomptifs) lors des essais de mitigation par lavages séquentiels (aux 15 minutes), avec données météorologiques (séries n°2 et 3)	123

Figure 3.18	Résultats d' <i>Escherichia coli</i> obtenus lors des essais de désinfection des surfaces végétalisées au THYMOX n°2, avec données météorologiques	126
Figure 3.19	Résultats <i>Clostridium perfringens</i> (présomptifs) obtenus lors des essais de désinfection des surfaces végétalisées au THYMOX n°2, avec données météorologiques	127
Figure 3.20	Résultats d' <i>Escherichia coli</i> lors des essais de désinfection par irradiation UV des surfaces végétalisées contaminées (distance : 10,5 cm et 6,0 cm), avec données météorologiques	130
Figure 3.21	Résultats de <i>Clostridium perfringens</i> lors des essais de désinfection par irradiation UV des surfaces végétalisées contaminées (distance : 10,5 cm et 6,0 cm), avec données météorologiques	132

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
APHA	<i>American Public Health Association</i>
<i>C. jejuni</i>	<i>Campylobacter jejuni</i>
<i>C. parvum</i>	<i>Cryptosporidium parvum</i>
<i>C. perfringens</i>	<i>Clostridium perfringens</i>
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
Cf. / réf.	Confer / se reporter à / se référer à
DGPSA	Direction générale des produits de santé et des aliments
DIN	<i>Drug Identification Number</i>
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EHEC	<i>Escherichia coli</i> entérohémorragique
EIEC	<i>Escherichia coli</i> entéroinvasive
EPEC	<i>Escherichia coli</i> entéropathogène
EPI	Équipements de protection individuelle

ERV Entérocoques résistants à la vancomycine

ETEC *Eschericia coli* entérotoxinogène

EUUD Eaux usées unitaires diluées

G. lambia *Giardia lambia*

h Hauteur

HAP Hydrocarbures aromatiques polycycliques

INSPQ Institut national de santé publique de Québec

ISO *International Organization for Standardization*

l Largeur

L Longueur

max Maximum

MELCCFP Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs

MHM Arrondissement de Mercier–Hochelaga-Maisonneuve

min. Minimum

mL THYMOX conc./m ²	Millilitre de THYMOX concentré par mètre carré
moy.	Moyenne
moy. géo.	Moyenne géométrique
<i>n</i>	Nombre d'échantillons prélevés et analysés – considérés
Nb.	Nombre
ND	Non disponible / Résultat.s manquant.s
NHMRC	<i>National Health and Medical Research Council</i>
OMS	Organisation mondiale de la Santé
pH	Potentiel hydrogène
PIB	Produit intérieur brut
SARM	<i>Staphylococcus Aureus</i> résistant à la méthicilline
SARS-CoV-2	<i>Severe Acute Respiratory Syndrome Coronavirus 2</i>
SHU	Hémolytique et urémique
SMEWW	<i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i>

Spp. Du latin « *species plurimae* », sert à désigner plusieurs espèces non identifiées ou non encore décrites au sein d'un genre

STEC *Eschericia coli* producteur de shigatoxines

STEPPE-ÉTS SStation Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement de l'École de technologie supérieure

TN Niveau du terrain naturel ou de la pelouse du parc

UFC Unité formant des colonies (unité servant à exprimer les résultats des analyses bactériologiques par volume de solution analysée)

UV Rayonnement ultraviolet

VIH-1 Virus de l'immunodéficience humaine de type 1

VSRRP Virus du syndrome reproducteur et respiratoire porcin

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

UNITÉS DE BASE

Aire

cm^2 : centimètre carré
 m^2 : mètre carré

Volume

L : litre
 mL : millilitre
 m^3 : mètre cube
 m^3 : mètre cube

UNITÉ DE MASSE

kg : kilogramme

UNITÉ CALORIFIQUE

$^{\circ}\text{C}$: degré Celsius

UNITÉ DE MESURE DE LA DOSE DE RAYONNEMENT UV

mJ/cm^2 : millijoule par centimètre carré (10^{-3} J/cm^2)

UNITÉ D'ABBATEMENT MICROBIEN

\log : réduction bactérienne (en échelle logarithmique à base 10)

SYMBOLES

% : pourcentage
< : inférieur à
> : supérieur à
 \approx : valeur approximative
 \leq : inférieur ou égal à
 \geq : supérieur ou égal à
 n° : numéro

UNITÉS GÉOMÉTRIQUES

Longueur

" : pouce (2,54 cm)
 cm : centimètre
 m : mètre
 μm : micromètre

UNITÉS DE TEMPS

h : heure
 min : minute
 s : seconde

Puissance

W : Watt

INTRODUCTION

Les deux tiers du territoire de la Ville de Montréal sont drainés par un réseau d'assainissement unitaire (combiné) qui transporte à la fois les eaux pluviales et les eaux usées (Commission sur l'eau, l'environnement, le développement durable et les grands parcs, 2024; Ville de Montréal, 2022). Ce système, bien que conçu pour gérer les flux hydriques urbains, présente des limites notables, notamment lors de périodes de fortes précipitations. En effet, des événements météorologiques intenses peuvent entraîner des débordements dans le réseau d'assainissement, provoquant ainsi des surverses d'eaux usées dans l'environnement attenant.

Parmi les secteurs affectés par ces surverses récurrentes, le quartier situé à proximité du parc Pierre-Bédard, localisé dans l'Arrondissement de Mercier–Hochelaga-Maisonneuve, se trouve confronté depuis de nombreuses années à des épisodes de refoulements d'égouts lors de fortes pluies (Dussault, 2023; Lamontagne, 2020). Ces incidents entraînent une accumulation d'eau sur les chaussées avoisinantes ainsi que l'inondation des sous-sols des habitations environnantes, causant des dommages matériels significatifs et créant ainsi un environnement propice à la prolifération de microorganismes pathogènes.

Face à cette problématique persistante, les autorités municipales ont entrepris un projet de réaménagement de nombreux parcs (dont le parc Pierre-Bédard) en les transformant en espaces verts vers lesquels seront redirigés les excédents de volumes d'eau issus des refoulements d'eaux usées d'égouts unitaires. Ces espaces publics résilients agissent donc comme des « éponges » capables de collecter temporairement les eaux de ruissellement en surface ainsi que les surverses d'eaux usées provenant du réseau d'égouts unitaires dans l'optique de prévenir d'éventuelles inondations et protéger la population locale lors de fortes précipitations (Ville de Montréal, 2024a; Ville de Montréal, 2024b).

Pour atteindre cet objectif, des noues seront installées le long de plusieurs rues avoisinantes afin de canaliser les eaux de ruissellement en surface, tandis que des puisards de refoulement seront aménagés dans les zones basses du parc pour stocker temporairement les eaux. Ce

système permettra de maintenir les eaux dans les emprises des rues et de les diriger vers les dépressions naturelles du parc. Lors d'un événement pluvieux extrême, estimé à une récurrence de 10 ans dans le climat actuel (équivalent 1/5 ans selon les projections climatiques futures), la hauteur d'eau dans les zones inondées du parc pourrait atteindre entre 600 mm et 1500 mm. Au terme du projet, le parc résilient Pierre-Bédard aura une capacité de rétention d'environ quatre millions de litres d'eau, ce qui fera de lui le plus grand espace public vert résilient de la Ville de Montréal à ce jour (Ville de Montréal, 2024c).

À la suite de l'événement pluvieux, les eaux accumulées seront rapidement drainées vers l'égout unitaire grâce aux puisards de vidange. Les surfaces végétalisées du parc ayant été en contact avec les eaux usées unitaires diluées (EUUD) seront contaminées par des microorganismes pathogènes, ce qui pourrait poser des risques sanitaires pour les usagers du parc. Le niveau de contamination des zones végétalisées, la persistance des pathogènes, tout comme les méthodes de décontamination qui permettraient de rétablir rapidement la salubrité du parc après un événement d'inondation, ont été à ce jour peu ou pas étudiés dans la littérature. La contamination peut être directement transférée à la peau, par exemple par le biais de la paume de la main, à la bouche ou aux muqueuses ou indirectement par l'intermédiaire d'objet (ex. : ballon). Les visiteurs du parc pourraient donc être exposés à des microorganismes pathogènes en entrant en contact avec les surfaces contaminées de la surface végétalisée. Par conséquent, l'atténuation naturelle de ces microorganismes mérite d'être explorée, notamment celle due à l'irradiation UV solaire, qui peut réduire la charge microbiologique présente sur les surfaces et dans l'environnement immédiat. Cette approche pourrait fournir des indications sur la durée nécessaire avant une réouverture sécuritaire du parc après un épisode d'inondation, tout en permettant d'identifier les conditions environnementales favorisant une décontamination naturelle plus efficace. Bien que différentes techniques de désinfection existent, leur application spécifique à des surfaces végétalisées (pelouses) contaminées reste à être explorée et validée.

La présente étude vise globalement à évaluer le niveau de contamination biologique de surfaces végétalisées (pelouse) par des EUUD à la suite d'un épisode d'inondation en temps de pluie et

du retrait des eaux (comme prévu dans le parc résilient Pierre-Bédard), et à étudier l'atténuation naturelle qui s'ensuit, de même que l'efficacité de mesures de mitigation susceptibles de rétablir en toute sécurité l'usage récréatif dudit parc après cet événement. Les sous-objectifs du projet sont les suivants :

- 1) caractériser la contamination microbiologique des surfaces végétalisées après exposition aux eaux usées unitaires diluées;
- 2) analyser la dynamique temporelle de décroissance et d'atténuation naturelles des microorganismes;
- 3) évaluer l'efficacité de stratégies de mitigation;
- 4) établir une base de référence pour la gestion post-inondation.

Le présent mémoire comporte quatre chapitres. Le premier chapitre présente une revue de la documentation scientifique en lien avec le sujet d'étude abordant, entre autres, le cadre juridique relatif à la contamination microbiologique des eaux, les agents pathogènes présents dans les eaux, les risques sanitaires pouvant découler des inondations ainsi que les stratégies d'atténuation ou de mitigation de contaminations microbiologiques. Le second chapitre détaille les aspects méthodologiques du projet, incluant les différentes procédures expérimentales ayant permis la simulation des épisodes de pluie et de débordements, les procédures d'essais de mitigation de la contamination, le matériel et les dispositifs ainsi que les différentes méthodes analytiques employées. Le troisième chapitre présente les résultats montrant l'évolution naturelle des colonies de pathogènes à travers différents essais de suivi, mais aussi, l'effet des différentes techniques de mitigation des agents pathogènes. Le quatrième chapitre discute plus largement des résultats obtenus, avec une remise en perspective de ces résultats en regard des travaux de recherche existants et des contraintes réglementaires. Elle ouvre des pistes d'amélioration pour une gestion durable des parcs exposés à des risques de contamination lors des inondations urbaines par des eaux usées unitaires diluées (EUUD). Enfin, une conclusion récapitule les principaux résultats obtenus tout en soulignant les apports de l'étude, puis des recommandations sont formulées en regard de la gestion de la contamination post inondation du parc.

CHAPITRE 1

REVUE DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE

Ce chapitre explore les enjeux associés aux surverses d'eaux usées d'égout unitaire dans les environnements urbains. Ainsi, les sections suivantes présentent : **(i)** une mise en contexte des surverses et des inondations ainsi que le cadre juridique relatif à la contamination microbiologique des eaux; **(ii)** l'identification des dangers (agents pathogènes et autres facteurs susceptibles de causer des maladies) associés aux contacts directs ou indirects avec des eaux usées unitaires, **(iii)** les risques sanitaires pouvant résulter des inondations en général ainsi que **(iv)** les stratégies d'atténuation ou les mesures de mitigation de contaminations microbiologiques.

1.1 Contextualisation, cadre juridique et conséquences sanitaires d'inondation

1.1.1 Contexte autour des surverses et des inondations

La Ville de Montréal, à l'instar de plusieurs métropoles, est confrontée à d'importants défis liés aux surverses d'égouts unitaires et aux inondations (Gooré Bi, 2015; Levy *et al.*, 2016; Côté, 2024). Ces phénomènes, qui surviennent lors de fortes précipitations, se produisent lorsque les systèmes de drainage et d'assainissement ne peuvent plus contenir la quantité d'eau excédentaire, forçant ainsi le déversement d'eaux usées non traitées dans les cours d'eau avoisinants, ou encore menant à un débordement (refoulement) dans les zones urbaines habitées. En effet, bien que ces systèmes aient été pensés pour des capacités hydrauliques raisonnables, l'urbanisation galopante, couplée à des épisodes de précipitations extrêmes amplifiés par les changements climatiques, a largement dépassé leur seuil de tolérance (Buffin-Bélanger, Maltais et Gauthier, 2022; Demers-Bouffard, 2021; Thériault, 2013).

Des recherches antérieures, notamment celles de Granger-Godbout (2009), Herremans (1992) et Lavallée (1989) ont documenté les impacts écologiques des surverses d'égouts, en démontrant comment ces événements augmentent les charges de matières organiques et de

pathogènes dans les milieux aquatiques récepteurs. Plus récemment, les travaux de Madoux-Humery (2015) ont approfondi les conséquences de ces débordements sur la qualité bactériologique des eaux de surface à Montréal. Ils ont mis en évidence une corrélation directe entre les surverses et une augmentation des concentrations de coliformes fécaux et d'autres indicateurs de contamination fécale. Ces contaminants peuvent persister pendant plusieurs jours, voire des semaines, après un débordement, compromettant ainsi la santé des écosystèmes aquatiques et des populations humaines qui y sont exposées.

Les inondations liées aux débordements ne se limitent pas à des impacts environnementaux. Elles entraînent également des conséquences sociales et économiques. Buffin-Bélanger *et al.* (2022) soulignent que ces événements perturbent les activités quotidiennes dans les zones urbaines touchées, causant des dégâts matériels considérables aux infrastructures et aux bâtiments publics et privés. Leur reconstruction et à leur réparation dépassent souvent des millions de dollars, avec des conséquences financières à long terme pour les municipalités et les propriétaires. En parallèle, les conséquences psychologiques sur les populations touchées, comme le stress post-traumatique et l'anxiété, sont souvent sous-estimées, bien qu'elles aient un impact significatif sur le bien-être collectif (INSPQ, 2021).

Un autre aspect critique des surverses et des inondations est leur impact sur les ressources en eau potable. Andrade *et al.* (2018) ont montré que les eaux usées, lorsqu'elles pénètrent les aquifères ou contaminent les réservoirs souterrains, augmentent de manière significative les risques d'infection par des pathogènes hydriques tels que les coliformes fécaux, *l'Escherichia coli*, le *Salmonella*, les virus entériques et autres agents pathogènes d'origine fécale (Sales-Ortells & Medema, 2015; Takaro *et al.*, 2022). Cette infiltration compromet les efforts de traitement de l'eau potable et alourdit les systèmes de la santé publique, en particulier lorsqu'ils entrent en contact avec des individus par le biais de l'eau contaminée ou des surfaces contaminées.

Dans ce contexte, l'étude des dynamiques liées aux surverses devient un domaine de recherche essentiel pour prévenir les impacts négatifs de ces événements. Les approches

interdisciplinaires qui intègrent les sciences de l'environnement, l'ingénierie urbaine et les études épidémiologiques offrent des solutions prometteuses pour mieux comprendre et gérer ces phénomènes complexes. Les travaux de Muerdter *et al.* (2018) et Olds *et al.* (2018) sur les eaux pluviales mélangées aux eaux d'égout contaminées fournissent des indications sur les stratégies de surveillance et de réhabilitation à adopter pour atténuer les impacts environnementaux et sanitaires des débordements d'égouts unitaires lors d'événements pluvieux. Muerdter *et al.* (2018) montrent que l'intégration de systèmes de bioretention végétalisés dans la gestion des eaux pluviales favorise une élimination efficace des polluants grâce à l'action de la végétation et des microorganismes du sol, contribuant ainsi à la réduction du ruissellement et à la préservation des milieux récepteurs. Leurs travaux soulignent l'importance de surveiller régulièrement la performance des infrastructures vertes et d'entretenir les plantations et les substrats afin de maintenir l'efficacité du dispositif dans le temps. De leur côté, Olds *et al.* (2018) ont quantifié la contamination fécale liée aux eaux usées en milieu urbain à l'aide de marqueurs bactériens humains spécifiques comme le marqueur moléculaire HB ciblant les bactéries du genre *Bacteroides* (anaérobies gram-négatifs typiquement présentes dans le microbiote intestinal humain) et Lachno2 ciblant des bactéries de la famille Lachnospiraceae (anaérobies gram-positifs associés à l'intestin humain). Ils ont observé une augmentation de la charge de la contamination de ces indicateurs humains de l'ordre 1 à 2 ordres de grandeur lors des épisodes pluvieux (soit 10 à 100 plus important qu'en période sèche), démontrant l'importance des débordements d'égouts unitaires dans la dégradation ponctuelle de la qualité de l'eau et le risque sanitaire élevé qui en découle. Ces résultats insistent sur la nécessité d'un suivi poussé et continu de la qualité de l'eau et sur l'urgence de réhabiliter les réseaux d'égouts vieillissants afin de limiter les rejets contaminés, notamment en anticipation de la hausse prévue des épisodes pluvieux intenses avec le changement climatique.

Enfin, plusieurs initiatives récentes intègrent des parcs inondables (éponges) aux environnements urbains comme solution basée sur la nature pour renforcer la résilience urbaine face aux débordements d'égouts unitaires et aux inondations (Muñoz *et al.*, 2024). Dans cette même perspective, Kovats *et al.* (2024) recommandent la mise en place d'un suivi de la

contamination microbiologique et chimique dans ces espaces verts urbains, particulièrement après des inondations ou des débordements d'eaux usées afin d'évaluer et de gérer les risques pour la santé publique, et d'intégrer plus efficacement les enjeux sanitaires dans la planification et la gestion des infrastructures résilientes.

1.1.2 Cadre juridique relatif à la contamination microbiologique des eaux

La protection des eaux de consommation et de baignade revêt toute son importance en regard de la santé publique et de l'environnement. La Ville de Montréal est assujettie à plusieurs règlements et lois constituant un cadre législatif de référence visant à protéger ses sources d'eau potable et à garantir la sécurité sanitaire des citoyens. Ces textes établissent des normes pour la collecte, le traitement et le rejet des eaux usées, ainsi que des mesures de prévention de la contamination des sources d'eau potable, contribuant ainsi à la préservation de la santé publique (Sylvestre & Dorner, 2017). Ainsi, cette section dresse un état des lieux des principaux textes de loi et règlements en vigueur, ainsi que des normes additionnelles et quelques directives qui renforcent la compréhension des enjeux sanitaires encadrant la contamination par des eaux usées.

Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)

La LQE (2025) constitue le cadre législatif global pour la protection de l'environnement et de gestion des ressources naturelles au Québec. Cette loi confère au Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) l'autorité de réguler les pratiques liées à la protection des ressources en eau, incluant l'émission de permis et le suivi des installations de traitement des eaux usées. Le MELCCFP peut ainsi imposer des mesures correctives en cas de non-conformité, garantissant une gestion responsable et durable des ressources hydriques.

Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE)

Le REAFIE (2025) encadre les activités en fonction de leur potentiel de risque pour l'environnement, en les classant par niveaux d'impact. Ce règlement vise à protéger la qualité de l'eau et des écosystèmes, et est particulièrement strict pour les activités ayant un fort potentiel de contamination. Selon les situations, il exige des autorisations et impose des standards de traitement et d'infiltration de l'eau pour éviter toute pollution dans les aires de protection de l'eau potable et inclut des mesures spécifiques de contrôle et de mitigation des polluants pour préserver la santé publique et l'environnement (MELCCFP, 2023).

Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAE)

Le ROMAE (2025) constitue l'une des bases réglementaires en ce qui concerne les eaux usées. Ce règlement établit des normes pour la collecte, le traitement et le rejet des eaux usées dans les réseaux d'assainissement municipaux. Ce règlement définit des limites aux rejets d'effluents des stations d'épuration, ainsi que les mesures à prendre en cas de surverses d'eaux usées pour prévenir la contamination des sources d'eau potable.

Règlement sur la qualité des eaux potables (RQEP)

Le Règlement sur la qualité des eaux potables RQEP (2025a) définit des limites précises pour les contaminants microbiens ainsi que des contaminants chimiques comme les nitrates et le plomb, pour s'assurer que l'eau potable respecte des standards de qualité acceptables pour la consommation humaine (Santé Canada, 2024a). Ce règlement impose des analyses régulières afin de détecter la présence de pathogènes ou de substances potentiellement dangereuses pour la santé.

Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP)

Le règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection RPEP (2025b) encadre les activités autour des sources d'eau potable pour prévenir leur contamination. Ce règlement définit des mesures délimitant les aires de protection immédiate et réglemente la gestion des eaux usées et des eaux pluviales pouvant compromettre la qualité des sources d'eau potable dans les zones

sensibles (MELCCFP, s.d.). Cela inclut des restrictions sur les activités agricoles, industrielles, et même résidentielles à proximité immédiate des sources d'eau.

Autres normes et recommandations pour la qualité des eaux

Au niveau fédéral, les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Santé Canada, 2024b) fournit des lignes directrices qui servent de référence pour les provinces. Elles incluent des seuils pour les contaminants biologiques (*E. coli*, *Giardia*, *Cryptosporidium*, etc.) et chimiques (arsenic, plomb, etc.), en se basant sur les risques de santé associés à l'exposition à long terme. Ces recommandations viennent en complément aux normes québécoises et permettent d'assurer que les eaux de consommation respectent des standards rigoureux.

Concernant les eaux de baignade, le MELCCFP utilise une classification basée sur leur teneur en coliformes fécaux (MELCCFP, s.d.). Ces paramètres sont essentiels pour prévenir les infections gastro-intestinales et d'autres maladies chez les baigneurs (OMS, 2021). Selon une analyse de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ), les eaux de baignade contaminées peuvent entraîner des éclosions de maladies cutanées et gastro-intestinales. Cela renforce l'importance de respecter les seuils de qualité microbiologique (INSPQ, 2019). Les autorités de santé publique effectuent régulièrement des analyses de la qualité des eaux de baignade, et ferment les plages si les niveaux de contamination dépassent les normes de sécurité.

De plus, le Code municipal du Québec — C.M., c. C-27.1 (2016) et la Loi sur les compétences municipales — c. C-47.1 (2025a) confèrent aux municipalités des pouvoirs étendus pour réglementer et gérer leurs propres infrastructures d'assainissement, y compris la collecte et le traitement des eaux usées. Ces lois permettent aux municipalités de mettre en place des règlements additionnels spécifiques aux réalités locales, pour assurer une protection accrue de la santé publique.

Directives complémentaires de la Ville de Montréal

En complément des cadres réglementaires provinciaux, la Ville de Montréal a mis en place ses propres orientations environnementales encadrant la gestion des eaux pluviales et usées. Le Plan climat 2020-2030 propose notamment des mesures axées sur la résilience climatique urbaine, incluant la réduction du ruissellement à la source, l'infiltration et la rétention des eaux pluviales (Ville de Montréal, 2024d).

Parmi les stratégies mises en œuvre, les ruelles bleues-vertes constituent un projet phare. Implantées dans les arrondissements de Mercier–Hochelaga-Maisonneuve et du Sud-Ouest, ces aménagements combinent la déconnexion des gouttières, l'installation de noues végétalisées et de jardins de pluie, afin de favoriser l'infiltration locale des eaux pluviales et d'atténuer les surverses dans les réseaux d'égouts unitaires (Ville de Montréal, 2025). Ces ruelles multifonctionnelles permettent également d'améliorer le cadre de vie et la biodiversité en milieu dense.

Par ailleurs, la Ville encourage l'adoption de toitures végétalisées, qui permettent de retenir jusqu'à 75 % des précipitations reçues selon les saisons et la conception du système (Viart, Séguin et Marion, 2025). Ces toitures limitent non seulement les volumes de ruissellement acheminés vers les réseaux, mais contribuent également à la filtration de certains polluants, à la réduction des îlots de chaleur et à l'amélioration de la qualité de l'air (Ville de Montréal, 2025).

Dans une perspective d'adaptation aux extrêmes climatiques, la Ville de Montréal prévoit également de développer des espaces publics multifonctionnels et inondables. Ces aménagements, comme celui de la Place des Fleurs-de-Macadam dans l'arrondissement du Plateau-Mont-Royal, sont conçus pour retenir temporairement d'importants volumes d'eau lors de pluies intenses, avant de permettre leur infiltration ou leur évacuation différée, réduisant ainsi la pression sur les infrastructures d'assainissement (Ville de Montréal, 2021). Enfin, pour favoriser une approche intégrée de la gestion des eaux pluviales, la Ville a mis à disposition des concepteurs et partenaires municipaux des boîtes à outils techniques portant sur les saillies

drainantes, les surfaces perméables, les parcs résilients et les bassins de rétention. Ces outils s'inscrivent dans un effort plus large visant à adapter les pratiques d'aménagement à l'augmentation de la fréquence des événements extrêmes, tout en assurant des bénéfices écologiques et sociaux (Ville de Montréal, 2024e). Le Tableau 1.1 présente les contaminants listés dans les normes de qualité des eaux de consommation et de baignade. L'eau ne doit pas contenir de substances des contaminants dont en concentration supérieure à celles indiquées.

Tableau 1.1 Quelques contaminants listés dans les normes de qualité des eaux de consommation et de baignade

Contaminants	Limites exigées		
	<i>Eaux de consommation</i> (RQEP ¹)	<i>Eaux de baignade</i> ²	<i>Eau de surface</i> ³
<i>Escherichia coli</i>	0 UFC/100 mL	< 200 UFC/100 mL	≤ 20 UFC/100 mL (catégorie A : eau destinée à la consommation sans traitement)
Coliformes totaux	0 UFC/100 mL	---	---
Coliformes fécaux	0 UFC/100 mL	< 200 UFC/100 mL	≤ 200 UFC/100 mL (catégorie B : pour usage récréatif sans contact direct)
<i>Enterococcus</i> spp.	Non requis	< 35 UFC/100 mL	Non spécifié
<i>Clostridium perfringens</i>	---	---	---
Protozoaires entériques : <i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i>	Élimination et/ou inactivation d'au moins 3 log des kystes et des oocystes	---	---

¹ Règlement sur la qualité des eaux potables

² Règlement sur la qualité de l'eau des piscines et autres bassins artificiels : MELCCFP

³ Critères de qualité de l'eau de surface : MELCCFP

1.1.3 Conséquences sanitaires des inondations par le débordement des égouts unitaires

Les inondations par les eaux d'égout entraînent des conséquences avérées sur la santé publique. Ces conséquences exacerbent considérablement les risques de maladies infectieuses et de troubles sanitaires. Déclenchées par des événements de précipitations extrêmes, ces dernières se composent d'un mélange constitué d'eaux pluviales, d'eaux usées domestiques, d'eaux grises et parfois industrielles, créant des conditions favorables à la propagation de contaminants microbiens et chimiques. Au-delà de l'augmentation des chances de développement et de transmission des maladies infectieuses aiguës, leurs effets incluent aussi les impacts chroniques sur la santé mentale et physique (blessures) des populations et des décès (Burton *et al.*, 2016).

Risques microbiens liés aux eaux de débordement

Les eaux d'égouts unitaires transportent une variété d'agents pathogènes. Ces derniers incluent des bactéries (*Escherichia coli*, *Salmonella* spp., *Campylobacter*, etc.), des virus (Norovirus, Rotavirus, Hépatite A, etc.) et des parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, etc.). Lors des surverses et d'inondations, ces microorganismes contaminent les eaux de surface et les sols, et parfois les nappes phréatiques, créant des risques sanitaires significatifs. Par exemple, la présence d'*Escherichia coli*, de *Salmonella* spp., etc. dans l'eau contaminée est fortement corrélée à l'incidence des infections gastro-intestinales, provoquant des symptômes tels que diarrhée, vomissements et fièvre chez les individus infectés en particulier chez les populations vulnérables telles que les enfants, les personnes âgées et les immunodéprimés (OMS, 2005).

Une étude menée par Ahmed *et al.* (2019) a montré que les eaux pluviales et les eaux réceptrices présentaient souvent des concentrations élevées d'indicateurs bactériens fécaux tels qu'*E. coli* et *Enterococcus* spp., dépassant largement les seuils de sécurité pour l'utilisation récréative définis par des organismes tels que l'OMS ou le National Health and Medical Research Council (OMS, 2003; Kay *et al.*, 2004; NHMRC, 2008). Par exemple, les échantillons qui ont montré des valeurs atteignant ou dépassant 501 entérocoques intestinaux/100 mL (95^e percentile) sont associées à un risque de maladie supérieur à 10 % lors

d'une exposition unique (NHMRC, 2008). Ces concentrations élevées, généralement exacerbées par le ruissellement urbain et les activités anthropiques, sont corrélées à une augmentation des maladies gastro-intestinales.

De même, en plus de contaminer leur milieu récepteur immédiat, cet ensemble d'eaux usées peuvent aussi infiltrer les aquifères et les réservoirs souterrains, augmentant ainsi le risque de contamination de l'eau potable et de propagation de maladies d'origine hydrique (Masciopinto & Fadakar Alghalandis, 2023; Andrade *et al.*, 2018). Les travaux de recherche de Dorner (2013) ont mis en lumière le potentiel des jardins de pluie pour réduire les concentrations des contaminants pharmaceutiques dans les ruissellements urbains. Par ailleurs, le suivi expérimental de trois cellules de biorétention végétalisées aux États-Unis, mené sur plusieurs dizaines d'événements pluvieux, a mis en évidence une efficacité notable pour la réduction des contaminants microbiologiques. Les concentrations en *E. coli* ont diminué en moyenne de 35 à 87 % selon les sites, tandis que celles des entérocoques ont présenté des réductions encore plus marquées, atteignant 80 à 97 %. Les coliphages ont également été significativement réduits, avec des abattements compris entre 46 et 81 %. En considérant l'ensemble des données appariées, les efficacités moyennes de retrait s'établissaient à 63 % pour *E. coli*, 65 % pour les entérocoques et 67 % pour les coliphages (Youngblood *et al.*, 2017). Intégrées dans des espaces urbains, les infrastructures vertes utilisent des plantes adaptées et des sols filtrants pour retenir et traiter les eaux de ruissellement avant leur infiltration dans le sol ou leur retour aux milieux aquatiques. Cette approche contribue non seulement à la gestion des eaux de pluie, mais aussi à la réduction des charges polluantes transportées, y compris celles d'origine microbiologique (Davis *et al.*, 2012; Winston *et al.*, 2011).

Maladies associées aux inondations

Les inondations, qu'elles résultent des crues fluviales, des épisodes de pluie extrême ou le débordement de réseaux d'égouts unitaires, peuvent engendrer d'importants risques sanitaires, notamment lorsqu'elles entraînent une contamination des milieux habités par des eaux usées ou des eaux de ruissellement contaminées (Few & Matthies, 2013). Les maladies associées à ces événements peuvent être regroupées en trois grandes catégories : les infections gastro-

intestinales, les infections respiratoires et cutanées, ainsi que certaines affections chroniques liées à une exposition à des contaminants chimiques. Les voies de transmission comprennent l'ingestion d'eau ou d'aliments souillés, le contact cutané avec des surfaces contaminées, l'inhalation d'aérosols infectieux, ainsi que la manipulation ou la consommation de produits exposés aux eaux de crue (OMS, 2014).

Les infections gastro-intestinales constituent l'un des effets les plus fréquemment rapportés dans les contextes d'inondations urbaines, particulièrement lorsque les eaux de crue sont mélangées à des eaux usées domestiques. *Escherichia coli*, producteur de shigatoxines (STEC), souvent détecté dans les débordements d'égouts unitaires, est associé à des épisodes de diarrhée sanglante pouvant évoluer vers des complications graves telles que le syndrome hémolytique et urémique (SHU) (Vernozy-Rozand, 2004). De même, *Salmonella* spp. est une cause fréquente de gastro-entérites après inondation, se manifestant par de la fièvre, des douleurs abdominales et des diarrhées (Smith & Fazil, 2019). Une méta-analyse menée par Yazdi

et al. (2024) rapporte une augmentation moyenne de 40 % de l'incidence des cas de diarrhée dans les deux semaines suivant des inondations impliquant la contamination de l'eau potable, avec des risques relatifs plus élevés pour les pathogènes bactériens et parasitaires que pour les virus entériques. En Afrique du Sud, une étude récente a documenté une flambée de cas de choléra à la suite d'inondations liées à des précipitations extrêmes dans une région mal desservie par les infrastructures d'assainissement, mettant en cause la présence de *Vibrio cholerae* dans les sources d'eau contaminées (Sekgobela & Sibanda, 2024).

Outre les maladies gastro-intestinales, les inondations favorisent également l'apparition d'infections respiratoires et cutanées, en particulier dans les milieux humides et confinés exposés aux moisissures et à la prolifération microbienne. Les observations faites après l'ouragan Katrina ont mis en lumière une recrudescence de symptômes respiratoires tels que la toux, les éternuements, la respiration sifflante, les démangeaisons oculaires et nasales, ainsi que des éruptions cutanées (urticaire), attribuables à une exposition prolongée à des moisissures toxigènes et à d'autres agents irritants présents dans l'environnement intérieur

contaminé (Solomon *et al.*, 2006; Barbeau *et al.*, 2010). Même en l'absence d'allergies préexistantes, certaines personnes exposées aux moisissures ont signalé des irritations des yeux, de la peau, des voies respiratoires, ainsi que des céphalées et des crises d'asthme (Wilson, 2006). Les personnes les plus sensibles aux effets indésirables des moisissures étaient celles qui présentent déjà une maladie respiratoire comme l'asthme ou ceux qui étaient immunodéprimées (Wilson, 2006). Ces expositions peuvent être aggravées par la présence d'aérosols contaminés, notamment dans des environnements clos ou mal ventilés. Certaines études ont ainsi mis en évidence l'émergence de cas sévères de légionellose chez les populations vulnérables (les fumeurs, les personnes âgées et les personnes immunodéprimées) à la suite d'inhalation d'aérosols contaminés (Oda *et al.*, 2019; Schalk *et al.*, 2012). La légionellose, aussi connue sous le nom de maladie des légionnaires, est une infection pulmonaire grave causée par la bactérie *Legionella pneumophila*, souvent retrouvée dans les eaux stagnantes et les systèmes de distribution d'eau (Santé Canada, 2023; Falkinham, 2020). Le taux de mortalité pour la maladie des légionnaires varie de 10 % à 50 % dans les formes sévères (Cattan *et al.*, 2019).

Les impacts sanitaires des inondations ne se limitent pas aux épisodes aigus de maladie. Les eaux usées peuvent contenir des contaminants chimiques, comme des résidus de pesticides, de produits pharmaceutiques et de métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), etc. qui peuvent avoir des effets à long terme sur la santé humaine. Par exemple, l'absorption de contaminants microbiologiques et chimiques présents dans l'eau souillée et l'exposition chronique à des concentrations élevées de métaux lourds peut entraîner une gamme variée de problèmes de santé, allant des infections bactériennes et parasitaires aux intoxications chimiques (Wang *et al.*, 2022). D'autres études allant dans le même sens ont été conduites à la suite de l'ouragan Harvey à Houston et ont mis en évidence une contamination environnementale significative avec des risques sanitaires notables. Ainsi, Han *et al.* (2022), ont rapporté des niveaux élevés de métaux lourds, notamment de plomb dans les sols de communautés fortement touchées, avec des indices de risque excédant les seuils de sécurité. L'analyse des sédiments dans la baie de Galveston et du canal des navires de Houston a montré une bioactivité préoccupante, suggérant des risques sanitaires ainsi que la nécessité d'une

évaluation complète des risques au-delà des analyses chimiques traditionnelles. Par ailleurs, des résidents ont signalé une exposition à l'eau, aux débris et aux substances toxiques contaminées au lendemain de la tempête (Tuminello *et al.*, 2019). Des échantillons de sol provenant d'un quartier résidentiel ont montré des concentrations élevées d'HAP principalement d'origine pyrogènes, ainsi que de pesticides et de métaux à l'état de traces enrichis (Bera *et al.*, 2019). Ces résultats soulignent la capacité des catastrophes naturelles à mobiliser et redistribuer des contaminants environnementaux, accentuant les risques d'exposition pour les populations vulnérables et renforçant l'importance de la préparation aux catastrophes et de la surveillance environnementale post-événement (Carey, Lee et Trevors, 2004).

Impacts psychologiques et socio-économiques

Les inondations peuvent également avoir des conséquences indirectes significatives sur la santé mentale (traumatismes psychologiques). Une étude menée par l'Institut national de santé publique du Québec a montré que les habitants des zones inondées présentaient un risque accru de développer des troubles de stress post-traumatique (TSPT), de la dépression et de l'anxiété (Fernandez *et al.*, 2015; Alderman *et al.*, 2012; Fewtrell *et al.*, 2008; Lalande, Maltais et Robichaud, 2000). Ces troubles sont exacerbés par les pertes financières, la destruction des biens et l'incertitude liée aux risques futurs (INSPQ, 2021). Au Québec, une étude menée huit ans après les inondations de 1996 a analysé les impacts psychologiques à long terme chez les sinistrés. En milieu urbain, une atténuation des symptômes de stress post-traumatique et de dépression est observée, bien que ceux-ci demeurent plus marqués que chez les non-sinistrés. En milieu rural, l'atténuation touche surtout l'anxiété et la dépression sévère (Maltais *et al.*, 2009). Des entrevues qualitatives sur 30 récits de sinistrés révèlent des impacts plus nuancés. Certains participants signalent des renforcements des liens familiaux, une meilleure capacité d'adaptation personnelle, et des changements bénéfiques dans la gestion de la vie quotidienne (côté positif). En revanche, les effets négatifs persistent et touchent essentiellement la vie professionnelle (difficultés à reprendre le travail, stress lié à l'emploi), la santé mentale chronique (troubles de stress post-traumatique, anxiété, troubles de

l'adaptation), et, dans certains cas, la santé physique comme la fatigue, les troubles du sommeil, asthme, etc. (Maltais *et al.*, 2009).

Par ailleurs, les inondations engendrent des coûts économiques significatifs, avec une contribution notable des soins de santé. Par exemple, en France, leurs conséquences financières annuelles correspondent à 0,4 % du PIB (Hubert & Ledoux, 1999). Au Canada, les inondations coûtent des millions de dollars en dommages matériels, pertes de production et de salaires, ainsi qu'en déficits commerciaux. Bien que des études spécifiques quantifiant précisément ces coûts au Canada soient relativement limitées, les inondations représentent l'une des catastrophes naturelles les plus coûteuses du pays (Warren *et al.*, 2021; Institut climatique du Canada, s.d.). Selon Brulé (2024), à elles seules, les pluies diluviales survenues à Toronto en 2024 ont occasionné des dommages assurables d'environ 940 millions de dollars. Afin de mieux estimer les impacts économiques, Bonnifait (2005) a développé des courbes submersion-dommages pour les zones résidentielles québécoises. Ces courbes permettent d'évaluer les dommages potentiels et les coûts-avantages des mesures de protection.

1.2 Microorganismes pathogènes d'origine hydrique

1.2.1 Principaux microorganismes pathogènes de référence d'origine hydrique

Qu'il s'agisse de l'eau destinée à la consommation humaine ou des eaux de surface utilisées à des fins récréatives, l'évaluation de la présence de microorganismes pathogènes revêt toute son importance pour prévenir les risques pour la santé humaine. Toutefois, le mode transfert de la contamination à l'humain diffère selon le contexte. Ainsi, pour les eaux de surface, telles que celles d'un espace récréatif, le transfert de contamination peut se produire par contact cutané, inhalation de particules en suspension ou contact avec les muqueuses. En revanche, pour les eaux de consommation, le principal risque réside dans l'ingestion directe.

Parmi les nombreux microorganismes potentiellement présents dans l'eau, certains sont particulièrement pertinents en raison de leur association avec des maladies d'origine hydrique.

Santé Canada (2010, 2019) a mis en place une liste de microorganismes pathogènes de référence pour évaluer les risques liés à la contamination microbiologique des eaux. Cette liste comprend *Escherichia coli*, *Salmonella* spp., *Campylobacter jejuni*, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia* et le rotavirus. Chacun de ces microorganismes présente des caractéristiques uniques et est associé à des maladies spécifiques chez l'homme. Cette liste n'étant pas exhaustive, les paragraphes qui suivent présenteront succinctement ces microorganismes ainsi que d'autres importants et utiles dans le cadre du suivi d'une contamination hydrique.

Escherichia coli

Escherichia coli est une bactérie présente habituellement dans l'eau et les aliments contaminés par des excréments d'humains et d'animaux. Seul membre du groupe des coliformes totaux qui soit présent exclusivement dans les matières fécales, sa présence dans l'eau ou les aliments suggère une contamination fécale récente ainsi que la présence potentielle d'autres bactéries, de protozoaires et de virus pathogènes (Santé Canada, 2006). Plus spécifiquement, plusieurs souches d'*E. coli* sont particulièrement pathogènes tels que *E. coli* entérohémorragique (EHEC, dont fait partie *E. coli* O157:H7), *E. coli* entérotoxinogène (ETEC), *E. coli* entéropathogène (EPEC), *E. coli* entéroinvasive (EIEC) (Mara, 2013; Santé Canada, 2022; OMS, 2022a). Ces souches pathogènes peuvent provoquer de la diarrhée sanguine, de la fièvre, des maux de tête, de la douleur abdominale, un syndrome urémique hémolytique comme l'anémie hémolytique, de l'insuffisance rénale, etc. (OMS, 2022; Santé Canada, 2022). Selon Abnavi *et al.* (2021) et LeChevallier & Au (2004), la chloration, le rayonnement UV et l'ozonation sont efficaces pour inactiver l'*E. coli*.

***Salmonella* spp.**

Les salmonella sont des bactéries gram négatif dont la présence dans l'environnement indique généralement une contamination fécale récente (Santé Canada, 2006). Elles peuvent provoquer la salmonellose se traduisant par des symptômes gastro-intestinaux tels que diarrhée souvent accompagnée par du sang dans les selles, des nausées et des vomissements (Gouvernement du Québec, 2018). Elles sont présentes dans divers aliments, en particulier les aliments d'origine animale tels que la viande, la volaille, les œufs, les produits laitiers, les fruits de mer, ainsi que dans les fruits et légumes contaminés par des matières fécales ou de l'eau contaminée. Elles

sont considérées comme étant la deuxième cause principale de maladies gastro-intestinales d'origine bactérienne au Canada, aux États-Unis et en Europe (Santé Canada, 2022). L'irradiation UV peut inactiver la *Salmonella* spp. (Keller *et al.*, 2003).

Campylobacter jejuni

Le *Campylobacter jejuni* est une bactérie gram négatif micro-aérophile, de forme incurvée dotée d'un flagelle polaire (OMS, 2022). Elle est considérée comme étant l'une des principales causes de gastro-entérite aiguë à travers le monde. Le *Campylobacter jejuni* constitue une cause courante de maladies d'origine alimentaire, mais elle peut également être transmise par contact avec des matières fécales animales ou humaines. Comme pour l'*E. coli* et la *Salmonella* spp, la présence de *C. jejuni* dans l'eau peut indiquer une contamination fécale. La chloration s'avère efficace contre le *C. jejuni* (Blaser *et al.*, 1986; Sukted *et al.*, 2017).

***Shigella* spp.**

Le *Shigella* spp. est une bactérie gram-négatif non-mobile, non-encapsulée et anaérobiose facultative, appartenant à la famille des *Enterobacteriaceae* (Santé Canada, 2010). Elle se propage en général par voie oro-fécale à la suite de la consommation d'aliments et/ou d'eau contaminée (ou baignade dans des piscines) par des matières fécales (Santé Canada, 2010). *Shigella* est responsable de la shigellose, laquelle est caractérisée par des diarrhées sanguinolentes, des vomissements, de la fièvre, etc. Une élosion de shigellose a eu lieu à Edmonton (Alberta, Canada) entre août 2022 et février 2023 infectant 206 personnes dont 139 hospitalisées (Radio-Canada, 2017). En outre, une étude de Chourabi *et al.* (2017) a démontré que rayonnement UV peut inactiver le *Shigella* Spp.

Cryptosporidium parvum

Le *Cryptosporidium parvum* est un parasite protozoaire entérique qui infecte le tractus gastro-intestinal des animaux et des humains (Carey *et al.*, 2004). Il constitue donc une préoccupation majeure de santé publique et animale. Les oocystes de ces organismes sont particulièrement résistants, répandus dans les sources d'approvisionnement en eau et capables de survivre dans l'environnement pendant de longues périodes. Selon DuPont *et al.* (1995) la dose infectieuse

médiane est de 132 oocystes chez des volontaires adultes bien portants. Sa résistance au traitement conventionnel de l'eau par la chloration, le manque de corrélation avec les microorganismes indicateurs biologiques et l'absence de méthodes adéquates pour détecter la présence d'oocystes infectieux rendent faibles les barrières de traitements de l'eau connues et ouvrent ainsi la porte à des épidémies à grande échelle (Chalmers & Katzer, 2013). Par ailleurs, le rayonnement UV, l'ozonation et le traitement thermique peuvent s'avérer efficace contre de *C. parvum* (LeChevallier & Au, 2004).

Clostridium perfringens

Le *Clostridium perfringens* est une bactérie anaérobie (formant des spores) qui est largement répandue dans l'environnement, notamment dans les sols, les eaux usées ainsi que dans les intestins des humains et des animaux (Anses, 2017; ACIA, 2012). Cette dernière est responsable d'infections alimentaires à la base de toxi-infections fréquentes, particulièrement après la consommation de produits carnés mal cuits ou mal réchauffés (LLucs, 2025; Gotfried et Nguyen, 2023)

L'intoxication alimentaire causée par cette bactérie se caractérise par des symptômes gastro-intestinaux aigus, tels que des douleurs abdominales et des diarrhées se manifestant généralement dans les 12 à 24 h suivant la consommation d'aliments contaminés (Rood & Cole, 1991). En plus des infections gastro-intestinales, certaines souches de *C. perfringens* peuvent être à la base de la gangrène gazeuse. La gangrène gazeuse est une infection sévère qui se développe surtout dans les plaies ouvertes, en particulier dans des conditions de faible oxygénation. Cette pathologie entraîne une nécrose rapide des tissus et peut nécessiter des interventions chirurgicales, telles que le débridement ou l'amputation, pour éviter sa propagation (Gouvernement du Canada, 2024; Stevens *et al.*, 2012). De plus, *C. perfringens* a été impliqué dans des cas de colite nécrosante, une affection grave affectant particulièrement les enfants et les populations vulnérables dans certaines régions du monde (McDonel, 1980; Borriello & Wilcox, 1998; Robertson *et al.*, 2007).

Giardia lamblia

Le *Giardia lamblia* est un protozoaire flagellé parasitant l'intestin de l'homme et des mammifères et qui est responsable de maladies diarrhéiques (giardiase) chez l'homme (Agence de la santé publique du Canada, 2012a). Il est souvent transmis par l'eau contaminée et peut causer des symptômes tels que diarrhée, crampes abdominales et perte de poids (Manitoba Santé, 2001). Selon l'Agence de la santé publique du Canada (2012), les kystes infectieux de ce pathogène sont excrétés en grande quantité dans les selles des individus infectés. Ils peuvent se propager par contact avec les mains, en contaminant l'eau potable, les cours d'eau ou les aliments. Ces kystes résistent à la chloration, mais peuvent être inactivés par une solution chlorée de concentration de 4 mg/L à une température de 5 °C et un pH allant de 6,0 à 8,0, ou encore avec une concentration de 1,5 mg/L à une température de 25 °C et un pH de 6,0 (Jarroll, Bingham et Meyer, 1981). Il peut également être inactivé par le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂), le rayonnement UV et l'ozonation (Agence de la santé publique du Canada, 2012b; Wickramanayake, Rubin et Sproul, 1984).

Rotavirus

Le rotavirus humain est un virus non-enveloppé à capside icosaédrique appartenant à la famille des *Reoviridae* (Agence de la santé publique du Canada, 2004) qui cause la gastroentérite. Il est particulièrement prévalant chez les enfants de moins de cinq ans au Canada et il parasite annuellement 7500 personnes (Agence de la santé publique du Canada, 2018). Il est transmissible d'une personne à une autre par voie oro-fécale, généralement après l'ingestion d'une eau ou d'un aliment ayant été contaminé(e) par des matières fécales. Le rotavirus est sensible à un pH acide (< 3,0), à la chaleur (T > 50 °C pendant environ 30 minutes), au rayonnement UV et à l'ozonation (LeChevallier & Au, 2004; Agence de la santé publique du Canada, 2004).

Le Tableau 1.2 suivant présente quelques concentrations (tirées de la littérature) de certains pathogènes présents dans des eaux usées brutes.

Tableau 1.2 Concentration de quelques organismes pathogènes dans les eaux usées brutes

Organisme pathogène	Concentration	Référence
<i>Campylobacter jejuni</i>	$10^2 - 10^5$ UFC/100 mL	(OMS, PNUE et FAO, 2012)
<i>Clostridium perfringens</i>	$2,5 \cdot 10^2 - 2,5 \cdot 10^4$ UFC/100 mL	(Vierheilig et al., 2013)
Coliformes fécaux	$10^6 - 10^8$ UFC/100 mL	(Mavinic et al., 2018)
<i>Cryptosporidium</i>	$10^3 - 10^4$ oocystes/100 mL	(Santé Canada, 2019b)
<i>Escherichia coli</i>	$10^4 - 10^6$ UFC/100 mL	(Santé Canada, 2019b)
<i>E. coli</i> O157 : H7	$10^4 - 10^9$ UFC/100 mL	(Santé Canada, 2010)
<i>Giardia lamblia</i>	$10^3 - 10^4$ kystes/100 mL	(Santé Canada, 2019b)
<i>Salmonella</i> spp.	$10^2 - 10^4$ UFC/100 mL	(Santé Canada, 2010)
Rotavirus	$10^3 - 10^6$ UFC/100 mL	(Huot et al., 2008; OMS, PNUE et FAO, 2012)

1.2.2 Corrélation entre la présence des microorganismes pathogènes de référence et les virus dans l'eau

L'usage de bactéries indicatrices de contamination fécale comme *Escherichia coli* ou les coliformes fécaux, qui signalent potentiellement la présence d'agents pathogènes, repose sur l'idée que leur détection pourrait être associée à celle de virus entériques (Verhille, 2013). L'évaluation de la corrélation entre les microorganismes indicateurs de contamination fécale et des virus pathogènes dans les eaux représentent donc un enjeu majeur pour la gestion des risques sanitaires et pour les stratégies de surveillance microbiologique des eaux de surface et des eaux destinées à la consommation humaine. Cependant, des études montrent des résultats mitigés quant à la pertinence de cette méthode, qui peut varier selon les contextes et les types de sources d'eaux usées. Ainsi, une analyse approfondie des quelques recherches expose les limites et les avantages de cette approche.

En effet, plusieurs études soutiennent l'existence d'une corrélation généralement peu significative entre la présence des microorganismes indicateurs avec les virus pathogènes. L'étude menée par Fong & Lipp (2005) met en évidence une corrélation limitée existante entre

les indicateurs bactériens traditionnels (coliformes fécaux, entérocoques, etc.) et la présence de virus entériques dans les eaux contaminées. De plus, ces indicateurs bactériens ne reflètent pas toujours le risque viral, notamment pour les maladies émergentes. Selon Richiardi *et al.* (2023), la présence des microorganismes indicateurs, tels que les coliformes fécaux, *E. coli* ou les phages somatiques n'est pas systématiquement corrélée à celle des pathogènes dans l'eau. Ces indicateurs peuvent parfois suggérer un risque microbiologique, mais leur capacité à prédire la présence effective de pathogènes reste limitée et dépend fortement du contexte environnemental comme le type de source d'eau (eau de surface ou souterraine), des conditions locales et du pathogène considéré. Bien que les indicateurs bactériens soient utiles pour identifier une contamination fécale globale, ils restent des outils insuffisants pour prédire la présence ou le risque viral. Ainsi, un résultat positif pour un indicateur ne garantit pas la présence d'un pathogène, mais aussi un résultat négatif ne l'exclut pas totalement. À cet effet, l'utilisation d'indicateurs multiples et de méthodes combinées, tout en adaptant les analyses au contexte hydrogéologique local, pourrait servir à améliorer la fiabilité des prédictions (Richiardi *et al.*, 2023).

De manière similaire, Lodder *et al.* (2010) dans une étude réalisée aux Pays-Bas, ont observé des concentrations importantes de virus pathogènes dans des eaux de surface, avec des variations saisonnières et locales significatives. Les résultats suggèrent que des charges virales plus élevées, incluant les norovirus et les rotavirus, pourraient être observées après des phénomènes comme les débordements d'eaux usées ou le ruissellement urbain. Cependant, bien qu'une corrélation ait été observée entre les phages et les entérovirus, aucune preuve spécifique ne soutient un lien direct entre les coliformes fécaux et d'autres virus pathogènes dans cette étude. Enfin, les résultats de l'étude d'Abia *et al.* (2016) montrent une corrélation possible entre la présence des bactéries indicatrices (*E. coli*, entérocoques intestinaux) et virus entériques (comme les norovirus) tout en suggérant que ces bactéries pourraient servir d'indicateurs indirects pour détecter les virus dans des environnements contaminés. Toutefois, cette corrélation varie selon les contextes environnementaux et les méthodes analytiques, soulignant la nécessité de recherches supplémentaires pour établir des liens robustes.

Ainsi, des études précédentes, les preuves d'une corrélation fiable entre microorganismes indicateurs et virus pathogènes sont limitées par les variations environnementales, les différences de persistance et de résistance aux traitements, ainsi que par les particularités des systèmes d'assainissement et des sources de contamination (Harwood *et al.*, 2014; Fong & Lipp, 2005). Bien que certains contextes montrent une corrélation apparente, cette relation n'est ni systématique, ni suffisamment robuste pour être appliquée de manière universelle. En conséquence, pour une meilleure évaluation des risques sanitaires, un suivi de plusieurs indicateurs pathogènes spécifiques permet une meilleure évaluation des risques microbiologiques, tout en tenant compte de leurs caractéristiques écologiques et de leur résistance afin d'améliorer la sensibilité et la précision des évaluations dans des zones complexes à l'instar des milieux urbains inondables.

1.2.3 Survivance naturelle des microorganismes dans l'environnement

Les microorganismes démontrent une capacité exceptionnelle à survivre dans une diversité d'environnements, qu'ils soient terrestres, aquatiques ou atmosphériques. Cette persistance est modulée par des facteurs naturels tels que la température, l'humidité, le rayonnement ultraviolet (UV), la présence de nutriments, le pH et la prédatation par d'autres organismes, qui interagissent de manière complexe pour créer des conditions favorables ou hostiles (Fierer & Lennon, 2011; Ghosal *et al.*, 2005). Cependant, les bactéries, virus et champignons mettent en œuvre divers mécanismes d'adaptation leur permettant de tolérer ces contraintes et de maintenir leur viabilité.

Les travaux de Winfield & Groisman (2003) illustrent cette résilience en montrant que des bactéries entériques comme *E. coli* et *Salmonella* peuvent survivre plusieurs semaines, voire mois, dans des environnements non hôtes. Leurs modèles de survie décrivent une décroissance biphasique, caractérisée par une réduction initiale de 1 à 2 log dans les premiers jours à semaines selon le milieu (eaux douces, eaux marines, sols, sédiments), suivie d'une phase de persistance lente, avec des pertes souvent inférieures à 0,1 log par jour. Cette seconde phase traduit l'adaptation d'une fraction de la population à des conditions stressantes, grâce à des

réponses physiologiques telles que la résistance à la dessiccation ou aux stress oxydatifs. D'autres confirment que de tels comportements sont observés dans des contextes variés, allant des zones exposées aux rayonnements UV aux sols contaminés (Bauermeister *et al.*, 2011; Jamieson *et al.*, 2002).

Température et humidité

La température et l'humidité sont deux des paramètres les plus étudiés concernant la survie microbienne. La température joue un rôle fondamental dans la survie des microorganismes, influençant leur métabolisme et leur reproduction. Certains pathogènes comme *Escherichia coli* et *Clostridium perfringens* montrent une meilleure survie dans des environnements humides et tempérés (Stine *et al.*, 2005). De plus, les bactéries psychrophiles comme *Pseudomonas syringae* s'épanouissent dans des environnements froids (Pavankumar *et al.*, 2021). À l'opposé, les travaux de (Bagge, Persson et Johansson, 2010) démontrent que certains organismes comme les *Clostridium* et les *Bacillus* produisent des spores qui leur permettent de survivre à des conditions sèches et des températures élevées pendant des décennies sous forme sporulée, assurant leur réactivation lorsque les conditions redeviennent favorables. Les spores bactériennes sont des structures dormantes résistantes aux conditions environnementales extrêmes, telles que la chaleur, le froid, la sécheresse et les radiations (Palop *et al.*, 1999).

Selon Janning *et al.* (1994) et Esbelin *et al.*, (2018), la dessiccation réduit la viabilité des bactéries non sporulées telles que *Escherichia coli*, tandis que les spores restent largement insensibles à ces conditions. Donc, l'humidité relative de l'environnement influence également la viabilité microbienne. Certains virus à l'exemple du norovirus et le virus de l'hépatite A, survivent mieux à des niveaux d'humidité modérés, tandis que des conditions très sèches ou saturées réduisent leur infectiosité (Kim *et al.*, 2012).

Rayonnement UV

Le rayonnement UV constitue un facteur limitant majeur pour les microorganismes exposés à l'air libre. De nombreux virus enveloppés et non enveloppés, tels que les coronavirus, sont inactivés en quelques minutes par une irradiation UV intense qui dégrade leur matériel génétique (Heilingloh *et al.*, 2020; Hessling *et al.*, 2020; Keller *et al.*, 2003).

Dans des contextes aquatiques, Deller *et al.* (2006) ont analysé la survie des coliformes fécaux dans des eaux soumises à des radiations UV naturelles. Cette étude sur l'eau récréative a démontré que l'intensité UV est un facteur clé de la réduction des coliformes fécaux en milieu naturel. Toutefois, la turbidité de l'eau joue un rôle protecteur en réduisant l'intensité des UV atteignant les microorganismes : le milieu naturel peut ainsi être un facteur limitant l'effet des irradiations ultraviolettes.

Chez les bactéries, l'irradiation UV bloque immédiatement la synthèse de l'ADN, bien que cet effet soit temporaire et que la synthèse reprend après une période proportionnelle à la durée de l'irradiation (Kanazir & Errera, 1954). Les spores bactériennes présentent une résistance à la lumière UV, avec des mécanismes de réparation spécifiques activés pendant la dormance et la germination (Paredes-Sabja, Setlow et Sarker, 2011).

Nutriments et matière organique

Une étude conduite par Zhou *et al.* (2002) a révélé que les sols riches en carbone organique (eutrophes) abritent une plus grande diversité bactérienne, illustrant l'importance des ressources pour le maintien des communautés microbiennes. En effet, les microorganismes exploitent les nutriments présents dans leur environnement pour soutenir leur croissance (Dal Bello *et al.*, 2021). Dans le cas des sols contaminés par des effluents, la survie et le transport des bactéries fécales dans le sol peuvent être influencés par divers facteurs comme la structure du sol et les précipitations jouent un rôle clé dans le mouvement bactérien. En effet, les macropores facilitent le transport rapide des bactéries dans les sols sans labour (Beven & Germann, 1982). Selon Vansteelant (2004), la composition des effluents et la pluviométrie peuvent affecter significativement les populations bactériennes. Ainsi, la quantité d'eau

appliquée à la surface du sol influence le transfert bactérien vers les eaux souterraines. Des charges d'eau plus élevées entraînent généralement une rétention bactérienne accrue dans les colonnes de sol (Nola *et al.*, 2006). Le sol agit ainsi comme un filtre, réduisant les concentrations bactériennes.

En milieu aquatique, la survie et la diversité des microorganismes sont étroitement liées à la disponibilité des nutriments et de la matière organique (Amblard *et al.*, 1998). Les nutriments, tels que l'azote et le phosphore, sont essentiels à la croissance microbienne (Barroin, 2003). Cependant, une surcharge en nutriments peut conduire à l'eutrophisation, entraînant une prolifération excessive d'algues et une désoxygénéation des eaux. Ce phénomène perturbe l'équilibre écologique et peut réduire la diversité microbienne en favorisant des espèces opportunistes (Thériault & Ladouceur, 2023).

La matière organique dissoute (MOD) sert de source d'énergie pour les microorganismes hétérotrophes. Sa présence en quantités adéquates soutient l'activité métabolique et la survie des microorganismes (Kaplan & Bott, 1983). Toutefois, des niveaux trop élevés de matière organique peuvent conduire à une diminution de l'oxygène dissous dans l'eau, créant des conditions anoxiques défavorables à de nombreux microorganismes aérobies (Warren *et al.*, 2010). Les cyanobactéries (bactéries autotrophes) comme *Microcystis aeruginosa* par exemple, prospèrent grâce à la photosynthèse, exploitant l'énergie lumineuse et le CO₂ (Straub *et al.*, 2011). Ainsi, la compétition pour les nutriments dans des environnements pauvres limite la survie de nombreuses espèces.

pH et prédatation

La survie des agents pathogènes dans l'environnement est, par des dynamiques, influencées par des interactions biologiques (prédatation et reproduction), des facteurs abiotiques (température extrême, faible humidité, présence de contaminants, etc.), et des particularités liées à chaque écosystème.

Le pH du milieu constitue un facteur déterminant pour la viabilité microbienne. Il influence directement l'activité enzymatique et la stabilité des membranes cellulaires des microorganismes. Les bactéries neutrophiles comme *Escherichia coli* préfèrent des environnements proches de la neutralité, tandis que les acidophiles comme *Acidithiobacillus ferrooxidans* prospèrent dans des pH très bas (Quatrini & Johnson, 2019). Les milieux alcalins, quant à eux, favorisent la survie de certaines espèces comme *Vibrio cholerae*, responsable du choléra ou encore *Bacillus alcalophilus*, comme souligné par Peltre *et al.* (2002) et Pulchérie *et al.* (2009). Dépendamment du pathogène, les conditions de pH extrêmes (acides ou alcalines) affectent négativement la majorité des microorganismes, bien que certains, comme les acidophiles et les alcaliphiles, s'épanouissent dans ces conditions (Gupta *et al.*, 2014; Minegishi, 2013)

Par ailleurs, l'état du pathogène et son milieu (refuge) peuvent constituer une véritable protection contre les agressions externes. Par exemple, certains pathogènes adoptent un état viable mais non cultivable (VBNC) dans lequel leur activité métabolique est fortement réduite. Ce mécanisme, souvent observé chez *Vibrio cholerae* et *Legionella pneumophila*, leur permet de survivre dans des milieux apparemment hostiles tout en conservant leur capacité de provoquer des infections une fois les conditions redevenues favorables. Cette stratégie de dormance leur offre une échappatoire efficace face à la pression des prédateurs. D'autres synthétise des biofilms qui agissent comme des refuges, limitant leur exposition aux protozoaires ou aux bactéries prédatrices, ce qui leur permet de survivre plus longtemps dans des environnements défavorables grâce à cette barrière physique. Toutefois, certaines bactéries prédatrices, comme *Myxococcus xanthus*, ont la capacité de dégrader les biofilms à l'aide d'enzymes spécifiques pour accéder aux nutriments provenant d'un large spectre de microorganismes (Thiery & Kaimer, 2020)

Selon Barker & Brown (1994) les protozoaires peuvent réduire significativement les populations bactériennes dans le sol et les environnements aquatiques. Cependant, Denoncourt *et al.* (2014) ont observé que certains pathogènes survivent dans les vacuoles digestives des protozoaires, exploitant ces derniers comme des hôtes pour se protéger et se disséminer. Ce

phénomène met en évidence une dynamique complexe où les pathogènes développent des mécanismes d'évasion pour contrer la pression exercée par leurs prédateurs. Une autre étude, réalisée par Jafarian *et al.* (2020), a exploré le potentiel de *Bdellovibrio* dans le contrôle des bactéries pathogènes à Gram négatif (comme *E. coli*) dans les eaux urbaines contaminées, offrant ainsi des perspectives pour des applications biotechnologiques dans le traitement des eaux usées et la gestion des risques microbiens.

1.3 Risques sanitaires liés aux inondations et surverses

1.3.1 État des lieux sur les risques sanitaires

Plusieurs études menées à travers le monde ont documenté les conséquences sanitaires, tant physiques que psychosociales, liées aux inondations. En Europe, Paprotny *et al.* (2018) ont montré une augmentation notable des pertes dues aux inondations, incluant des impacts indirects sur la santé publique. Ahern *et al.* (2005) ont conduit une revue épidémiologique globale des impacts sanitaires des inondations, en distinguant les contextes selon le niveau de revenu des pays. Dans les pays à revenu élevé tels que les États-Unis et le Canada, les études recensées mettent en évidence une prévalence marquée des maladies infectieuses, notamment gastro-intestinales, liées à l'exposition à des eaux contaminées. À l'inverse, dans les pays à revenu faible ou intermédiaire, les conséquences des inondations sont souvent aggravées par la rapidité des crues, la densité de population dans les zones à risque et l'absence d'infrastructures sanitaires adéquates, entraînant une mortalité plus élevée. Enfin, dans le contexte sud-asiatique, Khan *et al.* (2020) ont souligné les impacts sanitaires critiques des inondations dans les zones urbaines et rurales, avec des recommandations pour la gestion des risques sanitaires associés.

Au Royaume-Uni, Stanke *et al.* (2012) ont mis en évidence une prévalence accrue de troubles mentaux tels que le stress post-traumatique chez les populations affectées par des inondations. De plus, une méta-analyse, réalisée par Chen & Liu (2015), a permis d'examiner un large éventail d'études internationales sur les conséquences sanitaires des inondations urbaines, mettant en évidence des tendances communes et des facteurs de risque récurrents. Leurs

résultats soulignent l'impact significatif sur la santé mentale et physique des populations touchées, indépendamment du contexte géographique. L'exposition à des scénarios d'inondation peut engendrer des effets négatifs importants sur la santé mentale, notamment des symptômes d'anxiété, de dépression et de stress post-traumatique (INSPQ, 2021). Ces impacts psychologiques, combinés aux risques de maladies infectieuses, rendent nécessaire une approche intégrée dans la conception et la gestion des parcs éponges, visant à la fois la protection physique contre les inondations et le soutien du bien-être des populations.

Par ailleurs, Flores *et al.* (2024) ont examiné les effets sanitaires des inondations aux États-Unis, offrant ainsi des perspectives comparatives sur les interventions et les politiques de gestion des risques sanitaires. Leur étude détaille les stratégies d'intervention incluant la mise en place de systèmes d'alerte précoce, les programmes de sensibilisation ciblée dans les communautés vulnérables, ainsi que le renforcement des infrastructures de santé publique pour répondre aux urgences post-inondation. Ces interventions sont analysées en fonction des contextes raciaux, ethniques et les socio-économiques, mettant en évidence comment ces facteurs influencent la réussite des mesures d'adaptation, tout en soulignant la nécessité d'élaborer des politiques de réduction des risques sanitaires qui tiennent compte des inégalités existantes, notamment par un financement progressif favorable aux populations les plus exposées et marginalisées.

Dans le cadre spécifique des événements de surverses associées aux réseaux d'égout unitaire, plusieurs travaux ont mis en évidence l'effet significatif de ces débordements à la dégradation de la qualité microbiologique des eaux de surface. Marsalek & Rochfort (2004) ont notamment documenté l'influence des eaux pluviales urbaines, en interaction avec les débordements d'égouts unitaires, sur les niveaux de contamination fécale dans les plans d'eau récepteurs. Leur étude souligne des concentrations particulièrement élevées d'*Escherichia coli* dans les eaux de ruissellement urbain et dans les eaux réceptrices post-déversement, témoignant d'un risque accru pour la santé publique en raison de l'exposition à des pathogènes entériques. Ces observations rejoignent celles de plusieurs auteurs ayant documenté les risques sanitaires associés à l'exposition à des eaux de ruissellement contaminées dans des espaces publics

ouverts. Par exemple, Sales-Ortells & Medema (2015) ont analysé les risques microbiens associés à l'utilisation de places inondables (*water plazas*), soulignant que des concentrations même modérées de pathogènes (*E. coli*, entérovirus) peuvent représenter un risque sanitaire notable dans des contextes récréatifs. D'autres études récentes viennent approfondir cette compréhension. Xiao *et al.* (2024) démontrent que les épisodes de précipitations persistantes entraînent d'importantes fluctuations de concentrations microbiologiques (tels qu'*E. coli* et certains pathogènes entériques) dans les eaux de surface accentuant ainsi le risque sanitaire en milieu urbain. L'étude met également en évidence les enjeux d'adaptation des systèmes de gestion d'eaux pluviales afin de réduire l'exposition humaine en période de fortes pluies. De leur côté, Wu *et al.* (2021) ont observé que les surverses de réseaux unitaires combinés contribuent significativement au transfert de contaminants microbiens dans les zones côtières urbanisées, y compris des bactéries pathogènes et des composés organiques accentuant les risques sanitaires surtout en période de fortes précipitations. Dans une approche complémentaire, la revue Ahmed *et al.* (2019) a mis en évidence la contamination virale et bactérienne des eaux pluviales urbaines et a souligné les risques sanitaires auxquels sont exposés les espaces soumis à des événements de ruissellement intense, illustrant ainsi la complexité des risques biologiques en milieu urbain. Par ailleurs, la synthèse de Lee *et al.* (2020) ont dressé un profil détaillé du microbiome urbain, incluant la présence de bactéries résistantes aux antibiotiques dans les eaux de ruissellement, mettant en avant la nécessité d'intégrer la gestion des charges microbiennes résiduelles, comme *E. coli*, dans la conception et la gestion des infrastructures vertes urbaines destinées à la rétention et au traitement des eaux pluviales.

Face à la recrudescence des événements hydrométéorologiques extrêmes et aux conséquences sanitaires et environnementales des surverses urbaines, les autorités québécoises ont progressivement structuré leur réponse à travers des plans visant à encadrer la gestion des inondations de manière intégrée, à la fois à l'échelle du territoire et des collectivités exposées. Cette démarche stratégique s'est amorcée avec l'adoption du Plan d'action en matière de sécurité civile relatif aux inondations, première réponse d'envergure aux inondations exceptionnelles survenues en 2017 (Gouvernement du Québec, 2018). Conçu dans une logique

de réponse rapide et opérationnelle, ce plan s'inscrit dans les fondements de la sécurité civile et se structure autour de quatre volets : la prévention, la préparation, l'intervention et le rétablissement. Plusieurs actions phares figurent dans ce plan, dont l'amélioration des outils de cartographie et de surveillance des zones inondables, la révision des mécanismes de coordination interinstitutionnelle, le soutien aux municipalités dans leur planification d'urgence, ainsi que la bonification des mécanismes d'aide aux sinistrés. Ce cadre d'action a permis de renforcer les bases techniques et organisationnelles de la gestion des inondations, tout en initiant un dialogue structuré entre les différents acteurs impliqués.

Avec les inondations de 2019 ayant occasionné la rupture d'une digue à Sainte-Marthe-sur-le-Lac, d'importantes lacunes dans le dispositif existant ont été mises au jour, tant en matière de gouvernance que de cohérence territoriale. Ces événements ont souligné la nécessité d'un virage stratégique en profondeur, axé non seulement sur la réaction, mais surtout sur la prévention durable et la réduction de la vulnérabilité à la source. Dans cette optique, le Plan de protection du territoire face aux inondations a été mis de l'avant en 2020, avec des solutions durables pour mieux protéger nos milieux de vie (Gouvernement du Québec, 2020). Ce second plan marque une transition vers une gestion intégrée des risques à l'échelle des bassins versants. Il repose sur une approche territoriale et collaborative visant à réformer durablement les pratiques d'aménagement et à favoriser la résilience des communautés exposées. Ce plan s'articule autour de quatre axes qui consistent à :

- cartographier, en produisant des cartes de zones inondables précises, harmonisées et adaptées aux réalités climatiques futures;
- régir et encadrer, en modernisant les cadres réglementaires, en clarifiant les responsabilités des acteurs locaux et en introduisant des mécanismes de suivi et de reddition de comptes;
- planifier et intervenir, en soutenant des démarches régionales cohérentes de planification par bassin versant et en appuyant les projets structurants (relocalisation, infrastructures vertes, requalification des milieux);
- connaître et communiquer, en renforçant les outils d'information, les initiatives de recherche appliquée et la culture du risque auprès des populations.

1.3.2 Stratégies de gestion des risques et mesures d'atténuation

Face aux défis liés aux débordements d'égouts unitaires, notamment en contexte de changements climatiques et d'urbanisation accélérée, la mise en œuvre de stratégies intégrées de gestion des risques sont essentielles pour minimiser la santé publique. Des initiatives telles que le traitement des eaux usées, la modernisation des infrastructures d'égouts, l'amélioration des capacités des bassins (structures) de rétention pour les événements pluvieux extrêmes ou encore l'éducation des populations sur les mesures d'hygiène à adopter en période de débordement ou d'inondation sont essentielles pour limiter transmission des maladies hydriques (Perrelet *et al.*, 2024; Cook *et al.*, 2024). Cette section présente diverses méthodes de traitement d'atténuation des risques sanitaires applicables à la suite d'une potentielle inondation ou surverse. Ces méthodes incluent à la fois des traitements chimiques, tels que l'emploi de désinfectants classiques comme le chlore, mais aussi des approches plus écologiques à travers l'utilisation des désinfectants naturels faits à base plantes aromatiques (ex. : désinfectant dérivé du thym) ainsi que des méthodes de traitement non chimiques telles que l'utilisation de rayonnement ultraviolets et la bioremédiation (Kulow *et al.*, 2015).

L'hypochlorite de sodium, communément utilisé comme désinfectant chimique, présente plusieurs limitations lorsqu'il est appliqué au sol ou sur les surfaces végétalisées. Sa forte réactivité entraîne une dégradation rapide sous l'effet de la lumière et de l'oxygène, réduisant son efficacité durable (McDonnell et Russell, 1999). Lorsqu'il est appliqué au sol, le chlore peut provoquer une salinisation progressive, perturber l'équilibre microbiologique et affecter négativement la croissance des plantes, notamment dans les régions où les apports en chlorure sont élevés (Yu *et al.*, 2023 ; Zhang *et al.*, 2018). Sa réaction avec la matière organique produit des sous-produits potentiellement toxiques, parmi lesquels certains DBPs (*disinfection by-products*, ou « sous-produits de désinfection ») sont cancérogènes et présentent des risques écotoxicologiques pour l'environnement et la santé publique (Parveen, Chowdhury et Goel, 2022; Labadie *et al.*, 2015). L'accumulation de chlore dans les parties aériennes des plantes peut également induire des effets phytotoxiques variables selon les espèces, telles que la

réduction de la chlorophylle et la perturbation du métabolisme, ainsi que des symptômes visibles comme la décoloration des feuilles et la réduction de croissance (Lonigro, Montemurro et Laera, 2017).

Par ailleurs, les solutions écologiques mobilisant des extraits de plantes aromatiques, telles que le thym (*Thymus vulgaris*) suscite un intérêt croissant en tant qu'alternatives durables pour la gestion des pathogènes et la phytoremédiation des sols contaminés. Selon Banda *et al.* (2023), ces espèces présentent, d'une part, l'aptitude de produire des composés bioactifs naturels (thymol et carvacrol) à fort potentiel antimicrobien. D'autre part, elles sont bien adaptées à des contextes de remédiation environnementale grâce à leur robustesse physiologique et à leurs interactions bénéfiques. Par ailleurs, les composés comme le thymol sont rapidement biodégradables, ce qui limite leur persistance dans l'environnement et réduit le risque de bioaccumulation (Thiele-Bruhn *et al.*, 2024). Cependant, leur faible toxicité envers la microfaune du sol n'est pas systématique et dépend fortement de la concentration utilisée. Une attention particulière doit donc être portée à la formulation et à la dose appliquée, notamment lors d'une application directe en milieu naturel ou semi-naturel (Walczak *et al.*, 2021).

La désinfection par irradiation UV-C représente une technologie éprouvée pour la réduction des agents pathogènes sur une variété de supports. Linden *et al.* (2019) montrent que des doses comprises entre 20 et 60 mJ/cm², délivrées à 254 nm avec des lampes à vapeur de mercure basse pression dans de l'eau destinée à la consommation, permettent d'obtenir des réductions dépassant 3 log d'*E. coli* et d'autres bactéries indicatrices (*Mycobacterium* spp., *Legionella* spp., etc.), sans production de sous-produits nocifs, conformément aux normes de l'USEPA (Schmelling, 2006). L'efficacité du traitement aux rayons UV varie fortement selon la nature des surfaces exposées. Selon Kim & Kang (2018), les LEDs UV-C émettant autour de 265 nm avec des doses cumulées allant de 20 à 40 mJ/cm², sont suffisantes pour permettre une réduction bactérienne supérieure à 3 log ($\geq 99,9\%$), tandis que cette efficacité diminue notablement sur des surfaces rugueuses ou moins hydrophiles en raison d'une moindre exposition uniformes des bactéries à l'irradiation UV.

À ce jour, l'irradiation des surfaces végétalisées telles que les pelouses, couvre-sol ou herbacées demeure peu documentée dans la littérature scientifique. En raison de la complexité structurale de ces milieux (surfaces) incluant l'ombrage foliaire, l'humidité résiduelle et la variabilité topographique, plusieurs auteurs soulignent que l'interaction des UV avec ces substrats naturels pourrait différer significativement des surfaces lisses (plus homogènes) ou surfaces dures (Górny *et al.*, 2024; Kim & Kang, 2018). Par exemple, les travaux de Tomás *et al.* (2022) qui ont porté sur l'inactivation de SARS-CoV-2 sur des surfaces non poreuses et poreuses, soulignent cet effet de rugosité et d'ombrage en indiquant que l'inactivation se fait rapidement et à faible dose sur les matériaux non poreux (verre, plastique, métal), alors que celles qui sont poreuses exigent des doses plus élevées pour l'atteinte d'un niveau de désinfection comparable. Leurs résultats indiquent que pour atteindre une réduction de 1 log (90 %) sur des substrats poreux comme l'ameublement en tissu, des doses comprises entre 132 et 198 mJ/cm² sont nécessaires. Pour obtenir 2 log (99 %) d'abattement, une dose d'environ 530 mJ/cm² est nécessaire, avec des temps d'exposition atteignant 14 à 37 minutes, bien supérieurs à ceux requis pour les surfaces lisses (> 99 %, avec moins de 6 mJ/cm²). Toutefois, dans des contextes agricoles, des essais en période de pré-récolte ont montré que l'application de doses allant de 5 à 60 mJ/cm² d'UV-C sur des fraisiers ou des pommes de terre réduit significativement les maladies fongiques (mildiou poudreux, conidies de *Botrytis cinerea*, etc.) tout en préservant la qualité des fruits (Peng *et al.*, 2022; Janisiewicz *et al.*, 2016; Pal & McSpadden Gardener, 2006). De même, des équipements mobiles disposant de huit lampes UV-C (254 nm) ajustables de 145 W de 1,5 m de long ont été développés pour traiter des cultures en serre afin de limiter le développement des maladies bactériennes, virales et fongiques dans les systèmes hors sol (culture sous serre) offrant une base technologique adaptable à des surfaces végétalisées urbaines (Felek, Kürklü et Basim, 2025).

La bioremédiation constitue aussi une autre voie prometteuse. Westergaard & Kramer (1977) ont exploré l'utilisation de *Bdellovibrio bacteriovorus* comme agent bio-assainisseur. Considérée comme sûre et ne présentant aucun danger direct pour la santé humaine et animale par Cavallo *et al.* (2021), cette bactérie prédatrice ne s'attaque qu'à des pathogènes gram-négatifs spécifiques et ne peut donc infecter les cellules des vertébrés. Bien que des

études comme celle de Sun *et al.* (2017) mettent en lumière son potentiel prometteur sur l'élimination des agents pathogènes cliniques multirésistants et leurs biofilms, davantage d'études ciblées et approfondies devront être menées pour évaluer ses effets à long terme sur les écosystèmes avant de considérer son utilisation future.

Au-delà des traitements directs, le rôle des surfaces végétalisées dans la réduction des risques microbiologiques est de plus en plus documenté. Ces milieux, lorsqu'ils sont intégrés aux dispositifs d'infiltration ou de rétention, agissent comme barrières naturelles à la dispersion des agents pathogènes. Zhang *et al.* (2010) ont montré que les interactions entre le substrat végétalisé, le sol et les microorganismes du milieu permettent une rétention efficace des bactéries fécales telles qu'*E. coli* dans les eaux de ruissellement urbain simulées. Cette rétention résulte de plusieurs mécanismes complémentaires, notamment la sédimentation, permettant le dépôt physique des bactéries, l'adsorption des bactéries sur les surfaces du substrat et la destruction biologique due à la prédation et à la compétition exercées par les microorganismes indigènes, comme les protozoaires, qui accélèrent la mortalité des bactéries retenues. Dans les zones de rejet végétalisées (ZRV⁴), les recherches de Boutin *et al.* (2019) indiquent une réduction de 2 à 3 ordres de grandeur (2 à 3 log de réduction) des concentrations bactériennes d'*E. coli*, à condition que le temps de séjour hydraulique excède 24 h. L'efficacité de cette réduction dépend notamment de la densité de la végétation, de l'exposition au soleil, ainsi que du débit d'entrée, c'est-à-dire du volume d'eau usée traité qui arrive à la zone de rejet végétalisée.

En milieu agricole, des études ont également évalué la dynamique de survie des microorganismes pathogènes sur les sols recevant des boues d'épuration ou des eaux usées traitées. Ainsi, les travaux de l'IRDA *et al.* (2017) révèlent que certains pathogènes peuvent persister jusqu'à 120 jours dans les eaux de surface selon les conditions d'humidité et de température. Cependant, l'implantation de bandes riveraines végétalisées, combinée à

⁴ Les ZRV sont des espaces aménagés entre une station d'épuration des eaux usées et le milieu naturel récepteur. Ils ont pour objectif de compléter la purification des eaux traitées avant leur rejet dans le milieu naturel, en s'appuyant sur des processus naturels d'autoépuration favorisés par la végétation souvent aquatique ou terrestre.

l'enfouissement des fertilisants organiques, permet de réduire considérablement le ruissellement de surface et la mobilisation des contaminants microbiens vers les milieux aquatiques. Enfin, selon Lou *et al.* (2022), l'activité microbienne dans la rhizosphère, influencée par la densité racinaire et la diversité microbienne associée, joue un rôle clé dans la dégradation des polluants organiques et biologiques présents dans les sols végétalisés. Cette activité favorise ainsi la dépollution naturelle des sols en accélérant la décomposition de la charge polluante. Cependant, l'étude met en garde contre l'accumulation de matières et le colmatage du milieu récepteur, qui peuvent entraîner une diminution progressive de la porosité et de l'oxygénéation du sol, conduisant à une réduction significative des processus microbiologiques de dégradation.

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le chapitre 2 détaille le matériel ainsi que les différentes méthodes adoptées dans le cadre du présent projet. Il présente en particulier le site d'étude, les essais réalisés (et le matériel) ainsi que les méthodes analytiques employées. Les essais sur le terrain (site d'étude), menés en deux phases (de juin 2023 à novembre 2023, puis de juin à octobre 2024), ont été précédés d'expérimentations préliminaires en laboratoire (test d'équipements et analyses bactériologiques). Le suivi spécifique de la contamination biologique a été réalisé à l'aide de trois agents pathogènes à savoir les coliformes thermotolérants, *Escherichia coli* et *Clostridium perfringens*. En tant qu'indicateurs de la contamination fécale, leur présence signale la possible existence de microorganismes pathogènes d'origine fécale. De plus, leur détection rapide, simple et économique les rend particulièrement appropriés pour une surveillance étendue et régulière.

2.1 Présentation du site de l'étude

Situé au nord du stade olympique dans l'arrondissement Mercier–Hochelaga-Maisonneuve de la Ville de Montréal (Québec, Canada), le parc Pierre-Bédard de coordonnées géographiques 45°34'40.1" N et 73°33'17.6" W est délimité au Nord-Ouest par la rue Bossuet et la rue Pierre-Bédard, et par la rue Lacordaire et la rue Turenne au Sud-Est. Cet espace vert d'une superficie de 5,29 h constitue un lieu de socialisation et de loisirs couramment fréquenté (Ville de Montréal, 2014). La Figure 2.1 présente une vue globale du parc Pierre-Bédard, la zone de l'étude expérimentale du présent mémoire (d'une superficie de 452 m²) ainsi que le site d'installation du projet de parc résilient à l'échelle réelle.



Figure 2.1 Présentation de la zone d'étude et du site d'implantation du projet parc résilient Pierre-Bédard
Tirée de Google Earth (Google, 2024)

2.2 Essais réalisés lors des deux phases de l'étude

Les phases d'essais et de suivis de cette étude impliquaient de travailler à l'extérieur et avec une manipulation continue d'eau. Elles ont été conduites en été et en automne. Le projet se structure en deux phases majeures présentées comme suit.

Première phase expérimentale

Allant du 1^{er} juin 2023 au 5 novembre 2023, cette phase a débuté par la conception des dispositifs expérimentaux et l'élaboration des protocoles d'essai. Des tests de simulation en laboratoire (STEPPE-ÉTS) ainsi que des pré-essais sur la zone d'expérimentation du parc Pierre-Bédard ont ensuite été menés du 15 août jusqu'au 24 septembre 2023.

La première série d'essais sur le terrain a débuté le 28 septembre 2023. Les essais réalisés incluent deux suivis temporels, un lavage continu à l'eau potable (six différentes lames d'eau testées), un lavage avec une solution d'hypochlorite de sodium (sept doses d'eau de Javel diluée testées) et une désinfection au THYMOX (trois doses de THYMOX dilué testées).

Deuxième phase expérimentale

S'étalant du 5 juin au 28 octobre 2024, cette phase d'essais s'est basée sur les résultats et enseignements tirés de la phase précédente. Les essais réalisés incluent trois suivis temporels, trois lavages séquentiels à l'eau potable (une variante testée par lavage), un lavage continu à l'eau potable, un lavage au THYMOX (trois doses de THYMOX dilué testées) et deux désinfections par irradiation ultraviolette (six doses d'irradiation testées par essai). La Figure 2.2 résume la chronologie des grandes étapes du projet. Le Tableau 2.1 présente quant à lui les paramètres de base (visés) selon les phases et le type d'essai.

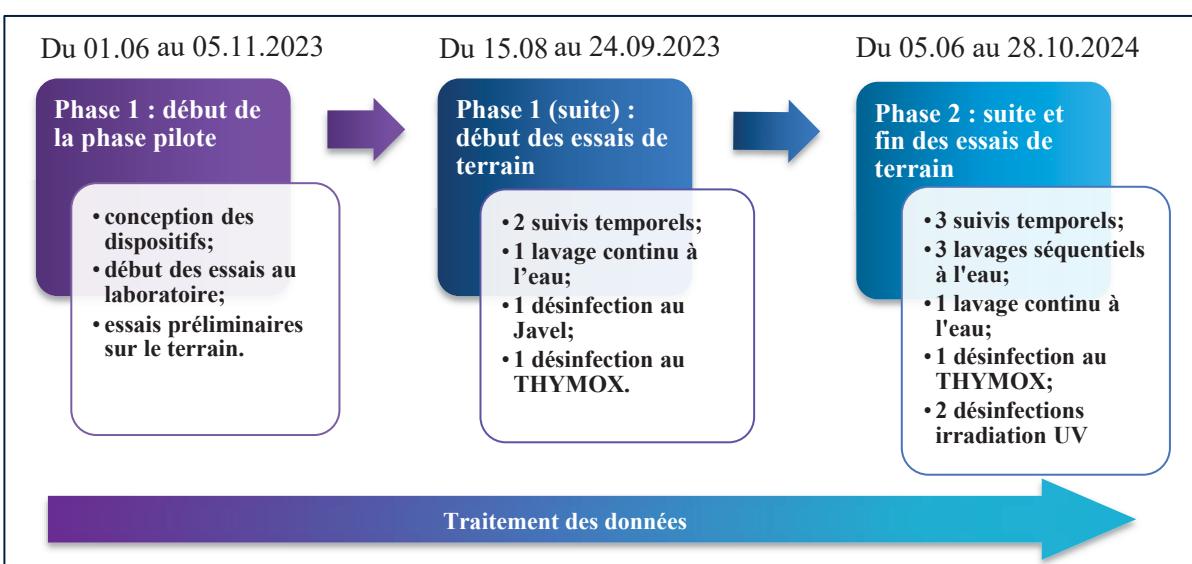


Figure 2.2 Grandes étapes du projet

Tableau 2.1 Paramètres de base visés suivant les phases du projet et les essais conduits

Étapes	Type d'essai	Durée de la pluie (min)	Durée de remplissage (inondation) du dispositif (min)	Temps de vidange (retrait) (min)	Dilution
Phase n°1	Suivi temporel n°1	180	30	70	95 % (1:20)
	Suivi temporel n°2			15	98 % (1:50)
	Lavage continu à l'eau potable				98 % (1:50)
	Désinfection de Javel				98 % (1:50)
	Désinfection n°1 à l'aide du THYMOX				98 % (1:50)
Phase n°2	Suivis temporels n°1, n°2 et n°3		> 70		98 % (1:50)
	Lavages séquentiels à l'eau potable n°1, n°2, n°3				98 % (1:50)
	Lavage continu (2 h) à l'eau potable n°1				98 % (1:50)
	Désinfection n°2 à l'aide du THYMOX				98 % (1:50)
	Désinfections par irradiation UV n°1 et n°2				98 % (1:50)

Parallèlement aux essais de contamination-suivi et de mitigations menés (lavages à l'eau potable, désinfections au chlore et THYMOX dilués et désinfections aux UV) au cours de ces deux phases, des échantillons du terrain naturel (végétalisé) ont été collectés à des fins de comparaison. Au cours de la première phase, ces prélèvements ont été effectués seulement dans la zone du Parc Pierre-Bédard destinée à accueillir le projet réel, tandis que pour la deuxième phase, ils ont été étendus (en plus du Parc Pierre-Bédard) aux parcs Sir-Wilfrid-Laurier, La Fontaine, Marguerite-Bourgeoys, du Père-Marquette et Saint-Jean-Baptiste (Figure 2.3). Ces échantillons dits « échantillons témoins » ont pour but de quantifier la contamination naturelle de ces espaces verts montréalais afin de mieux mettre en

perspectives des résultats obtenus dans le cadre de la présente étude, soit ceux concernant les contaminations observées lors d'essais d'inondations par des EUUD, l'atténuation naturelle de la contamination (post-inondation) et les mesures de mitigations réalisées.

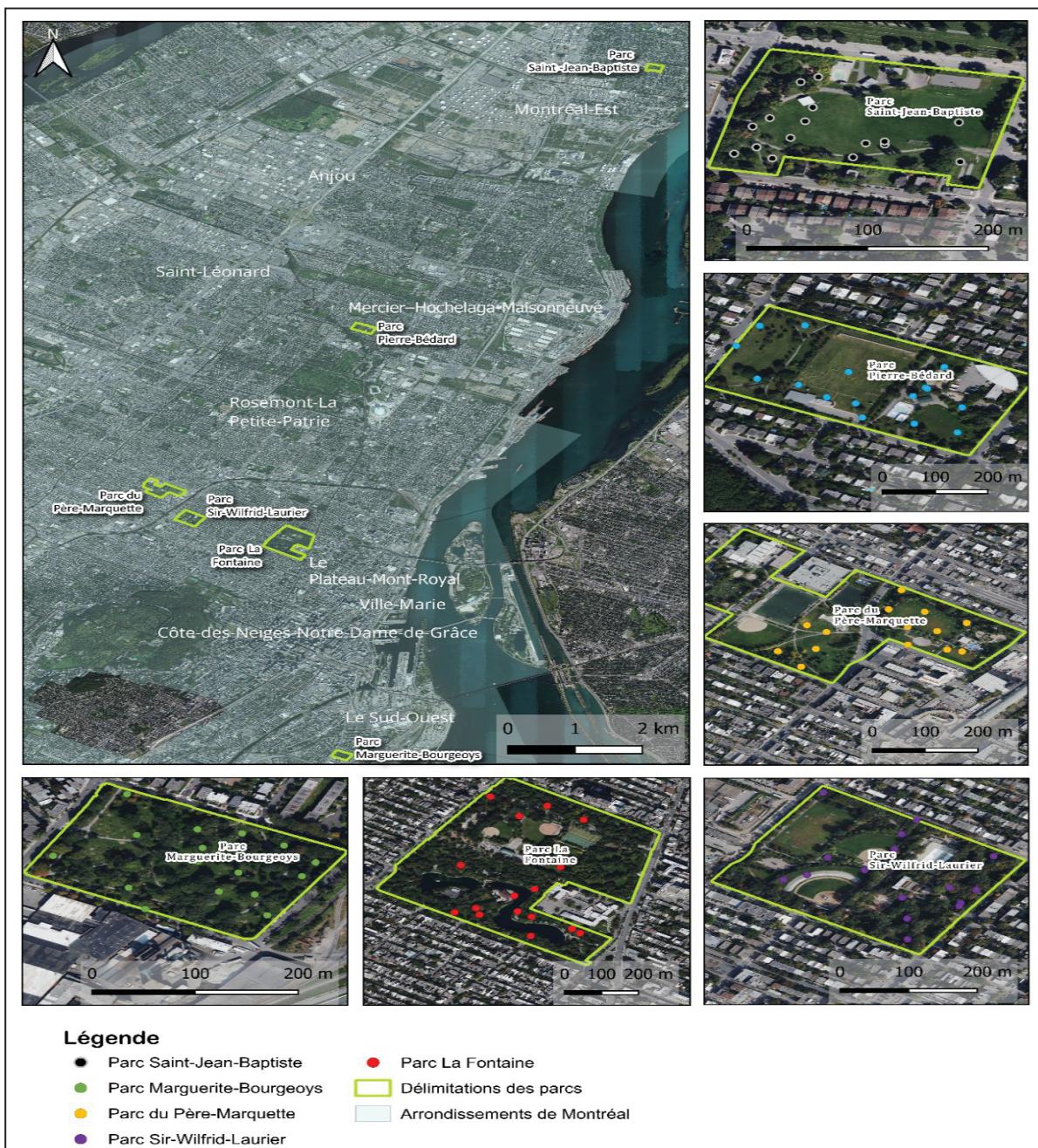


Figure 2.3 Parcs et points échantillonnées lors de la campagne de suivi de la contamination naturelle dans les six parcs montréalais

Lors des différents essais, des indicateurs classiques comme l'*Escherichia coli*, les coliformes fécaux et le *Clostridium perfringens* ont été suivis. *Escherichia coli* a été retenue comme référence pour évaluer la contamination fécale récente. Cette bactérie est largement utilisée en raison de sa présence quasi-exclusive dans le tractus intestinal des mammifères et de sa corrélation étroite avec des pathogènes entériques. Des études, telles que celles de Edberg *et al.* (2000), ont démontré son utilité en tant qu'indicateur fiable pour la qualité microbiologique de l'eau, en particulier dans les environnements urbains. Les coliformes fécaux, incluant plusieurs genres comme *Klebsiella* et *Enterobacter*, complètent cette analyse en fournissant une vue d'ensemble sur la contamination fécale générale. Leur inclusion est justifiée par leur diversité et leur capacité à survivre dans différents types d'eaux usées (Chedad & Assobhei, 2007). Enfin, le *Clostridium perfringens* a été intégré comme indicateur supplémentaire en raison de sa résistance exceptionnelle et de la persistance de ses spores dans des environnements difficiles. En plus d'être souvent utilisé comme un marqueur de contamination fécale ancienne ou historique, ce microorganisme est associé à des excréments provenant d'animaux non herbivores et d'eaux usées humaines (Vierheilig *et al.*, 2013; Hill *et al.*, 1996). Selon Sorensen, Eberl et Dicksa (1989), les spores du *Clostridium perfringens* peuvent rester viables pendant des mois dans des sols et des eaux sédimentaires, offrant ainsi une indication sur la persistance des contaminations passées dans des milieux perturbés.

2.2.1 Essais de suivi temporel

Les essais de suivi temporel permettent d'évaluer la charge bactériologique transmise au sol végétalisé ainsi que son évolution au fil du temps (30 à 33 jours selon l'essai réalisé). Au total, cinq séries d'essais temporels ont été réalisées avec quelques différences suivant les deux phases d'essais. Pour chacune des deux dilutions étudiées des eaux usées unitaires, « un échantillon composite » a été constitué en prélevant trois volumes égaux pendant le remplissage du dispositif expérimental. Les prélèvements ont été effectués lorsque le niveau d'eau atteignait 20 cm, 40 cm et 60 cm au-dessus du sol végétalisé dans la mesure du possible [Figure 2.8 (d)]. De plus, d'autres analyses ont été menées sur des échantillons collectés à partir de la surface de la parcelle végétalisée, le jour suivant l'inondation, avant d'entamer les

étapes de lavage ou de désinfection. Ces échantillons de surface ont été recueillis par extraction à l'eau ou à l'éponge, ou encore selon les deux méthodes. Toutes ces analyses visaient à déterminer la charge biologique initiale de la contamination.

Pour la *première phase* du projet, deux suivis temporels ont été réalisés suivant deux dilutions des eaux usées unitaires, soit 95 % (1:20) et 98 % (1:50) avec respectivement des temps de vidange visée de 70 et 15 min. Le suivi a été réalisé, dans la mesure du possible à 1, 2, 4, 8, 16, 32 jours à la suite de l'inondation de la parcelle et au retrait des eaux. Lors de chacune des séries d'essais, des échantillons témoins d'extractions à l'eau et à l'éponge ont été prélevés dans la zone du parc avoisinant en guise de comparaison avec la zone d'expérimentation. Pour cette phase d'essais, les principaux indicateurs suivis ont été les coliformes thermotolérants. Leurs analyses ont porté sur l'ensemble des essais de la phases, y compris sur l'eau brute et l'eau usée diluée utilisées pour les essais. De plus, *E. coli* a été mesuré à titre de comparaison avec les coliformes thermotolérant lors de l'essai n°1 au THYMOX.

Enfin, lors de la *deuxième phase*, trois essais de suivi temporel ont été conduits suivant les mêmes procédés de la phase à l'exception des points suivants :

- les trois essais ont été réalisés avec une dilution de 95 % (1:20) pour un temps de vidange visé de 70 min. Un suivi temporel différentié, à l'ombre ou au soleil, a été ajouté afin d'apprécier l'effet du rayonnement solaire sur l'atténuation des charges bactériologiques présentes sur les différentes parcelles d'essais;
- les suivis après contamination de la parcelle (au jour 0) ont été réalisé aux jours 1, 3, 8, 16 et 33;
- aucun échantillonnage à l'éponge n'a été effectué;
- l'analyse microbiologique a porté sur le suivi d'*Escherichia coli* (tous les échantillons) et de *Clostridium perfringens* (à une fréquence plus faible);
- les échantillons témoins (de suivi de la contamination naturelle) ont été prélevés sur cinq autres parcs montréalais en plus du parc Pierre-Bédard.

2.2.2 Essais de mitigation

Les essais de mitigation sont des expérimentations dont l'objectif est d'atténuer rapidement les effets négatifs potentiels (maladies diarrhéiques, gastro-intestinales, etc.) pouvant émaner du simple contact à l'ingestion des contaminants bactériologiques lors de la visite d'un espace vert à la suite d'une inondation de ce dernier par des eaux d'égout unitaire diluées. Dans le cadre de cette étude, le but était d'évaluer l'efficacité de divers procédés de nettoyage ou de désinfection à l'instar du lavage à l'eau potable, l'application de produits désinfectants (comme l'eau de Javel et le THYMOX), ou encore l'utilisation de lampes UV pour neutraliser les contaminants biologiques. Les coliformes thermotolérants ont été principalement suivis lors de la phase 1, exception faite pour l'essai n°1 au THYMOX où *E. coli* a été ajouté à titre comparatif. La deuxième phase *E. coli* et *C. perfringens* ont été les seuls indicateurs considérés, avec des fréquences d'analyses de *C. perfringens* moins importantes que celles d'*E. coli*.

Lavage à l'eau

Afin de réduire les contaminants microbiologiques dans le parc, une méthode basée sur le rinçage de la surface végétalisée du parc avec de l'eau potable a été mise en œuvre. Cette approche intuitive (naturelle) repose sur une action physique, transférant mécaniquement les contaminants (bactéries, virus, etc.) des surfaces végétalisées (brindilles de pelouse) vers le sol, et chimique grâce à une désinfection par le chlore résiduel présent dans l'eau potable. L'efficacité de cette méthode physique dépend du volume d'eau utilisé, de l'intensité du débit de lavage et de la durée de l'arrosage pour assurer une élimination physique des contaminants des surfaces végétalisées, et également, de la capacité d'interception ou d'infiltration du sol.

Pour la première phase, l'eau potable a été pulvérisée à un débit constant de 10 L/min par min. Selon les besoins, la durée du rinçage a varié de 0,5 à 8 min par parcelle. Cette opération visait à produire une lame d'eau allant de 5 à 80 mm, visant à dégager les particules contaminantes des surfaces végétalisées en vue de leur interception par le sol ou de leur infiltration dans les couches sous-jacentes du sol.

Le procédé a été ajusté lors de la deuxième phase. Ainsi, tout en conservant le même débit (10 L/min), le rinçage a été interrompu dès l'apparition de signes de saturation du sol pour éviter la remontée des contaminants biologiques. De plus, des pauses de 15 min ont été introduites entre chacune des séquences de lavage. Le temps de rinçage total n'a ainsi pas été constant, mais basé sur un nombre de cycles définis (10 à 11 répétitions), d'où le terme « lavage répétitif » ou « lavage séquentiel ». Parallèlement à ce « lavage séquentiel », un autre essai de lavage de type « continu » a été réalisé. Il consistait à laver pendant 2 heures (sans arrêt) une surface végétalisée légèrement inclinée, et ce, seulement pour la série d'essais n°1 de la seconde phase. Ce dernier lavage visait à reproduire les conditions de ruissellement de la pelouse vers les puisards du parc, tout en servant de point de comparaison avec un lavage de type « séquentiel ».

Désinfection au chlore

La désinfection au chlore repose sur l'utilisation d'eau de Javel commerciale (contenant 4,0 à 5,0 % m/m de l'hypochlorite de sodium, NaOCl). Connue pour son pouvoir germicide, cette méthode nécessite une gestion prudente pour minimiser les risques environnementaux liés à la formation de sous-produits indésirables. Les fabricants commerciaux citent couramment des efficacités de désinfection de 99,99 % (4 logs) des bactéries et des virus. Le produit n'étant pas stable dans le temps, sa concentration a été mesurée et estimée à 48 g/L. Bien que cette méthode soit efficace contre une large gamme de bactéries et de virus, son application nécessite un contrôle strict du dosage (concentration) et des conditions environnementales (temps de contact, température, etc.) pour optimiser ses résultats et limiter les impacts négatifs (MELCCFP, 2019).

Les essais de mitigation, réalisés lors de la première phase du projet, ont nécessité des solutions diluées à l'eau potable, avec des doses appliquées entre 45 et 720 mg Cl₂/m². Afin de maximiser l'effet du chlore, certaines doses ont également été fractionnées en deux sous-doses, chacune étant séparée d'une période de contact de 15 min. Les surfaces ont été aspergées à un débit de 5 L/min pendant 3 ou 6 min (selon le type d'essai), générant un débit d'humectations

de 30 L/m². Certaines doses ont été fractionnées en deux sous-doses avec une pause de 15 minutes pour prolonger le contact.

Désinfection au THYMOX

Le produit THYMOX CO (formule concentrée, DIN 02390043), fabriqué et commercialisé par le Laboratoire M2 Inc., est un désinfectant naturel à base de thymol (un phénol dérivé du thym) destiné à des applications variées, telles que la désinfection domestique, industrielle et agricole. Ce produit, approuvé par Santé Canada (2024c), a été utilisé lors des essais de mitigation comme alternative écologique du fait de son efficacité antimicrobienne. En effet, le Laboratoire M2 Inc. rapporte une élimination de 99,99 % (4 log) des bactéries tels que *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella enterica* (serotype choleraesuis), *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, *E. coli* O157:H7, *Staphylococcus aureus* résistant à la méthicilline (SARM), *Enterococcus* résistant à la vancomycine (ERV), *Listeria monocytogenes*, *Streptococcus suis*, *Klebsiella pneumoniae* ou encore des virus tels que Influenza A, VIH-1 (virus de l'immunodéficience humaine), Coronavirus Humain, VSRRP (virus du syndrome reproducteur et respiratoire porcin) (THYMOX, s.d.). Le taux de dilution suggéré par le fabricant est de 3 % (v/v) pour un temps de contact allant de 30 s à 4 min requis selon les organismes visés.

Lors des essais de la première phase, deux concentrations diluées (3 % et 6 % en volume d'eau potable) ont été utilisées. Chaque dilution de 3 % ou de 6 % a été appliquée suivant un débit de 5 L/min pendant 3 min par parcelle, équivalant respectivement à 900 et 1800 mL de THYMOX concentré/m² ou encore 30 L de solution/m² pour chacune des dilutions effectuées. Des doses fractionnées (2 à 4 sous-doses) ont été testées avec des pauses de 10 min pour maximiser l'effet du produit. En complément, un frottement manuel (ganté) de la surface de la pelouse a été réalisé pour assurer une meilleure couverture des fibres végétales des surfaces. Cette approche combinant aspersion et action mécanique visait à maximiser le contact du produit avec la totalité de la surface des fibres végétales de la pelouse.

Pour la deuxième phase, cet essai a été reconduit en considérant des doses plus faibles qu'à celles de la précédente phase d'essais. Le produit THYMOX a été dilué avec de l'eau potable de manière à produire des solutions concentrées à 0,6, 1,2, 1,8, 2,4 et 3,0 % (v/v) correspondant respectivement à des doses appliquées de 180, 360, 540, 720 et 900 mL THYMOX concentré/m² de surface végétalisée. Le débit du produit dilué appliqué a été fixé à près de 10 L/min pendant 3 min par parcelle, soit équivalant d'environ 30 L de solution/m² pour chacune des dilutions effectuées.

Désinfection par irradiations ultraviolettes

Utilisée seulement pour la seconde phase du projet, la désinfection par irradiation ultraviolette (UV) est réalisée à l'aide d'un dispositif nommé « irradiateur UV » de dimensions 2,2 m x 0,26 m x 0,26 m (L x l x h). L'irradiateur UV est un parallélépipède rectangle constitué d'une structure porteuse rectangulaire en aluminium extrudé de 2,54 cm x 2,54 cm (1" x 1"), dont seules ses deux grandes faces perpendiculaires au sol sont recouvertes d'un PVC gris de 6,4 mm (1/4") d'épaisseur. Cette structure porteuse accueille un cadre compact (0,56 m de long, 0,23 m de large et 0,23 m de haut) qui coulisse sur ses rails (Figure 2.4).

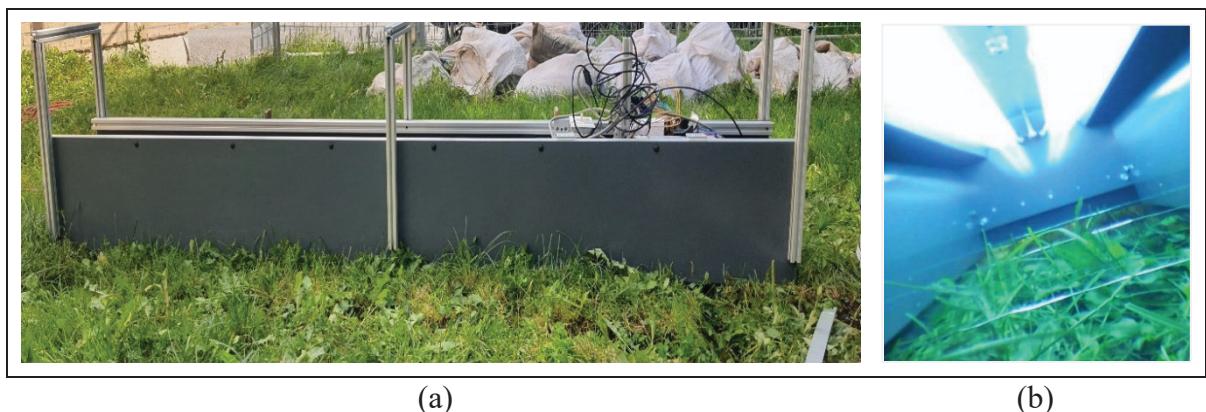


Figure 2.4 Irradiateur UV : (a) le dispositif, et (b) vue de l'intérieur du dispositif en fonctionnement

Ce cadre interne (en PVC gris) est fermé de tous les côtés, sauf sur sa face inférieure en contact direct avec le sol végétalisé. Il intègre deux lampes UV-C OSRAM HNS L 55 W 2G11 du fabricant OSRAM (2024a), de 40 mm de diamètre, mesurant 533 mm de long pour une puissance unitaire 55 W et une longueur d'onde de 254 nm chacune, et dont la hauteur par

rapport au sol est ajustable. Ces lampes sont destinées à la purification de l'eau, de l'air et des surfaces avec une efficacité pour l'inactivation des bactéries et des virus (OSRAM, 2024b). De plus, trois petites raclettes, installées à la base du dispositif, permettent de déplacer les fibres de la pelouse pour assurer une meilleure pénétration du rayonnement UV. Enfin, une caméra endoscopique a été ajoutées au cadre interne pour surveiller en temps réel que l'irradiation est fonctionnelle et uniforme sur toute la surface traitée.

Lors de chacun des essais d'irradiation, une simulation de pluie-inondation-retrait des EUUD est d'abord réalisé, suivi d'un prélèvement des surfaces afin de connaitre la contamination transmise aux différentes parcelles. Un lavage « hygiénique » est ensuite réalisé. Le lendemain, avant l'irradiation, un échantillonnage témoin est effectué pour mesurer l'effet du lavage de la veille. Pour chacun des deux essais d'irradiation réalisés (hauteurs de 6,0 et 10,5 cm du sol végétalisé), six durées d'exposition (valeurs visées : 1,5 s, 3 s, 6 s, 12 s, 24 s et 48 s) ont été testées afin de déterminer l'effet des UV en fonction du temps de contact. Lors des opérations d'irradiations aux rayons ultraviolets, le cadre interne est déplacé longitudinalement à vitesse constante le long des rails de la structure porteuse de manière à générer les temps de contact désirés. Un autre échantillonnage est réalisé immédiatement après l'irradiation pour apprécier son effet immédiat.

2.3 Description des étapes de préparations des eaux usées diluées

2.3.1 Prélèvement des eaux usées

Tout au long du projet, les prélèvements et la livraison des eaux usées ont été assurés par l'équipe de MHM – Aqueduc de la Ville. Les eaux usées sont prélevées à l'aide d'une conduite munie d'une crépine afin d'éviter l'aspiration de solides grossiers. Ces prélèvements se font généralement le jour des essais à proximité du site d'études, à même l'égout unitaire. Ensuite, l'eau usée prélevée des barils de 200 L est directement livrée sur le site d'études quelques minutes avant le lancement des essais. À 15 minutes du lancement de l'étape d'inondation de

l'essai, l'eau usée est mélangée à de l'eau potable préalablement déchlorée pour simuler sa dilution par les eaux de pluie (réf. : section 2.3.2 pour la méthode de l'enlèvement du chlore).

2.3.2 Préparation de l'eau usée unitaire diluée

Sur la zone d'expérimentation, des réservoirs de 1000 L sont dédiés au stockage de l'eau usée unitaire diluée. Deux autres réservoirs de 100 L sont affectés à l'alimentation des buses de pluie. Tous ces réservoirs ont été remplis d'eau potable plusieurs jours avant les essais.

Les essais préliminaires ont démontré que l'eau potable (présence de chlore résiduel) affectait les microorganismes présents dans l'eau usée unitaire diluée à 98 %. Ainsi, deux méthodes de prétraitement ont été utilisées afin de déchlorer l'eau potable, soit l'adsorption sur le charbon actif⁵ et l'utilisation du produit *Nutrafin Aqua Plus*⁶. Les eaux potables de tous les réservoirs de simulation ont d'abord été traités avec du charbon actif granulaire pendant au moins 24 h avant chaque essai à l'aide d'un système de recirculation sur une colonne (volume de garnissage de près de 4 L). Puis, à titre de précaution, une dose de 100 mL de *Nutrafin Aqua Plus* par 1000 L d'eau a été ajoutée le jour même de l'essai à 30 min avant son lancement. Enfin, des mesures de chlore résiduel ont également été effectuées avant chaque essai sur le terrain.

2.4 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental (Figure 2.5) est constitué de panneaux de coffrage en bois de 19 mm d'épaisseur, assemblés pour former un cadre parallélépipédique sans fond, délimitant ainsi la zone d'inondation sur la parcelle d'essai (d'une superficie de 1,05 m²). Il est doté d'une conduite en PVC (diamètre 13 mm, avec orifices de 6,4 mm espacés aux 10 cm de centre à

⁵ Type BC-410-55 : fourni par Aquamerik et destiné à des traitements en phase vapeur ou liquide; taille de granulés : 2,00 à 4,76 mm; surface spécifique : 1075 m²/g.

⁶ Conditionneur d'eau de marque Hagen, destiné à l'élimination du chlore et des chloramines de l'eau d'aquariums.

centre) permettant l'alimentation et la vidange des eaux usées unitaire diluées (EUUD), ainsi que d'une rampe en porte-à-faux équipée d'une buse en acier inoxydable (BETE, WL-1/4 90 316) permettant de simuler la pluie.

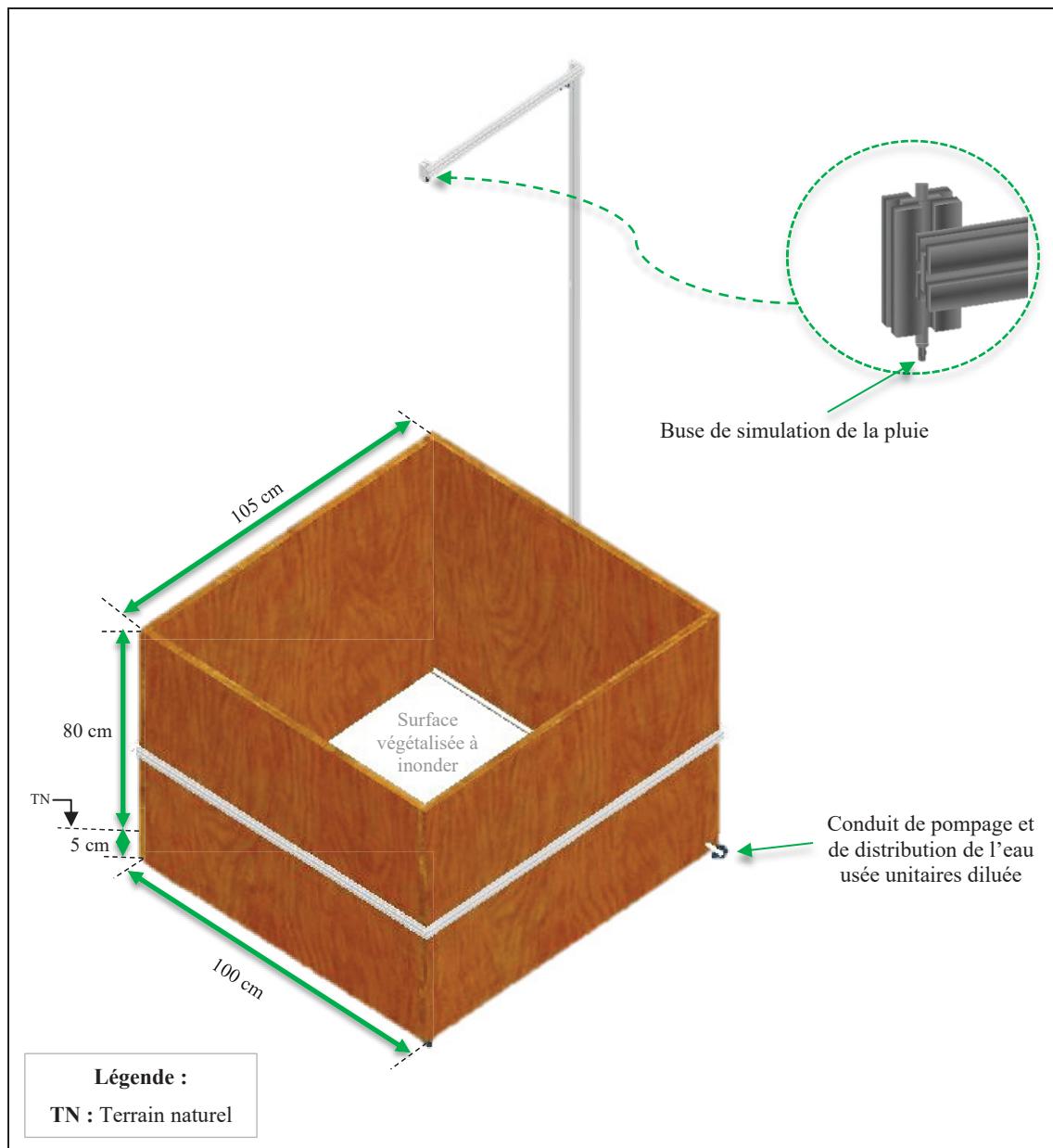


Figure 2.5 Simulateur de pluie et d'inondation (dispositif expérimental)

L'alimentation en eau est assurée par un pompage depuis un réservoir de 1000 L contenant les EUUD avec de l'eau potable déchlorée, tandis qu'une pompe d'aspiration permet la vidange du dispositif. La buse de simulation de pluie est alimentée par une pompe dédiée reliée à un autre réservoir. Un réseau de conduites, de vannes, de raccords, etc., assure l'alimentation et l'évacuation des eaux ainsi que le contrôle des débits. Des mesures de la hauteur d'eau et des vannes de contrôle permettent de réguler le débit de pompage, et par conséquent, la vitesse de remplissage et de vidange du dispositif.

La veille d'un essai, des sillons de 2 cm de largeur de large et 5 cm de profondeur [Figure 2.6 (b)] sont creusés en veillant à retirer soigneusement la terre sans contaminer la parcelle d'essai. Ces sillons permettent d'encastrer le dispositif dans le sol pour limiter les fuites d'eau lors de l'inondation simulée. De plus, des pertes d'eau (fuites sous le dispositif) peuvent survenir en fonction de la nature du sol sous la parcelle d'essai, en particulier en raison des tunnels creusés par les annélides (lombrics). Ainsi, pour prévenir la contamination d'autres parcelles (proches) pendant les essais, des fossés d'évacuation sont aménagés autour de chaque parcelle [Figure 2.6 (a)].

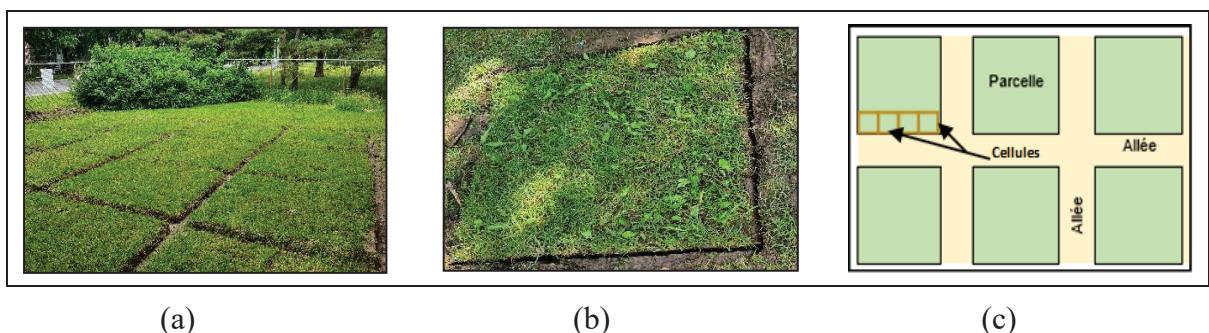


Figure 2.6 Images de : (a) fossés d'évacuation, (b) sillons d'encastrement du dispositif expérimental, et (c) disposition des parcelles

Par la suite, un joint d'étanchéité en polyéthylène enroulé a été inséré dans chaque sillon avant d'y placer le dispositif. Toujours dans le but d'améliorer l'étanchéité et de réduire davantage les fuites, un compactage du sol à proximité de la paroi extérieure du dispositif est réalisé. Des sacs remplis de sable sont déposés à même le sol compacté pour (appliquer une pression uniforme sur la base et limiter les infiltrations sous le dispositif) et environ 12 autres sacs sont

accrochés aux quatre parois du dispositif (3 par paroi) afin de maintenir l'ensemble de la structure bien encastrée.

Les parcelles d'essai sont réparties sur le site de manière à ce que la pelouse soit la plus représentative de celle du parc Pierre-Bédard. Lors des fouilles, les parcelles adjacentes sont couvertes afin d'éviter tout contact direct avec la terre qui pourrait être une potentielle source de contamination. Ensuite, chaque parcelle est délimitée et identifiée pour assurer son suivi ultérieur.

2.4.1 **Simulation de la pluie**

Avant chaque essai, le débit des buses de pluie est vérifié puis ajusté (au besoin) de manière à produire une hauteur d'eau de 45 mm (référence 1/10 ans) en 180 min (3 h). Pour ce faire, une bâchée est installée au-dessus du dispositif d'essai, puis le volume d'eau recueillie durant une période donnée est mesuré. Le débit de pluie est alors ajusté à 16 L/h à l'aide de la vanne régulant l'arrivée d'eau de pluie du dispositif d'essai (Figure 2.7).



Figure 2.7 Simulation de la pluie

2.4.2 Conditions de remplissage et de vidange

Les étapes de remplissage et de vidange reflètent respectivement à la phase d'inondation du parc par les EUUD et à la phase de retrait de celles-ci (eaux redirigées vers l'égout unitaire) lors d'un épisode inondation. Ainsi, selon la conception du système du parc éponge Pierre-Bédard, du volume des précipitations attendues et de celui des égouts combinés avant débordement, un délai de 90 min est nécessaire après le début de la pluie pour rediriger l'eau vers le parc sur une durée de 30 min (données de base fournies par le Service de l'eau de la Ville de Montréal).

Les conditions de référence lors des essais ont été les suivantes :

- lancement de la simulation de pluie;
- lancement de l'inondation 30 minutes après le début de la pluie (sans arrêt de la pluie);
- arrêt l'inondation (ou remplissage) de 30 min après son lancement (hauteur d'eau visée dans le dispositif de 600 mm);
- durées de vidange de 15 ou 70 min (selon les essais);
- arrêt de la pluie après 180 min.

Lors des essais, des fuites d'eau non maîtrisées se produisent aussi bien pendant le remplissage que durant la vidange. Ces pertes d'eau rendent difficile le respect des conditions de référence préétablies. Pour remédier à ces pertes d'eau, le remplissage est réalisé en s'efforçant de respecter la hauteur de lame d'eau de 600 mm à l'intérieur du dispositif suivant un délai de 30 min (durée théorique du remplissage / d'inondation) quitte à pomper des volumes d'EUUD supérieurs aux valeurs théoriques attendues de 630 L ($1,00 \text{ m} \times 1,05 \text{ m} \times 0,60 \text{ m} = 0,63 \text{ m}^3$) ou à dépasser les 30 min afin de pouvoir compenser les pertes. Lorsque les pertes sont trop élevées, le critère de hauteur d'eau de 600 mm, de même que le délai de 30 min pour le remplissage ne sont pas toujours atteints. De plus, ces pertes empêchent parfois le respect du temps de vidange de 15 ou de 70 min. Lors de chaque essai, l'ensemble des informations présentées précédemment (temps de pluie, inondation et de vidange, de même que la hauteur d'eau atteinte), ainsi que les volumes d'eau pompés vers le dispositif, estimés par la différence de

niveau dans les réservoirs de 1000 L sont notés afin de pouvoir quantifier le volume d'eau ayant effectivement transité par le dispositif.

Enfin, si la durée de vidange de 70 min ne peut être respectée en raison de pertes trop importantes, la pluie artificielle est mise à l'arrêt quelques minutes avant la fin de la vidange pour éviter qu'elle contribue au lavage de la surface végétalisée. La Figure 2.8 résume les quatre grandes étapes d'une simulation de pluie-inondation.

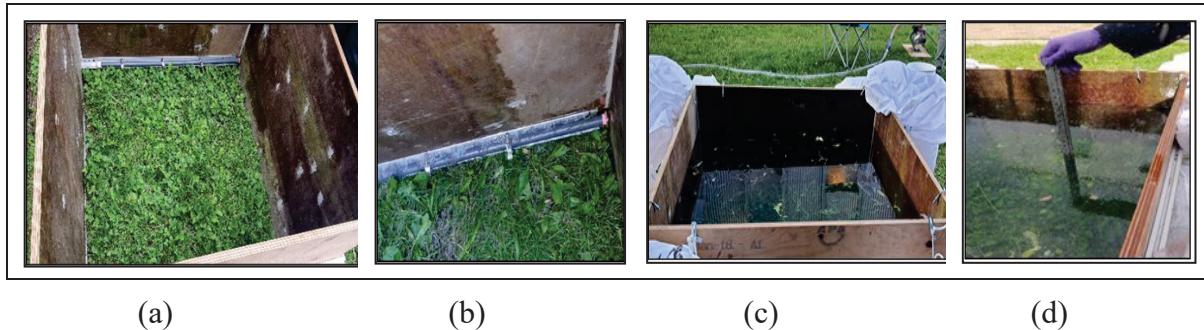
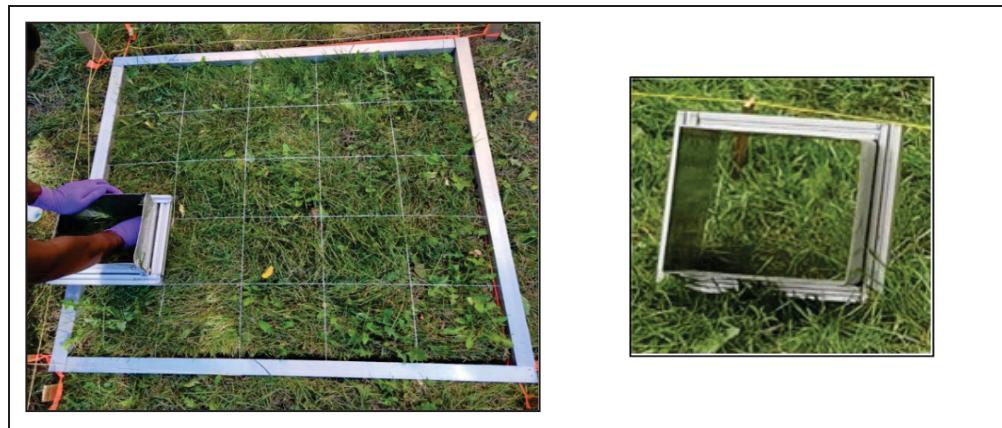


Figure 2.8 Étapes de remplissage et vidange : (a) installation du dispositif, (b) début du remplissage, (c) fin du remplissage, (d) contrôle de la hauteur d'eau et début de la vidange

2.5 Méthodes d'échantillonnage des surfaces végétalisées

Deux méthodes d'échantillonnage des surfaces végétalisées ont été développées et utilisées, à savoir l'extraction à l'eau et celle à l'éponge. Pour ces méthodes, les échantillons ont été collectés à l'aide d'un guide de prélèvement en aluminium ou en acier de dimensions 20 cm x 20 cm x 20 cm [Figure 2.9 (b)], installé dans une portion (cellule) du cadre-repère de la parcelle [Figure 2.9 (a)]. Ce guide permet de délimiter la zone échantillonnée à une sous-surface de 400 cm² et d'éviter toute contamination des cellules adjacentes.



(a) Cadre-repère

(b) Guide de prélèvement

Figure 2.9 Outils d'échantillonnage

2.5.1 Échantillonnage par extraction à l'eau

Cette méthode d'échantillonnage est conçue pour récupérer un maximum de microorganismes de la surface des brindilles (tiges) de pelouse ou du paillis au sol. Au début du prélèvement, le cadre-repère [Figure 2.9 (a)] est positionné sur la parcelle à échantillonner, puis le guide de prélèvement [Figure 2.9 (b)] est légèrement enfoncé dans le sol sur quelques millimètres afin d'éviter que l'eau ne migre vers les cellules avoisinantes. Une fois le guide bien en place, un volume de 5 L d'eau tamponnée (préparée par osmose inverse à partir d'eau déminéralisée et enrichie avec des tampons nutritifs *HACH* n°1486266, selon les recommandations du fabricant) est rapidement versé (quelques secondes). Immédiatement après, l'eau versée est brassée avec une main gantée en prenant le soin d'agiter les brindilles de la pelouse dans l'idée de maximiser l'extraction des microorganismes présents. À cette étape, quinze mouvements sont effectués horizontalement et quinze autres verticalement dans les deux axes en l'espace de 30 secondes afin d'éviter que l'eau ne s'infiltre dans le sol. L'échantillon est ensuite recueilli dans une bouteille prévue à cet effet et directement mis au frais dans une glacière pour conservation avant analyse.

Une fois le prélèvement terminé, le reste de l'eau est retiré par pompage de surface pour éviter toute contamination des zones voisines lors du retrait du guide. Enfin, le guide de prélèvement est retiré et nettoyé avant le prochain prélèvement.

2.5.2 Échantillonnage par extraction à l'éponge

L'échantillonnage à l'éponge vise à quant à lui à récupérer les microorganismes présents à la surface des tiges du gazon (pelouse). L'idée est de simuler le contact des mains, doigts, ou autres parties du corps humain, ou encore avec des objets (comme des balles, ballons, etc.) avec une pelouse potentiellement contaminée lors d'activités dans un parc quelconque. Ainsi, afin de reproduire ce contact ou cette potentielle transmission, un échantillonnage par frottement a été réalisé en utilisant une éponge 3M™ (HS10BPW) de 4 cm x 8 cm (préalablement humidifiée avec de l'eau peptonée tamponnée). Ce type d'éponge, conçu pour les prélèvements de surfaces, permet de recueillir divers organismes biologiques, tels que les coliformes, *Escherichia coli*, *Campylobacter*, *Enterobacteriaceae*, *Listeria*, *Staphylococcus aureus*, *Salmonella*, ainsi que les bactéries aérobies, lactiques, les levures et les moisissures (3M Canada, s.d.).

Pour chaque prélèvement, le guide de prélèvement est placé sur la zone de prélèvement (20 cm x 20 cm). Conformément aux instructions de manipulation du fabricant 3M™, l'éponge est saisie par sa largeur (8 cm) avec une main gantée afin d'utiliser l'une de ses grandes surfaces pour le prélèvement sur les tiges. À partir d'un bord du guide de prélèvement [Figure 2.9 (b)] servant de repère, l'éponge est doucement frottée 4 fois (avec un léger chevauchement des passages) jusqu'au bord opposé, puis ramenée au point de départ à chaque cycle de frottement. La pression appliquée lors du frottement doit plier les brindilles de la pelouse sans les abîmer. Ensuite, l'éponge est retournée à 180° afin d'exploiter sa seconde grande surface. Le frottement est répété dans le sens inverse, en prenant le bord opposé comme repère de départ. Enfin, après avoir tourné l'éponge pour exposer sa seconde grande surface, le même procédé est répété, mais cette fois dans un axe perpendiculaire au premier, toujours avec les parois du cadre comme repères. En résumé, cette technique assure quatre passages de

frottement couvrant l'intégralité de la surface (400 cm²) de la zone d'échantillonnage, dans deux directions orthogonales.

L'éponge est ensuite découpée en quatre morceaux à l'aide de ciseaux désinfectés, puis placée dans une bouteille d'échantillonnage de 500 mL contenant 400 mL d'eau tamponnée (eau déminéralisée avec tampons nutritifs *HACH* n°1486266). Le tout est hermétiquement fermé, puis agité pour extraire les microorganismes des morceaux d'éponge et homogénéiser le contenu. Enfin, l'échantillon est conservé au frais (dans une glacière) avant d'être analysé en laboratoire.

2.6 Paramètres suivis et méthodes analytiques

Les coliformes thermotolérants ont été d'abord retenus comme indicateurs dans cette étude lors de la première phase en raison de leur prévalence caractéristique dans les milieux contaminés par des matières fécales. Ces bactéries ont été analysées conformément à la méthode SMEWW 9222 D, recommandée par l'*American Public Health Association* (APHA, 2017). Cette approche repose sur la filtration sur membrane, suivie d'un dénombrement des colonies. Les coliformes pouvant être présents naturellement dans le sol, notamment autour des bases racinaires des végétaux des surfaces gazonnées, des « échantillons témoins » provenant des surfaces non exposées ont été analysés et comparés systématiquement aux résultats des surfaces contaminées afin de considérer cette éventualité. La présence de coliformes thermotolérants est indicatrice de sources de contaminations potentielles telles que les déjections d'animaux domestiques, d'animaux sauvages, de l'activité des usagers, et du ruissellement de surface (INSPQ, 2019).

L'*Escherichia coli* a été spécifiquement analysée comme un indicateur direct de contamination fécale lors de la deuxième phase. Bien que *Escherichia coli* soit majoritairement représentée parmi les coliformes thermotolérants (INSPQ, 2003), d'autres genres bactériens, tels que *Klebsiella*, *Enterobacter* et *Citrobacter* (Santé Canada, 2020; APHA, 2017; Elmund, 1999) peuvent également être détectés. Les analyses d'*E. coli* ont été menées en suivant la méthode

MA. 700 – Ec.BCIG 1.0 reposant sur l'utilisation d'un milieu de culture mFC-BCIG (CEAEQ, 2016).

Le *Clostridium perfringens* a été introduit lors de la deuxième phase du projet comme indicateur pour la détection de contaminations fécales anciennes (en plus des deux paramètres microbiologiques suivis). Les spores de cette bactérie sont particulièrement résistantes aux conditions environnementales, ce qui les rend utiles pour évaluer les contaminations persistantes. La méthode d'analyse utilisée est l'ISO 14189. Elle repose sur la filtration à travers une membrane ayant des pores de 0,45 µm et le dénombrement des colonies (ISO/TC 147, 2013). Lors des analyses, tous les échantillons ont été préalablement pasteurisés afin d'éliminer les microorganismes interférents. De ce fait, cette pasteurisation a également éliminé, du moins en grande partie, la forme végétative de *C. perfringens*, alors que sa forme sporulée est reconnue pour être thermorésistante (Palop, Mañas et Condón, 1999; Setlow, 2006). Cette méthode a ainsi principalement permis de doser les spores de *C. perfringens* (non endommagées et viables) présents dans les échantillons.

Les analyses bactériologiques ont été réalisées à la STEPPE de l'ETS ou encore par les équipes des laboratoires de Crémazie et de la station d'épuration Jean-R. Marcotte de la Ville de Montréal. Tous les échantillons ont été conservés au froid (glacière) jusqu'à leur retour au laboratoire, puis préservés à une température de 4 ± 1 °C jusqu'à leur analyse. Dans la mesure du possible, les analyses de coliformes thermotolérants, de *Clostridium perfringens* ou d'*Escherichia coli* ont été effectuées le jour de leur prélèvement, sinon, elles ont été remises au lendemain.

En complément, des paramètres microbiologiques présentés, d'autres paramètres physico-chimiques tels que le pH ainsi que le chlore résiduel de l'eau potable et de l'eau dilution ont été régulièrement suivis tout au long du projet. Le pH a été analysé sur les échantillons d'eaux usées unitaires pour détecter d'éventuelles anomalies, telles que l'apport de substances acides ou alcalines illicites. Ces mesures ont servi de contrôle pour évaluer les impacts potentiels des effluents sur les surfaces végétalisées contaminées. Enfin, le chlore libre a été analysé selon la méthode *HACH 8021*, qui repose sur une réaction colorimétrique spécifique.

Le Tableau 2.2 présente les paramètres analysés ainsi que les méthodes et leurs principes suivant les phases du projet et les laboratoires d'analyse.

Tableau 2.2 Méthodes et principes des paramètres analysés

Paramètres	Méthodes	Principes	Laboratoires sollicités	
			Phase 1	Phase 2
Coliformes thermotolérants (fécaux)	SMEWW – 9222 D	Filtration sur membrane et de dénombrement des colonies (plage de lecture de 20 à 60 UFC)	STEPPE-ÉTS	---
<i>Clostridium perfringens</i>	ISO 14189	Filtration sur membrane et de dénombrement des colonie (plage de lecture de 10 à 80 UFC)	---	Laboratoires de la Ville de Montréal
<i>Escherichia coli</i>	MA. 700 – Ec.BCIG 1.0 du CEAEQ avec milieu de culture mFC-BCIG	Filtration sur membrane et de dénombrement des colonies (plage de lecture de 20 à 80 UFC)	Laboratoire de la Ville de Montréal	STEPPE-ÉTS
Chlore libre	Method 8021 <i>HACH DPD</i> Method (<i>Powder Pillows</i>) – 0,02 à 2,00 mg Cl ₂ /L	Spectrophotométrie (Hach DR2700; longueur d'onde : 530 nm)	STEPPE-ÉTS	
pH	SMEWW – 4500-H+ B	Électrométrie	STEPPE-ÉTS	

2.6.1 Exploitation des données bactériologiques

Expression de la charge bactériologique en volume par unité de surface

Les concentrations microbiologiques issues des analyses de laboratoire, initialement exprimées en unités formant colonies par unité usuelle pour les échantillons d'eau (UFC/100 mL) ont été converties en UFC par mètre carré de surface (UFC/m²). Ce choix méthodologique vers une unité surfacique vise à mieux représenter la réalité du phénomène étudié, à savoir le dépôt et la dynamique de transfert des charges bactériologiques des EUUD vers les surfaces végétalisées à la suite d'un épisode d'inondation. En ramenant les résultats à l'échelle du sol,

cette méthode permet une évaluation plus représentative de la contamination effective des zones enherbées, et donc une interprétation plus cohérente des risques environnementaux et sanitaires associés.

Les équations (2.1) à (2.4) explicitent les différentes étapes de calcul et les méthodes employées pour estimer les charges bactériologiques transférées au sol à partir des données expérimentales. En complément, les équations (2.5) à (2.9) exprimées respectivement en réduction logarithmique (\log_{10}) et en pourcentage (%), permettent d'apprécier le taux de transfert et d'enlèvement de la contamination microbiologique.

1. Calcul en UFC/100 mL d'eau contaminée en fonction de la quantité de colonies comptées (Ville de Montréal, s.d.)

$$UFC/100\text{ mL} = \left(\frac{\sum \text{nombre de colonies comptées}}{\sum \text{volumes d'échantillons d'eau filtrés}} \right) \times FD \times 100 \quad (2.1)$$

Avec :

FD : facteur de dilution de l'eau analysée;

100 : facteur de conversion du volume d'eau analysée (de 1 à 100 mL).

2. Conversion de UFC/100 mL en UFC/cm² : cas d'une parcelle végétalisée de 1,05 m²

$$UFC/cm^2 = \left(\frac{UFC/100\text{ mL}}{100} \right) \times \left(\frac{V_p}{S_p} \right) \quad (2.2)$$

Avec :

100 : facteur de conversion du volume d'eau analysée (pour passer de de 1 à 100 mL);

V_p : volume d'eau usée unitaire diluée transféré à une parcelle lors d'un essai;

S_p : surface d'une parcelle (10 500 cm²).

3. Conversion de UFC/100 mL en UFC/cm² : cas d'une cellule végétalisée de 400 cm²

$$UFC/cm^2 = \left(\frac{UFC/100 mL}{100} \right) \times \left(\frac{V_c}{S_c} \right) \quad (2.3)$$

Avec :

100 : facteur de conversion du volume d'eau analysée (pour passer de 1 à 100 mL);

V_c : volume d'eau peptonée tamponnée transféré à une cellule lors de son échantillonnage (\approx 5000 mL);

S_c : surface d'une cellule (400 cm²).

4. Conversion de UFC/cm² en UFC/m²

$$UFC/m^2 = UFC/cm^2 \times 10\,000 \quad (2.4)$$

Avec :

10 000 : facteur de conversion du volume d'eau analysée (pour passer de cm² à m²).

5. Conversion de log₁₀ d'enlèvement en pourcentage (%) ou taux d'enlèvement

$$\% d'enlèvement = \left(1 - \frac{1}{10^{C_t}} \right) \times 100 \quad (2.5)$$

Avec :

C_t : concentration bactérienne en log (d'enlèvement).

6. Conversion de % d'enlèvement en log₁₀ d'enlèvement

$$\log = -\log_{10} \left(1 - \frac{C_t}{100} \right) \quad (2.6)$$

Avec :

C_t : concentration bactérienne en % d'enlèvement.

7. Calcul du transfert de la contamination des EUUD vers la pelouse (sol)

$$Transfert \text{ au sol} = \frac{(B)}{(A)} \times 100 \quad (2.7)$$

Avec :

(A) : charge ayant transité par parcelle;

(B) : contamination naturelle de la parcelle (témoin d'essai).

Calcul du taux enlèvement observé

$$Taux \text{ enlèvement observé} = \log_{10} \left(\frac{(B)}{(C)} \right) \quad (2.8)$$

ou

$$Taux \text{ enlèvement observé} = \frac{(B) - (C)}{(B)} \times 100 \quad (2.9)$$

Avec :

(B) : contamination naturelle de la parcelle (témoin d'essai);

(C) : charge résiduelle.

Exploitation des données

Le traitement des données brutes issues des différentes analyses bactériologiques a été réalisé conformément aux directives du SMEWW, du (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec - CEAEQ, 2014) et de la (Ville de Montréal, s.d.) Lors de la génération de certaines figures (graphiques), les résultats finaux exprimés sous la forme « > X UFC/m² » ou « < X UFC/m² » ont été systématiquement remplacés par leurs valeurs seuils respectives, soit X. Bien que cette approche puisse introduire une certaine distorsion dans la présentation des données, les symboles « < » ou « > » ont été conservés dans les figures pour signaler ces valeurs seuils

Lorsque les ensembles de données comprenaient une ou plusieurs valeurs nulles, celles-ci ont été remplacées par la plus petite valeur non nulle mesurable selon les limites de la méthode utilisée. Cette substitution a permis de calculer la moyenne géométrique et la médiane tout en respectant la cohérence des analyses. Enfin, certains résultats ont été exprimés sous forme de boîtes à moustaches afin de mieux représenter la distribution des données et les variations observées.

2.6.2 Exploitation des données météorologiques et cartographiques

Le traitement des données s'est appuyé sur une approche intégrée, combinant des analyses des données géospatiales et des informations météorologiques quotidiennes. Lors de la première phase, les variables météorologiques telles que les précipitations, la température et la durée d'illumination journalière ont été extraites du portail d'Environnement et Changement climatique Canada (Conditions météorologiques et climatiques passées), à partir de la station météorologique de Montréal / Aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau.

Pour la seconde phase, une précision accrue a été recherchée grâce à l'exploitation des données pluviométriques issues de 5 stations locales (1091, 1121, 1281, 1441 et 1601), toutes situées à proximité immédiate des différents parcs étudiés. Ces données ont été enrichies par les informations relatives aux périodes de récurrence des épisodes pluvieux les plus significatifs ($R < X$ années) durant la période d'étude. L'ensemble de ces données, fournies par la Ville de Montréal, ont permis une caractérisation détaillée et différenciée des épisodes pluvieux pour chacun des sites, renforçant ainsi la robustesse des analyses spatiales et temporelles de la contamination. En complément, des données météorologiques quotidiennes complémentaires ont été tirées du site d'Environnement et ressources naturelles du Gouvernement du Canada (Conditions météorologiques et climatiques passées) pour la station météorologique la plus proche géographiquement des sites, soit celle de McTavish.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS

Ce chapitre est organisé en deux parties principales, en lien avec la réalisation des deux phases d'essais expérimentaux, de manière à mieux refléter la progression du projet. La phase 1 (section 3.1), de nature exploratoire, visait à tester diverses méthodes et à établir les bases de l'étude en identifiant les approches les plus pertinentes pour la suite des travaux. La phase 2 (section 3.2) a permis d'élargir le champ d'analyse, notamment en intégrant d'autres sites d'échantillonnage et de nouveaux paramètres de suivi. Chaque phase comprend la présentation des résultats issus des différents essais menés, suivi d'une synthèse qui résume les principaux constats et propose les premières pistes de réflexion.

Afin de faciliter l'interprétation visuelle et la traçabilité des résultats, une charte colorimétrique a été mise en place pour coder l'ensemble des essais, des types d'intervention et des sites. Cette codification a été appliquée de manière systématique aux courbes, aux cartes et aux tableaux, selon deux principes : évoquer immédiatement la nature de l'intervention et assurer une reconnaissance visuelle intuitive des résultats. Cette charte colorimétrique a été étendue aux tableaux et les couleurs ont été attribuées comme suit :

Pour les titres des figures des essais,

- **Gris** : suivi des parcelles situées à l'ombre;
- **Orange** : suivi des parcelles en plein soleil, interventions par irradiation UV (naturelle ou artificielle) et moyenne géométrique;
- **Rouge** : essais impliquant les désinfectants (chlore et THYMOX);
- **Bleu** : interventions à base d'eau (lavages à l'eau, extraction à l'eau);
- **Brun** : charge brute transmise au sol;
- **Vert** : extraction par éponge et représentation des médianes;

Pour les suivis des contaminations naturelles des parcs,

- **Bleu foncé** : points d'échantillonnage du parc Pierre-Bédard;

- **Noir** : parc Saint-Jean-Baptiste;
- **Jaune** : parc du Père-Marquette;
- **Mauve** : parc Sir-Wilfrid-Laurier;
- **Rouge** : parc La Fontaine;
- **Vert foncé** : parc Marguerite-Bourgeoys.

Dans cette même optique de facilitation de la lisibilité et de l’interprétation spatiale, des cartes interactives ont été réalisées à l’aide du logiciel QGIS 3.40 Bratislava (2024), intégrant les fonds de carte Bing Maps et les données géospatiales des limites administratives de la Ville de Montréal (2024e). Chaque point d’échantillonnage y est représenté par un marqueur coloré (couleur correspondant à sa teinte symbolique issues de la charte). Un clic sur un point échantillonné permet d’ouvrir un onglet centré sur ce point dans Google Maps, facilitant la visualisation de son environnement immédiat (ANNEXE III). Cette cohérence graphique est également respectée dans les tableaux d’analyse, permettant une lecture rapide et une corrélation directe entre les sites, les méthodes, et les niveaux de contamination observés.

3.1 Résultats des suivis de la charge bactériologique et des essais de mitigation de la phase d’expérimentation n°1

Deux indicateurs microbiens principaux ont été retenus pour cette première série d’essais : les coliformes thermotolérants (pour les analyses de tous les essais de la phase 1) ainsi que l’*Escherichia coli* (seulement pour les analyses d’extraction à l’eau avec une dilution à 95 %). Ces microorganismes sont traditionnellement utilisés comme indicateurs de contamination fécale dans les environnements aquatiques et terrestres. Leur suivi avait pour but d’évaluer non seulement la persistance de la contamination après l’inondation puis le retrait des eaux usées diluées (EUUD), mais également la sensibilité des différentes méthodes de prélèvement, d’analyse et d’atténuation de la contamination microbiologique appliquées au sol végétalisé. Les résultats obtenus lors de cette phase, considérée comme exploratoire, ont permis d’identifier les limites méthodologiques de manière à apporter les ajustements nécessaires pour la réalisation de la phase 2. Les conditions détaillées de chacun des essais réalisés à la phase 1 sont présentées au Tableau-A I-1 de ANNEXE I, p. 171.

3.1.1 Méthode d'extraction à l'eau et à l'éponge

La Figure 3.1 présente les résultats obtenus lors des extractions de coliformes thermotolérants (exprimés en UFC/m²) réalisées sur 18 échantillons témoins ($n = 18$) prélevés dans le parc Pierre-Bédard (zones situées à proximité de la zone d'essai). Ces extractions ont été effectuées selon deux méthodes : à l'eau et à l'éponge. Les diagrammes à moustaches de cette figure sont accompagnés de deux tableaux complémentaires à savoir le Tableau 3.1 qui compare les principales valeurs statistiques des deux méthodes, et le Tableau 3.2 résumant les conditions météorologiques des journées d'échantillonnage.

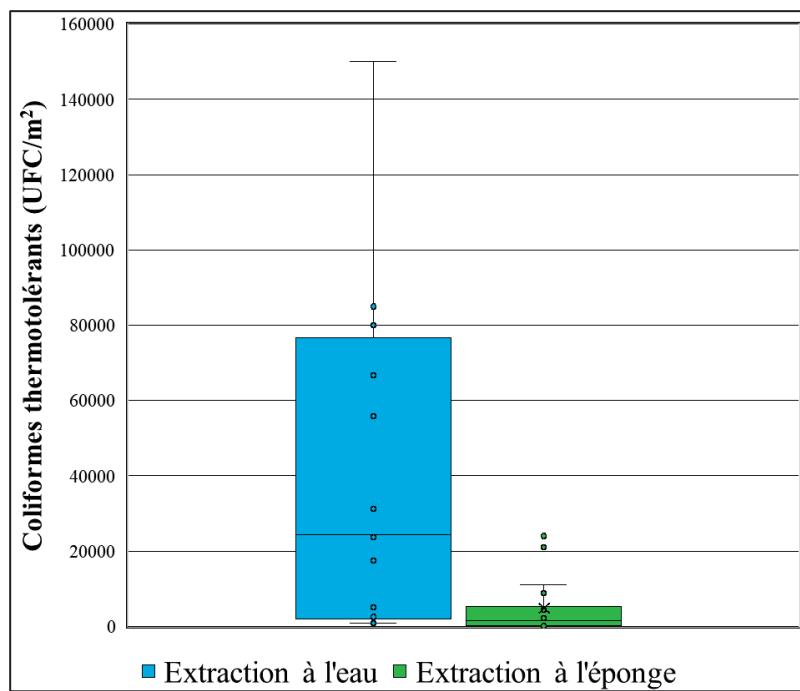


Figure 3.1 Résultats des extractions à l'eau et à l'éponge des coliformes thermotolérants des surfaces (18 échantillons témoins du parc Pierre-Bédard)

L'analyse de ces résultats met en évidence des différences marquées entre les deux méthodes. En effet, l'extraction à l'eau montre des concentrations significativement plus élevées que celle à l'éponge (Tableau 3.1). Ce résultat s'explique par le fait que la méthode à l'eau permet un contact plus global avec la végétation, y compris les tiges basses et le paillis de fond, alors que

l'éponge ne prélève que les surfaces directement accessibles. L'extraction à l'éponge représente ainsi une contamination potentielle plus réaliste dans le cas d'un contact manuel avec le sol, mais moins réaliste de la contamination de l'entièreté de la surface.

Tableau 3.1 Résultats des méthodes d'extraction (témoins de la contamination naturelle) de coliformes thermotolérants

Paramètres	Extraction (en UFC/ m ²)		Ratio : (B)/(A) 100
	Eau (A)	Éponge (B)	
Nombre de valeurs	18	18	---
Moyenne géométrique	$1,86 \cdot 10^4$	$1,09 \cdot 10^3$	5,9 %
Médiane	$2,44 \cdot 10^4$	$1,47 \cdot 10^3$	6,0 %
Quartile inférieur	$1,88 \cdot 10^3$	$1,50 \cdot 10^2$	---
Quartile supérieur	$7,67 \cdot 10^4$	$5,32 \cdot 10^3$	---
Minimum	$8,33 \cdot 10^2$	$6,70 \cdot 10^1$	---
Maximum	$5,94 \cdot 10^6$	$2,40 \cdot 10^4$	---

Par ailleurs, une variabilité plus importante est observée pour les résultats d'extraction à l'eau, notamment en raison de deux valeurs exceptionnellement élevées. En termes de concentration médiane, l'extraction à l'eau atteint environ 24 400 UFC/m², contre 1 500 UFC/m² pour celle à l'éponge. Cela représente un ratio de l'ordre de 6,0 %, soit une contamination mesurée environ 17 fois plus élevée avec la méthode à l'eau (Tableau 3.1). En croisant les résultats avec les données météorologiques (Tableau 3.2), aucune tendance claire n'a été observée entre les conditions climatiques et les niveaux de contamination.

Tableau 3.2 Données météorologiques de la période de suivi des surfaces végétalisées témoins

Indicateur biologique	Dates : période 2023	Échantillon <i>n</i>	Pluie (mm)	Temp. (°C)	
				min.	max.
Coliformes thermotolérants	28 septembre	1	0,0	8,8	21,5
	29 septembre	2	0,0	11,3	20,1
	1 ^{er} octobre	3	0,0	12,6	25,0
	4 octobre	4	0,0	17,8	29,7
	5 octobre	5	0,0	17,6	28,6
	7 octobre	6	63,0	9,4	17,4
	11 octobre	7	1,8	8,5	12,5
	13 octobre	8	0,0	6,1	16,9
	14 octobre	9	0,0	6,3	15,0
	15 octobre	10	0,0	6,3	12,7
	18 octobre	11	0,0	7,0	14,7
	19 octobre	12	0,4	11,0	16,6
	20 octobre	13	0,0	11,9	19,0
	25 octobre	14	0,0	10,3	19,5
	30 octobre	15	8,0	0,4	4,6
	1 ^{er} novembre	16	0,8	-1,9	2,4
	2 novembre	17	0,8	-0,9	8,2
	5 novembre	18	1,3	0,0	8,5

3.1.2 Transfert de charges vers la surface végétalisée à la suite de l'inondation et du retrait des eaux usées unitaires diluées

La Figure 3.2 illustre les résultats d'essais réalisés avec une dilution de 95 % d'eau usée, sans distinction de la durée de vidange (15 min, *n* = 1; 70 min, *n* = 14). Cette dernière met en évidence, d'une part, la charge brute au sol (A) de coliformes thermotolérants ayant transité par la parcelle (exprimée en UFC/m²), et d'autre part la contamination résiduelle mesurée à la surface végétalisée suite au retrait des EUUD. Ce transfert de contaminants biologique est présenté selon les méthodes d'échantillonnage utilisées, soit l'extraction à l'eau (B) ou à l'éponge (C). Les principales valeurs statistiques sont présentées au Tableau 3.3. La section 1

dudit tableau présente les résultats obtenus pour les *E. coli* pour la même dilution (95 %), mais selon des conditions spécifiques (extraction à l'eau, vidange de 70 min), puis la section 2 illustre les concentrations en coliformes thermotolérants pour une dilution de 98 %, toutes durées de vidange confondues (15 et 70 min). Enfin, la section 3 du Tableau 3.3 fournit les données météorologiques de la période d'essais.

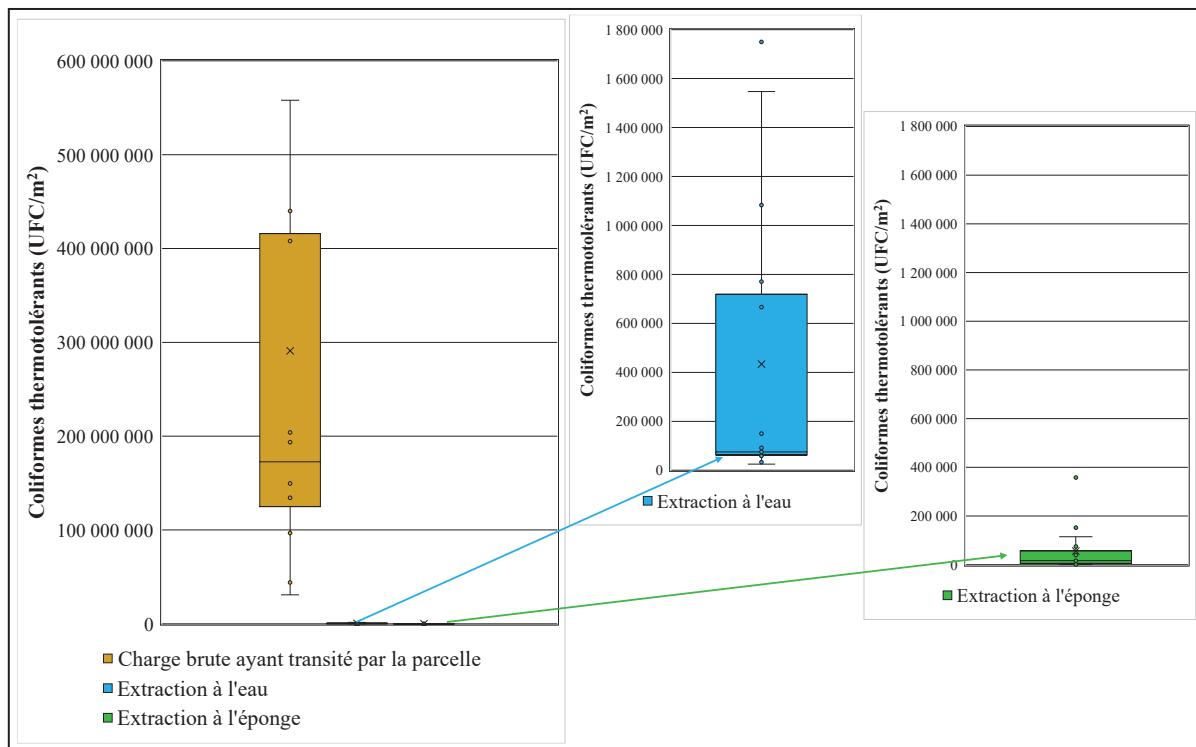


Figure 3.2 Résultats de transfert de coliformes thermotolérants contenus dans l'eau usée vers la pelouse suite au retrait des eaux (dilution 95 %; extractions à l'eau et à l'éponge)

De manière générale, les résultats obtenus montrent un transfert limité des contaminants présents dans l'EUUD vers la surface végétalisée. Pour une dilution de 95 % (coliformes thermotolérants), les analyses issues de l'extraction à l'eau indiquent un transfert (B)/(A) de l'ordre de 0,04 % pour l'extraction à l'eau, contre 0,01 % pour celle avec l'éponge (résultats basés sur la médiane; section 1 du Tableau 3.3), et ce, sans tenir compte de la contamination de fond naturellement présente sur les parcelles végétalisées avant l'inondation.

Tableau 3.3 Résultats du transfert des charges contenus dans les EUUD vers la surface végétalisée suite au retrait des eaux (exactions à l'eau et à l'éponge)

Paramètres	Unité	Charge brute transférée (A)	Extraction de contamination déposée sur parcelle		Ratio		
			Eau (B)	Éponge (C)	(B)/(A)·100	(C)/(A)·100	(C)/(B)·100
Section 1 - Coliformes thermotolérants (dilution 95 %)							
Nb. de valeurs	---	12	15	15	---	---	---
Moy. géo.	UFC/m ²	$1,86 \cdot 10^8$	$1,58 \cdot 10^5$	$1,59 \cdot 10^4$	0,085 %	0,0086 %	10 %
Médiane		$1,73 \cdot 10^8$	$7,50 \cdot 10^4$	$1,67 \cdot 10^4$	0,043 %	0,010 %	22 %
Quartile inf.		$1,25 \cdot 10^8$	$6,25 \cdot 10^4$	$5,60 \cdot 10^3$	---	---	---
Quartile sup.		$4,16 \cdot 10^8$	$7,19 \cdot 10^5$	$5,75 \cdot 10^4$	---	---	---
Minimum		$3,08 \cdot 10^7$	$2,50 \cdot 10^4$	$6,67 \cdot 10^2$	---	---	---
Maximum		$1,08 \cdot 10^9$	$1,75 \cdot 10^6$	$3,58 \cdot 10^5$	---	---	---
Section 2 – <i>Escherichia coli</i> (dilution 95 %)							
Nb. de valeurs	---	3	6	0	---	---	---
Essai 1	UFC/m ²	$2,31 \cdot 10^8$	$5,63 \cdot 10^4$	---	0,024 %	---	---
Essai 2			$5,63 \cdot 10^4$	---	0,024 %	---	---
Essai 3		$2,38 \cdot 10^8$	$6,50 \cdot 10^5$	---	0,27 %	---	---
Essai 4			$5,63 \cdot 10^4$	---	0,024 %	---	---
Essai 5		$2,24 \cdot 10^8$	$3,38 \cdot 10^4$	---	0,015 %	---	---
Essai 6			$4,50 \cdot 10^4$	---	0,020 %	---	---
Moy. géo. ^a		$2,31 \cdot 10^8$	$4,86 \cdot 10^4$	---	0,021 %	---	---
Médiane ^a		$2,31 \cdot 10^8$	$5,63 \cdot 10^4$	---	0,024 %	---	---
Section 3 - Coliformes thermotolérants (dilution 98 %)							
Nb. de valeurs	---	2	2	2	---	---	---
Essai 1	UFC /m ²	$< 1,08 \cdot 10^9$	$1,26 \cdot 10^6$	$1,17 \cdot 10^4$	---	---	---
Essai 2		$2,24 \cdot 10^8$	$2,21 \cdot 10^5$	$5,43 \cdot 10^4$	0,099 %	0,024 %	24,6 %

^a Calcul excluant la valeur de $6,50 \cdot 10^5$

Le Tableau 3.4 présente les données météorologiques de la période des essais sur le transfert des contaminants.

Tableau 3.4 Données météorologiques de la période des essais sur le transfert des contaminants

Indicateur biologique	Dilution	Dates : période 2023	Pluie (mm)	Temp. (°C)	
				min.	max.
<i>Escherichia coli</i>	95 %	28 septembre	0,0	8,8	21,5
		4 octobre	0,0	17,8	29,7
		14 octobre	0,0	6,3	15,0
		18 octobre	0,0	7,0	14,7
		1 ^{er} novembre	0,8	-1,9	2,4
Coliformes thermotolérants	98 %	28 septembre	0,0	8,8	21,5
	4 octobre	0,0	17,8	29,7	
	95 %	1 ^{er} novembre	0,8	-1,9	2,4

Concernant les essais menés à 95 % de dilution, avec extraction à l'eau et par temps froid (juste au-dessus du point de congélation, $n = 3$; Tableau 3.4), ils montrent un transfert (B)/(A) de 0,024 % d'*E. coli* (basé sur la médiane, section 2 du Tableau 3.3), soit dans le même ordre de grandeur que pour les coliformes thermotolérants. Dans le cas d'une dilution encore plus forte (98 %, section 3 du Tableau 3.3), les transferts observés pour les coliformes thermotolérants sont moindres, soit de l'ordre de 0,10 % pour l'extraction à l'eau (B)/(A) et d'environ 0,024 % pour l'extraction à l'éponge (C)/(B). Toutefois, ces derniers résultats reposent uniquement sur deux essais, ce qui limite leur portée de l'analyse. Le rapport des médianes (C)/(B) pour les deux types d'extraction réalisées est d'environ 25 %, comparable à ce qui a été observé pour d'autres conditions.

La comparaison basée sur la médiane de la contamination résiduelle post-inondation-vidange (section 1 du Tableau 3.3) avec celle des échantillons témoins naturels (Tableau 3.1) montre que la contamination finale est environ trois fois plus élevée. De plus, dans le cas des extractions à l'éponge, les transferts sont significativement plus faibles, avec un ratio (C)/(A) de l'ordre de 0,01 % (basé sur la médiane), soit l'équivalent d'une contamination environ 11 fois supérieure à celle mesurée dans le cas des échantillons témoins. Le rapport (C)/(B) (comparant l'extraction à éponge avec celle à l'eau) atteint quant à lui 22 % (section 1 du

Tableau 3.3), ce qui est notablement plus élevé que celui observé pour les échantillons témoins (de l'ordre de 6 %, Tableau 3.1). Le Tableau 3.4 fournit les données météorologiques de la période d'essais.

3.1.3 Suivi temporels après retrait des eaux usées unitaires diluées

Deux séries d'essais ont été conduites, l'une avec un arrêt de la pluie avant la fin de la vidange (durée visée de 70 min), et l'autre avec un arrêt de la pluie après la fin de la vidange (durée visée de 15 min). Pour chacune des séries, des dilutions d'eaux usées à 95 % et 98 % ont été utilisées, et les résultats d'extractions à l'eau ou à l'éponge ont été comparés à la valeur médiane des 18 échantillons-témoins de la contamination biologique naturelle, de même qu'à la valeur de contamination de l'échantillon-témoin du jour d'essai, et ce, afin d'évaluer l'évolution de la charge bactérienne en coliformes thermotolérants sur une période prolongée.

Suivi temporel de la contamination résiduelle (durée de vidange visée de 70 min)

Les essais réalisés avec une durée de vidange visée de 70 min visaient à simuler une situation pour laquelle la pluie cesserait avant que l'eau contaminée ne se soit complètement écoulée. Ces essais se sont déroulés sur une période de 33 jours (allant du 27/09/2023 au 30/10/2023), avec des extractions effectuées à l'eau et à l'éponge. La contamination initiale a été quasi systématiquement plus importante pour la dilution de 95 % par rapport à celle de 98 %, tant pour l'extraction à l'eau que pour celle à l'éponge (Tableau 3.5). Cet écart est particulièrement marqué dans les premiers jours suivant l'exposition dans le cas de l'extraction à l'eau.

Tableau 3.5 Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m²) des essais de suivi temporel avec vidange en 70 minutes

Date : période 2023	Jour de suivi	Méthodes d'extraction : coliformes thermotolérants (UFC/m ²)					
		Eau			Éponge		
		Dilution 95 %	Dilution 98 %	Témoin	Dilution 95 %	Dilution 98 %	Témoin
28 sept.	1	$1,75 \cdot 10^6$	$1,26 \cdot 10^6$	$4,63 \cdot 10^5$	$1,53 \cdot 10^5$	$1,17 \cdot 10^4$	$5,33 \cdot 10^3$
29 sept.	2	$2,24 \cdot 10^7$	$6,73 \cdot 10^6$	$5,00 \cdot 10^3$	$4,92 \cdot 10^4$	$3,60 \cdot 10^3$	$2,20 \cdot 10^3$
01 octobre	4	$1,57 \cdot 10^6$	$2,25 \cdot 10^5$	$5,58 \cdot 10^4$	$4,33 \cdot 10^3$	$2,53 \cdot 10^3$	$2,10 \cdot 10^4$
05 octobre	8	$2,08 \cdot 10^6$	$1,17 \cdot 10^5$	$8,00 \cdot 10^4$	$1,37 \cdot 10^4$	$< 5,33 \cdot 10^2$	$< 6,70 \cdot 10^1$
10 octobre	14	$1,02 \cdot 10^5$	$5,75 \cdot 10^4$	$> 1,50 \cdot 10^5$	$1,16 \cdot 10^4$	$9,40 \cdot 10^3$	$3,20 \cdot 10^3$
13 octobre	16	$3,75 \cdot 10^4$	$> 1,50 \cdot 10^5$	$2,50 \cdot 10^4$	$4,87 \cdot 10^3$	$7,73 \cdot 10^3$	$8,80 \cdot 10^3$
30 octobre	33	$9,42 \cdot 10^4$	$9,50 \cdot 10^4$	$8,50 \cdot 10^4$	$1,01 \cdot 10^4$	$2,32 \cdot 10^4$	$> 2,40 \cdot 10^4$

Une dynamique de recroissance bactérienne a été observée, notamment avec l'extraction à l'eau (Figure 3.3). En effet, une augmentation significative des concentrations en coliformes thermotolérants a été notée dès le 2^e jour pour les dilutions de 95 et 98 %, persistant jusqu'au 8^e jour dans le cas de la dilution à 95 %. Ce phénomène serait attribuable aux conditions favorables à la survie et à la multiplication des bactéries sur les surfaces végétalisées humides.

Au 33^e jour, les valeurs mesurées avec l'extraction à l'eau ont atteint près de 95 000 UFC/m² (pour la dilution les deux dilutions de l'échantillonnage à l'eau), ce qui représente une atténuation de l'ordre de 1,1 à 1,3 log (92,1 à 95,0 %) par rapport à la contamination initiale, estimée entre 1 300 000 et 1 800 000 UFC/m² selon la dilution. Toutefois, ces valeurs restent supérieures à la médiane des témoins d'essais, qui se situe à 24 400 UFC/m².



Figure 3.3 Résultats des essais de suivi temporel de la contamination sur 33 jours (suivi au 1^{er}, 2^e, 4^e, 8^e, 14^e, 16^e et 33^e jour; durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; dilutions : 95 % et 98 %; extraction à l'eau ou à l'éponge), avec données météorologiques correspondantes

Lors des extractions à l'éponge, les valeurs pour la dilution à 95 % se stabilisent entre $10\,000 \text{ UFC/m}^2$ et $20\,000 \text{ UFC/m}^2$ dès le 8^e jour, soit une atténuation d'environ

1,2 log (93,7 %) par rapport à la contamination initiale évaluée à près de 150 000 UFC/m². Bien que ces résultats soient du même ordre de grandeur que ceux des témoins d'essais de la parcelle suivie, ils restent tout de même supérieurs à la médiane des 18 témoins de la contamination biologique naturelle (qui sont de l'ordre de 1500 UFC/m²). Dans le cas de la dilution à 98 % à l'éponge, l'atténuation est plus difficile à interpréter en raison d'une probable sous-estimation de la contamination initiale, mesurée à seulement 12 000 UFC/m². Une reconstitution fondée sur les données de la dilution à 95 % suggère que la valeur initiale réelle pourrait se situer autour de 60 000 UFC/m². Malgré cela, à partir du 14^e jour, les niveaux de contamination mesurés chutent entre 10 000 et 20 000 UFC/m², ce qui correspond à des valeurs proches, voire légèrement supérieures, à la médiane des 18 témoins de suivi de la contamination naturelle.

Suivi temporel de la contamination résiduelles (durée de vidange visée de 15 min)

La seconde série d'essais a été réalisée dans un contexte où la pluie se poursuit après que les eaux contaminées se sont retirées, simulant une condition où le lessivage pourrait prolonger le rinçage des surfaces. Ces essais, également étalés sur une période de 33 jours (du 03/10/2023 au 05/11/2023), ont montré une contamination initiale plus importante pour la dilution de 95 % (par rapport à celle obtenue à 98 %) lors des extractions à l'eau (Tableau 3.6 et Figure 3.4). Toutefois, cette différence est moins marquée lors des extractions à l'éponge.

Tableau 3.6 Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m²) des essais de suivi temporel avec vidange en 15 minutes

Dates : période 2023	Jour de suivi	Méthodes d'extraction : coliformes thermotolérants (UFC/m ²)					
		Eau			Éponge		
		Dilution 95 %	Dilution 98 %	Témoin	Dilution 95 %	Dilution 98 %	Témoin
04 octobre	1	$1,55 \cdot 10^6$	$2,21 \cdot 10^5$	$5,94 \cdot 10^6$	$4,00 \cdot 10^4$	$5,43 \cdot 10^4$	$< 6,70 \cdot 10^1$
05 octobre	2	$3,13 \cdot 10^5$	$1,58 \cdot 10^5$	$8,00 \cdot 10^4$	$3,33 \cdot 10^3$	$< 3,00 \cdot 10^3$	$< 6,70 \cdot 10^1$
07 octobre	4	$> 1,88 \cdot 10^7$	$6,31 \cdot 10^6$	$6,67 \cdot 10^4$	$4,80 \cdot 10^5$	$5,00 \cdot 10^4$	$1,10 \cdot 10^4$
13 octobre	10	$6,46 \cdot 10^5$	$1,50 \cdot 10^6$	$2,50 \cdot 10^4$	$> 3,00 \cdot 10^5$	$4,80 \cdot 10^3$	$8,80 \cdot 10^3$
20 octobre	17	$3,33 \cdot 10^3$	$5,83 \cdot 10^3$	$< 1,67 \cdot 10^3$	$4,00 \cdot 10^2$	$3,33 \cdot 10^2$	$< 6,70 \cdot 10^1$
05 nov.	33	$7,50 \cdot 10^3$	$< 8,33 \cdot 10^2$	$< 1,67 \cdot 10^3$	$< 1,33 \cdot 10^2$	$1,87 \cdot 10^3$	$4,00 \cdot 10^2$

Tout comme lors de la série précédente d'essais, une recroissance bactérienne a été notée, notamment au 4^e jour, pour les deux dilutions, avec les deux méthodes d'extraction. Cependant, à la différence de la première série, une atténuation marquée est observée dès le 17^e jour, suggérant un effet favorable du rinçage prolongé sur la diminution des charges bactériennes.

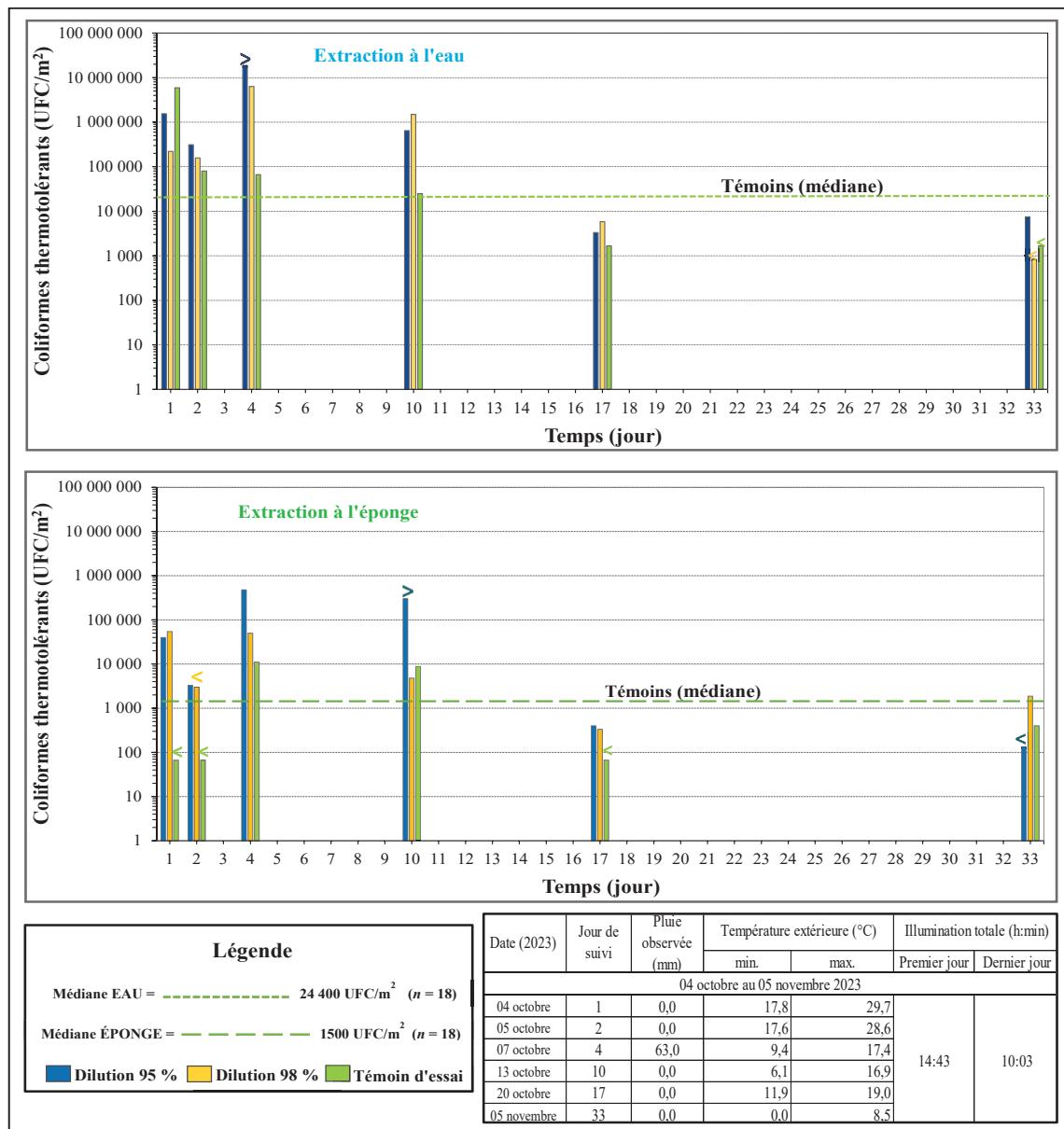


Figure 3.4 Résultats des essais de suivi temporel de la contamination sur 33 jours (suivi au 1^{er}, 2^e, 4^e, 8^e, 14^e, 16^e et 33^e jours; durée de vidange visée : 15 min avec arrêt de la pluie après la fin de la vidange; dilutions : 95 % et 98 %; extraction à l'eau ou à l'éponge), avec données météorologiques correspondantes

Pour les extractions à l'eau, la dilution à 95 % présente une réduction d'environ 2,3 log (99,5 %) entre la contamination initiale évaluée à près de 1 500 000 UFC/m² et la valeur mesurée au 33^e jour était de l'ordre de 8000 UFC/m². Concernant la dilution à 98 % à l'eau, une tendance similaire a été observée avec atténuation d'environ 1,6 log (97,5 % d'enlèvement) pour une contamination initiale avoisinant les 200 000 UFC/m² et une valeur finale au 17^e jour de l'ordre de 6000 UFC/m². Dans les deux cas, les niveaux finaux sont inférieurs à la médiane des 18 témoins de suivi de la contamination biologique naturelle correspondants (\approx 24 400 UFC/m² pour l'extraction à l'eau).

Les extractions à l'éponge révèlent des variations semblables à celles à l'eau. Pour la dilution à 95 %, une atténuation de 2 log (99,0 %) a été enregistrée entre les jours 1 et 17 par rapport à la contamination initiale (\approx 40 000 UFC/m²). Pour la dilution à 98 %, une atténuation de 1,5 log (96,8 %) fut observée (\approx 55 000 UFC/m²). En somme, les valeurs finales mesurées par cette méthode sont de l'ordre de 500 à 1000 UFC/m² après 33 jours de suivi, ce qui les situent dans le même ordre de grandeur que la médiane des témoins (\approx 1 500 UFC/m² pour l'extraction à l'éponge).

3.1.4 Mesures de mitigation

Trois mesures de mitigation visant à réduire la charge bactérienne sur des surfaces végétalisées après exposition à des EUUD ont été développées au cours de la première phase de travaux : le lavage à l'eau potable, le rinçage à l'eau chlorée, et le traitement au désinfectant THYMOX. Afin de reproduire une situation critique et conservatrice (représentant un scénario défavorable d'inondation suivi de pluie), tous les essais ont été réalisés avec une dilution des eaux usées à 95 %, en maintenant une durée de vidange de 70 min. Cette configuration implique un arrêt de la pluie avant la fin de la vidange, conformément aux conditions les plus propices à la persistance des contaminants, telles qu'identifiées dans les sections précédentes.

Lavage à l'eau potable

Le premier essai de mitigation consistait à évaluer l'efficacité d'un lavage à l'eau potable, sans additif, appliqué sur une surface végétalisée contaminée. Six quantités d'eau appliquées, exprimées en lames d'eau (mm), ont varié de 5 mm à 80 mm, avec des durées de lavage allant de 0,5 à 8 min. Ces lavages ont été effectués au jour 1 de l'essai (lendemain du jour de l'essai de simulation, jour 0). Le Tableau 3.7 présente les résultats avant et après le lavage suivant les deux méthodes d'extraction, la lame d'eau apportée et le temps de lavage.

Tableau 3.7 Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m²) des essais de lavage à l'eau de la phase 1

Date : période 2023	Échantillons		Contamination de la parcelle (UFC/m ²)	
	Dose	Mode d'application	Extraction Eau	Extraction Éponge
Avant désinfection des parcelles				
15 octobre	Charge brute au sol (moy.)	Dilution 95 %	$8,40 \cdot 10^5$	$1,83 \cdot 10^5$
(14-15) octobre	Témoins	---	$1,6 \cdot 10^4$	$6,33 \cdot 10^2$
Après lavage à l'eau (mm)				
15 octobre	5	0,5 min	$2,54 \cdot 10^5$	$3,80 \cdot 10^4$
	10	1 min	$5,17 \cdot 10^5$	$1,79 \cdot 10^4$
	20	2 min	$< 8,30 \cdot 10^3$	$8,20 \cdot 10^4$
	40	4 min	$4,92 \cdot 10^4$	$> 6,00 \cdot 10^4$
	60	6 min	$2,67 \cdot 10^5$	$2,33 \cdot 10^4$
	80	8 min	$2,75 \cdot 10^4$	$5,40 \cdot 10^4$

Par ailleurs, les résultats présentés à la Figure 3.5, illustrent seulement les concentrations résiduelles en coliformes thermotolérants (en UFC/m²) après lavage mesurées à l'aide des deux méthodes d'extraction (eau et éponge). Cette figure compare également ces concentrations aux valeurs initiales de contamination (témoins des parcelles), aux témoins d'essai correspondants et aux médianes des 18 témoins collectés lors de la première phase d'expérimentation (référence de l'ordre de 24 400 UFC/m² pour les extractions à l'eau et de 1500 UFC/m² pour les extractions à l'éponge).

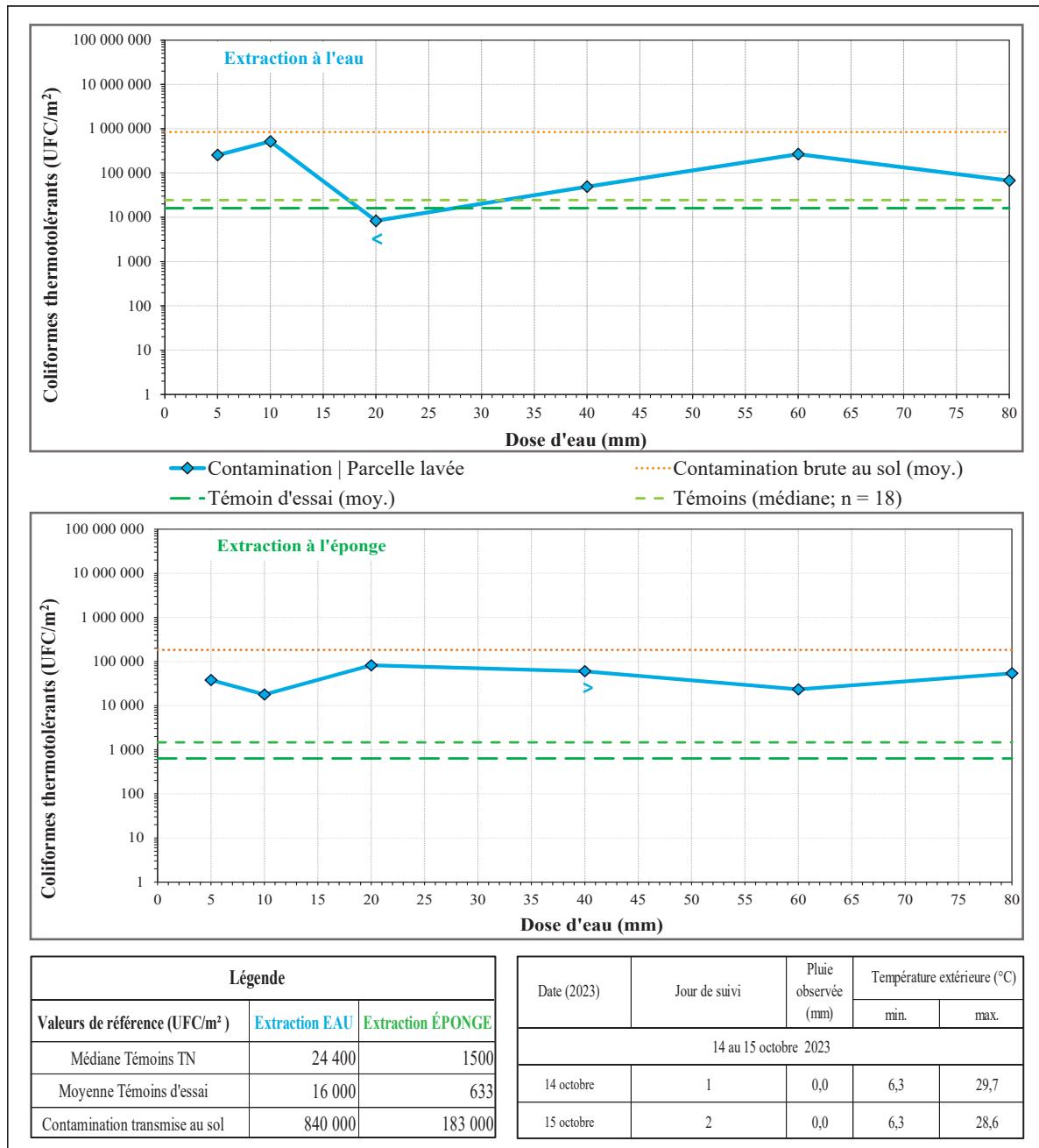


Figure 3.5 Résultats des premiers essais de lavage à l'eau de robinet pour différentes doses d'eau (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudié : 95 %; extraction à l'eau et à l'éponge), avec données météorologiques correspondantes

L'analyse des résultats de la Figure 3.5 révèle que dans la grande majorité des cas, le lavage à l'eau n'a pas permis d'atteindre un niveau de décontamination inférieur à celui des témoins (Tableau 3.7). Pour les extractions à l'eau, les enlèvements varient de 0,2 à 1,1 log (36,9 à 92,1 %), mais seule la lame d'eau la plus élevée (80 mm) a permis un effet d'abattement significatif. Toutefois, même dans ce cas, les valeurs restent supérieures à la médiane des témoins.

Pour les extractions à l'éponge, les abattements sont plus modestes, oscillant entre 0,3 et 1,0 log (49,9 et 90 %), ce qui suggère une faible efficacité du mécanisme du lavage espéré (décollement, puis évacuation des bactéries des surfaces végétales). En d'autres termes, l'augmentation de la quantité d'eau n'améliore pas systématiquement l'efficacité du lavage. Les brindilles (tiges) de gazon restent partiellement souillées; malgré l'application d'eau en grande quantité, les contaminants ne sont ni éliminés efficacement par ruissellement ni infiltrés en profondeur dans le sol ou dans le paillis. En d'autres termes, augmenter la quantité d'eau n'améliore pas systématiquement l'efficacité du lavage. Les tiges de gazon restent partiellement souillées et, malgré l'application d'eau en grande quantité, les contaminants ne sont ni éliminés efficacement par ruissellement ni infiltrés en profondeur dans le sol ou dans le paillis.

- **Désinfection au chlore**

La désinfection à l'eau de Javel (solution diluée d'hypochlorite de sodium) a été évalué comme mesure de désinfection de la surface végétalisée contaminée par de les EUUD. Le Tableau 3.8 et la Figure 3.6 présentent les paramètres d'application ainsi que les résultats obtenus pour des extractions à l'eau et à l'éponge des coliformes thermotolérants. Les doses de chlore testées ont varié de 45 à 720 mg de Cl_2/m^2 , et certaines ont été fragmentées en deux sous-doses séparées de 15 min pour prolonger le temps de contact du chlore avec la surface végétalisée.

Tableau 3.8 Résultats des deux méthodes d'extraction (en UFC/m²) des essais de lavage au chlore dilué de la phase 1

Dates : période 2023	Échantillons		Contamination de la parcelle (UFC/m ²)	
	Dose	Mode d'application	Extraction Eau	Extraction Éponge
Avant désinfection des parcelles				
19 octobre	Charge brute au sol (moy.)	Dilution 95 %	$> 9,38 \cdot 10^4$	$1,04 \cdot 10^4$
(18-19) octobre	Témoins	---	$1,31 \cdot 10^4$	$2,23 \cdot 10^3$
Après application du chlore (mg Cl₂/m²)				
19 octobre	45	Dose unique	$6,50 \cdot 10^4$	$7,70 \cdot 10^3$
	90	Dose unique	$1,25 \cdot 10^4$	$2,43 \cdot 10^4$
	180	Dose unique	$2,00 \cdot 10^4$	$2,70 \cdot 10^2$
	360	Dose unique	$8,33 \cdot 10^3$	$2,12 \cdot 10^4$
	540	Dose unique	$1,08 \cdot 10^4$	$6,75 \cdot 10^2$
	720	Dose unique	$4,67 \cdot 10^4$	$9,73 \cdot 10^3$
	22,5 15 min 22,5	Pause de 15 min	$4,46 \cdot 10^5$	---
	180 15 min 180	Pause de 15 min	$2,08 \cdot 10^5$	---
	360 15 min 360	Pause de 15 min	$2,79 \cdot 10^4$	$1,53 \cdot 10^4$

Pour les extractions à l'eau, les abattements observés varient de 0,7 à 1,1 log (80,0 à 92,1 %) pour les doses allant de 90 à 540 mg Cl₂/m², partant d'une contamination initiale relativement faible, estimée à environ 100 000 UFC/m². Toutefois, l'augmentation des doses de chlore n'a pas entraîné d'amélioration significative de l'efficacité de désinfection. La contamination résiduelle après traitement se situent entre 8 000 et 20 000 UFC/m², ce qui est nettement supérieur à la médiane des 18 témoins du suivi de la contamination biologique naturelle ($\approx 24\,400$ UFC/m²). Le fractionnement des doses (45, 360 et 750 mg Cl₂/m²) n'a pas été favorable à l'abattement bactérien, ce qui indique une efficacité limitée par le mode d'application ou les conditions de surface.

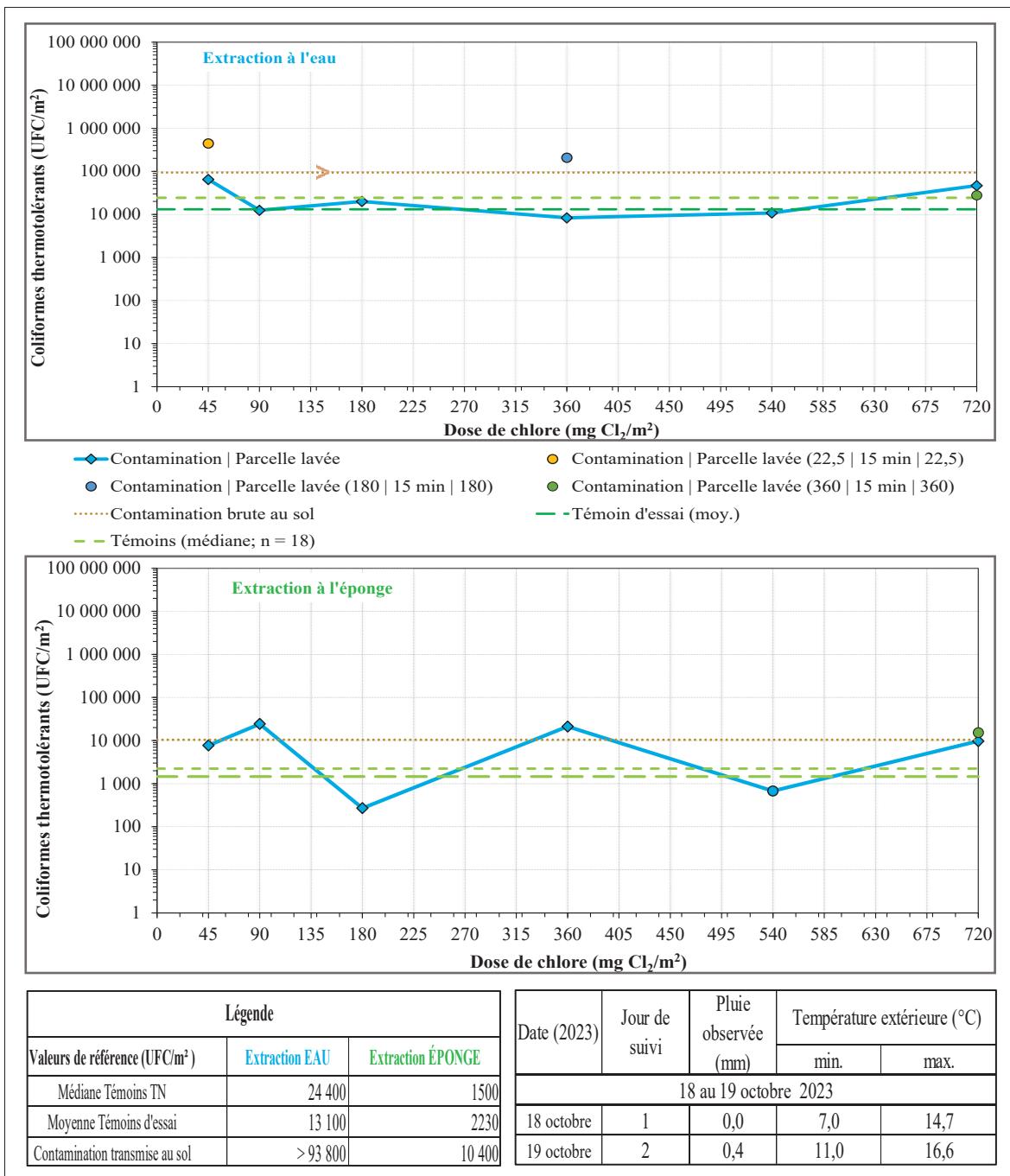


Figure 3.6 Résultats d'essais de mitigation au chlore (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudiés : 95 %; extraction à l'eau et à l'éponge), avec données météorologiques

Du côté des extractions à l'éponge, les résultats sont plus hétérogènes. Les concentrations mesurées varient de manière imprévisible. Elles sont parfois inférieures à celles des

18 témoins (≈ 1500 UFC/m²), parfois supérieures, voire supérieures à la contamination initiale. La contamination de départ était particulièrement faible lors de ces essais (de l'ordre de 10 000 UFC/m²). Pour le cas de cette extraction aussi, la fragmentation des doses (45, 360 et 750 mg Cl₂/m²) n'a également pas permis d'optimiser l'abattement bactérien.

Ainsi, les résultats suggèrent que le chlore présente un effet bactéricide réel, mais que son efficacité dépend fortement du mode d'application et de la profondeur de la contamination. L'efficacité plus marquée observée lors des extractions à l'eau pourrait indiquer que le chlore agit principalement dans les couches plus profondes du couvert végétal, comme le paillis, où il a le temps d'interagir avec les micro-organismes. En revanche, le traitement semble moins efficace sur la surface des tiges de pelouse, où le contact est plus bref et potentiellement perturbé par la morphologie de la végétation.

Enfin, un effet écotoxique important a également été observé. Indépendamment des doses appliquées, l'usage du chlore a provoqué la remontée et la mort des vers de terre (lombrics) présents dans le sol (Figure 3.7). Cet impact sur la faune du sol constitue une limite majeure à l'utilisation du chlore comme mesure de mitigation dans les milieux naturels ou semi-naturels, où la biodiversité du sol est essentielle au fonctionnement écologique.



Figure 3.7 Effet écotoxique du chlore : lombric mort autour d'une parcelle

Désinfection au THYMOX n°1

La désinfection de la surface végétalisée a été réalisé à l'aide du produit THYMOX, une solution désinfectante fabriquée à base du thym (plante aromatiques). Ainsi, une solution préparée à partir d'un concentré du produit a été évaluée dans le cadre des essais réalisés sur des parcelles contaminées par de l'EUUD. Les résultats des extractions sont illustrés à la Figure 3.8 et à la Figure 3.9, respectivement pour l'extraction à l'eau (coliformes thermotolérants et *E. coli*) et pour l'extraction à l'éponge (coliformes thermotolérants seulement). Diverses modalités d'application ont été testées : deux doses (900 et 1800 mL THYMOX conc./m²) ont été administrées en dose unique (en 3 min), ou en doses fractionnées en 2 ou 4 applications (à 10 min d'intervalle), avec ou sans frottement de la surface végétalisée. Le frottement de la surface végétalisée après application a été introduit dans l'essai comme une modalité visant à favoriser le contact physique entre le désinfectant et les micro-organismes présents en surface ou légèrement en profondeur. Les valeurs de contamination initiale (brute au sol), des témoins d'essai, et les médianes des 18 témoins de la contamination biologique naturelle sont également présentées en guide de référence.



Figure 3.8 Résultats de coliformes thermotolérants issus de la mitigation au THYMOX n°1 (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudiés : 95 %; extraction à l'eau), avec données météorologiques correspondantes

Lors des extractions à l'eau (Figure 3.8) des coliformes thermotolérants, avec une contamination initiale brute (aux environs de 10 000 UFC/m²) de la surface végétalisée, la

désinfection au THYMOX a permis un enlèvement de l'ordre de 0,4 à 1,3 log (60,2 à 95,0 %). Dans la majorité des cas, les valeurs post-traitement étaient inférieures à la médiane des 18 témoins de la contamination biologique naturelle (de l'ordre de 24 400 UFC/m²). Un seul essai, avec une forte dose fractionnée (2 x 1,5 min; 1800 mL THYMOX conc./m²), a donné un résultat légèrement supérieur à 40 000 UFC/m², vraisemblablement attribuable à la variabilité expérimentale. À l'exception de la dose unique de 900 mL THYMOX conc./m², tous les traitements ont donné des résultats supérieurs à celui du témoin d'essai (valeur < 8000 UFC/m²).

En ce qui concerne les extractions à l'éponge (Figure 3.8), la contamination initiale des coliformes thermotolérants s'est avérée faible (de l'ordre de 10 000 UFC/m²), avec des résultats montrant une grande variabilité. Des abattements allant de 0,4 à 1,4 log (60,2 à 96,0 %), avec des concentrations résiduelles se situant parfois sous les témoins naturels (de l'ordre de 1500 UFC/m²), parfois au-dessus. Ni l'augmentation de la dose à 1800 mL/m², ni le fractionnement n'ont permis d'améliorer l'efficacité du traitement. Le frottement s'est révélé défavorable dans certains cas, notamment avec la dose fractionnée de (4x) de 900 mL/m², où il a entraîné une contamination supérieure à la valeur initiale (contamination poste inondation-retrait des EUUD). Ce phénomène pourrait s'expliquer par une dispersion des micro-organismes présents dans le paillis vers les parties aériennes de la pelouse (tiges de la pelouse). Un effet atténuant a cependant été observé avec une autre dose élevée fractionnée de (4x) 900 mL THYMOX conc./m², suggérant une interaction complexe entre la dose, le fractionnement et la manipulation de la surface.

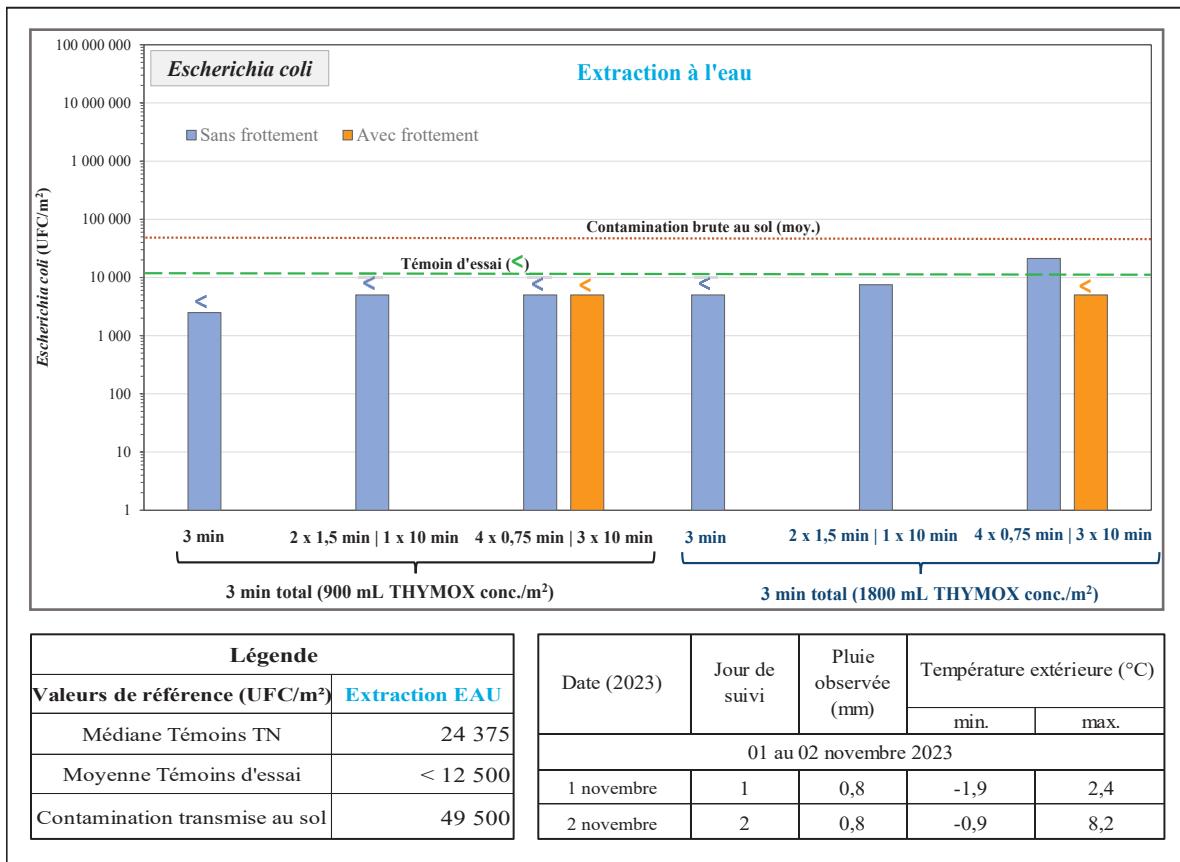


Figure 3.9 Résultats d'*Escherichia coli* issus de la mitigation au THYMOX (durée de vidange visée : 70 min avec arrêt de la pluie avant la fin de la vidange; taux de dilution étudiés : 95 %; extraction à l'eau), avec données météorologiques correspondantes

Dans le cas des extractions à l'eau d'*E. coli* (Figure 3.9), avec une contamination initiale brute faible (contamination brute poste inondation-retrait) avoisinant les 50 000 UFC/m², la quasi-totalité des résultats ont été inférieurs à 5000 UFC/m². Ce résultat témoigne de l'efficacité du THYMOX, et ce, même par comparaison au témoin d'essai établi à une valeur inférieure à 12 500 UFC/m². Une seule exception a été observée avec une dose fractionnée (4x) à 1800 mL/m², qui a généré un résultat légèrement supérieur (de l'ordre de 21 000 UFC/m²). Les deux résultats quantifiés associés à cette dose, soit les doses fractionnées (2x) et (4x) à 1800 mL THYMOX conc./m², ont montré des abattements de 0,4 et 0,8 log (60,2 à 84,2 %) confirmant que ni l'augmentation de dose ni le fractionnement n'ont permis une amélioration notable des résultats de désinfection. À l'image des coliformes thermotolérants,

l'augmentation de la dose ou son fractionnement n'a pas été à la base d'une tangible amélioration des performances de cette mesure de mitigation (Figure 3.9). Le frottement de la surface a, dans certains cas, contribué positivement notamment à faible dose fractionnée de (4x) de 900 mL THYMOX conc./m², mais aucun effet systématique n'a été observé à l'égard de celle de (4x) de 1 800 mL THYMOX conc./m².

Les essais au THYMOX ont été réalisés sous des conditions climatiques froides, avec gel nocturne, ce qui pourrait avoir réduit l'efficacité du produit. Les résultats obtenus sont possiblement conservateurs, et pourraient être plus favorables dans de meilleures conditions de température. Par ailleurs, les essais ont été menés avec des niveaux de contamination initiale relativement faibles, ce qui limite la transposabilité des résultats à des contextes de fortes contaminations.

3.1.5 Synthèse des résultats de la phase 1 : bilan méthodologique et fondements du suivi

Méthode d'extraction à l'eau et à l'éponge

Les résultats des analyses comparatives entre la méthode d'extraction à l'eau et celle à l'éponge indiquent systématiquement des concentrations plus élevées avec l'extraction à l'eau. Cette méthode permet un contact intégral avec les végétaux et le paillis, contrairement à l'éponge qui ne prélève que les surfaces accessibles, simulant ainsi un transfert par contact. Dans le cas des échantillons témoins ($n = 18$), les concentrations médianes obtenues par l'extraction à l'eau sont environ 17 fois supérieures à celles obtenues par éponge. Cette différence est de 4,5 fois supérieures pour les contaminations brutes poste inondation-retrait des EUUD ($n = 15$) et de 9 fois supérieures pour les suivis et les essais de mitigation avec dilution à 95 % ($n = 25$). Pour une dilution de 98 % ($n = 9$), les écarts sont plus marqués (de l'ordre de 90 fois). Toutefois, ces résultats sont à interpréter avec prudence en raison du faible nombre d'échantillons. Ces constats soulignent la complémentarité des deux méthodes : l'extraction à l'eau est plus représentative de la contamination globale, tandis que l'extraction à l'éponge est mieux adaptée pour simuler une situation de contact réaliste (comme une main posée au sol).

En raison de sa capacité d'extraction inférieure à celle de la méthode l'eau (typiquement inférieure de 0,05 % à celle à l'eau), et de sa variabilité, la méthode d'extraction par éponge a été laissée au profit de l'extraction à l'eau dans le cadre de la réalisation de la phase 2 des travaux. L'extraction à l'eau offre une meilleure reproductibilité et des résultats plus fiables que l'extraction à l'éponge.

Transferts des contaminants

Les essais ont mis en évidence des taux faibles, mais mesurables, de transfert des coliformes thermotolérants et d'*E. coli* vers la surface végétalisée à la suite de l'inondation par des EUUD et à leur retrait. En condition de dilution à 95 % avec extraction à l'eau, le transfert médian de coliformes thermotolérants a été estimé à environ 0,04 %, soit l'équivalent d'un facteur 1/2300. Ce taux de transfert s'est avéré encore plus faible avec l'éponge, atteignant 0,01 % (1/10 400).

Pour l'*E. coli* et une dilution de 95 % sur trois échantillons, le taux de transfert observé a été de 0,024 % (1/4100). Les essais réalisés avec une dilution de 98 % ($n = 2$) indiquent des taux de transfert comparables ou légèrement plus élevés, mais les effectifs sont trop limités pour une interprétation robuste.

Ces faibles transferts observés lors des différents essais, suggèrent que certains contaminants insolubles (ex. : métaux), notamment ceux liés aux matières en suspension (MES) dans les eaux usées unitaires, pourraient se comporter de façon similaire aux bactéries, en se fixant à la surface végétale après le retrait de l'eau. À l'inverse, les contaminants solubles, dissous dans l'eau, seraient principalement évacués lors de la vidange qui suit l'inondation, et donc peu susceptibles de demeurer sur la parcelle.

Suivis temporels de l'atténuation naturelle poste contamination et retrait des eaux

Le suivi temporel a permis de caractériser l'atténuation naturelle de la contamination selon les conditions hydrologiques. Dans le scénario où la vidange complète des eaux usées diluées (70 min) est suivie d'un arrêt immédiat de la pluie, une atténuation de 1,1 à 1,3 log (92,1 à 95,0 %) est observée selon la méthode d'extraction, les concentrations restant

néanmoins supérieures à la médiane des échantillons-témoins des parcs. À l'inverse, lorsque la vidange est rapide (15 min) et suivie par une pluie continue, l'atténuation est plus marquée, atteignant de 1,6 à 2,3 log (97,5 à 99,5 %), avec des concentrations finales équivalentes ou inférieures aux échantillons-témoins. Une phase initiale de recroissance a également été observée les premiers jours (à partir du 2^e jour pour la vidange de 70 min et du 4^e jour pour celle de 15 min; allusion faite aux extractions à l'eau) suivant l'inondation, mais elle s'estompe après quelques semaines (au bout du 8^e et 17^e jour, respectivement pour la vidange de 70 et de 15 min). Ces observations suggèrent que le maintien de la pluie après la vidange favorise un meilleur lessivage des contaminants.

Les résultats de ces premiers essais exploratoires ont permis de dégager plusieurs orientations pour la suite des travaux (phase 2). Les essais de suivi de l'atténuation naturelle ont ainsi été poursuivis, en s'appuyant sur le scénario hydrologique le plus défavorable identifié : vidange lente (70 min ou plus) suivie de l'arrêt de la pluie.

Mesures de mitigation

- Lavage à l'eau**

En ce qui concerne les mesures de mitigation, le lavage à l'eau, appliqué mécaniquement sans désinfectant, n'a pas montré d'efficacité significative dans le protocole initial. Les abattements observés ont varié de 0,2 à 1,1 log (36,9 à 92,1 %) selon la méthode d'extraction, et non corrélés à l'augmentation de la dose d'eau. Toutefois, ce résultat s'explique vraisemblablement par le fait que le lavage a été effectué le lendemain du jour de l'essai (jour 1 après la contamination), alors que les surfaces étaient déjà partiellement, voire totalement asséchées relativement aux conditions climatiques qui prévalent et des positions des parcelles suivies (à l'ombre ou au soleil). Dans ces conditions, les contaminants biologiques ont certainement adhéré aux surfaces de la végétation en place, les rendant ainsi plus difficiles à déloger par un simple lavage. Ainsi, pour la seconde phase des travaux, le protocole de l'essai de lavage a été revu. Le nouveau protocole a consisté en une application immédiate d'eau après le retrait des EUUD, soit en lame continue, soit par apports successifs à intervalles de temps définis expérimentalement, le tout avant l'assèchement de la surface végétalisée (pelouse). Cette

dernière approche qualifiée de lavage hygiénique « séquentiel », visait à maximiser l'efficacité du lessivage en éliminant les charges microbiennes encore présentes à la surface des végétaux avant leur fixation par dessiccation ou leur internalisation dans les tissus végétaux (Kilonzo-Nthenge, Chen et Godwin, 2006).

- **Lavage au chlore**

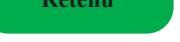
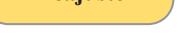
Le recours au chlore (Javel), bien que modérément efficace (0,7 à 1,1 log, soit 80 à 92 % de réduction), a été exclu de la suite des travaux. L'irrégularité des résultats observés, combinée à une toxicité aiguë pour la faune du parc, notamment les lombrics, remet en question son usage dans un contexte écologique (incompatible avec les exigences de respect de la biodiversité des écosystèmes).

- **Désinfection au THYMOX n°1**

Les essais menés avec le désinfectant THYMOX présentent un potentiel prometteur. Les réductions observées atteignent jusqu'à 1,4 log (96,0 %), notamment lorsqu'un frottement mécanique est combiné à l'application. Néanmoins, ces essais ont été réalisés en période froide (automne et début d'hiver 2023), ce qui pourrait avoir limité l'efficacité du produit, dont les performances sont sensibles à la température. Une reprise de ces essais en conditions plus tempérées a été prévue lors de la phase 2 afin de valider la robustesse des résultats et d'optimiser la dose d'application. À noter que les doses élevées testées ($> 1800 \text{ mL THYMOX conc./m}^2$) n'ont pas toujours amélioré l'efficacité par rapport aux doses plus faibles ($< 900 \text{ mL THYMOX conc./m}^2$) suggérant qu'un ajustement à la baisse pourrait être suffisant tout en limitant les coûts et l'impact environnemental.

Le Tableau 3.9 synthétise les différentes expérimentations en lien avec les méthodes d'échantillonnage, les essais de suivis temporels et de mitigation testées à la première phase de l'étude. Cette présentation qualitative permet d'identifier les méthodes efficaces et retenues, celles jugées non pertinentes (désinfectants chimiques), ainsi que celles à améliorer.

Tableau 3.9 Évaluation qualitative des méthodes et essais de la phase 1

Phase 1		Efficacité	Impact écologique	Action
Méthodes	Échantillonnage à l'eau		Quasi-nul à faible (positif)	 Retenue
	Échantillonnage à l'éponge		Quasi-nul à faible (positif)	 Non retenue
	Suivi de la contamination du terrain naturel		Quasi-nul à faible (positif)	 À étendre
Essais	Suivi temporel		Quasi-nul à faible (positif)	 Retenu
	Lavage continu à l'eau		Faible (positif)	 À réajuster
	THYMOX n°1		Moyen (positif)	 À améliorer
	Lavage au chlore dilué		Élevée (négatif)	 Rejeté

3.2 Résultats des suivis de la charge bactériologique et des essais de mitigation de la phase d'expérimentation n°2

Cette phase s'est inscrite comme une étape d'approfondissement qui s'appuie sur les enseignements méthodologiques tirés de la phase précédente. Elle visait notamment à :

- intégrer le suivi de cinq nouveaux parcs urbains montréalais présentant des contextes variés d'exposition solaire, de type de végétation et de fréquentation afin d'établir des valeurs de référence de contaminations microbiologiques pour mieux mettre en perspective les résultats obtenus;
- valider les dynamiques de transfert microbiologique observées lors de la phase précédente dans un éventail plus vaste de conditions environnementales; 3)

évaluer et caractériser l’atténuation naturelle des microorganismes pathogènes présents sur la surface végétalisée en fonction du temps et suivant les saisons (mois) et l’exposition directe ou non aux rayonnements ultraviolets du soleil;

- tester différentes mesures de mitigation (lavage l’eau potable, désinfection);
- proposer des recommandations opérationnelles pour la gestion des parcs urbains dits « éponges » après un épisode d’inondation d’un parc par des EUUD.

Des deux indicateurs microbiens (*E. coli* et coliformes thermotolérants) suivis précédemment, seul l’*E. coli* a été retenu pour cette seconde phase. Le choix du maintien d’*E. coli* se justifie en raison de sa pertinence comme indicateur de contamination fécale récente, mais aussi par le fait qu’il fournit des résultats plus lisibles, fiables et analytiquement robustes compte tenu de la nature des échantillons environnementaux récoltés. À l’inverse, les coliformes thermotolérants, bien que suivis initialement, ont été écartés en raison de certaines limites méthodologiques, notamment des difficultés d’interprétation liées au chevauchement de colonies diverses et à une moindre fiabilité des lectures visuelles. De plus, ce groupe bactérien étant large et hétérogène, plusieurs espèces peuvent persister ou même se multiplier dans les sols et les végétaux, indépendamment d’une contamination fécale le risque d’interférence et conduit à une surestimation possible de la contamination réelle Byappanahalli *et al.* (2012).

L’introduction de *Clostridium perfringens* répondait à la nécessité de compléter l’analyse par un indicateur dit historique, capable de détecter la persistance de la contamination fécale dans l’environnement. En raison de sa forte résistance aux conditions environnementales et de la stabilité de ses spores (cf. section 1.2.1), *C. perfringens* permet de distinguer les contaminations anciennes ou résiduelles des apports récents, offrant ainsi une lecture temporelle complémentaire de l’état sanitaire des surfaces végétalisées.

Ainsi, seuls l’*E. coli* et le *C. perfringens* ont été sélectionnés comme indicateurs microbiologiques de référence pour la suite de l’étude. Les conditions détaillées de réalisation de chacun des essais de la phase 2 sont présentées au Tableau-A II-2 (ANNEXE I).

3.2.1 Suivi de la contamination biologique naturelle de six parcs de la Ville de Montréal

Les campagnes d'échantillonnage dans le cadre du suivi de la contamination naturelle ont été menées entre le 5 juin et le 10 octobre 2024 afin d'établir des niveaux de contamination microbiologique naturelle de fond en période estivale. Elle concernait les parcs Pierre-Bédard, Saint-Jean-Baptiste, du Père-Marquette, Sir-Wilfrid-Laurier, Marguerite-Bourgeoys et La Fontaine. Au total, 96 échantillons ont été prélevés, à raison de 16 par parc. Les analyses des *E. coli* ont été effectuées sur tous les échantillons. Quant aux analyses de *C. perfringens*, elles ont été réalisées sur 30 des échantillons, durant la période allant de juillet et octobre.

Résultats d'analyses d'*Escherichia coli*

Les résultats des *E. coli* (Figure 3.10) indiquent une variabilité importante entre les parcs et au fil du temps. Sur les 96 résultats obtenus ($n = 96$), 20 se situaient hors de la plage de quantification ($> X \text{ UFC/m}^2$), dont 17 présentaient des concentrations inférieures au seuil bas du protocole d'analyse ($< X \text{ UFC/m}^2$), correspondant à une absence complète de colonies sur les milieux de culture. En tout, 14 de ces valeurs faibles ont été principalement observées dans les parcs Pierre-Bédard et Saint-Jean-Baptiste, ce qui suggère une faible pression de contamination dans ces espaces, possiblement en lien avec une basse fréquentation du parc par les résidents, une activité faunique limitée, ou des conditions environnementales limitant la survie des bactéries.

En considérant l'ensemble des résultats, la valeur médiane globale pour *E. coli* a été établie à 21 300 UFC/m². Cette valeur, peu sensible aux valeurs seuils X servira donc de base de référence pour comparer les résultats de l'ensemble des essais réalisés dans le cadre de cette phase du projet. Par ailleurs, bien que la moyenne géométrique soit plus sensible à l'influence des valeurs seuils, les concentrations mesurées pour l'ensemble des parcs s'élève à 20 700 UFC/m² (proche de la médiane) souligne une certaine symétrie dans la distribution globale des données. De plus, l'analyse statistique (Figure 3.10 et Figure-A V-1 de l'ANNEXE IV) révèle également un quartile inférieur de 2500 UFC/m² et un quartile supérieur de 114 000 UFC/m², ce dernier étant jugé plus fiable dans ce contexte, car moins affecté par les valeurs extrêmes supérieures hors plage (3 valeurs $> X \text{ UFC/m}^2$).

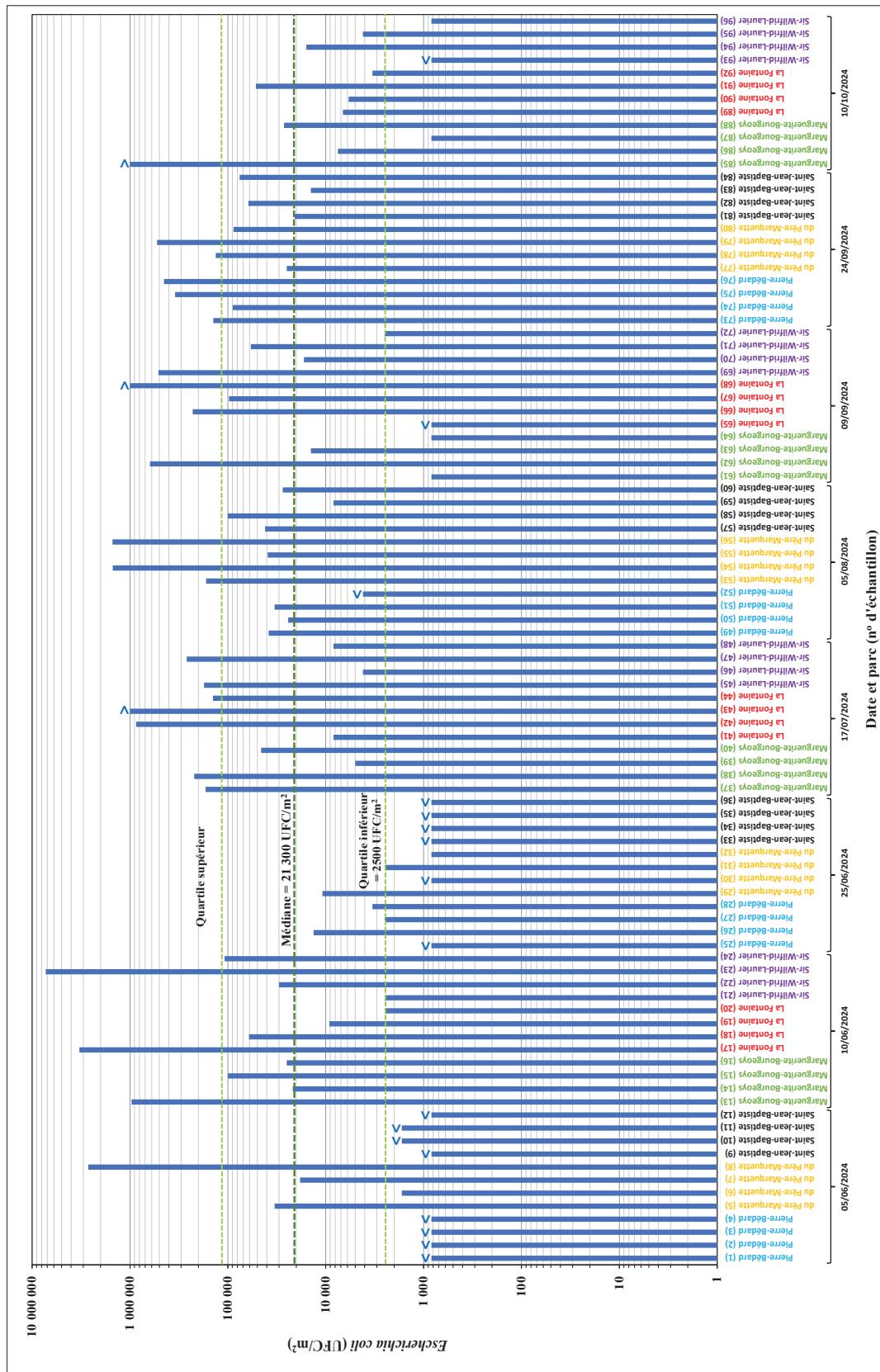


Figure 3.10 Résultats en UFC/m^2 des analyses de *Escherichia coli* réalisés sur les 96 échantillons prélevés dans les six parcs montréalais durant la période allant du 5 juin au 10 octobre 2024

L'examen des valeurs situées au-dessus de la médiane indique que plusieurs échantillons présentent de fortes contaminations réparties sur l'ensemble des six parcs montréalais. Ainsi, 8 échantillons sur 96, soit 8,3 % des données, présentent des concentrations supérieures ou égales à 1 000 000 UFC/m², tandis que 27 échantillons (28 %) dépassent le seuil de 100 000 UFC/m².

Aucune valeur excédant le quartile supérieur n'a été relevée pour le parc Saint-Jean-Baptiste, ce qui témoigne d'une contamination plus faible pour ce site. L'examen des valeurs situées au-dessus de la médiane indique que les épisodes de forte contamination sont répartis sur l'ensemble des six parcs montréalais. Le classement des moyennes géométriques par parc, sans distinction de date d'échantillonnage, met en évidence des disparités marquées (Tableau 3.10).

Tableau 3.10 Moyennes géométriques classées d'*Escherichia coli* ($n = 16$ par parc) prélevés dans les six parcs montréalais

Rang	Parc	Moy. géométrique (UFC/m ²)	Ratio	Nombre de résultats « < » ou « > » à un seuil X
1 ^{er}	(A) Saint-Jean-Baptiste	5 700	(A)/(A) = 1,0	8 <
2 ^e	(B) Pierre-Bédard	10 100	(B)/(A) = 1,8	6 <
3 ^e	(C) Sir-Wilfrid-Laurier	22 800	(C)/(A) = 4,0	1 <
4 ^e	(D) Marguerite-Bourgeoys	30 100	(D)/(A) = 5,3	1 >
5 ^e	(E) du Père-Marquette	42 600	(E)/(A) = 7,5	1 <
6 ^e	(F) La Fontaine	47 100	(F)/(A) = 8,3	1 < et 2 >
Moyenne géométrique ($n = 96$)		20 700		

Le parc Saint-Jean-Baptiste affiche la plus faible moyenne géométrique avec 5700 UFC/m², incluant 8 résultats inférieurs au seuil de quantification, suivi du parc Pierre-Bédard avec 10 100 UFC/m². À l'autre extrémité du spectre, le parc La Fontaine atteint une moyenne géométrique de 47 100 UFC/m² (soit près de huit fois celle du parc Saint-Jean-Baptiste) malgré seulement deux valeurs supérieures à la plage de quantification, tandis que le parc du Père-Marquette enregistre une moyenne de 42 600 UFC/m². Ces résultats pourraient refléter, du moins en partie, le niveau d'activités humaines et la pression anthropique propre à chaque site.

Cependant, le cas du parc Sir-Wilfrid-Laurier, bien qu'étant un parc urbain fortement fréquenté, présente une moyenne intermédiaire de 22 800 UFC/m², ce qui relativise cette hypothèse et suggère que d'autres facteurs, tels que la présence de surfaces en sol nu ou peu végétalisées, des zones à faible drainage ou une topographie défavorable peuvent favoriser la stagnation de l'eau et la rétention de contaminants microbiologiques après les pluies. Par ailleurs, la proximité d'activités canines (certains parcs), de zones de jeux d'eau, ou encore la fréquentation par des oiseaux, rongeurs, etc., pourraient aussi jouer un rôle significatif dans les niveaux de contamination observés.

De plus, l'analyse des niveaux de contamination des surfaces végétalisées au fil du temps ne montre pas de lien évident avec la température extérieure. En revanche, deux campagnes d'échantillonnage se démarquent relativement à la pluviométrie. Pour mieux apprécier cette démarcation, les conditions météorologiques générales (température et pluviométrie) ayant précédé les campagnes d'échantillonnage sont consignées au Tableau 3.11.

Tableau 3.11 Températures et précipitations observées pendant la période de suivi des parcs montréalais

Indicateur biologique	Dilution	Dates : période 2024	Pluie (mm)	Temp. (°C)		
				min.	max.	moy.
<i>Escherichia coli</i> et <i>Clostridium perfringens</i>	95 %	5 juin au 30 juin	122,4	10,8	33,1	20,4
		1 ^{er} juillet au 31 juillet	95,7	15,6	31,0	23,3
		1 ^{er} août au 31 août	228,7	11,0	31,6	21,1
		1 ^{er} septembre au 30 septembre	63,1	7,4	29,1	18,7
		1 ^{er} octobre au 10 octobre	4,4	6,4	22,6	13,4
		Période complète (du 5 juin au 10 octobre)	514,3	6,4	33,1	20,4

Ainsi, la première campagne d'échantillonnage, réalisée le 25 juin dans les parcs Pierre-Bédard, du Père-Marquette et Saint-Jean-Baptiste, a enregistré des niveaux de contamination tous inférieurs à la médiane globale de 21 300 UFC/m². Cette campagne a été précédée de fortes pluies de 42 à 50 mm (voir Tableau 3.12) tombées deux jours avant l'échantillonnage, combinées à une température moyenne extérieure de 20,4 °C, légèrement

supérieure à la normale saisonnière (19,0 °C; station Mctavish). La contamination moyenne observée dans ces trois parcs s'est avérée faible, avec une moyenne géométrique de 1750 UFC/m² ($n = 12$), avec 6 des 12 valeurs < 833 UFC/m², ce qui pourrait suggérer un effet de lessivage ayant significativement abaissé les contaminations de ces trois parcs.

Tableau 3.12 Évènements pluvieux les plus significatifs (> 7,5 mm) pour les périodes précédents les campagnes d'échantillonnages des parcs et leur période de récurrence

Lieux des évènements pluvieux les plus significatifs (> 7,5 mm)	Date des pluies (2024)	Nb. de jours avant le prélèvement	Pluies observées ^a (mm)		Période de récurrence
			min.	max.	
Pierre-Bédard, du Père-Marquette, Saint-Jean-Baptiste	27 mai	9	24,0	25,5	R < 2 ans
Marguerite-Bourgeoys, La Fontaine, Sir-Wilfrid-Laurier	06 juin	4	19,0	22,0	R < 2 ans
Pierre-Bédard, du Père-Marquette, Saint-Jean-Baptiste	23 juin	2	42,0	50,0	R < 2 ans ^b
Marguerite-Bourgeoys	10 juil.	7	50,3		Variable ^c
La Fontaine, Sir-Wilfrid-Laurier	10 juil.	7	88,5	101	Variable ^d
Pierre-Bédard, du Père-Marquette, Saint-Jean-Baptiste	24 juil.	12	18,5	27,5	Variable ^e
Marguerite-Bourgeoys	31 août	9	10,5		R < 2 ans
Marguerite-Bourgeoys, La Fontaine, Sir-Wilfrid-Laurier	01 sept.	8	11,8	14,3	R < 2 ans
Marguerite-Bourgeoys, La Fontaine, Sir-Wilfrid-Laurier	07 sept.	2	18,0	19,0	R < 2 ans
Marguerite-Bourgeoys, La Fontaine, Sir-Wilfrid-Laurier	25 sept.	15	18,5	26,3	R < 2 ans

^a Stations météorologiques locales

^b 2,2 ans (24 h) pour le parc Saint-Jean-Baptiste

^c Marguerite-Bourgeoys [R = 3 ans (2 h); R = 2,8 ans (6 h)]^d (Stations météorologiques locales)

^d La Fontaine [R = 66 ans (2 h); R = 100 ans (6 h)]; Sir-Wilfrid-Laurier [R = 185 ans (2 h); R = 230 ans (6 h)]

^e Pierre-Bédard (R < 2 ans); de Père-Marquette [R = 6 ans (30 min); R = 2,2 ans (2 h)]; Saint-Jean-Baptiste [R = 2,9 ans (30 min); R = 2,5 ans (60 min)]

Les pluies plus modestes du 7 septembre (18 à 19 mm; Tableau 3.12), survenues avant la campagne d'échantillonnage du 9 septembre menée aux les parcs Marguerite-Bourgeoys, La Fontaine et Sir-Wilfrid-Laurier, n'ont pas eu d'effet apparent sur la contamination, avec une moyenne géométrique de 26 900 UFC/m² ($n = 12$; dont seuls 2 valeurs < ou > à un seuil X).

À l'inverse, lors de la seconde campagne d'échantillonnage conduite le 24 septembre 2024 aux les parcs Pierre-Bédard, du Père-Marquette et Saint-Jean-Baptiste qui a eu lieu après une période relativement sèche, la moyenne géométrique des résultats a été 93 000 UFC/m² ($n = 12$; 10 des 12 valeurs au-delà de la médiane) aboutissant ainsi aux résultats globaux les plus élevés des campagnes de suivi de la contamination biologique naturelle. Ce contraste renforce l'hypothèse selon laquelle la pluie, en particulier lorsqu'elle précède immédiatement l'échantillonnage, peut réduire temporairement la charge microbiologique apparente des surfaces végétalisées.

Enfin, les précipitations abondantes enregistrées en août (228,7 mm; Tableau 3.11) ne semblent pas avoir eu une incidence notable sur les niveaux de contaminations mesurées. Les valeurs relevées durant les campagnes de suivi de la contamination naturelle des parcs effectuées en août, voire au début septembre, étaient parfois en inférieures de la médiane générale. De même, les pluies exceptionnelles du 10 juillet (50,3 à 101 mm; périodes de récurrence élevées; Tableau 3.12) survenues 7 jours avant l'échantillonnage des parcs Marguerite-Bourgeoys, La Fontaine et Sir-Wilfrid-Laurier, avec une moyenne géométrique de 70 000 UFC/m² ($n = 12$; 10 des 12 valeurs supérieures de la médiane), n'ont de diminution perceptible de la charge microbiologique.

Résultats d'analyses de *Clostridium perfringens*

Les analyses de *Clostridium perfringens* ont été réalisés sur les échantillons prélevés des surfaces végétalisées des six parcs entre le 17 juillet et le 10 octobre 2024. Sur les 30 échantillons collectés, 28 ont donné des résultats exploitables. Un seul échantillon s'est avéré en dessous du seuil de quantification (< 5000 UFC/m²), dû à l'absence de colonies sur les milieux de culture. Les résultats de *C. perfringens* (présomptif) sont présentés à la

Figure 3.11. Ces résultats exprimant la contamination naturelle des six parcs montréalais sont aussi classés dans l'ordre croissant (du parc le moins contaminé au parc le plus contaminé) à la Figure-A V-2 (ANNEXE IV).

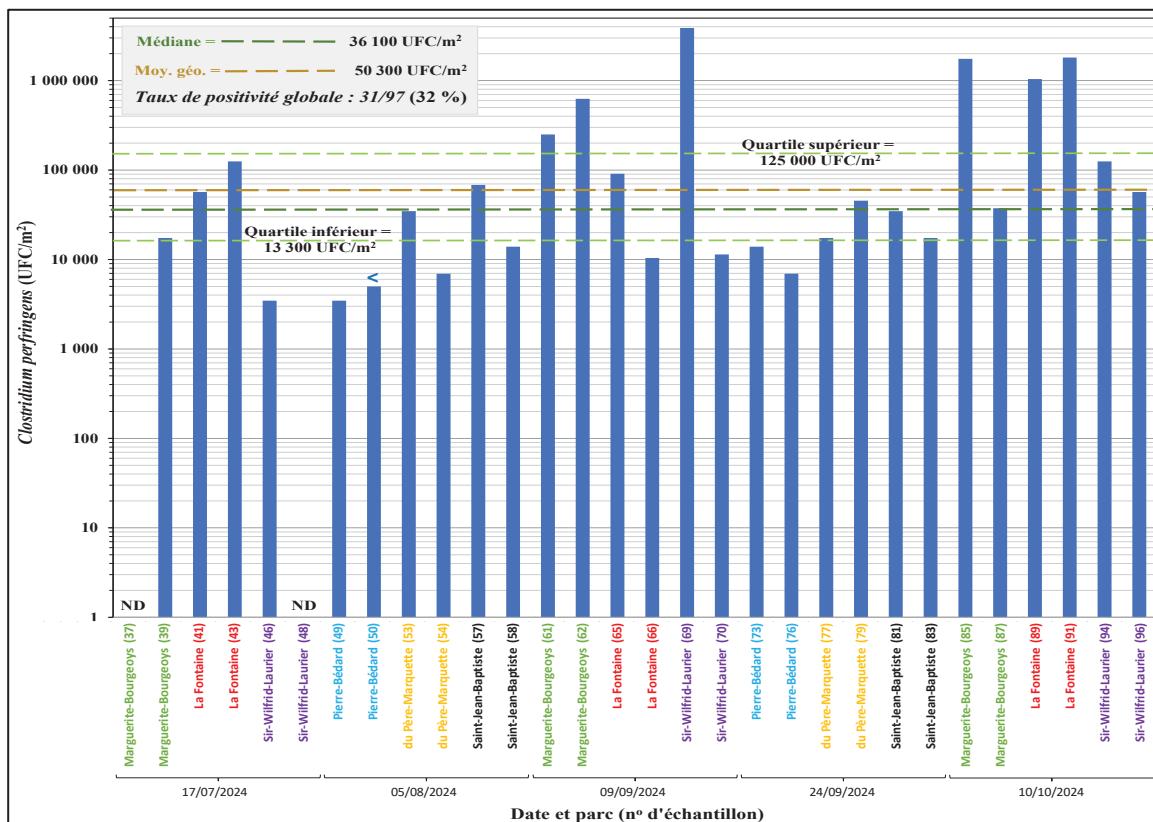


Figure 3.11 Résultats en UFC/m^2 des analyses de *Clostridium perfringens* (présomptif) réalisés sur les 30 échantillons prélevés (28 valeurs retenues) dans les six parcs montréalais durant la période allant du 17 juillet au 10 octobre 2024

L'analyse statistique de ces 28 résultats montre également une large dispersion des valeurs de la Figure 3.11. Le quartile inférieur est de 13 300 UFC/m^2 , et le quartile supérieur de 125 000 UFC/m^2 . La valeur médiane s'est établit à 36 100 UFC/m^2 , tandis que la moyenne géométrique, plus représentative des fortes valeurs individuelles, atteint 50 300 UFC/m^2 . La présence d'une seule valeur inférieure à la valeur seuil X ($< 5000 \text{ UFC}/\text{m}^2$), influence cette moyenne à la baisse. À titre comparatif, pour les mêmes 28 échantillons, les valeurs médiane et moyenne géométrique d'*E. coli* étaient respectivement de 31 700 UFC/m^2 et 37 700 UFC/m^2 .

Sur le plan spatial, les quatre échantillons du parc Pierre-Bédard ont tous affiché des valeurs inférieures à la médiane (Figure 3.11). Les autres parcs montrent une plus grande variabilité. La campagne du 10 octobre a généré les concentrations les plus élevées, avec une moyenne géométrique de 309 000 UFC/m² ($n = 6$). À l'opposé, les campagnes du 5 août et du 24 septembre ont montré les valeurs les plus faibles, avec des moyennes respectives de 12 600 et 18 900 UFC/m². À noter que ces résultats contrastent avec ceux d'*E. coli* pour les mêmes dates : 99 500 UFC/m² (5 août), 79 300 UFC/m² (24 septembre) et seulement 12 500 UFC/m² pour le 10 octobre. Ce décalage est cohérent avec la différence de persistance (survivance) dans l'environnement des deux organismes. Par ailleurs, trois des 28 échantillons (soit 11 %) présentaient une contamination égale ou supérieure à 1 000 000 UFC/m², tandis que huit échantillons (soit 29 %) dépassaient 100 000 UFC/m².

Le Tableau 3.13 classe les parcs selon leur moyenne géométrique de contamination présomptive au *C. perfringens* par ordre croissant. Le parc Pierre-Bédard affiche la valeur la plus faible (6400 UFC/m²), suivi du Père-Marquette (20 900 UFC/m²). En revanche, les parcs Marguerite-Bourgeoys et La Fontaine présentent les concentrations les plus élevées, atteignant 153 000 UFC/m² chacun, soit environ 25 fois plus que le parc Pierre-Bédard. Ce classement est en partie cohérent avec celui obtenu pour *E. coli* (Tableau 3.10), notamment pour les parcs Pierre-Bédard et Sir-Wilfrid-Laurier, mais les divergences observées dans d'autres cas sont à interpréter avec prudence en raison des différences de taille d'échantillons et des organismes ciblés.

Tableau 3.13 Moyennes géométriques classées des résultats présomptifs de *Clostridium perfringens* prélevés dans les six parcs montréalais

Rang	Parc	Moy. géométrique (UFC/m ²)	Ratio	Nombre de résultats « < » à un seuil X
1 ^{er}	(A) Pierre-Bédard (<i>n</i> = 4)	6 400	(A)/(A) = 1,0	1 <
2 ^e	(B) du Père-Marquette (<i>n</i> = 4)	20 900	(B)/(A) = 3,3	---
3 ^e	(C) Saint-Jean-Baptiste (<i>n</i> = 4)	27 500	(C)/(A) = 4,3	---
4 ^e	(D) Sir-Wilfrid-Laurier (<i>n</i> = 5)	64 200	(D)/(A) = 10,0	---
5 ^e	(E) La Fontaine (<i>n</i> = 6)	153 000	(E)/(A) = 23,9	---
6 ^e	(F) Marguerite-Bourgeoys (<i>n</i> = 5)	177 900	(F)/(A) = 27,8	---
Moyenne géométrique (<i>n</i> = 28)		50 300		

Enfin, aucune relation nette n'a pu être établie entre les concentrations en *C. perfringens* et les conditions météorologiques. Les pluies modérées du 7 septembre (18 à 19 mm) n'ont pas eu d'effet perceptible sur les résultats du 9 septembre [moyenne géométrique de 18 900 UFC/m²; (*n* = 6)]. De même, les pluies exceptionnellement fortes du 10 juillet (50,3 à 101 mm), tombées sept jours avant l'échantillonnage, n'ont pas entraîné de baisse significative de la contamination [25 600 UFC/m² (*n* = 4) de moyenne géométrique le 17 juillet, avec deux résultats manquants].

Synthèse

Le Tableau 3.14**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** synthétise, pour l'*E. coli* et le *C. perfringens*, les résultats de la contamination des six parcs suivis lors des campagnes d'échantillonnage de la phase 2 du projet. Les valeurs en caractère **gras** peuvent servir de référence pour comparer les résultats des différentes contaminations des surfaces végétalisées par des EUUD, ou ceux de l'atténuation qui s'en suit, qu'elle soit naturelle ou induite par des mesures de mitigation.

Tableau 3.14 Résultats de suivi de la contamination des six parcs montréalais lors des campagnes d'échantillonnage allant de juin à octobre 2024

Paramètres	Indicateur biologique	
	<i>Escherichia coli</i>	<i>Clostridium perfringens</i> (présomptif)
Nombre total de valeurs « <i>n</i> »	96	28
Nombre de valeurs inférieures à un seuil « < <i>X</i> »	17	1
Nombre de valeurs supérieures à un seuil « > <i>X</i> »	3	0
Médiane (UFC/m ²)	21 300	36 100
Moyenne géométrique (UFC/m ²)	20 700	50 300
Quartile inférieur (UFC/m ²)	2 500	13 300
Quartile supérieure (UFC/m ²)	114 000	125 000
Nombre de valeurs supérieures à 100 000 UFC/m ²	27 (28 %)	8 (29 %)
Nombre de valeurs supérieures à 1 000 000 UFC/m ²	8 (8,3 %)	4 (14 %)

3.2.2 Transferts des contaminants

Résultats d'analyses de *Escherichia coli*

- **Eaux usées unitaires diluées et potentiel de contamination résiduelle**

L'analyse des concentrations en *E. coli* dans les EUUD utilisées au cours des différents essais expérimentaux, présentée au Tableau 3.15, révèlent une certaine variabilité, avec des valeurs se situant entre 14 500 et 73 500 UFC/100 mL. La médiane observée a été de 28 300 UFC/100 mL, tandis que la moyenne géométrique s'élève à 26 200 UFC/100 mL. Ces concentrations sont proches, voire supérieures, à celles mesurées par les équipes de la Ville de Montréal (comprise entre 16 000 et 22 000 UFC/100 mL, et possédant des taux de dilution variant entre 90 % et 94 %; voir l'ANNEXE II) lors de l'épisode pluvial du 9 août 2024 au cours duquel 141 mm de pluie ont été enregistrés (source : station McTavish). Bien que son intensité (45 mm/h) ait été relativement modérée, et que cette précipitation équivalait à un événement de période de retour de 1/10 ans sur 2 h, elle ne serait assez suffisante pour engendrer un débordement dans le parc Pierre-Bédard.

Tableau 3.15 Transfert des charges bactériologiques d'*Escherichia coli* des eaux usées unitaires diluées vers la surface au jour 0 et atténuation-post lavage hygiénique de la contamination observée au jour 1 ($n = 17$)

Paramètres		Unités	Moy. géo.	Médiane	Quartile inférieur	Quartile supérieur	Min.	Max.
Jour 0	Eaux usées unitaires diluées	UFC/100 mL	26 200	28 300	16 700	36 300	14 500	73 500
	Charge transitiée par parcelle (A)	UFC/m ²	2,41·10 ⁸	2,26·10 ⁸	1,56·10 ⁸	2,93·10 ⁸	1,38·10 ⁸	7,00·10 ⁸
	Contamination de la parcelle (B)	UFC/m ²	424 000	508 000	233 000	759 000	28 900	2,67·10 ⁶
	Transfert au sol : (B)/(A)·100 ^a	%	0,18	0,22	---	---	---	---
Jour 1	Charge résiduelle (C)	UFC/m ²	56 700	82 500	38 800	125 000	2 470	420 000
	Enlèvement observé ^b : $\log_{10}[(B)/(C)]$ ou $[(B)-(C)]/(B)·100$	\log_{10} ou (%)	0,87 (86,6)	0,79 (83,8)	---	---	---	---

^a *E. coli* : médiane = 0,23 %; minimum = 0,020 %; maximum = 1,732 % (seule valeur au-delà de 0,626 %) (basés sur l'analyse statistique des 17 valeurs)

^b *E. coli* : médiane = 0,75 log (82,2 %); minimum = 0,46 log (65,1 %); maximum = 1,70 log (98,0 %) (basés sur l'analyse statistique des 17 valeurs)

Ces constats permettent d'affirmer que les niveaux de contamination en *E. coli* des EUUD utilisées pour simuler les épisodes de contamination dans le cadre des présents travaux expérimentaux sont comparables, voire plus élevées que celles enregistrées lors de conditions réelles de forte pluie, ce qui s'avère rassurant quant à l'approche méthodologique générale adoptée.

- **Transferts et rémanence des contaminants biologiques**

Les données du Tableau 3.15 permettent d'évaluer les taux de transfert de la contamination (calculés suivant l'équation $[(B)/(A) \cdot 100]$ vers les surfaces végétalisées les charges bactériologiques d'*E. coli* mesurées (pour $n = 17$) sur les surfaces végétalisées immédiatement après exposition aux EUUD.

Pour *E. coli*, un total de 17 jeux complets de données issus des essais réalisés entre juin et octobre ont été retenus dont deux jeux ont été écartés en raison de la présence de valeurs aberrantes. Ces taux de transfert, calculés à partir des valeurs médianes et des moyennes géométriques respectives des charges bactériologiques transitoires (**A**) et des contaminations mesurées sur les surfaces végétalisées (**B**), s'établissent à 0,22 % et 0,18 %⁷, abstraction faite des niveaux de contamination de fond propres à chaque parc.

Comparativement, les résultats obtenus pour les coliformes thermotolérants lors de la phase 1 exploratoire du projet en 2023 (Tableau 3.3, section 1), indiquaient des taux de transfert de 0,043 % (en se basant sur la médiane) et 0,085 % (en se basant moyenne géométrique), soient des valeurs environ 5 fois et 2 fois inférieures à celles obtenues pour *E. coli* dans la présente phase. L'analyse statistique des 15 taux de transfert individuels de 2023 montrait une plage de variation de ratio allant de 0,016 à 0,76 %, ce qui reste dans le même ordre de grandeur que

⁷ En prenant en considération les teneurs de fond de contamination des parcs (section 3.2.2 / Résultats d'analyses de *Escherichia coli*) de 21 300 UFC/m² (médiane) et de 20 700 UFC/m² (moyenne géométrique), les ratios **(B)/(A) · 100** s'établissent respectivement de 0,22 % et 0,17 %.

les résultats obtenus pour *E. coli* malgré quelques différences méthodologiques entre les deux phases d'essais.

- **Contaminations résiduelles post-nettoyage et implications sanitaires**

Les résultats de contamination résiduelle observée le lendemain (jour 1) de l'inondation avec des EUUD, suivie du drainage et d'un lavage hygiénique à l'eau potable de la surface encore humide, sont synthétisés au Tableau 3.15. Ces concentrations en *E. coli* mesurées au jour 1 montrent une réduction substantielle par rapport aux valeurs initiales (jour 0), avec une diminution de la médiane de 508 000 à 82 500 UFC/m², et de la moyenne géométrique de 424 000 à 56 700 UFC/m² ($n = 17$). Ces diminutions calculées selon les équations $\log_{10}(B/C)$ et $[(B)-(C)/B] \cdot 100$, correspondent à des réductions respectives de 0,79 log (83,8 %) et de 0,87 log (86,6 %).

Une analyse complémentaire, fondée sur un sous-échantillonnage de trois parcelles, a permis d'évaluer l'impact immédiat du lavage hygiénique. Les résultats comparatifs (Figure 3.12) montrent, selon les cas, une augmentation apparente de la contamination juste après le lavage (eau drainée, surface encore humide), de l'ordre de 15 à 70 % par rapport aux valeurs initiales. Cette observation suggère que le lavage n'a pas immédiatement éliminé la contamination, mais aurait plutôt facilité la mobilisation des bactéries lors de l'échantillonnage.

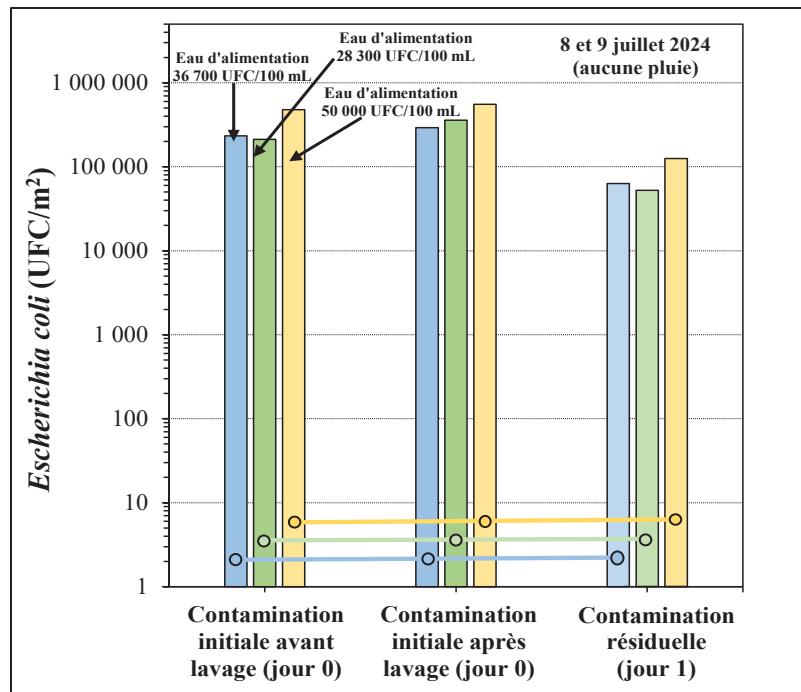


Figure 3.12 Comparaison des résultats d'*Escherichia coli* de contaminations initiales (jour 0) de trois parcelles d'essais avec ceux obtenus au jour 0 dès le lavage complété (surface encore humide) et au jour 1

Les niveaux de contamination mesurés au jour 1 dans ces trois parcelles sont compris entre 52 500 et 125 000 UFC/m², traduisant des abattements de 0,57 à 0,68 log (73,1 à 79,1 %) par rapport à la contamination initiale, et de 0,65 à 0,83 log (77,6 à 85,2 %) par rapport aux concentrations observées juste après lavage. Ces résultats indiquent que le lavage permettrait principalement un délogement mécanique des particules contaminées, facilitant leur migration vers le paillis ou le sol sous-jacent, et qu'une partie des bactéries devient inaccessible aux méthodes d'extraction après l'assèchement. De plus, ces résultats signifient ainsi que l'infiltration des bactéries *E. coli* dans le sol ne serait pas significante, de même que l'effet bactéricide du chlore résiduel de l'eau potable utilisée lors du lavage.

Résultats d'analyses de *Clostridium perfringens*

• Eaux usées unitaires diluées et potentiel de contamination résiduelle

Les concentrations en *C. perfringens* mesurées dans les mêmes EUUD présentent une plage de variation comprise entre 1800 et 9200 UFC/100 mL, avec une médiane de 3800 UFC/100 mL et une moyenne géométrique de 4090 UFC/100 mL. Ces valeurs, bien que obtenues à partir d'un jeu de données différent de celui d'*E. coli* (rendant toute comparaison directe sujette à prudence), sont approximativement sept fois inférieures à celles d'*E. coli*, en termes de concentrations observées dans les échantillons d'EUUD. De plus, une tendance similaire a été également observée pour les charges bactériennes ayant transité par la parcelle expérimentale au jour 0, corroborant une moindre présence relative de ce microorganisme dans les eaux simulées.

Les résultats présentés pour *C. perfringens* sont de nature présomptive, c'est-à-dire qu'ils incluent d'autres espèces anaérobies sporulées morphologiquement semblables. Des tests de confirmation par culture et identification ont été réalisés sur un sous-ensemble d'échantillons. Sur 46 colonies analysées, 25 se sont révélées positives, ce qui correspond à un taux de confirmation de 54 %. En tenant compte de ce taux de positivité, les concentrations réelles en *C. perfringens* confirmés seraient donc de l'ordre de 13 fois inférieures à celles d'*E. coli*, ce qui équivaut à une différence d'environ 1,1 log (92,1 %). Le Tableau 3.16 présente les résultats de *C. perfringens* confirmés (prenant en compte l'application des taux globaux de positivité des tests de confirmation) en *italique et gras* afin de les distinguer des ceux qui sont présomptifs, présentés en caractère normal. Au total, 7 ($n = 7$) valeurs d'analyses de *C. perfringens* ont été considérées.

Tableau 3.16 Transfert des charges bactériologiques de *Clostridium perfringens* des eaux usées unitaires diluées vers la surface au jour 0 et atténuation post-lavage hygiénique de la contamination observée au jour 1 ($n = 7$)

Paramètres		Unités	Moy. géo.	Médiane	Quartile inférieur	Quartile supérieur	Min.	Max.
Eaux usées unitaires diluées	UFC/100 mL	4 090 2 220	3 800 2 060	3 000 1 630	6 250 3 390	1 800 980	9 200 5 000	
	Charge transisée par parcelle (A)	UFC/m ²	3,77·10 ⁷	3,62·10 ⁷	2,86·10 ⁷	5,83·10 ⁷	1,44·10 ⁷	8,50·10 ⁷
	Contamination de la parcelle (B)	UFC/m ²	653 000 337 000	791 000 408 000	375 000 194 000	1,38·10 ⁶ 710 000	117 000 60 300	2,5·10 ⁶ 1,29·10 ⁶
Transfert au sol : (B)/(A)·100 ^a	%	1,73 1,65	2,19 2,08	---	---	---	---	---
	Charge résiduelle (C)	UFC/m ²	196 000 51 100	288 000 75 000	138 000 35 800	375 000 97 500	35 700 9 280	538 000 140 000
Enlèvement observé ^b : $\log_{10}[(B)/(C)]$ ou $[(B)-(C)]/(B)·100$	\log_{10} ou (%)	0,52 (69,9) 0,82 (84,8)	0,44 (63,5) 0,74 (81,8)	---	---	---	---	---

^a *C. perfringens* : médiane = 2,06 %; minimum = 0,31 %; maximum = 3,2 % (basé sur l'analyse statistique des 7 valeurs)

^b *C. perfringens* = médiane = 0,59 log (74,1 %); minimum = 0,22 log (39,4 %); maximum = 0,84 log (85,7 %) (basé sur l'analyse statistique des 7 valeurs)

N.B. : l'ensemble des valeurs en *gras et italique* prennent en compte l'application des taux globaux de positivité des tests de confirmation de *C. perfringens*

- **Transferts et rémanence des contaminants biologiques**

Pour *C. perfringens*, les charges mesurées sur les surfaces végétalisées au jour de l'essai (jour 0) sont comprises entre 117 000 et 2 500 000 UFC/m², avec une médiane de 791 000 UFC/m² et une moyenne géométrique de 653 000 UFC/m² (Tableau 3.16). Ces concentrations sont, en apparence, environ 1,5 fois supérieures à celles d'*E. coli*, avec un ratio *E. coli* / *C. perfringens* \approx 0,65, malgré une concentration initiale dans les EUUD environ 7 fois plus faible que celle d'*E. coli*. Cette disproportion apparente pourrait s'expliquer en partie par la différence de comportement de ces microorganismes dans l'environnement, mais également par des biais liés aux jeux de données distincts.

Les résultats de confirmation analytique permettent de nuancer cette observation. Sur 62 colonies isolées et testées provenant des échantillons de contamination au jour 0, seules 32 ont été confirmées comme étant *C. perfringens*, soit un taux de positivité de 52 %. En ajustant les concentrations en fonction de ce taux, les charges confirmées en *C. perfringens* sont approximativement 1,25 fois inférieures à celles d'*E. coli*, ce qui les ramène dans le même ordre de grandeur, tel que présenté dans le Tableau 3.16 (valeurs en italiques et gras).

En se référant aux valeurs des médianes et moyennes géométriques des charges initiales et résiduelles, les taux de transfert⁸ [obtenus par l'équation $[(B)/(A)] \cdot 100$] vers les surfaces végétalisées pour *C. perfringens* atteignent 2,18 % (médianes) et 1,73 % (moyennes géométriques). Ces taux sont près de 10 fois supérieurs à ceux observés pour *E. coli*, ce qui suggère un comportement de dépôt ou de persistance différencié de ce microorganisme sporulé sur les surfaces végétalisées.

⁸ En prenant en considération les teneurs de fond de contamination des parcs (section 3.2.2 / Résultats d'analyses de *Clostridium perfringens*) de 36 100 UFC/m² (médiane) et de 50 300 UFC/m² (moyenne géométrique), les ratios $(B)/(A) \cdot 100$ étaient respectivement de 2,08 % et 1,60 %.

- **Contaminations résiduelles post-nettoyage et implications sanitaires**

L'analyse des données de contamination résiduelle pour *C. perfringens* au jour 1 indique des concentrations comprises entre 35 700 et 538 000 UFC/m², avec des médiane et moyenne géométrique respectives de 288 000 UFC/m² et 196 000 UFC/m². Ces valeurs sont environ 3,5 fois supérieurs à celles d'*E. coli* (rapport médian *E. coli* / *C. perfringens* \approx 0,29), bien que la contamination initiale (jour 0) en *C. perfringens* ait été 1,5 fois plus élevée que celle d'*E. coli*. Ces résultats suggèrent une persistance environnementale plus marquée de cet indicateur après lavage et assèchement.

Les tests de confirmation réalisés sur l'ensemble des échantillons au jour 1 révèlent une positivité de 26 % (soit 13/50), indiquant une contamination effective en *E. coli* environ 1,1 fois supérieure à celle de *C. perfringens* à ce stade, cohérente avec les rapports observés au jour 0. Quant aux réductions obtenues sur la base des valeurs médianes et moyennes géométriques de contamination entre les jours 0 et 1 s'élèvent respectivement à 0,44 log (63,7 %) et 0,52 log (69,8 %).

3.2.3 Suivi temporel de l'atténuation naturelle post-contamination et retrait des eaux

Trois séries d'essais ont été menées durant l'été 2024 pour évaluer l'évolution temporelle de la contamination de surfaces végétalisées après une inondation par des eaux EUUD, suivie d'un lavage hygiénique à l'eau potable réalisée le jour même. Les trois séries se sont respectivement étalées du 18 juin au 18 juillet, du 22 juillet au 22 août et du 13 août au 12 septembre. Chaque série comprenait deux parcelles (une exposée au soleil et une autre à l'ombre), avec un suivi microbiologique réalisé sur 30 ou 31 jours, aux jours 0, 1, 3, 8, 16 et 30 (ou 31). Pour cet essai, l'*E. coli* a été analysé dans tous les échantillons des trois séries, tandis que *C. perfringens* a été mesuré aux jours 0, 1, 16 et 30 (ou 31) des deux dernières séries sur les trois.

Résultats d'analyses de *Escherichia coli*

Les concentrations initiales d'*E. coli* dans les EUUD ont été relativement comparables entre les essais (15 300 à 29 700 UFC/100 mL). Une tendance générale à la décroissance de la contamination a été observée dans l'ensemble des séries. Dans la majorité des cas, les niveaux de contamination de surface ont diminué sous le seuil de référence de 21 300 UFC/m² (valeur utilisée pour le suivi des parcs montréalais) dès le jour 8, voire avant (Figure 3.13 et Figure 3.14). Plus explicitement :

- lors de la série n°1, les charges de l'essai au *soleil* évoluent de 800 à 1900 UFC/m² (aux jours 8, 16 et 30), soit jusqu'à 2,96 log d'enlèvement (99,89 %). Quant à ceux l'*ombre*, leurs charges évoluent de 16 500 à 23 900 UFC/m² (aux jours 3, 8 et 16), soit un enlèvement de 1,77 log d'enlèvement (98,3 %);
- la série n°2 suit la même tendance avec des valeurs atteintes au soleil allant de 1400 à 13 400 UFC/m² (jours 8, 16 et 30), correspondant à 2,31 log d'enlèvement (99,5 %). À l'*ombre*, cette log-réduction est de 2,20 log d'enlèvement (89,4 %), avec des valeurs résiduelles atteintes allant de 7700 à 12 300 UFC/m² (jours 8 à 31);
- enfin, la série n°3 confirme cette tendance de l'efficacité de l'exposition solaire. Les concentrations pour la parcelle exposée au *soleil* ont varié de 1800 à 15 600 UFC/m² (jours 1 à 31), avec 1,69 log d'enlèvement (98,0 %). À l'*ombre*, elles ont varié de 800 à 13 800 UFC/m² (jours 1 à 16), avec un enlèvement atteignant 1,54 log (97,1 %).

L'effet du rayonnement solaire a été plus marqué lors des séries n°1 et 2, avec des atténuations plus rapides en plein soleil qu'à l'ombre (Figure 3.13). Cet effet est moins perceptible dans la série n°3, qui présentait une contamination initiale plus faible (Figure 3.14). Toutefois, des hausses isolées de concentrations ont été observées à certains jours, comme par exemple lors du jour 30 de la série n°1 (parcelle à l'*ombre*), du jour 31 de la série n°2 (parcelle exposée au *soleil*), ou encore du jour 30 de la série n°3 (parcelle à l'*ombre*). Ces augmentations sont vraisemblablement liées à des recontaminations d'origine faunique, comme celles observées dans les différents parcs Montréal.

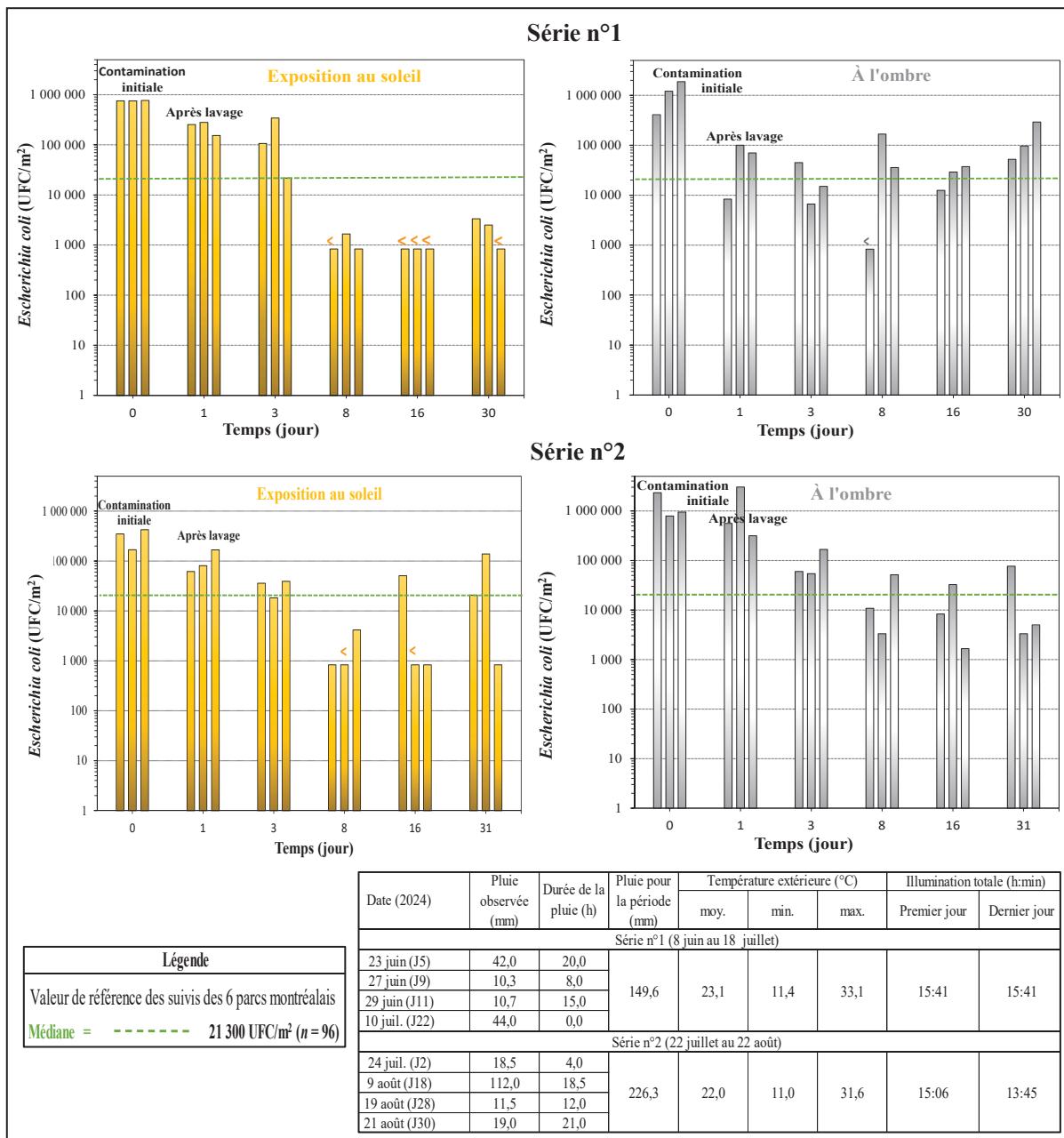


Figure 3.13 Résultats d'*Escherichia coli* obtenus lors des essais de suivis temporels avec ou sans exposition directe au soleil, avec données météorologiques (séries n°1 et 2)

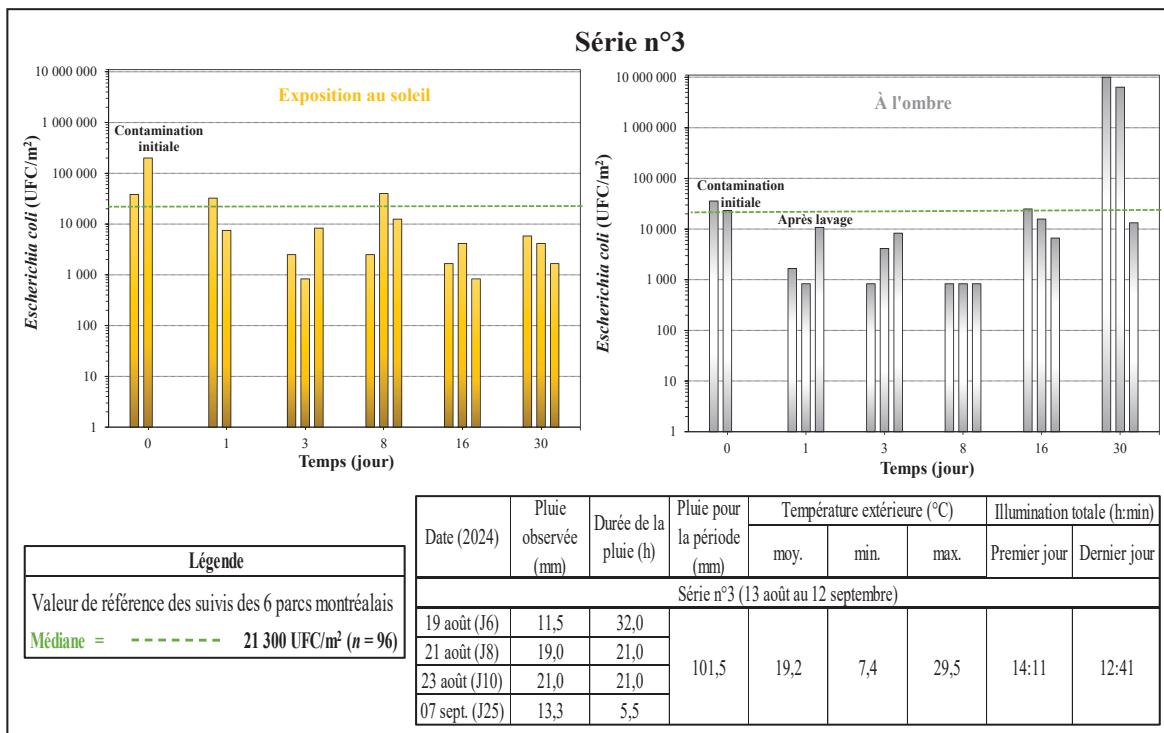


Figure 3.14 Résultats d'*Escherichia coli* obtenus lors des essais de suivis temporels avec ou sans exposition directe au soleil, avec données météorologiques (série n°3)

En ce qui concerne les facteurs météorologiques, aucune relation directe n'a été observée entre les épisodes pluvieux (42 mm le 23 juin; 112 mm le 9 août) où les variations de température et les dynamiques de décontamination. La durée de l'illumination journalière n'a pas non plus semblé influencer les résultats.

Résultats d'analyses de *Clostridium perfringens*

Les résultats de *C. perfringens*, obtenus pour les séries n°2 et n°3, révèlent des dynamiques de décroissance moins uniformes que celles d'*E. coli*. (Figure 3.15). Ainsi, pour la série n°3 (soleil), la moyenne géométrique des réplicats aux jours 1, 16 et 30, a atteint respectivement 102 000 UFC/m² (0,51 log d'enlèvement; 69,1 %), 54 800 UFC/m² (0,78 log d'enlèvement; 83,4 %) et 18 800 UFC/m² (1,24 log d'enlèvement; 94,3 %). Ces deux dernières valeurs se situent proche ou en deçà des valeurs de référence de suivi des parcs montréalais de 36 100 UFC/m² (médiane) et des 50 300 UFC/m² (moyenne géométrique). Au jour 16 de la série n°2 de suivi temporel (soleil et ombre), les moyennes géométriques ont été de

44 300 UFC/m² (soleil; 0,42 log ou 62,0 %) et de 24 700 UFC/m² (ombre; 1,00 log ou 90,0 %). Toutefois, une remontée des concentrations a été observée au jour 30, indiquant une possible recontamination naturelle.

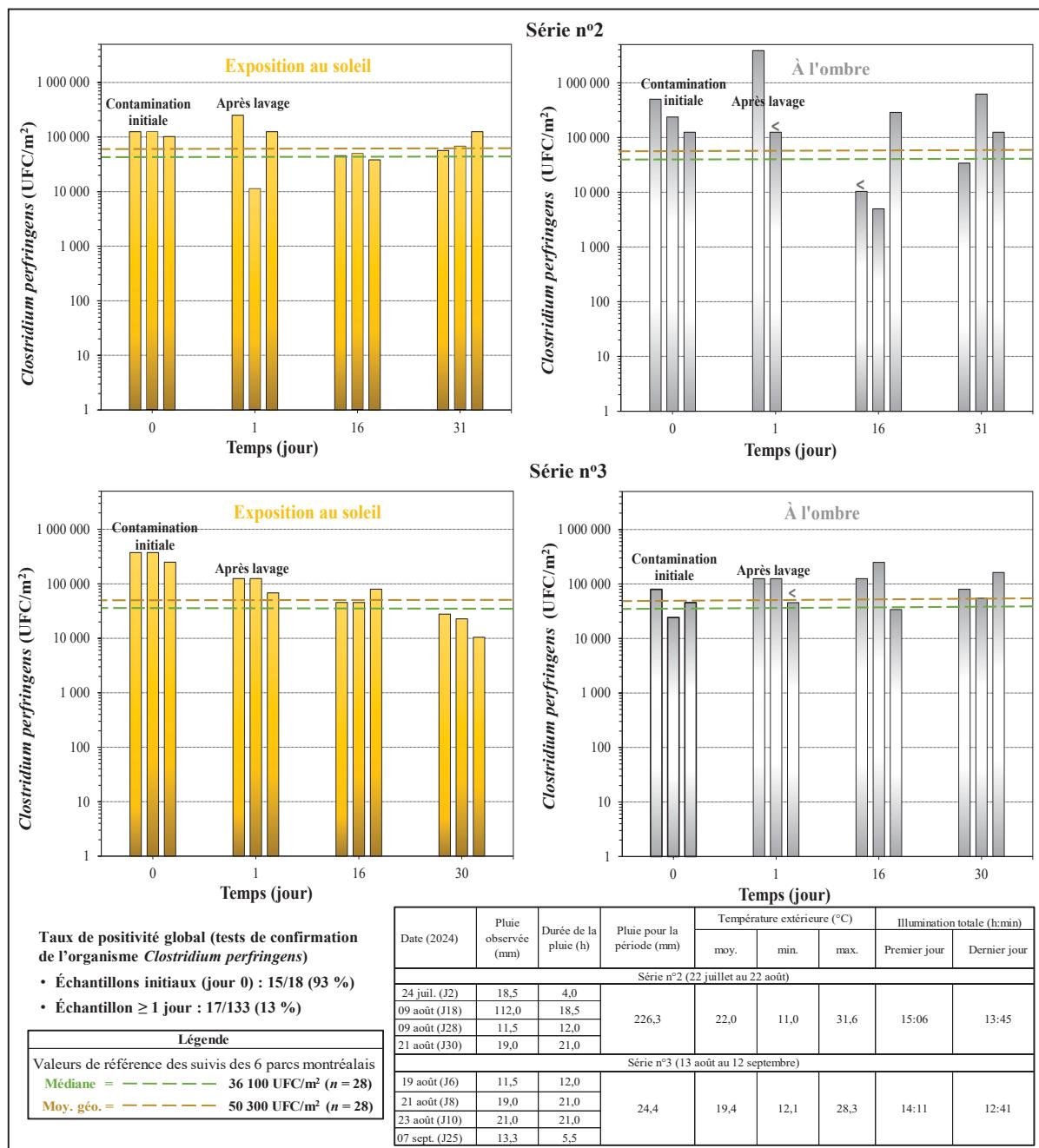


Figure 3.15 Résultats de *Clostridium perfringens* (présomptifs) lors des essais de suivis temporels avec ou sans exposition directe au soleil, avec données météorologiques (séries n°2 et 3)

Par ailleurs, une tendance plus irrégulière a été observée à la série n°3, avec des concentrations avoisinant les 90 000 UFC/m² à chaque jour mesuré, dépassant nettement les seuils de référence. Ces valeurs, supérieures à la contamination initiale du jour 0 (44 500 UFC/m²), suggèrent la présence d'une forte variabilité dans les résultats de *C. perfringens*, et limitent donc la portée de l'hypothèses sur la décroissance en dessous des seuils de référence avancées précédemment pour l'*E. coli* (Figure 3.14 et Figure 3.15). Les concentrations de *C. perfringens* dans les EUUD ont été faibles lors de cette série d'essais, avec des valeurs de 170 UFC/100 mL (au soleil) et 200 UFC/100 mL (à l'ombre). Ces valeurs sont peu cohérentes avec celles d'*E. coli*, avec des valeurs observées de 15 300 UFC/100 mL (au soleil) et de 29 700 UFC/100 mL (à l'ombre) d'*E. coli*, ou avec celles de la série n°2 où les résultats étaient 4000 UFC/m² au soleil et 4700 UFC/m² (à l'ombre), ou encore avec celles obtenues lors des autres essais réalisés dans le cadre du projet (toutes ses valeurs au-delà de 1800 UFC/m², avec moyenne géométrique de 4100 UFC/100 mL).

L'analyse des résultats cumulés des tests de confirmation réalisés sur l'ensemble des échantillons récoltés (puis analysés) lors des jours de suivi de pelouses sèches (jours 1 et jours suivants) révèlent un taux de positivité global de 13 % (17 colonies confirmées sur 133), contre 32 % (31 seules colonies confirmées sur 97) pour le suivi de la contamination naturelle dans les six parcs. Le taux de positivité global observé s'est révélé similaire (écart de $\pm 1\%$) entre les échantillons issus de parcelles exposées au soleil et ceux prélevés à l'ombre. Cela suggère que la contamination des *C. perfringens* lors de ces essais temporels serait environ huit fois inférieure aux valeurs de référence, tandis que ces dernières afficheraient pour leur part des niveaux environ trois fois moindres. Suivant cette logique, les résultats obtenus pour *C. perfringens* au cours des séries essais temporels ont, à un moment ou à un autre (jour 1, 16 ou 30), tous atteint le seuil de référence (médiane ou moyenne géométrique) établi pour le suivi des parcs montréalais. Il convient toutefois de rappeler que ces conclusions doivent être interprétées avec prudence, compte tenu des limites associées à la généralisation des ces résultats.

Finalement, comme pour l'*E. coli*, les conditions météorologiques (notamment les épisodes de pluie) n'ont pas eu d'impacts mesurables sur les concentrations de *C. perfringens*.

3.2.4 Mesures de mitigation

Méthodes de lavage à l'eau : lavage séquentiel (répétitif) et lavage continu

Les lavages immédiats à l'eau potable des surfaces végétalisées après leur contamination par des EUUD visaient, d'une part, à réduire les bactéries pathogènes (effet mécanique des lavages) et, d'autre part, à rendre la surface végétalisée (pelouse) davantage hygiénique. Trois séries de mitigation par lavages séquentiels ont été conduits lors de la présente phase. Tous les lavages ont été réalisés dès le jour de l'essai (jour 0) avec suivi de la contamination résiduelle au jour 1 et les jours suivants (3, 5 et 8 ou jour 7 seulement).

En plus des trois tests réalisés avec des lavages répétés (mode séquentiel), un lavage prolongé de 2 h (mode continu) d'une surface inclinée a été mené afin d'évaluer si ces approches renforcent l'efficacité du lavage hygiénique. Pour l'essai de comparaison de lavage séquentiel n°1 au lavage continu, les analyses ont porté sur *E. coli*, principal indicateur d'une contamination fécale récente. *C. perfringens* n'ont été introduits qu'au niveau de l'essais séquentiels (n°2 et n°3) de confirmation.

Résultats d'analyses du lavage séquentiel (série n°1) comparés à ceux du lavage continu

La Figure 3.16 met en évidence les résultats d'*E. coli* lors de lavages en modes séquentiel (série n°1) et continu (2 h) des surfaces végétalisées contaminées, de même que les données météorologiques correspondantes pour les deux périodes d'essai. La charge bactérienne des EUUD utilisées lors du premier essai de lavage séquentiel (série n°1) ont été de 36 300 et 14 500 UFC/100 mL, générant respectivement des contaminations initiales (moyennes géométriques) de 185 000 UFC/m² et 524 000 UFC/m². Les réductions en *E. coli* ont varié de 1,70 log (98,0 %) au jour 1, de 2,07 (99,2 %) au jour 3 et 2,34 log (99,5 %) au jour 8, avec des concentrations résiduelles inférieures aux seuils de référence de la contamination biologique naturelle des six parcs de 21 300 UFC/m².

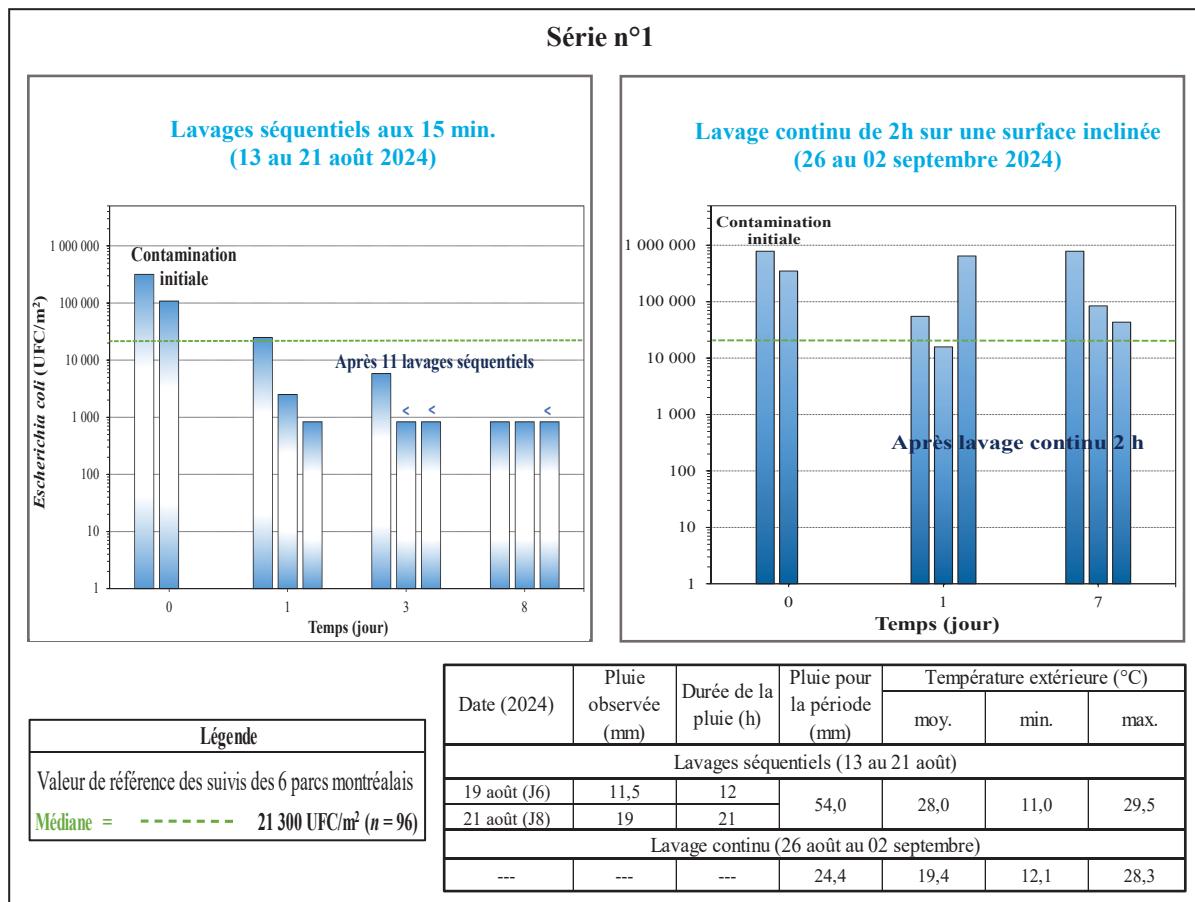


Figure 3.16 Résultats d'*Escherichia coli* lors des essais de mitigation par lavages séquentiels (aux 15 minutes) et lavage continu (2 h), avec données météorologiques (série n°1)

Par ailleurs, les pluies de 11,5 mm au jour 6 et de 19,0 mm au jour 8, ont pu être favorables à l'obtention de bons résultats de réduction observés au jour 8 (lavage séquentiel, Figure 3.16), dont la moyenne géométrique des réplicats < 833 UFC/m². Cela laisse penser qu'un lavage répété permettrait un nettoyage en profondeur (infiltration dans les couches inférieures) et profiterait aussi de l'effet désinfectant du chlore dans l'eau potable.

La deuxième variante a consisté en un lavage en mode continu, appliqué pendant deux heures sur une surface inclinée (légèrement en pente) (Figure 3.16). Les résultats produits se sont avérés moins constants, avec des variations notables des concentrations mesurées. Les concentrations d'*E. coli* observées montrent des valeurs anormalement élevées atteignant une

moyenne géométrique d'environ 79 000 UFC/m² au jour 7, ce qui bien au-dessus de la valeur de référence (médiane \approx 24 000 UFC/m²). Ces valeurs élevées tirent probablement leur source de la redistribution des contaminants causées par le ruissellement ou encore d'une recontamination faunique post-expérimentation. En excluant ces valeurs extrêmes, les réductions corrigées s'améliorent (1,25 log au jour 1 et 0,94 log au jour 7), mais les niveaux résiduels restent généralement supérieurs à la valeur de référence des six parcs montréalais.

Résultats d'analyses du lavage séquentiel (série n°2 et n°3) : essais de confirmation

- Résultats d'analyses d'*Escherichia coli***

Face aux résultats prometteurs de l'essai de lavage séquentiel (répétitif) immédiat à l'eau potable après contamination par des EUUD, deux autres séries d'essai ont été conduits afin de confirmer l'hypothèse de son efficacité (Figure 3.17). Ainsi, bien que les deux séries d'essais aient utilisé des EUUD présentant des concentrations initiales différentes (73 500 UFC/100 mL pour la série n°2 et 15 700 UFC/100 mL pour le n°3), les niveaux de la contamination résultante en *E. coli* mesurés sur les surfaces ont été comparables, avec des valeurs de 582 000 UFC/m² et 508 000 UFC/m² (moyennes géométriques des réplicats). Ces niveaux sont plus élevés que celui observé lors de la série d'essais n°1 (185 000 UFC/m²), mais proches de celui mesuré dans l'essai de lavage continu (524 000 UFC/m²). Les séries n°2 et n°3, pourtant réalisées dans des conditions similaires (contaminations de 500 000 à 580 000 UFC/m²), n'ont pas été aussi concluantes que la première. En effet, leurs taux d'enlèvement respectifs ont été plus modestes, avec 0,70 et 0,50 log d'enlèvement au jour 1 (soient 80,1 % et 68,4 %), ainsi que 1,35 log (95,5 %) et de 1,82 log (98,5 %) au 7^e jour. Les concentrations résiduelles dépassaient la valeur cible au jour 1, n'atteignant un niveau acceptable qu'au jour 7 dans le cas de la série n°3 (uniquement).

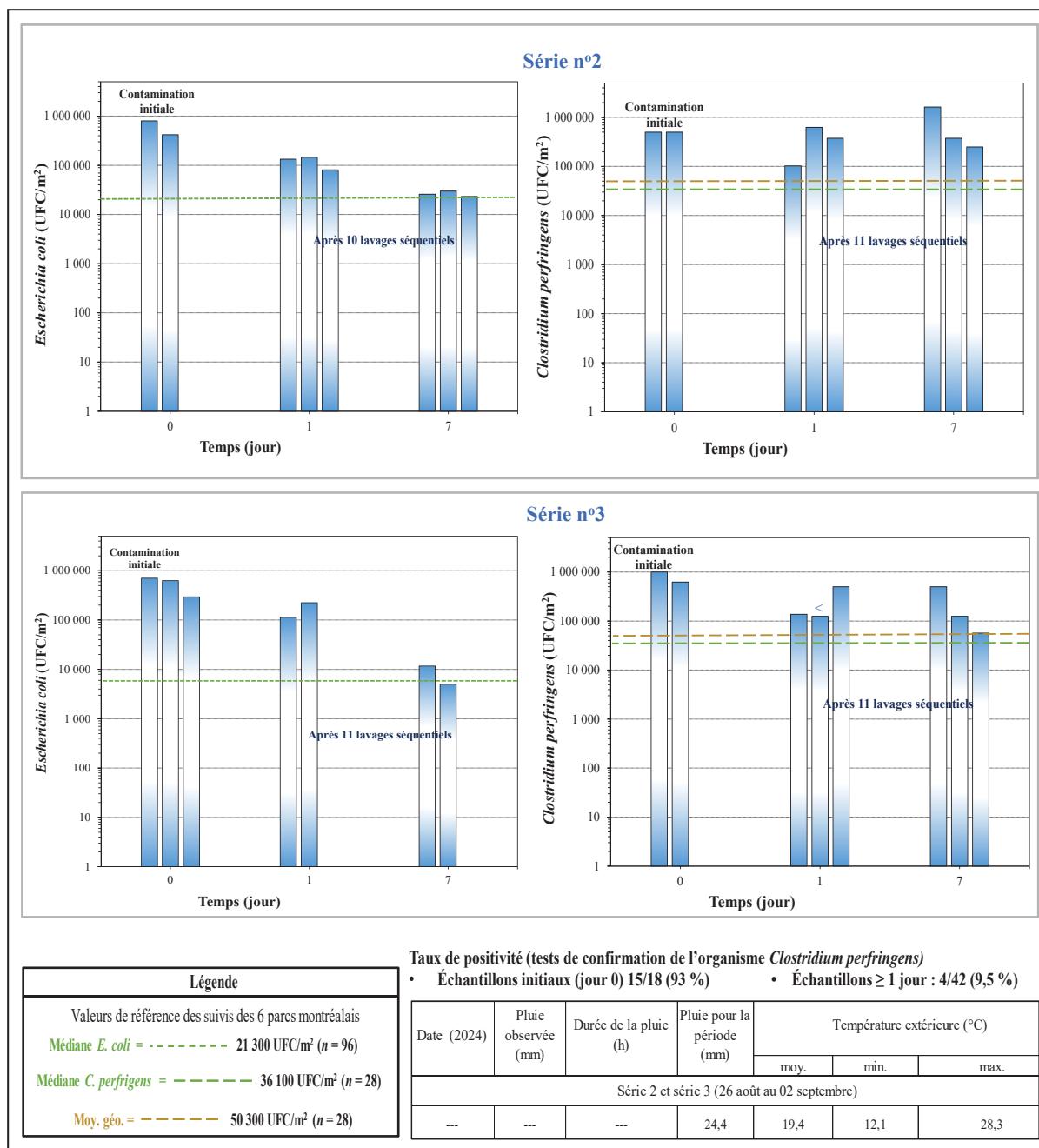


Figure 3.17 Résultats d'*Escherichia coli* et de *Clostridium perfringens* (présomptifs) lors des essais de mitigation par lavages séquentiels (aux 15 minutes), avec données météorologiques (séries n°2 et 3)

- **Résultats d'analyses de *Clostridium perfringens***

Concernant les *C. perfringens*, les concentrations des EUUD utilisées ont été comparables lors des deux essais, avec 2900 UFC/100 mL (série n°2) et 3100 UFC/100 mL (série n°3). Cela a donné lieu à des contaminations initiales comparables des surfaces végétalisées, atteignant respectivement des moyennes géométriques de 500 000 UFC/m² et 791 000 UFC/m². Les réductions mesurées après lavage séquentiel ont été respectivement, pour les séries n°2 et n°3, de 0,24 et 0,59 log au jour 1 (soit 42,5 % et 74,3 %). Au 7^e jour, aucun enlèvement n'a été observé pour la série n°2, alors qu'il a atteint de 0,71 log (80,5 %) pour la série n°3. Malgré ces réductions, les concentrations résiduelles demeurent élevées : 306 000 UFC/m² pour la série n°2 (1 valeur extrême exclue) et 153 000 UFC/m² pour la série n°3, des niveaux supérieurs aux seuils de référence des parcs montréalais, établis à 36 100 UFC/m² (médiane) et à 50 300 UFC/m² (moyenne géométrique).

L'analyse des colonies confirmées de *C. perfringens* présomptifs renforce la nécessité d'interpréter les résultats avec prudence. Ainsi, sur les 12 échantillons prélevés aux jours 1 et 7 (séries n°2 et n°3), seulement 4 colonies sur 42 testées ont été confirmées, soit un taux global de positivité de 9,5 %. À l'inverse, les échantillons témoins issus des surfaces initialement contaminées présentaient un taux de confirmation de 93 % (15 confirmations sur 18). Cette nette différence suggère que les concentrations présomptives surestiment la contamination réelle après traitement. En appliquant ces taux de confirmation aux concentrations mesurées (et en excluant la valeur aberrante du jour 7 de la série n°2), les abattements corrigés de *C. perfringens* atteignent des niveaux plus élevés. Pour la série n°2, les enlèvements corrigés sont de 1,18 log (93,4 %) au jour 1 et de 1,15 log (92,9 %) au jour 7 et elles atteignaient respectivement 1,53 log (97,0 %) et 1,66 log (97,8 %) aux jours 1 et 7 pour la série n°3. Ces performances corrigées (lavages séquentiels) sont supérieures à celles obtenues pour un lavage unique corrigé par confirmation, soit 0,74 log (81,8 %) sur la base des médianes et 0,82 log (84,8 %) sur la base des moyennes géométriques (cf. contaminations résiduelles post-nettoyage de la section 3.2.2). Ainsi, à la suite de la correction des taux de confirmation, les contaminations résiduelles aux jours 1 et 7 atteindraient des seuils de l'ordre de 27 000 à 28 000 UFC/m² (essai n°2) et de 15 000 à 20 000 UFC/m² (essais n°3), alors que

les valeurs de référence corrigées pour les six parcs montréalais (32 %; soient 31 colonies confirmées sur 97 testées) se situeraient autours de 12 000 UFC/m² (sur la base de la médiane) et de 16 000 UFC/m² (sur la base de la moyenne géométrique). En somme, si l'analyse présomptive des *C. perfringens* ne permet pas de démontrer l'efficacité supérieure des lavages répétés par rapport aux lavages continus, cette efficacité se précise lorsque les taux de confirmation de l'indicateur *C. perfringens* sont considérés.

Désinfection au THYMOX n°2

Les essais de désinfection ont été réalisés sur trois parcelles végétalisées distinctes le 13 août 2024. Chacune des parcelles a été soumise à une inondation contrôlée avec 30 L de solution de THYMOX diluée dans de l'eau potable. En tout, cinq concentrations correspondant à des doses appliquées de 180, 360, 540, 720 et 900 mL THYMOX conc./m² de surface végétalisée ont été testées. L'échantillonnage des surfaces a été effectué en triplicat aux jours 0 (contamination initiale), 1 (après lavage), 2 (après désinfection et témoin non désinfecté) et 7 (suivi d'une semaine, témoin non désinfecté), avec des analyses d'*E. coli* pour l'ensemble des prélèvements et des analyses de *C. perfringens* sur au moins un échantillon sur trois aux jours 0, 1 et 2. En guise de témoin, chaque parcelle dispose d'une portion non désinfectée.

• Résultats d'analyses d'*Escherichia coli*

Les EUUD utilisées ont présenté des concentrations initiales relativement homogènes entre les parcelles, soit entre 28 300 et 50 000 UFC/100 mL. La Figure 3.18 présente les résultats obtenus ainsi que les données météorologiques associées. Chaque série de résultats est reliée graphiquement selon la parcelle concernée à partir des données de contamination initiale.

À l'exception d'un seul cas au jour 2 et des témoins non désinfectés (au jour 7), les résultats d'*E. coli* révèlent une hausse généralisée des contaminations mesurées, dépassant la valeur de référence établie pour les parcs montréalais et même celles des contaminations initiales (jour 0). Sur les 30 valeurs obtenues, 14 ont présenté des concentrations supérieures à 10 000 000 UFC/m². Cette recrudescence de la contamination est attribuée à un choc bactéricide causé par le THYMOX ayant entraîné la remontée en surface et la mortalité des lombrics présents dans le sol. La présence accrue de carcasses aurait alors favorisé une

intensification de l'activité faunique locale (oiseaux, insectes, etc.) induisant une recontamination des surfaces. Cette activité aurait également contribué à la recontamination des zones témoins, dont les niveaux de contamination avaient diminué au jour 1 après lavage, puis augmenté au jour 2, pour ensuite diminuer légèrement au jour 7, tout en demeurant supérieurs aux valeurs de référence.

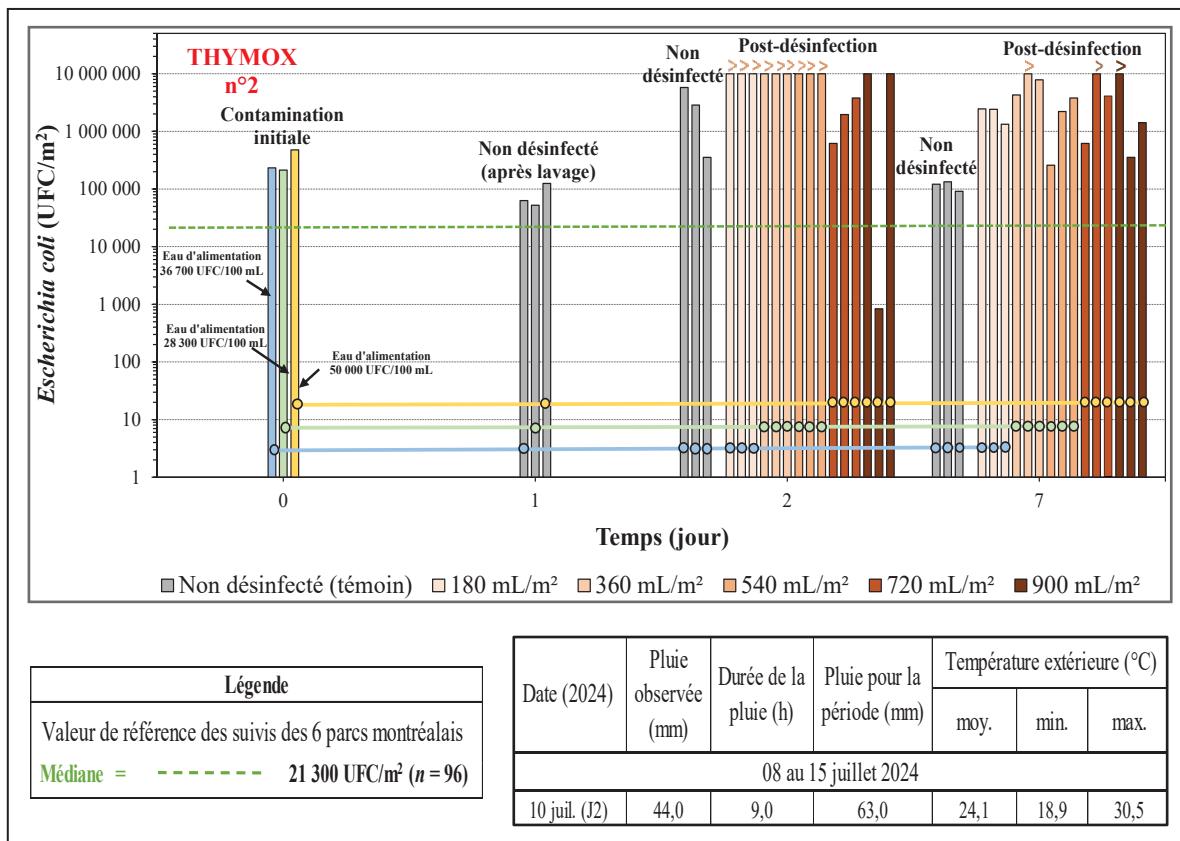


Figure 3.18 Résultats d'*Escherichia coli* obtenus lors des essais de désinfection des surfaces végétalisées au THYMOX n°2, avec données météorologiques

- **Résultats d'analyses de *Clostridium perfringens***

Concernant les résultats de *C. perfringens* (présentés à la Figure 3.19), bien que plus limités, suivent les mêmes tendances que ceux observés avec *E. coli*, mais avec une amplitude plus faible et une variabilité plus marquée avec des concentrations initiales variant entre 1500 et 2100 UFC/100 mL. Sur les 9 résultats disponibles, 5 dépassaient les valeurs de référence des six parcs montréalais, avec une moyenne géométrique d'environ 294 000 UFC/m². Les

parcelles témoins présentaient des concentrations de l'ordre de 32 000 UFC/m² au jour 2, inférieures aux seuils de référence. Il convient toutefois de noter que le faible nombre d'analyses de confirmation (6 colonies testées aux jours 1 et 2) ne permet pas de conclure quant à la positivité des résultats liés à la présence de *C. perfringens*.

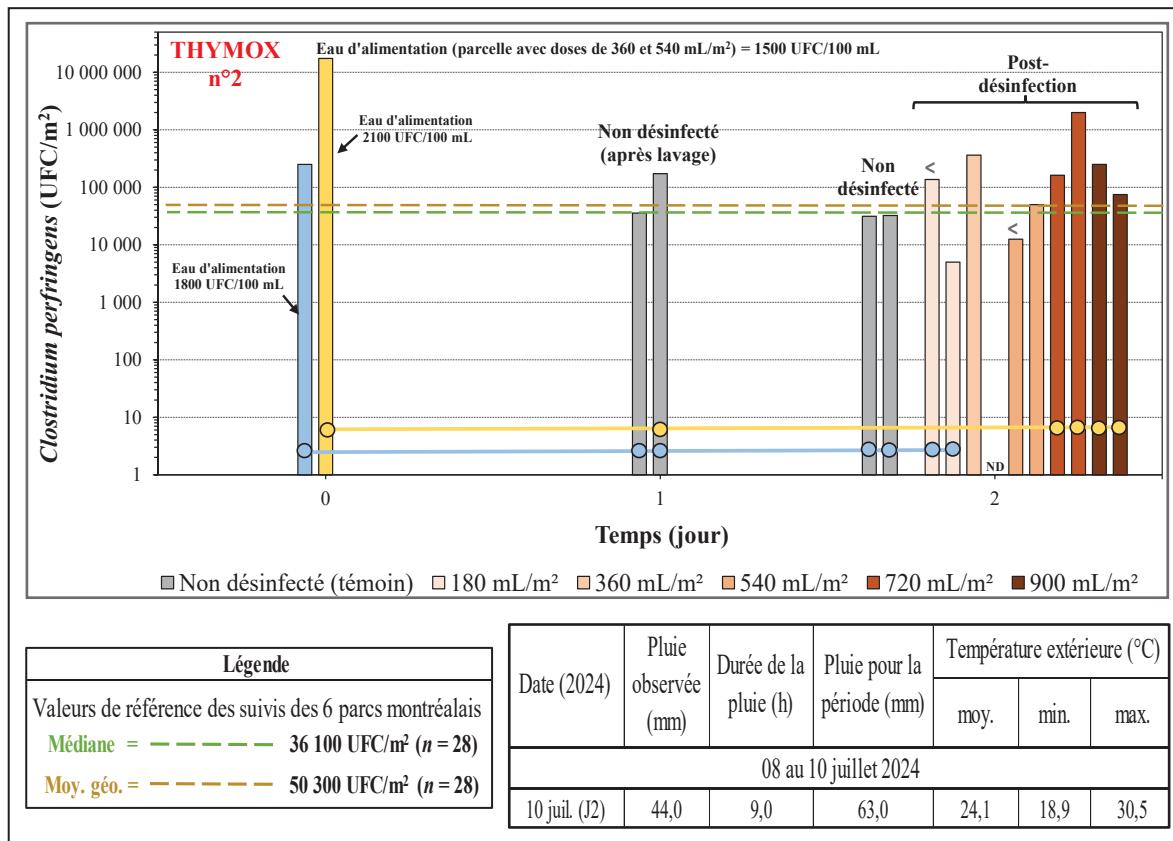


Figure 3.19 Résultats *Clostridium perfringens* (présomptifs) obtenus lors des essais de désinfection des surfaces végétalisées au THYMOX n°2, avec données météorologiques

• Constats relatifs aux deux indicateurs

Une précipitation de 44 mm survenue le 10 juillet 2024 n'a pas permis une réduction de la contamination des deux indicateurs suivis. Toutefois, cette pluie a pu amplifier l'effet sur l'activité biologique du sol (remontée des lombrics), contribuant ainsi indirectement à la recontamination.

Enfin, un jaunissement de la pelouse proportionnel aux doses appliquées, a également été observé dans les jours suivant la désinfection malgré le respect des concentrations recommandées par le fabricant. Ces observations sont cohérentes avec les résultats obtenus lors de la phase 1 du projet (2023), au cours de laquelle des essais de désinfection au chlore avaient produit des effets similaires, incluant la mortalité de lombrics et l'augmentation de l'activité faunique. Les essais exploratoires réalisés en début du mois de novembre 2023 (cf. Désinfection au THYMOX n°1 de la section 3.2.4) avec des solutions de THYMOX en conditions plus froides n'avaient toutefois pas généré d'effets indésirables, possiblement en raison de l'inactivité des lombrics dans la couche supérieure du sol qui, en raison de la température froide extérieure au moment des essais (avec gel la nuit), n'étaient alors pas remontés à la surface.

Désinfections aux irradiations ultraviolettes

Deux séries d'essais de désinfection par irradiations ultraviolettes des surfaces végétalisées contaminées ont été réalisées. Pour ce faire, des lampes UV ont été positionnées respectivement à 10,5 cm (série d'essais n°1) et 6,0 cm (série d'essais n°2) de la surface. La plus petite distance représente le minimum sécuritaire permettant de préserver l'intégrité des lampes lors des essais. Après une contamination des parcelles de suivi, et à la suite au lavage hygiénique immédiat puis le séchage naturel des surfaces, les surfaces ont été exposées à différentes doses d'irradiation UV dès le lendemain des essais (jour 1). Ces expositions se sont traduites par la variation des durées d'irradiation des surfaces végétalisées, allant de 1,4 s à 48,4 s (série n°1; 10,5 cm) et de 1,5 s à 48,5 s (série n°2; 6,0 cm). Chaque essai a mobilisé trois parcelles distinctes et l'analyse microbiologique a porté sur l'*E. coli* et le *C. perfringens* : les échantillons ont été prélevés en triplicat aux jours 0 (contamination initiale), 1 (contamination initiale lavée), 2 (témoin non irradié) et 7 (témoin non irradié), avec un unique prélèvement par surface irradiée aux jours 1, 2 et 7. Les résultats de chacune de ces parcelles sont représentés dans les figures par des traits horizontaux de couleur spécifique, permettant de visualiser l'évolution des concentrations en fonction des conditions expérimentales, à partir des niveaux initiaux de contamination mesurés. À des fins de contrôle, une portion de chaque parcelle a été conservée sans traitement UV et a servi de témoin. Ces

témoins permettaient ainsi d'isoler les effets spécifiques de l'irradiation des lampes UV en les comparant aux simples évolutions naturelles induites par les conditions environnementales en place (irradiation UV naturelle au soleil et le séchage à l'air libre).

Aucune précipitation significative n'a été enregistrée pendant les essais. Les températures, oscillant entre -1,2 et 23,9 °C lors de la série n°2, ne semblent pas avoir influencé les résultats. Toutefois, une prudence s'impose lors de la comparaison aux valeurs de référence des parcs montréalais, celles-ci ayant été établies dans un contexte climatique plus chaud.

- **Résultats d'analyses d'*Escherichia coli***

Les EUUD de contamination initiale ont varié de 16 700 à 46 300 UFC/100 mL (avec une donnée ponctuelle soit manquante). L'analyse des résultats de la série d'essais n°1 (10,5 cm) ne montre pas de relation claire entre la dose d'irradiation et l'abattement microbien (Figure 3.20). Au total, les 9 résultats de contaminations des surfaces témoins non irradiées aux jours 1, 2 et 7, et 17 des 18 valeurs de contamination par des EUUD obtenues pour les mêmes jours 1, 2 et 7 sont inférieures aux valeurs de contaminations initiales correspondantes au jour 0.

Une analyse regroupant toutes les irradiations confondues (Figure 3.20) indique, qu'au jour 1, la moyenne géométrique des concentrations sur surfaces irradiées atteint 182 000 UFC/m², correspondant à un enlèvement de 1,1 log (92,1 %) par rapport à la contamination initiale du jour 0 (2 320 000 UFC/m²). Un enlèvement comparable de 1,0 log (90,2 %) est également observé pour les témoins de l'essai non irradiés, avec une moyenne géométrique de 228 000 UFC/m², ce qui s'explique par l'effet combiné du lavage hygiénique initial et de l'assèchement. Au jour 2, les surfaces irradiées présentent une moyenne géométrique de 83 400 UFC/m², soit un enlèvement de 1,44 log (96,4 %), contre 103 000 UFC/m² pour les témoins (1,35 log, 95,6 %). Au jour 7, en excluant une valeur aberrante de 4 420 000 UFC/m² (irradiation de 13,3 s), la moyenne géométrique des surfaces irradiées s'établit à 76 600 UFC/m² (1,48 log soit 96,7 % d'enlèvement). Pour les témoins, cette

moyenne est de 29 700 UFC/m² (1,89 log; 98,7 %) ou de 7450 UFC/m² (2,49 log; 99,7 % d'enlèvement) si la valeur excentrique de 471 000 UFC/m² est exclue à son tour.

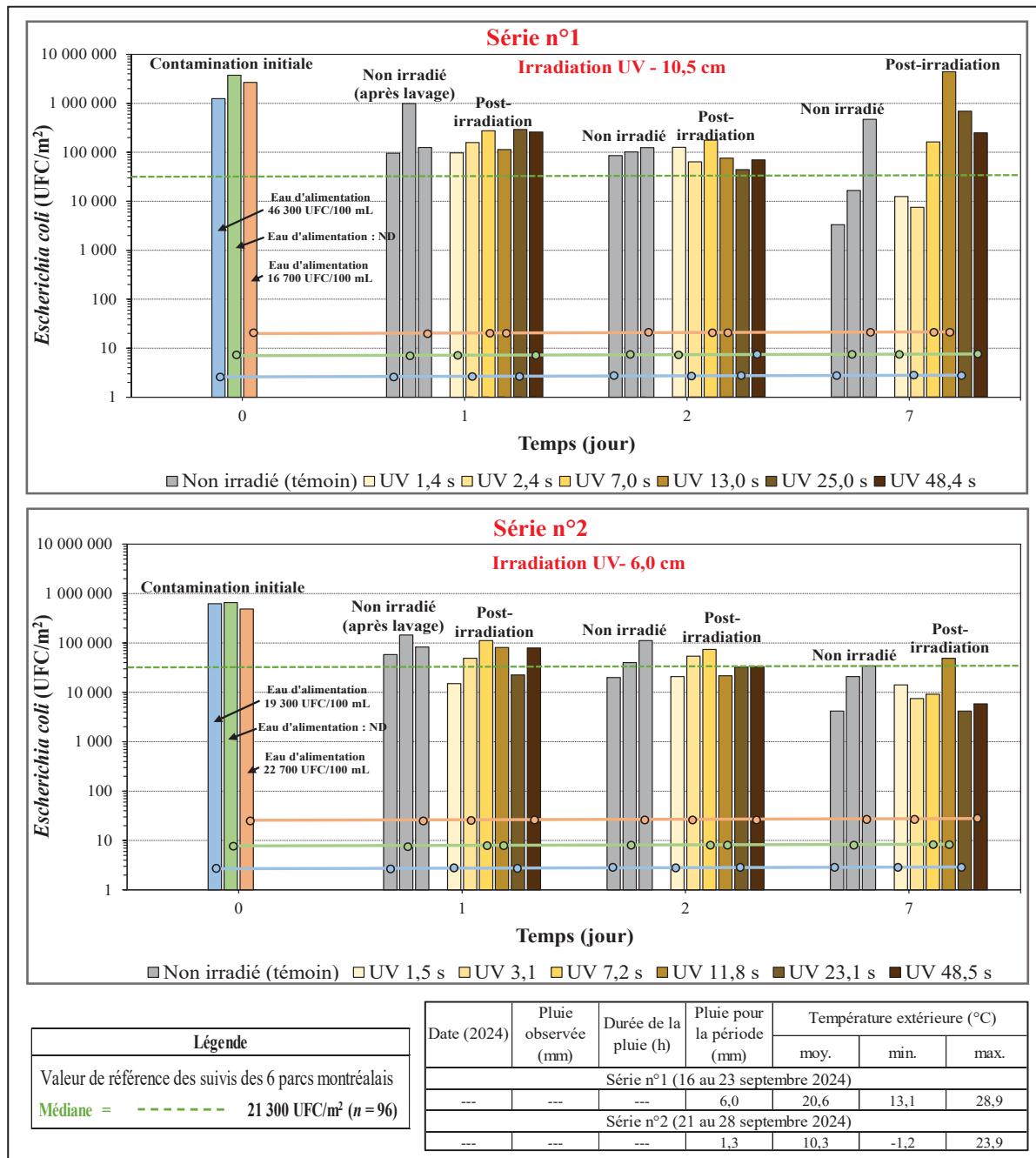


Figure 3.20 Résultats d'*Escherichia coli* lors des essais de désinfection par irradiation UV des surfaces végétalisées contaminées (distance : 10,5 cm et 6,0 cm), avec données météorologiques

Lors de série d'essais n°2 (6,0 cm), les résultats montrent également que l'ensemble des résultats obtenus pour les 9 surfaces témoins et les 18 surfaces irradiées aux jours 1, 2 et 7 sont tous inférieurs aux valeurs initiales du jour 0. Parmi les surfaces irradiées, 13 résultats sur 18 sont égaux ou inférieurs à ceux de leurs témoins respectifs au même moment, et 9 valeurs sur 18 se situent en deçà ou à proximité du seuil de 21 300 UFC/m². La contamination initiale dans cette série était plus faible, avec une moyenne géométrique de 585 000 UFC/m², soit environ quatre fois inférieure à celle de la série précédente. Les moyennes géométriques des surfaces irradiées aux jours 1, 2 et 7 s'élèvent respectivement à 47 800, 35 400 et 10 300 UFC/m², correspondant ainsi à des enlèvements de 1,09 log (91,9 %), 1,22 log (94,0 %) et 1,76 log (98,2 %). Les témoins d'essai des jours 1,2 et 7 présentent quant à eux des moyennes géométriques de 88 700, 44 700 et 14 400 UFC/m² aux mêmes moments, pour des enlèvements respectifs de 0,82 log (84,8 %), 1,12 log (92,4 %) et 1,61 log (97,5 %).

Les résultats obtenus au 7^e jour, tant pour les surfaces irradiées que pour les témoins, sont inférieurs à la valeur de référence des parcs montréalais. Bien que les niveaux de contamination soient moins importants pour les surfaces irradiées, l'effet désinfectant de l'irradiation à 6,0 cm demeure modeste en termes d'enlèvements avec des valeurs assez similaires à ceux provoqués des irradiations à 10,5 cm.

- **Résultats d'analyses de *Clostridium perfringens***

Les EUUD de contamination initiale variaient de 8500 à 9200 UFC/100 mL pour *C. perfringens*, bien qu'une donnée ponctuelle soit manquante. Les résultats obtenus pour *C. perfringens* ne permettent pas de dégager une tendance claire entre les contaminations résiduelles et les doses d'irradiation UV appliquées (Figure 3.21). Certaines diminutions ponctuelles de contamination ont été enregistrées pour des doses faibles à modérées, notamment aux temps d'irradiation de 1,4 s, 2,4 s, 7,0 s et 13,0 s au jour 2 de la série n°1. De même, des diminutions ont été observées pour certaines doses modérées à fortes à l'instar de 1,5 s, 3,1 s et 7,2 s au jour 1, et 11,8 s, 23,1 s et 48,5 s au jour 7 de la série n°2. Cependant, ces

réductions ne sont ni systématiques ni suffisamment marquées pour permettre de conclure à un effet dose-réponse fiable.

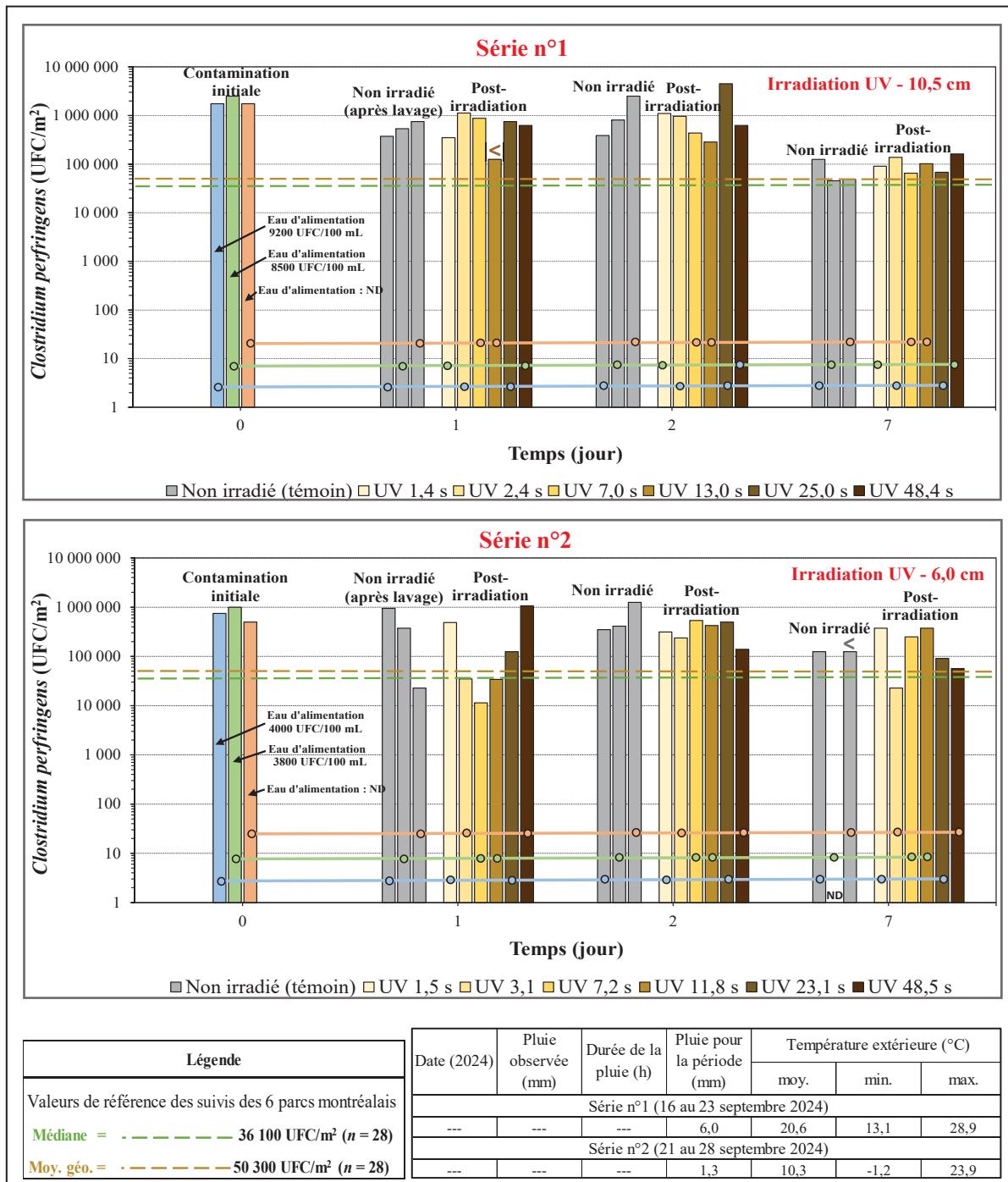


Figure 3.21 Résultats de *Clostridium perfringens* lors des essais de désinfection par irradiation UV des surfaces végétalisées contaminées (distance : 10,5 cm et 6,0 cm), avec données météorologiques

Lors de la série n°1, effectuée à une distance de 10,5 cm, l'analyse des concentrations de *C. perfringens* aux jours 1, 2 et 7 montre que 8 des 9 surfaces témoins ainsi que 17 des 18 surfaces irradiées présentent des niveaux de contamination inférieurs à ceux mesurés initialement au jour 0. Seules 6 des 18 valeurs obtenues après irradiation sont inférieures à celles des témoins à temps égal. De plus, une seule valeur mesurée après irradiation se situe sous les seuils de référence des parcs montréalais (36 100 UFC/m² pour la médiane et 50 300 UFC/m² pour la moyenne géométrique). Les moyennes géométriques des surfaces irradiées se sont établies à 522 000 UFC/m² au jour 1 (soit une réduction de 0,58 log ou 73,5 %), 848 000 UFC/m² au jour 2 (réduction de 0,37 log ou 57,3 %), et 98 600 UFC/m² au jour 7 (réduction de 1,30 log ou 95,0 %). Avec l'exclusion d'une valeur excentrique particulièrement élevée (4 500 000 UFC/m², mesurée à 15,0 s au jour 2), la moyenne géométrique du jour 2 diminue à 607 000 UFC/m², correspondant à un abattement ajusté de 0,51 log ou 69,1 %. Les surfaces témoins non irradiées, quant à elles, affichent des concentrations moyennes comparables à celles des surfaces irradiées. Les valeurs observées s'établissaient à 533 000 UFC/m² au jour 1 (réduction de 0,57 log ou 73,0 %), 921 000 UFC/m² au jour 2 (réduction de 0,33 log ou 53,2 %), et 65 100 UFC/m² au jour 7 (réduction de 1,48 log ou 96,7 %).

Pour la série d'essais n°2, réalisée à une distance de 6,0 cm, la contamination initiale mesurée au jour 0 a été en moyenne de 721 000 UFC/m², soit une valeur 2,7 fois plus faible que celle observée dans la série n°1. Parmi les résultats obtenus, 17 des 18 surfaces irradiées et 7 des 9 témoins présentent des concentrations inférieures à celles du jour 0, alors que seules 8 des 14 valeurs irradiées analysées sont inférieures à celles des témoins. Par ailleurs, uniquement 4 des 18 valeurs mesurées sur surfaces irradiées se situent sous les seuils de référence des six parcs de la Ville de Montréal. Les moyennes géométriques des concentrations obtenues sur les surfaces irradiées ont été de 97 800 UFC/m² au jour 1 (réduction de 0,87 log ou 86,6 %), 325 000 UFC/m² au jour 2 (réduction de 0,35 log ou 55,3 %) et 127 000 UFC/m² au jour 7 (réduction de 0,76 log ou 82,6 %). Les témoins de cette seconde série ont affiché des niveaux de contaminations plus élevées les jour 1 et 2, mais comparable au jour 7, soit 201 000 UFC/m²

au jour 1 (réduction de 0,56 log ou 72,5 %), 565 000 UFC/m² au jour 2 (réduction de 0,11 log ou 22,4 %; moyenne incluant une valeur excentrique faible de 22 700 UFC/m²), et 125 000 UFC/m² au jour 7 (réduction de 0,76 log ou 82,7 %). Ces données indiquent que l'irradiation UV à 6,0 cm n'a pas entraîné d'amélioration nette par rapport à la décroissance naturelle mesurée sur les témoins. Bien que quelques résultats se situent sous les seuils de référence, la majorité des valeurs restent supérieures, et les écarts entre les surfaces irradiées et les témoins demeurent relativement modestes. Contrairement aux profils d'évolution plus clairs observés chez *E. coli*, les résultats obtenus pour *C. perfringens* dans ces deux séries d'essais manquent de cohérence, tant entre elles qu'au sein de chaque série. Ces divergences pourraient être attribuables à des incertitudes analytiques (absence de réplicats) ou à des conditions environnementales peu favorables, comme les basses températures.

Enfin, l'analyse des colonies confirmées de *C. perfringens* révèle un taux de positivité de 21 % des échantillons provenant de surfaces irradiées (22 sur 130), contre 29 % pour les surfaces témoins (12 sur 42). À titre comparatif, le suivi effectué dans les parcs de Montréal au cours de la saison 2024 a montré un taux de positivité de 32 % (31 sur 96). Ainsi, les surfaces irradiées présentent une fréquence de contamination confirmée environ 5 fois inférieure à celle des surfaces de parcs, tandis que les témoins montrent une fréquence environ 3 fois moindre. Ces résultats sont à mettre en perspective avec les concentrations présomptives plus élevées obtenues lors des essais, ce qui souligne l'importance de ne pas surinterpréter les résultats sans confirmation microbiologique.

3.2.5 Synthèse des résultats de la phase 2 : bilan méthodologique et fondements du suivi

Suivi de la contamination biologique naturelle de six parcs de la Ville de Montréal

De manière contre-intuitive, les précipitations abondantes ne se sont pas systématiquement traduites par une dilution significative des concentrations en *E. coli*. Par exemple, les fortes pluies du 10 juillet, qui ont atteint jusqu'à 101 mm dans certains parcs, n'ont pas entraîné de diminution notable des niveaux de contamination. De même, les précipitations cumulées du mois d'août, totalisant près de 230 mm, n'ont pas eu d'effet net sur les concentrations

observées. Cette différence pourrait indiquer que dans un contexte réel, d'autres facteurs tels la vitesse de ruissellement, la saturation des sols, ou encore la capacité d'infiltration des surfaces végétalisées limitent l'effet des pluies naturelles, malgré des volumes d'eau parfois équivalents ou supérieurs à ceux testés expérimentalement. Toutefois, un effet d'abaissement de la contamination été observé pour le cas de la campagne du 25 juin dans les parcs Pierre-Bédard, du Père-Marquette et Saint-Jean-Baptiste. Cette baisse semble être influencée par les événements pluvieux de 42 à 50 mm survenues deux jours auparavant. En effet, la moyenne géométrique des concentrations en *E. coli* mesurées dans ces parcs s'établissait alors à 1750 UFC/m² ($n = 12$; 6 des 12 valeurs < 833 UFC/m²), soit près de 12 fois inférieure à la médiane de l'ensemble des campagnes (21 300 UFC/m²) observée sur l'ensemble des campagnes. Les autres campagnes, sans précipitations notables précédent les séries échantillonnages, affichaient dans l'ensemble de niveaux de contaminations (basés sur les moyennes géométrique) assez élevées. Par exemple, elles étaient de 26 900 UFC/m² ($n = 12$; 2 valeurs < ou > à un seuil X), pour la campagne du 7 septembre en ayant reçu 18 à 19 mm de et de 93 000 UFC/m² ($n = 12$), pour celle du 24 septembre qui s'est déroulée en période sèche ($n = 12$; 10 des 12 valeurs au-delà de la médiane).

Globalement, les valeurs plus élevées observées de *C. perfringens* par rapport à celles d'*E. coli*, peuvent être expliquées, d'une part, par le fait que le *C. perfringens*, et plus particulièrement sa forme sporulée, est résistante et donc plus persistante dans l'environnement à la suite d'une contamination fécale et, d'autre part, par le fait que la méthode d'analyse était présomptive, signifiant qu'elle inclut également d'autres organismes résistants apparentés au *C. perfringens*. Ainsi, des tests de confirmation ont été effectués sur un sous-ensemble de colonies, révélant un taux de confirmation global de 32 % (31 colonies confirmées sur 97 testées). Cela suggère que les concentrations spécifiques au *C. perfringens* seraient environ trois fois plus faibles que celles rapportées. Contrairement à *E. coli*, aucun lien clair n'a pu être établi entre les niveaux de contamination en *C. perfringens* et les précipitations récentes. Ces résultats de *C. perfringens* doivent être interprété avec prudence, notamment en raison du faible nombre d'échantillons analysés ($n = 28$) et des aléas liés à l'échantillonnage sur le terrain, et également dû au fait de la présence des activités humaines et fauniques.

Transferts des contaminants

• Eaux usées unitaires diluées et potentiel de contamination résiduelle

Les concentrations d'*E. coli* mesurées après inondation (jour 0) indiquent des valeurs de contamination au sol variant entre 28 900 et 2 670 000 UFC/m², pour une médiane de 508 000 UFC/m² et une moyenne géométrique de 424 000 UFC/m². En se basant sur les valeurs de médiane et moyenne géométrique des charges bactériologiques transitoires et des contaminations résultantes au sol précitées (Tableau 3.15), et sans prendre en compte la teneur de fond de contamination de la surface végétalisée de parcs, les taux de transfert de la contamination [ratios (B)/(A)·100] vers la surface végétalisée ont été de 0,22 % et 0,18 %.

Pour *C. perfringens* (présomptifs), les contaminations des surfaces végétalisées mettent en évidence des résultats allant de 117 000 à 2 500 000 UFC/m², avec des valeurs respectives de médiane et de moyenne géométrique de 791 000 UFC/m² et de 653 000 UFC/m². En ne prenant pas en compte le jeu différent de données comparées qui implique un certain biais statistique, ces valeurs sont près de 1,5 fois supérieures à celles obtenues pour l'*E. coli* (*E. coli/C. perfringens* ≈ 0,65; Tableau 3.17), malgré que la concentration en *C. perfringens* dans les EUUD (en terme de charges bactériologiques ayant transité par la parcelle) ait été initialement de l'ordre de 7 fois inférieures que celles d'*E. coli*. Les résultats cumulés des tests de confirmation analytique réalisés sur l'ensemble des échantillons récoltés (puis analysés) de contaminations résultantes au jour 0 durant le projet révèlent un taux de confirmation global de 52 % (32 colonies confirmées sur 62 testées), signifiant que la contamination en *E. coli* serait de l'ordre de 1,25 fois supérieure à celles de *C. perfringens* (Tableau 3.16), soit du même ordre de grandeur.

Ainsi, les essais réalisés sur les surfaces végétalisées ont mis en évidence que l'exposition à des EUUD, représentant une situation d'inondation urbaine, entraîne une contamination microbiologique significative en surface végétalisée, reflétant la capacité de ces microorganismes à s'accumuler sur la végétation et les matériaux de couverture (paillis, sol).

- **Transferts et rémanence des contaminants biologiques**

L'évolution de la contamination après le drainage des EUUD, le lavage hygiénique et assèchement partiel de la surface met en lumière des dynamiques différentes entre les deux microorganismes.

Pour *E. coli*, une diminution marquée de la contamination est observée après une journée après contamination de 508 000 UFC/m² (jour 0) à 82 500 UFC/m² (jour 1) basée sur la médiane ou de 424 000 UFC/m² (jour 0) à 56 700 UFC/m² (jour 1) basée sur la moyenne géométrique. Ces valeurs de médiane et moyenne géométrique traduisent des enlèvements respectifs de 0,79 log (83,8 %) et 0,87 log (86,6 %), principalement attribuable à la combinaison du lavage hygiénique à l'eau potable et du séchage subséquent de la surface. Les bactéries, peu résistantes à la dessiccation et à l'exposition à l'air libre, semblent rapidement perdre en viabilité ou devenir inaccessibles à l'échantillonnage (Billi *et al.*, 2000).

En revanche, *C. perfringens* (résultats présomptifs) présente une rémanence plus importante. En effet, le traitement statistique des données de contaminations résiduelles au jour 1 du *C. perfringens* met en évidence des valeurs comprises entre 35 700 UFC/m² à 538 000 UFC/m², avec une médiane et une moyenne géométrique établies respectivement à 288 000 UFC/m² et de 196 000 UFC/m². Malgré un taux d'abattement médian de 0,44 log (63,7 %) et une moyenne géométrique de 0,52 log (69,9 %) au jour 1, et sans tenir compte du jeu différent de données comparées qui implique un certain biais statistique, ces valeurs sont près de 3,5 fois supérieures à celles obtenues pour *E. coli* (*E. coli/C. perfringens* ≈ 0,29; Tableau 3.17).

Tableau 3.17 Ratios des moyennes géométriques et des médianes des transferts des charges bactériologiques à la surface et atténuation de la contamination observée en un jour suite au lavage initial

Paramètres	Eaux usées unitaires diluées	Contamination au jour 1			Contamination au jour 1 (lavage au jour 0)
		Charge transisée par la parcelle (A)	Contamination de la parcelle (B)	Transfert au sol (B)/(A) · 100	
	UFC/100 mL	UFC/m ²	UFC/m ²	%	UFC/m ²
Résultats d'<i>Escherichia coli</i>					
Moy. géo. (1)	26 200	$2,41 \cdot 10^8$	424 000	0,18	56 700
Médiane (1)	28 300	$2,26 \cdot 10^8$	508 000	0,22	82 500
<i>n</i>	17	17	17	---	17
Résultats de <i>Clostridium perfringens</i> (présomptifs) (résultats avec application des taux globaux de positivité des tests de confirmation par catégorie)					
Moy. géo. (2)	4 090 2 220	$3,77 \cdot 10^7$ $2,05 \cdot 10^7$	653 000 337 000	1,73 1,65	196 000 51 100
Médiane (2)	3 800 1 630	$3,62 \cdot 10^7$ $1,97 \cdot 10^7$	791 000 408 000	2,19 2,08	288 000 75 000
<i>n</i>	7	7	7	---	7
Ratios					
Moy. géo. : (1)/(2)	6,41 11,8	6,38 11,8	0,65 1,26	---	0,29 1,11
Médianes : (1)/(2)	7,45 13,7	6,25 11,5	0,64 1,25	---	0,29 1,10

Sachant que la contamination initiale (jour 0) en *C. perfringens* de la surface végétalisée a été près de 1,5 fois supérieure à celle d'*E. coli*, les niveaux de contamination demeurent élevés (jusqu'à 538 000 UFC/m²). De plus, Les résultats cumulés des tests de confirmation réalisés sur l'ensemble des échantillons récoltés (puis analysés) de contaminations au jour 1 durant le projet révèlent un taux de positivité global de 26 % (13 colonies confirmées sur 50 testées), signifiant que la contamination en *E. coli* au jour 1 serait de l'ordre de 1,1 fois supérieure à celles de *C. perfringens* (Tableau 3.17, en *gras et italique*), soit le même ordre de grandeur. Cette persistance pourrait s'expliquer par la forme sporulée du microorganisme, qui

lui confère une meilleure tolérance aux conditions de stress environnemental et une adhésion accrue aux particules solides ou aux structures végétales (Stelma, 2018; Li *et al.*, 2016).

Les transferts partiels dans les couches sous-jacentes (paillis, sol) et la rétention sur les tiges ou feuilles humidifiées suggèrent que, même en l'absence d'eau stagnante, une partie des contaminants demeure présente, posant un risque potentiel en cas de remobilisation future (pluie, contact humain). Ces observations soulignent l'importance de considérer la rémanence des contaminants biologiques dans l'évaluation des risques liés à l'usage récréatif des parcs urbains après un épisode d'inondation aux EUUD.

Contaminations résiduelles post-nettoyage et implications

Des prélèvements réalisés immédiatement après le lavage, alors que la surface végétalisée est encore humide, montrent parfois une augmentation temporaire des concentrations en *E. coli* par rapport aux niveaux initiaux (Figure 3.12). Ce phénomène ne correspond pas à une recontamination, mais plutôt à une mobilisation accrue des bactéries déjà présentes sur les feuilles et tiges. L'eau résiduelle agit comme un agent de délogement, favorisant la désadhésion des micro-organismes sans toutefois les éliminer. L'action du lavage est donc essentiellement le délogement mécanique et non bactéricide (chlore libre).

Les résultats obtenus un jour après l'intervention révèlent une diminution significative de la contamination, signe que le nettoyage, combiné à la période sèche post-intervention favorise un abattement progressif des indicateurs microbiens. Ces observations soulignent l'importance de considérer le délai post-lavage dans l'évaluation de l'efficacité sanitaire, en particulier pour les surfaces végétalisées.

Suivi temporel de l'atténuation naturelle post-contamination et retrait des eaux

Bien qu'aucune influence marquée des précipitations, de la température ou de l'illumination du jour n'a pu être démontrée pour les trois séries d'essais temporels, les résultats ont démontré qu'une période de 8 jours ou moins suffit généralement à ramener les niveaux d'*E. coli* sous les valeurs de référence des parcs de montréalais ($21\ 300\ \text{UFC}/\text{m}^2$), même sans intervention de désinfection autre qu'un lavage hygiénique initial à l'eau potable. Ce constat s'est vérifié même

en l'absence de traitement désinfectant spécifique, hormis le lavage hygiénique initial à l'eau potable. Sur l'ensemble des suivis, les log-réductions observés pour *E. coli* ont varié de 1,54 (série de suivi temporel n°3 à l'ombre) à 2,96 log (série de suivi temporel n°1 ensoleillée), correspondant à des pourcentages d'enlèvement allant de 97,1 % à 99,8 %, indiquant une efficacité de l'atténuation naturelle, potentiellement influencée par les conditions environnementales (UV du rayonnement solaire, dessication, etc.) et le lavage hygiénique. De plus, cette tendance est confirmée par les moyennes regroupées sur les 7 à 8 premiers jours ($n= 11$ à 14). En effet, pour cette première semaine (de 7 à 8 jours) suivant la contamination, des enlèvements de l'ordre de 1,81 log (98,5 % ; basé sur la médiane) et de 1,92 log (98,8 %; basé sur les moyennes géométriques) ont été observés avec des concentrations résiduelles ramenées à 6000 à 10 000 UFC/m², en deçà du seuil opérationnel (médiane de 21 300 UFC/m²).

La dynamique générale d'atténuation des *C. perfringens* (présomptifs) affiche une tendance progressive à la baisse moins marquée (que celle des *E. coli*), avec des valeurs atteintes se situant sous ou au voisinage de celles de référence des parcs montréalais sur une période de 16 à 30 jours, avec atteinte ou proximité des seuils de référence (36 100 UFC/m² pour la médiane, 50 300 UFC/m² pour la moyenne géométrique) pour les deux essais menés au soleil, et dans l'un des deux essais à l'ombre. Cependant, l'interprétation de ces résultats demeure limitée par la variabilité importante des données et par le faible taux de confirmation spécifique de l'organisme cible. Sur 97 colonies testées, seulement 31 ont été confirmées comme *C. perfringens* (soit un taux de 32 %). Ce taux, inférieur à celui observé pour les échantillons de parcs montréalais (près de 30 % de positivité spécifique sur les surfaces sèches), suggère une contamination 8 fois moindre dans les essais simulés, bien que la base de comparaison demeure partielle. De plus, tous les échantillons ont été préalablement pasteurisés afin d'éliminer les microorganismes interférents. Cette étape a permis de cibler spécifiquement les formes sporulées de *C. perfringens* présomptifs, qui, après inoculation et germination en conditions favorables (dans les milieux de culture), ont donné lieu à des colonies détectables permettant une quantification du niveau initial de sporulation. Ainsi, ces résultats ne tiennent pas compte des *C. perfringens* présomptifs végétatifs vu que seules les spores ont été détectées, ce qui suggère une certaine prudence dans l'interprétation des niveaux de contamination mesurés.

Enfin, plusieurs épisodes de remontées ponctuelles des concentrations ont été observés pour les deux indicateurs microbiens au cours des suivis. Ces hausses sont vraisemblablement attribuables à une recontamination sporadique des surfaces végétalisées par la faune urbaine (oiseaux, écureuils, etc.), phénomène fréquemment documenté dans les parcs publics (Cabodevilla *et al.*, 2024; Smith, Snyder et Owen, 2020). Ce facteur exogène introduit une variabilité additionnelle, difficile à contrôler, mais représentative des conditions réelles d'usage des espaces verts. Ce phénomène est normal et attendu dans un contexte de parc urbain fréquenté.

Mesures de mitigation

- **Méthodes de lavage à l'eau : lavage séquentiel à l'eau comparé au lavage continu**

Le lavage séquentiel a permis d'atteindre des réductions importantes de la contamination en *E. coli*, dépassant parfois 2 log, soit plus de 99,0 % de réduction lors de la série 1. Toutefois, cette efficacité reste peu reproductible du fait des écarts notables observés d'un essai à l'autre. Par exemple, lors de la série d'essais n°1, la pluie survenue entre les jours 6 et 8 (respectivement de 1,5 mm et 19,0 mm) pourrait avoir perturbé les résultats, en influençant soit l'élimination naturelle, soit la redistribution spatiale des contaminants. Le lavage continu, appliqué pendant deux heures sur une pente végétalisée, visait à simuler un rinçage soutenu des surfaces, avec transfert espéré des contaminants à l'extérieur de la parcelle (vers un point bas comme attendu dans le projet à grande échelle au parc Pierre-Bédard). Toutefois, les résultats ont été moins constants. Bien qu'une certaine réduction d'*E. coli* ait été observée, les résultats ont mis en évidence des valeurs exceptionnellement élevées, jusqu'à 79 000 UFC/m² au jour 7. Ces pointes sont vraisemblablement dues à des effets de ruissellement qui ont causé une redistribution des contaminants sur la surface ou une recontamination, possiblement d'origine faunique. Ce type de lavage, malgré un débit prolongé, peut donc paradoxalement favoriser le transport latéral des bactéries et leur concentration vers une autre zone. Ces résultats suggèrent que des lavages séquentiels pourraient améliorer le rendement hygiénique, en particulier pour des bactéries comme *E. coli*.

Pour *C. perfringens*, le lavage a produit des réductions limitées, souvent inférieures à 2 log (1,15 à 1,66 log pour les résultats corrigés), ce qui était attendu compte tenu de la résistance des spores à l'eau et à la dessiccation (Paredes-Sabja, Setlow et Sarker, 2011; Setlow, 2006).

Enfin, les essais de lavages mettent en évidence que le ruissellement induit par les lavages peut lui-même devenir un vecteur de recontamination spatiale localisée, en transportant des contaminants d'une zone à l'autre. Cela est particulièrement le cas dans les scénarios en pente, où l'eau de lavage peut accumuler et redistribuer des charges bactériennes significatives en aval, compromettant l'efficacité globale du traitement.

- **Désinfection au THYMOX n°2**

Bien que le THYMOX ait démontré un effet bactéricide évident, son application sur les surfaces végétalisées contaminées entraîne des effets secondaires défavorables, incluant une recontamination microbiologique rapide ainsi que des impacts écologiques avec la mortalité des lombrics et le jaunissement de la pelouse en fonction de la dose appliquée et une inefficacité globale de la désinfection. De même, une pluie de 44 mm survenue quelques heures après l'application de la solution de THYMOX n'a pas contribué à la réduction de la contamination, mais aurait pu renforcer les effets observés (remontée des lombrics, recontamination). Ces constats, en accord avec ceux tirés des essais au chlore menés à la première phase (Figure 3.7), suggère l'exclusion du THYMOX comme mesure de mitigation applicable aux surfaces végétalisées contaminées par des EUUD.

- **Irradiations aux lampes UV**

Les essais de désinfection par irradiation UV menés sur des surfaces végétalisées contaminées ont permis d'évaluer l'effet de deux distances d'application (6,0 cm et 10,5 cm) sur la réduction des concentrations en *E. coli* et *C. perfringens*. Bien que l'irradiation ait été appliquée selon un protocole simulant bien les conditions éventuelles de terrain, les résultats ont mis en évidence une efficacité désinfectante limitée de l'irradiation UV.

À 10,5 cm de distance (série n°1), l'analyse statistique des concentrations résiduelles en surface n'a pas permis d'établir une relation claire entre la dose d'irradiation UV et le niveau d'abattement pour aucun des deux micro-organismes. Pour *E. coli*, les témoins non irradiés présentent des réductions allant jusqu'à 1,89 log (98,7 %) au jour 7, tandis que les surfaces irradiées atteignent un maximum de 1,48 log (96,7 %), sans différence significative avec les témoins. En éliminant les valeurs excentriques, la majorité des résultats restent au-dessus de la valeur de référence des six parcs (21 300 UFC/m²), ce qui suggère une efficacité limitée de l'irradiation UV à cette distance. Pour *C. perfringens*, les réductions observées (jusqu'à 1,30 log) ne dépassent pas celles des témoins de l'essai (1,48 log) et peu de résultats irradiés respectent les seuils microbiologiques recommandés pour les parcs montréalais. Ces résultats suggèrent que la distance de 10,5 cm est insuffisante pour générer d'effet désinfectant notable au-delà de celui observé pour les témoins, particulièrement au jour 7, où seuls deux résultats isolés (irradiation de 1,4 s et 2,4 s) se situent sous le seuil de référence. Ces cas particuliers semblent davantage attribuables à une atténuation naturelle de la contamination qu'à l'effet de l'irradiation.

À 6,0 cm de distance (série n°2), la réduction de la distance d'exposition à 6,0 cm a mis en évidence une certaine efficacité de désinfection, particulièrement pour *E. coli*. Les valeurs de contaminations (*E. coli*) des surfaces irradiées montrent dans certains cas un abattement plus marqué que les témoins, avec des réductions allant jusqu'à 1,76 log (98,3 %) au jour 7, ce qui a permis à plusieurs surfaces irradiées de se situer sous le seuil de 21 300 UFC/m² visé. Toutefois, l'abattement reste globalement modeste et présente une grande variabilité d'une parcelle à l'autre. Pour *C. perfringens*, l'efficacité reste limitée. Les réductions observées

(maximum de 0,87 log; 86,6 %) sont proches de celles des témoins (jusqu'à 0,76 log; 82,6 % au jour 7) et l'effet désinfectant ne semble pas systématique. Moins de 25 % des valeurs irradiées sont inférieures aux seuils microbiologiques recommandés (moyenne géométrique de 50 300 UFC/m² et médiane de 36 100 UFC/m²) pour cette bactérie. Ce résultat est cohérent avec la plus grande résistance connue des spores de *C. perfringens* aux méthodes de désinfection, incluant les UV (Paredes-Sabja, Setlow et Sarker, 2011).

Dans l'ensemble, les essais indiquent que l'irradiation UV à faible distance pourrait contribuer à une réduction partielle de la contamination en *E. coli*, mais ne permet pas d'assurer systématiquement un niveau de désinfection permettant d'atteindre les valeurs de référence de contaminations naturelles observées dans les parcs montréalais, en particulier pour *C. perfringens*. L'effet du temps (période post-lavage) semble jouer un rôle aussi important, sinon davantage que l'irradiation elle-même dans la réduction de la charge microbiologique. En somme, bien que les niveaux de contamination soient systématiquement plus faibles pour les surfaces irradiées, l'effet désinfectant de l'irradiation à 6,0 cm demeure modeste, car les ordres de grandeur des réductions observées sont similaires à ceux mesurés pour les irradiations à 10,5 cm, malgré une contamination initiale moins importante. Ces résultats suggèrent que l'irradiation UV seule, sans synergie avec d'autres processus ou procédés, n'offre qu'un bénéfice marginal dans le contexte actuel. Par conséquent, l'utilisation de l'irradiation UV comme méthode de désinfection post-inondation sur des surfaces végétalisées devrait être envisagée avec prudence, et seulement dans des contextes où des distances rapprochées, des durées d'exposition prolongées et des conditions favorables (absence d'ombrage provoqué par les végétaux irradiés) peuvent être assurées. Cette technique mériterait ainsi d'être davantage développée. Son intégration dans les parcs éponge nécessiterait la conception de structures spécifiques (rampes UV mobiles, modules escamotables intégrés au mobilier urbain) ainsi que l'élaboration de protocoles opérationnels adaptés, incluant des mesures de sécurité pour les usagers et l'environnement. Par ailleurs, bien que son usage soit déjà étudié dans certains contextes agricoles à l'instar des travaux de recherche de Felek, Kürklü et Basim (2025), des recherches complémentaires sont nécessaires.

afin d'en évaluer les impacts écologiques à moyen et long terme et d'en baliser leur usage sur les surfaces végétalisées des parcs éponges.

Le Tableau 3.18 synthétise les différentes expérimentations en lien avec les méthodes d'échantillonnage, les essais de suivis temporels et de mitigation testées lors de la phase 2.

Tableau 3.18 Évaluation qualitative des méthodes et essais de la phase 2

Phase 2		Efficacité	Impact écologique	Statut
Méthodes	Essais			
Méthodes	Échantillonnage à l'eau	<div style="width: 100%; background-color: #28a745; height: 10px;"></div>	 Quasi-nul à faible (positif)	Retenu
	Suivi de la contamination du terrain naturel	<div style="width: 100%; background-color: #28a745; height: 10px;"></div>	 Quasi-nul à faible (positif)	Objectif atteint
	Lavage hygiénique	<div style="width: 100%; background-color: #28a745; height: 10px;"></div>	 Faible (positif)	Retenu
	Lavage continu à l'eau	<div style="width: 20%; background-color: #ffccbc; height: 10px;"></div>	 Moyen (positif)	Non retenu
	Lavage séquentiel à l'eau	<div style="width: 100%; background-color: #28a745; height: 10px;"></div>	 Faible (positif)	Retenu
	Suivi temporel	<div style="width: 100%; background-color: #28a745; height: 10px;"></div>	 Quasi-nul à faible (positif)	Maintenu
	THYMOX dilué n°2	<div style="width: 5%; background-color: #dc3545; height: 10px;"></div>	 Élevée (négatif)	Rejeté
	Irradiation UV	<div style="width: 15%; background-color: #ffc107; height: 10px;"></div>	 Faible (positif)	Non retenu

CHAPITRE 4

DISCUSSION

L'ensemble des résultats obtenus au cours des présents travaux offre une base de référence quant à la dynamique de contamination des surfaces végétalisées urbaines exposées à des débordements d'EUUD. Au-delà des constats quantitatifs, les résultats obtenus permettent de dégager des tendances et des mécanismes explicatifs sur les transferts microbiens, la persistance des marqueurs bactériens et l'efficacité réelle des mesures de mitigation mises en œuvre. Ce chapitre section explore la dynamique de transfert et de persistance des marqueurs microbiens sur les surfaces végétalisées tout en évaluant la performance des stratégies de mitigation mises à l'essai afin d'identifier les facteurs influençant la résilience microbiologique des parcs. L'enjeu est donc de tirer, au-delà des observations ponctuelles, des enseignements généralisables susceptibles d'éclairer la gestion municipale des risques sanitaires post-inondation par des EUUD en temps de pluie, tout en ouvrant des perspectives d'amélioration et de recherche.

4.1 Cadre analytique et portée

Les épisodes de débordements des EUUD, devenus plus fréquents dans les environnements urbains sous l'effet des changements climatiques et amplifiés par l'imperméabilisation des sols, soulèvent de nouvelles préoccupations en matière de santé publique et de gestion des parcs. Dans les secteurs où coexistent des réseaux unitaires et des espaces végétalisés accessibles au public, les événements de surcharge hydraulique peuvent entraîner la dispersion de contaminants microbiologiques à la surface des pelouses, sentiers engazonnés ou zones boisées. Si les impacts microbiologiques des débordements sont assez bien documentés pour les eaux de surface (rivières, lacs, plages), peu d'études se sont penchées sur la contamination des milieux de contact terrestres après un tel événement (Olds *et al.*, 2018; Ahmed *et al.*, 2019; Cann *et al.*, 2013; Ahern *et al.*, 2005).

Les surfaces végétalisées, qui jouent un rôle central dans le confort thermique urbain et dans la régulation hydrique, peuvent paradoxalement devenir des vecteurs temporaires de risques microbiologiques en cas d'exposition à des rejets d'eaux usées. Ce paradoxe met en tension les objectifs d'aménagement résilient et les exigences sanitaires. Dans ce contexte, les présents travaux se sont intéressés à la répartition spatiale et temporelle de la contamination microbiologique de pelouses urbaines situées dans six parcs montréalais, en évaluant la persistance de deux marqueurs microbiologiques représentatifs à savoir l'*E. coli*, comme indicateur labile de contamination fécale fraîche, et le *C. perfringens*, comme marqueur de contamination historique.

Au-delà de l'observation de la contamination initiale, les travaux ont cherché à documenter l'efficacité de différentes stratégies de mitigation, allant de l'assèchement passif à l'application de désinfectants, en passant par le lavage à l'eau, la désinfection par voies liquides ou l'irradiation par rayonnement ultraviolet. Ces approches ont été testées dans des conditions représentatives de pratiques envisageables dans un cadre municipal, avec pour objectif d'identifier des options d'intervention réalistes, efficaces et acceptables sur le plan opérationnel.

Cette discussion s'inscrit donc dans une démarche d'interprétation critique des résultats expérimentaux, avec pour ambition de :

- comprendre les mécanismes de transfert et de persistance microbienne sur des surfaces végétalisées exposées aux EUUD;
- comparer l'efficacité relative des différentes mesures de mitigation testées;
- dégager des enseignements pratiques pour la gestion des risques microbiologiques dans les parcs;
- situer les apports des travaux réalisés par rapport aux connaissances existantes;
- proposer des pistes de recherche ou d'action pour améliorer la résilience microbiologique des espaces verts urbains.

Les sections suivantes s'articulent autour de ces axes de réflexion, en s'appuyant sur l'analyse croisée des données issues des huit campagnes d'échantillonnage de six parcs montréalais et des expérimentations réalisées sur le terrain et en laboratoire.

4.2 Caractérisation de la contamination initiale

L'analyse des niveaux initiaux de contamination des parcelles par des EUUD (cf. max. et min. du Tableau 3.15 et Tableau 3.16) a révélé une présence notable d'indicateurs microbiologiques sur les surfaces végétalisées exposées aux débordements d'eaux usées unitaires diluées. Dès le premier échantillonnage post-événement, les concentrations d'*E. coli* mesurées atteignaient des ordres de grandeur allant de 10^4 à 10^6 UFC/m² de substrat végétal humide, traduisant une contamination fécale fraîche et importante. De manière parallèle, des concentrations notables de *C. perfringens*, généralement comprises dans la même tranche (entre 10^4 et 10^6 UFC/100 m²) ont été relevées.

Ces niveaux témoignent du rôle des pelouses comme surfaces de dépôt effectif des contaminants microbiens. Les mécanismes de dépôt sont multiples : sédimentation, adsorption sur les brindilles d'herbe ou piégeage dans la couche de feutre organique en surface, ou encore infiltration dans la couche superficielle du sol. Ces observations rejoignent celles des travaux de Cagelais (2014), qui ont montré que la rugosité et la densité végétale augmentaient la rétention bactérienne sur des substrats enherbés. La persistance immédiate de ces marqueurs sur les sites échantillonnés est également influencée par la nature du sol sous-jacent, sa capacité de drainage et la durée d'exposition à l'humidité post-débordement.

4.3 Transfert et persistance des contaminants microbiens

De manière générale, la dynamique de transfert s'explique par le fait que, lors de déversements liés à des surcharges d'égouts unitaires, les EUUD transportent un mélange complexe de contaminants, comprenant des composés chimiques organiques et inorganiques en solution et en suspension, ainsi qu'une diversité de microorganismes d'origine fécale. Ce cocktail constitué de particules fines (colloïdes organiques, limons, débris végétaux, etc.), se dépose

efficacement sur les surfaces végétales ou s'accumulent dans les milieux poreux comme les paillis, créant des microenvironnements favorables à la survie des pathogènes (Jamieson *et al.*, 2002; Zhao *et al.*, 2014). Plus récemment, Murphy *et al.* (2024) ont montré que les bactéries coliformes survivent plus longtemps lorsqu'elles sont associées à des débris végétaux que lorsqu'elles sont fixées sur des particules minérales, en raison notamment de la micro-humidité et des nutriments que ces matières organiques retiennent. Ainsi, la qualité de la surface végétalisée influence l'efficacité des mesures d'atténuation. Une végétation fournie optimise l'action du lavage, tandis qu'une couverture dégradée favorise davantage l'atténuation microbiologique induite par l'exposition solaire.

Le transfert et la persistance des deux indicateurs microbiens utilisés se sont révélés différents, reflétant les propriétés biologiques propres à chaque marqueur. Il est particulièrement significatif pour *C. perfringens*, qui grâce à leurs spores, disposent d'une résistance naturelle aux stress environnementaux leur conférant une forte persistance sur les surfaces végétalisées, même plusieurs jours après le retrait des eaux. En effet, bien qu'une décroissance ($< 1 \log$) ait été observée dans les trois jours suivant l'événement initial en l'absence de traitement de la surface, les spores de *C. perfringens* demeuraient détectables jusqu'à sept jours plus tard. Cette stabilité apparente pourrait sous-estimer la persistance réelle du contaminant. En effet, l'étape préalable de pasteurisation appliquée aux échantillons, combinée à l'interprétation basée sur les taux de positivité, tend à réduire la concentration mesurée. La détection répétée de la forme sporulée malgré ces contraintes analytiques confirme la résistance de cet indicateur. Cela lui confère un statut de marqueur pertinent pour le suivi rétrospectif des contaminations fécales, et d'indicateur conservateur de risque résiduel, comme le soulignent Payment & Locas (2011) dans leur synthèse sur les limites et les apports des indicateurs microbiens. Cette robustesse fait de *C. perfringens* un excellent traceur des contaminations anciennes (en général), et plus particulièrement des contaminations post-inondation.

À l'inverse, les bactéries non sporulées comme *E. coli* sont notamment plus sensibles à la dessiccation et disparaissent plus rapidement, sauf lorsqu'elles sont protégées par des supports organiques riches en carbone (Murphy *et al.*, 2024). Par exemple, lors de la série d'essais n°2

du suivi temporel de la phase 2 des travaux, une diminution de plus de 2 log des concentrations en *E. coli* a été observée après 8 jours dans des conditions météorologiques favorables (ensoleillement, température moyenne de 22 °C). Ce résultat est cohérent avec les données de Byappanahalli *et al.* (2012), qui ont documenté une diminution significative de la viabilité de ce marqueur en conditions extérieures. Les facteurs pouvant expliquer cette persistance des microorganismes sont multiples : teneur en matière organique du sol, ombrage, microclimat local, etc. Un substrat dense et humide favorise une persistance prolongée réduisant alors l'efficacité de son atténuation naturelle. À ce titre, les zones ombragées, humides ou présentant des microbassins sont particulièrement problématiques (Jamieson *et al.*, 2002; Kiu & Hall, 2018; Sinton *et al.*, 2007).

4.4 Mécanismes atténuant les charges bactériologiques

L'atténuation des charges bactériennes sur les surfaces végétalisées repose sur une combinaison de mécanismes naturels qui s'exercent spontanément après un épisode de contamination. Les résultats expérimentaux montrent que les deux approches partagent des fondements similaires, qu'elles soient basées sur une atténuation naturelle ou encore sur une atténuation provoquée (lavage, irradiation, désinfection). Ainsi, l'atténuation observée résulte d'une synergie ordonnée comme suit :

- la réduction initiale par déplacement des bactéries vers le paillis de fond de la surface végétalisée et la couche superficielle du sol à la suite d'une pluie légère ou du lavage hygiénique immédiat post-inondation. Les bactéries, immédiatement délogées des surfaces végétalisées humides, adhèrent ainsi aux surfaces profondes (paillis, racines, sols, etc.), les rendant peu accessibles au contact humain, de même qu'à une extraction à l'eau comme réalisée dans le cadre du présent projet;
- l'inactivation par irradiation solaire (ou lampe UV-C) modulée par la morphologie du couvert végétal;
- et la décroissance temporelle additionnelle par l'effet de dessiccation et par des processus biologiques de prédatation, ou de sénescence bactérienne menant à leur mort et à leur déclin.

4.4.1 Lavage hygiénique et déplacement mécanique

Lors des précipitations, une partie des bactéries est mobilisée par le ruissellement et déplacée vers le paillis et les couches superficielles du sol. Ce processus réduit temporairement la charge en surface. Cette dynamique est reproduite par le lavage hygiénique, qui a induit une réduction de la charge en *E. coli*, avec des abattements de 0,87 log (86,5 %; basé sur les moyennes géométriques). L'effet du lavage illustre ainsi une extension contrôlée d'un mécanisme déjà actif naturellement. Toutefois, lors de fortes pluies, la saturation du sol peut engendrer la remontée des contaminants et leur redistribution à la surface. Ce cas de figure peut entraîner des augmentations sporadiques de la contamination résiduelle à la surface comme observé avec le lavage continu de 2 h sur un plan légèrement incliné.

4.4.2 Rayonnement UV solaire et irradiation UV artificielle

L'atténuation des charges due au déplacement mécanique de la contamination vers le fond de la surface végétalisée (paillis, couche superficielle du sol) est renforcée par l'effet synergique du rayonnement solaire naturel, en particulier, la composante UV qui contribue à l'inactivation supplémentaire des microorganismes présents à la surface des végétaux. Ce double effet est particulièrement marqué pour *E. coli*, une bactérie sensible aux rayonnements UV. En effet, bien qu'une partie soit transférée vers le fond de la surface végétalisée, l'exposition solaire répétée au fil des jours a certainement favorisé la photo-désinfection par dégradation de l'ADN bactérien (et l'altération de leurs structures cellulaires) directement exposées aux radiations (Kowalski, 2010). Cette dynamique d'atténuation est visible (lors des essais de suivis temporels post-inondation) dans les parcelles exposées au rayonnement solaire. En effet, les parcelles où la contamination résiduelle est généralement plus prononcée se situent en zones ombragées qu'en zones exposées au soleil.

Ce mécanisme a été reproduit expérimentalement par l'irradiation UV-C artificielle appliquée à l'aide des lampes UV disposées à 10,5 et 6,0 cm de distance de la pelouse à la suite du lavage hygiénique. À 6,0 cm, des réductions de 1,09 à 1,76 log (91,8 à 98,3 %) pour *E. coli* et de 0,35

à 0,87 log (55,3 à 86,6 %) pour *C. perfringens* ont été notées. Cela confirme *a priori* les observations de Wang *et al.* (2010) et Bolton & Cotton (2008), qui ont établi que l'efficacité des UV-C dépend fortement de la distance des lampes, de l'uniformité de l'exposition, de la dose, ainsi que de la nature de la surface exposée (plane ou rugueuse). Ils soulignent aussi que les spores bactériennes sont nettement plus résistantes à l'inactivation par le rayonnement UV que les bactéries végétatives telles que *E. coli*. La différence d'efficacité entre espèces est également cohérente avec la résistance supérieure des spores de *C. perfringens* (Paredes-Sabja, Setlow et Sarker, 2011). Toutefois, les différences d'atténuation des surfaces irradiées avec celles des témoins non irradiés n'ont pas été aussi marquantes qu'espérées. Cela suggère ainsi que les courtes durées d'irradiation des lampes UV (maximum 48 s lors des essais) n'ont pas permis d'agir efficacement sur les bactéries situées en profondeur, puisque le rayonnement a été entravé par la végétation de surface. De ce fait, les résultats d'irradiation confirment le déplacement des bactéries vers le paillis de fond et la couche superficielle du sol.

4.4.3 Dessiccation et suivi temporel

L'assèchement naturel constitue un processus de réduction microbienne quasi permanent dans les parcs urbains. Les essais ont montré qu'une diminution de 1 à 2 log (90,0 % à 99,0 %) d'*E. coli* a été obtenue entre 8 et 16 jours après l'événement de contamination. Ce résultat confirme l'efficacité du dessèchement dans des conditions météorologiques favorables, notamment en présence d'ensoleillement et de faibles taux d'humidité. En revanche, ce mécanisme s'est révélé moins performant à l'égard des spores de *C. perfringens*, dont la persistance est nettement plus marquée.

La variabilité météorologique constitue une limite à la prévisibilité du processus : en période pluvieuse ou nuageuse, l'assèchement est retardé, ce qui peut prolonger la survie des micro-organismes (Jin & Sengupta, 2024; Mueller-Spitz *et al.*, 2010; Côté *et al.*, 2007). Son efficacité dépend également de la configuration du site, incluant l'orientation, la pente, l'ombrage et la densité de la végétation. Les zones fortement végétalisées sont en effet moins propices à un

dessèchement rapide. Dans cette perspective, la mise en place du suivi temporel post-événement demeure souhaitable afin de valider les effets d'atténuation observés sur le terrain.

Lors des deux phases expérimentales menées, une période comprise entre 8 et 16 jours s'est toujours révélée suffisante pour ramener la contamination microbienne à des niveaux comparables à ceux naturellement observés dans les parcs (valeurs de référence). Cela est particulièrement pertinent compte tenu du fait que les parcs demeurent ouverts durant ces périodes.

4.4.4 Prédation microbienne et sénescence bactérienne

Au-delà du lavage et de l'irradiation naturelle, le rôle potentiel des processus microbiologiques et biologiques du sol mérite d'être souligné, notamment la compétition microbienne et l'activité enzymatique, dans la régulation des charges bactériennes (Torsvik & Øvreås, 2002). L'ensemble des mécanismes constitue donc un processus synergique permettant une réduction significative de la contamination résiduelle post-inondation par des EUUD. Ces mécanismes biologiques sont plus lents et moins directement quantifiables à court terme, mais ils contribuent à la décroissance de fond, notamment quand la charge initiale a déjà été réduite par lavage, irradiation solaire ou assèchement (effet de dessication). En pratique, la diminution mécanique (transfert de la charge bactérienne vers le paillis et la couche superficielle de sol) suivie d'une phase sèche et ensoleillée crée des conditions propices à la sénescence des cellules résiduelles (et leur déclin) et à l'avantage compétitif de la microflore autochtone. À l'inverse, la persistance de *C. perfringens* souligne la limite de ces processus biologiques face aux formes sporulées.

4.5 Limites et faisabilité opérationnelle des stratégies de mitigation testées

L'analyse comparative des mesures de mitigation testées met en lumière un double enjeu. Leur efficacité d'atténuation microbiologique mesurée en conditions expérimentales, et d'autre part, leur applicabilité réelle dans un contexte municipal. Si certaines approches, telles que l'irradiation UV ou l'application de biocides, n'offrent pas des réductions notables de la charge

bactérienne, leur mise en œuvre à l'échelle d'un parc entier ou d'un réseau de parcs soulève des défis logistiques, économiques et opérationnels (besoin en énergie, en matériel, en personnel formé, et exposition aux UV-C nocifs).

D'un point de vue opérationnel, la désinfection aux biocides, bien que rapide et relativement simple à appliquer, nécessite un encadrement rigoureux, notamment en matière de protection de l'environnement et de communication avec le public. L'usage de chlore n'est pas couvert par une réglementation spécifique avec des seuils obligatoires. Toutefois, le guide du MELCC (2022) sur les rejets d'eaux chlorées en milieu aquatique recommande de limiter la concentration du chlore avant tout rejet (ex. : 0,002 à 0,031 mg/L en eaux douces). Par ailleurs, au niveau fédéral, Santé Canada (2025) encadre l'usage des biocides dont le chlore sous forme de lignes directrices sur la sécurité et les concentrations maximales autorisées dans divers contextes. Par exemple, la concentration maximale permise sans obligation de rinçage dans des locaux où sont manipulés des aliments est généralement de 200 ppm (parties par million) de chlore disponible. L'utilisation du THYMOX, quant à elle, bien qu'écologiquement plus acceptable, implique aussi des protocoles standardisés de dosage, d'application et de sécurité.

Les essais de désinfection à base d'une solution d'hypochlorite de sodium diluée ont montré une efficacité modérée sur la réduction de la contamination par *E. coli*, avec des abattements de l'ordre de 0,7 à 1,1 log (80,0 % et 92,1 %). Cette efficacité a été majoritairement détectée lors des extractions à l'eau, ce qui suggère que le chlore pénètre davantage dans les couches profondes du substrat, notamment le paillis (où le temps de contact est plus long), en plus de sa dégradation rapide en milieu aéré et organique (McDonnell & Russell, 1999). En revanche, son impact en surface, notamment sur les tiges végétales, semble limité, probablement en raison d'un temps de contact insuffisant. Cette faible efficacité relative limite l'intérêt du chlore pour atténuer la contamination globale, surtout dans des milieux écologiques sensibles, à l'instar des espaces verts urbains, où sa toxicité peut perturber leur équilibre naturel comme l'a indiqué l'essai de désinfection au chlore de la phase 1. En effet, lors cet essai réalisé avec différentes doses de solutions d'hypochlorite de sodium dilué, les effets écotoxicologiques ont été notables : remontée en surface des lombrics, suivie de leur mortalité même pour la plus

faible dose appliquée. Ce phénomène, en plus d'altérer la biodiversité locale, compromet la qualité biologique du sol (végétalisé) perturbant ainsi les processus naturels d'atténuation (Yu *et al.*, 2023).

Du côté du bactéricide THYMOX dilué, les essais de la phase 2 n'ont pas permis d'obtenir les réductions attendues, tant pour *E. coli* que pour *C. perfringens*. Aucune atténuation significative n'a été mesurée, et des effets secondaires indésirables sont rapidement apparus. Tout comme les solutions d'hypochlorite de sodium diluées, l'application du produit a perturbé l'équilibre écologique des parcelles, provoquant la mortalité des lombrics. De plus, un jaunissement progressif des végétaux a été observé, proportionnel à la dose appliquée. Cette perturbation a certainement eu pour effet indirect d'augmenter l'activité faunique locale (oiseaux, etc.), expliquant les recontaminations des surfaces végétalisées observées lors des essais. Ces observations concordent avec des études sur la toxicité des huiles essentielles pour les organismes du sol, qui soulignent leurs effets délétères sur la faune non ciblée, malgré leurs propriétés antimicrobiennes (Eisenhut, 2007; Escobar *et al.*, 2020). Ces impacts environnementaux justifient l'exclusion du chlore et du THYMOX comme méthode désinfection des surfaces végétalisées malgré leur potentiel bactéricide avéré.

Le lavage hygiénique, plus accessible techniquement, présente le risque d'un transfert secondaire des contaminants si le jet n'est pas maîtrisé et que les eaux de rinçage viennent à être en excès (déplacement des contaminants). Quant à l'irradiation UV, elle impose l'acquisition d'équipements spécialisés, la formation du personnel, et des procédures de sécurité renforcées, notamment pour prévenir l'exposition accidentelle aux UV-C.

Enfin, l'assèchement naturel (associé au lavage hygiénique) constitue sans doute la stratégie la plus économiquement viable et écologiquement neutre. Toutefois, ce processus peut être tributaire des conditions météorologiques. Dans les cas de pluies prolongées ou d'événements rapprochés, il ne permet pas de garantir un retour aussi rapide à une situation sanitaire acceptable. Ce constat souligne la nécessité de développer des plans de contingence adaptés à la variabilité climatique.

4.6 Risques résiduels et implications pour la santé publique

Les espaces verts, par leur nature, offrent un substrat organique riche, une humidité variable et une exposition intermittente au rayonnement solaire, créant ainsi des niches écologiques favorables à la survie, voire à la recolonisation microbienne (Dorner, 2013; Sinton *et al.*, 2007). Certaines études démontrent d'ailleurs que des micro-organismes pathogènes tels que *C. perfringens*, *E. coli* ou les coliformes fécaux sont sujets à des phénomènes de recontamination locale, renforcés par leur capacité d'adaptation à divers stress environnementaux (IRDA, 2017; Hijnen *et al.*, 2006). Les résultats ont montré que la contamination résiduelle des surfaces végétalisées diminuait rapidement avec le temps (surtout dans la première semaine) lorsqu'un lavage hygiénique des surfaces avait été réalisé dès le retrait des EUUD au jour 0 (alors que les surfaces étaient encore humides). Les niveaux de contamination atteints ont alors été comparables à ceux observés lors des campagnes de suivi de la contamination naturelle dans les six parcs de Montréal. Des recontaminations ont par ailleurs été observées à plusieurs reprises à la suite à l'inondation par des EUUD des parcelles d'essais, suggérant simplement des effets de la faune locale et non une contamination par les EUUD. Ainsi, bien que la contamination par des EUUD induit une contamination initiale, celle-ci s'atténue avec le temps, venant ainsi se confondre à celles observées naturellement dans les parcs.

Par ailleurs, comparativement aux cas d'inondations qui affectent les habitations où les eaux usées unitaires infiltrent les sous-sols résidentiels provoquant des dommages immédiats à la structure et engendrant des risques sanitaires élevés (Buffin-Bélanger *et al.*, 2022; Maltais *et al.*, 2009; Lalande *et al.*, 2000), l'utilisation des parcs éponges comme des zones tampons pour contenir les EUUD en temps pluies constitue un compromis intéressant. Ces espaces non résidentiels retiennent temporairement la contamination liée aux EUUD, limitant ainsi les impacts directs sur la santé publique et les coûts associés à la remise en état des logements (Bourquin, 2025). Ainsi, leur fermeture temporaire post-événement (inondation), associée à des mesures de signalement claires (communication), vise à protéger les usagers

d'une exposition accidentelle pendant la période critique où la charge microbiologique reste élevée (Wade *et al.*, 2010).

La persistance des pathogènes au-delà des niveaux habituellement rencontrés dans les sols urbains ne se traduit pas systématiquement par un risque sanitaire immédiat. Ce dernier dépend fortement des activités pratiquées (pouvant occasionner un contact prolongé, voire une ingestion accidentelle) et de la vulnérabilité des populations exposées. En l'absence de normes réglementaires spécifiques pour les surfaces végétalisées, les données épidémiologiques issues des études sur les eaux de baignade Wade *et al.* (2010), indiquent que la survenue de maladies entériques est souvent corrélée à des concentrations élevées de bactéries fécales, à une exposition répétée et à une absence de signalement adéquat des zones contaminées. Transposée aux espaces verts, cette analyse souligne l'importance d'une surveillance continue et d'une information transparente pour limiter les contacts directs sur des surfaces récemment affectées, ce qui justifie une fois de plus l'importance une période de récupération afin de s'assurer de la salubrité avant leur réouverture.

4.7 Comparaison à la littérature et perspectives d'amélioration

4.7.1 Comparaison avec la littérature scientifique

Les résultats obtenus s'inscrivent dans la continuité des travaux portant sur la contamination des milieux récréatifs, tout en apportant des données inédites sur les surfaces végétalisées urbaines exposées aux EUUD. À ce jour, la plupart des travaux se sont concentrés sur les plages urbaines, les eaux de surface ou les bioaérosols émis lors de débordements (Andrade *et al.*, 2018; Few & Matthies, 2013; NHMRC, 2008; OMS, 2014). Peu de travaux ont quantifié la contamination microbiologique des surfaces végétalisées (pelouses) accessibles au public. L'originalité de cette recherche repose sur :

- l'observation *in situ* sur de la contamination des surfaces végétalisées à la suite d'une inondation avec des EUUD et du retrait des eaux, avec les effets de pression d'eau et d'infiltration potentielle;

- l'observation de l'atténuation naturelle de la contamination de surfaces contaminées par des EUUD;
- l'évaluation expérimentale de mesures de mitigation concrètes;
- l'observation de la contamination naturelle de surfaces végétalisées (pelouses) de parcs, avec l'établissement de « bruits de fond » (valeurs de références);
- l'utilisation parallèle de deux types de marqueurs microbiologiques (indicateur labile et persistant).

Les niveaux de contamination observés dans le cadre des présents travaux soulignent la présence persistante d'indicateurs fécaux, notamment *E. coli*, dans les EUUD en milieu urbain (Madoux-Humery *et al.*, 2013). Cette concordance illustre la capacité des environnements urbains non traités à conserver une charge microbienne significative sur des périodes prolongées, même en l'absence de nouveaux apports. Elle vient renforcer l'idée que les surfaces végétalisées exposées à des débordements peuvent, comme d'autres matrices urbaines, agir comme réservoirs microbiens, d'où l'intérêt de mesures de mitigation et adaptées. Les dynamiques de décroissance observées pour *E. coli* (de 1 à plus de 2 log) sont également cohérent avec les modèles de survie établis par Winfield & Groisman (2003) pour les milieux non saturés.

Par ailleurs, l'étude des performances des traitements UV appliqués aux pelouses constituent une avancée originale, bien que les résultats ne suggèrent pas le recours à une telle approche. Peu de travaux ont évalué l'effet de cette technologie sur des surfaces irrégulières et végétalisées.

Les présents travaux renforcent également la pertinence de combiner plusieurs indicateurs microbiologiques (bactérie indicatrice labile et marqueur sporulé persistant) pour obtenir une lecture temporelle et complète de la contamination, comme suggéré par Ashbolt *et al.* (2001) dans leurs recommandations pour le suivi des eaux de baignade.

4.7.2 Perspectives d'amélioration et de recherches futures

Les résultats et réflexions issus des présents travaux ouvrent plusieurs pistes d'amélioration tant sur le plan opérationnel que scientifique. Ces perspectives d'amélioration et de recherche futures s'inscrivent dans une logique d'approfondissement des connaissances, mais aussi de renforcement des capacités d'intervention dans les parcs urbains exposés aux débordements des EUUD.

L'évaluation expérimentale des différentes mesures de mitigation a mis en évidence non seulement leur efficacité relative, mais aussi leurs limites et leurs impacts sur l'environnement. Ainsi, certaines techniques méritent d'être améliorées, tant en laboratoire qu'en conditions réelles. Par exemple, les rayons UV perdent de leur efficacité lorsque la surface est couverte par le feuillage des plantes ou du paillis. Cela suggère ainsi de repenser la distribution des faisceaux, ajuster leur intensité selon la végétation, voire tester l'effet synergique d'une légère humidification préalable destinée à améliorer la pénétration du rayonnement dans les couches profondes de la surface végétalisée (Krupa et Jäger, 1994). De même, le lavage hygiénique pourrait gagner en efficacité avec de petits ajouts de biosurfactants biodégradables (tensioactifs naturels), comme les lipopeptidiques ou les glycolipides, capables de désagréger les biofilms microbiens sans fragiliser l'écosystème local. Ces molécules permettent de réduire l'usage de détergents classiques tout en renforçant le pouvoir nettoyant (Venkataraman, Rajendran et Vaidyanathan, 2023; Pacwa-Płociniczak *et al.*, 2011; Singh, Van Hamme et Ward, 2007). En ce qui concerne le THYMOX dilué (biocide naturel), ses performances mériteraient une évaluation plus systématique, notamment concernant sa vitesse d'action (abattement), sa rémanence sur les végétaux et ses interactions potentielles avec les microflores. De plus, des essais en conditions semi-réelles, combinant plusieurs stratégies (par exemple lavage hygiénique à l'eau + tensioactif naturel, puis assèchement naturel) permettraient aussi d'explorer les effets synergiques susceptibles d'accélérer un retour plus rapide à une condition sanitaire acceptable.

Sur le plan de la surveillance microbiologique, le panel d'indicateurs suivis pourrait être élargi en y intégrant d'autres organismes complémentaires. Une telle complémentarité, bien que non indispensable, offrirait une vision plus complète des dynamiques de contamination en tenant compte de profils écologiques et de résistances environnementales variés. En effet, le ratio *E. coli* / *C. perfringens* (Tableau 3.17) a démontré son intérêt pour le suivi temporel de la contamination. Son élargissement à d'autres indicateurs offrirait une lecture plus détaillée et contextuelle. Les entérocoques fécaux (*Enterococcus* spp.), utilisés dans plusieurs juridictions pour le suivi des eaux de baignade, pourraient par exemple enrichir les diagnostics environnementaux, étant reconnus dans le suivi des eaux de baignade (MELCCFP, 2025). Parallèlement, l'ajout de marqueurs génétiques comme HF183 ou crAssphage permettrait de distinguer l'origine (humaine et animale) de la contamination (Stachler *et al.*, 2017; Green *et al.*, 2014). De nouvelles approches fondées sur la qPCR multiplex ou la métagénomique pourraient également accélérer le diagnostic, notamment dans les 24 à 48 h suivant un événement de débordement, ce qui est un atout majeur de prise de décision en situation de crise (Staley *et al.*, 2012). L'objectif serait d'établir des profils microbiologiques dynamiques adaptés aux surfaces végétalisées, facilitant la gestion opérationnelle des parcs urbains (Newton *et al.*, 2015). Toutefois, leur déploiement à grande échelle dans des programmes opérationnels de surveillance est encore restreint par des coûts élevés liés à la nécessité d'équipements spécialisés, de personnels qualifiés et des frais récurrents élevés pour les analyses régulières (Green *et al.*, 2014). Le défi consistera donc à concilier l'ambition scientifique et la faisabilité opérationnelle.

Dans un contexte du changement climatique et d'augmentation de la fréquence des événements pluvieux extrêmes, l'intégration des risques microbiologiques dans les modèles de gestion urbaine devient incontournable. Le croisement des données de précipitation, de débordement (issues des systèmes de surveillance des surverses) et de vulnérabilité des parcs (type de sol, pente, drainage) au sein de systèmes d'information géographique (SIG) décisionnels serait par exemple souhaitable. Cela permettrait de développer des modèles prédictifs de contamination pour chaque parc, tenant compte de facteurs météorologiques, topographiques, l'ensoleillement et de fréquentation. Ces modèles pourraient guider les

priorités d'intervention post-événement. À terme, les dimensions microbiologiques devraient être intégrées au guide de gestion des eaux pluviales et aux plans directeurs des parcs et espaces verts, en vue de renforcer leur résilience face aux risques sanitaires émergents.

Enfin, la mise en place d'un suivi longitudinal à l'échelle pluriannuelle permettrait de mieux comprendre les dynamiques de contamination dans le temps, y compris les effets de cumul, de mémoire environnementale ou de résilience écologique. Ce suivi devrait inclure des campagnes répétées à la suite d'événements pluvieux variés (en termes d'intensité, de durée et de température ambiante), et prendre en compte la variabilité interne d'un même parc (exposition au soleil, pente, état du couvert végétal). L'évaluation de l'évolution du microbiome naturel de la pelouse en fonction des pressions anthropiques, des pratiques de gestion de la pelouse et des épisodes de contamination passés serait également pertinente. Ces données offriraient une base de référence servant à ajuster progressivement les protocoles de mitigation, améliorer les outils d'alerte et renforcer la gestion adaptative des espaces verts en contexte urbain.

CONCLUSION

À l'heure où les villes font simultanément face à de grands défis climatiques, de santé publique et de résilience urbaine, l'aménagement des parcs éponge s'impose progressivement comme une solution innovante pour atténuer les impacts des pluies intenses et des débordements d'eaux usées unitaires diluées (EUUD). Ces espaces résilients, favorisant la rétention temporaire des EUUD, contribuent ainsi à réduire la pression sur les réseaux d'égouts et à limiter les inondations urbaines. Cependant, bien que ces dispositifs (parcs résilients) renforcent indéniablement la résilience des villes contre les inondations en temps de pluie, ils soulèvent également de nouvelles questions relatives à la qualité microbiologique des surfaces végétalisées ayant été en contact avec ces EUUD lors des débordements. La compréhension du processus de contamination et de son atténuation naturelle (ou provoquée par des mesures de mitigation) devient impérative pour garantir à la fois la sécurité des usagers et la durabilité des espaces récréatifs. Ainsi, le présent travail de recherche visait, d'une part, à caractériser la dynamique de contamination microbiologique des pelouses après exposition aux EUUD en la comparant à des niveaux de contamination observés naturellement dans six parcs urbains de la Ville de Montréal, et, d'autre part, à évaluer l'efficacité de stratégies de mitigation inspirées à la fois de la pratique municipale et des connaissances environnementales, afin de proposer des recommandations opérationnelles.

Le présent travail de recherche cherchait dans sa démarche à intégrer des conditions expérimentales proches des réalités du terrain dans le but de mieux caractériser les risques, mais aussi d'orienter les actions futures en matière de gestion et de résilience des espaces verts urbains. Il a été structuré en deux phases principales. La première phase, menée d'août à novembre 2023, a d'abord permis de concevoir un dispositif pilote simulant une inondation d'une parcelle végétalisée (pelouse) et d'élaborer des protocoles d'échantillonnage et de suivi. Des essais exploratoires de contamination ont ensuite été réalisés, avec le suivi temporel de la contamination post-inondation et l'étude de mesures de mitigation de la contamination (désinfections au chlore et au THYMOX). La seconde phase, conduite de juin

à octobre 2024, a permis le suivi de la contamination naturelle de six parcs montréalais ainsi que la réalisation de plusieurs essais d'inondation contrôlée avec suivi temporel de la contamination et l'évaluation de mesures de mitigation (lavage « hygiénique » initial, lavages séquentiel et continu à l'eau potable, désinfection au THYMOX et irradiation UV). Les indicateurs biologiques de contamination ont été les coliformes thermotolérants lors de la première phase, l'*E. coli* et le *C. perfringens* (fréquence d'analyse moindre) lors de la seconde phase.

Le suivi de la contamination naturelle des parcs montréalais révèle que les pelouses urbaines, cœur de ces aménagements, peuvent agir comme réservoirs temporaires de pathogène même sans avoir probablement été contaminées par des EUUD. Les résultats confirment une contamination naturelle non négligeable des pelouses urbaines. Les valeurs mesurées dans les six parcs montréalais en 2024 indiquent des médianes respectives de 21 300 UFC/m² pour *E. coli* ($n = 96$), avec 28 % des valeurs dépassant 100 000 UFC/m² et 8,3 % égales ou supérieures à 1 000 000 UFC/m², et 36 100 UFC/m² pour *C. perfringens* présomptif ($n = 28$), illustrant le rôle cumulatif de la fréquentation humaine et de la présence d'activités faunique (oiseaux, rongeurs, etc.). Ces valeurs ont servi de références pour comparer les résultats de contamination de surfaces végétalisées par des EUUD ou de l'atténuation naturelle des charges bactériennes au fil du temps.

Par ailleurs, un de ses principaux apports de présent travail de recherche réside dans la quantification de la contamination des pelouses suite à un apport simulé d'eaux usées diluées, représentatif d'un débordement d'égout unitaire lors de précipitations de fortes intensités. Lors des essais de simulation d'inondation de surfaces végétalisées (avec lavage « hygiénique » de la surface encore humide dès le retrait des EUUD au jour 0), les concentrations initiales d'*E. coli* ont diminué de 0,87 à 0,90 log le premier jour, puis d'environ 1 log supplémentaire sur la semaine, atteignant après 7 à 8 jours des valeurs résiduelles proches de 10 000 UFC/m² (médiane) et 6000 UFC/m² (moyenne géométrique), soit sous le seuil de référence établis. Ces observations confirment la résilience partielle de cette bactérie dans les conditions de surface végétalisée, tout en indiquant une fenêtre de risque microbiologique pour les usagers des parcs.

De son côté, *C. perfringens* (résultats présomptifs), a présenté des abattements de 0,44 log (63,7 %, sur la base de la médiane) et de 0,52 log (69,8 %, sur la base des moyennes géométriques) au jour 1. En considérant le taux de positivité analytique moyen pour cet organisme, ces taux atteignent 0,74 log (81,8 %) et 0,82 log (84,8 %) respectivement, avec des valeurs résiduelles au jour 1. Sa détection récurrente (persistance), parfois jusqu'à 16 à 30 jours avant de passer sous les seuils de référence, attire l'attention sur le risque de sous-estimation sanitaire si seule une bactérie indicatrice labile est considérée. La complémentarité de ces deux bio-indicateurs s'est révélée être utile pour l'évaluation de la persistance de la contamination biologique.

Cette recherche a également permis de tester et de comparer quatre types de stratégies de mitigation : les lavages séquentiels et continus à l'eau potable, la désinfection au chlore et au THYMOX, l'irradiation aux UV-C et l'atténuation naturelle. Les lavages séquentiels et continus n'ont pas montré d'amélioration significative par rapport à un lavage « hygiénique » réalisé au jour 0, et le lavage continu a même présenté des risques de redistribution des contaminants. Le chlore et le THYMOX ont provoqué des effets délétères, tels que le stress sur la faune et la végétation ainsi que des recontaminations, tandis que l'irradiation UV n'a pas montré d'efficacité supérieure à l'atténuation naturelle liée à l'ensoleillement

L'analyse des mécanismes d'atténuation post-inondation met en évidence plusieurs processus qui contribuent à la décroissance microbienne. D'abord, le lavage « hygiénique » séquentiel à l'eau potable, entraîne le déplacement d'une partie de la contamination vers les couches profondes de la végétation (paillis ou sol superficiel), réduisant ainsi la charge immédiatement disponible en surface pour un contact humain. Ensuite, la combinaison de processus environnementaux spontanés (assèchement et dessiccation, rayonnement UV solaire, sénescence bactérienne et déclin, prédatation) exerce une pression létale sur les bactéries sensibles comme *E. coli*, même si la morphologie de la pelouse peut constituer un facteur limitant en filtrant une partie des UV et en créant des zones ombragées. Ces mécanismes affectent moins les spores de *C. perfringens*, comparativement à *E. coli*, et ils survivent alors plus longtemps.

D'un point de vue opérationnel, après une inondation par des EUUD (et du retrait), l'intervention recommandée consiste à procéder sans délai à un « lavage hygiénique » de la pelouse encore humide. Cette action, en synergie avec les processus naturels qui s'enclenchent dans les jours suivants (assèchement, rayonnement solaire, et déclin progressif des populations bactériennes) permet de réduire rapidement la contamination. Ainsi, les concentrations d'*E. coli* retombent sous le seuil de référence en environ une semaine et les conditions sanitaires normales sont rétablies en un peu plus de deux semaines. L'efficacité de cette approche dépend toutefois de l'état de la pelouse : une végétation dense favorise l'action du lavage, tandis qu'un couvert dégradé mise davantage sur l'effet assainissant de l'exposition solaire.

Au-delà des résultats quantitatifs, le travail de recherche met en évidence l'importance d'intégrer les surfaces récréatives végétalisées dans les évaluations de risques liés aux débordements des EUUD, au même titre que les cours d'eau et les plans d'eau. Or, à ce jour, les cadres normatifs et réglementaires demeurent quasi inexistant pour ces milieux, alors même que les expositions y sont fréquentes (jeux d'enfants, sports de plein air, pique-niques). Les résultats fournis constituent ainsi une première base pour l'élaboration de lignes directrices locales et de guides pratiques, permettant aux municipalités de mieux gérer l'après-débordement dans une perspective de santé publique et de résilience environnementale.

En somme, les présents travaux marquent un point de départ vers une intégration accrue des enjeux microbiologiques dans la gestion des espaces verts résilients, en s'appuyant sur la science et un engagement à long terme envers la santé publique et la qualité environnementale. Ils appellent à l'exploration de la diversité microbienne et à l'évaluation des biofilms afin de mieux comprendre les processus de colonisation et de persistance à long terme. À plus long terme, les pistes d'études futures incluront le développement de modèles de modélisation prédictive de la persistance bactérienne et l'exploration des interactions végétal-sol-microbiote, tout en intégrant les variables climatiques, hydrologiques et écologiques dans l'optique de fournir aux gestionnaires des moyens concrets pour anticiper et atténuer les risques. Les résultats obtenus ont permis d'apporter un éclairage sur la dynamique

de contamination microbiologique consécutive à des débordements d'EUUD, ainsi que sur l'efficacité relative de diverses stratégies de mitigation mobilisables à l'échelle municipale. Par ailleurs, bien qu'ils aient permis de confirmer l'existence d'un risque réel de contamination, ils démontrent que celle-ci reste modulable de manière significative par des stratégies ciblées, réactives et raisonnablement applicables sur le terrain.

RECOMMANDATIONS

Les recommandations suivantes sont formulées afin de faciliter la gestion de la contamination microbiologique (et des risques qui en découlent) à la suite de l'inondation temporaire de parcs par des EUUD :

- développer des protocoles de surveillance post-débordement en incluant des seuils microbiens d'alerte (référentiel de la contamination naturelle), des campagnes de vérification ciblées, et au besoin assorti d'un système de classification des zones à risque (soleil, ombrage, fréquentation). Pour rappel, les campagnes de suivi de la contamination biologique menées dans les six parcs montréalais ont permis d'établir des valeurs de référence en conditions naturelles. En effet, *E. coli* a présenté une médiane de 21 300 UFC/m² ($n = 96$), tandis que *C. perfringens* (méthode présomptive) a atteint 36 100 UFC/m² (médiane) et 50 300 UFC/m² (moyenne géométrique, $n = 28$). Des tests de confirmation de *C. perfringens* indiquent toutefois des concentrations réelles environ trois fois inférieures à celles présomptives. Par conséquent, des tests systématiques de confirmation de *C. perfringens* (pour chaque échantillon analysé) devrait être inclus aux processus d'analyses bactériologiques;
- utiliser la méthode d'extraction à l'eau tamponnée (5 L) décrite à la section 2.5.1 de ce rapport. Cette méthode permet de standardiser les prélèvements et de comparer les niveaux de contamination avec les données de référence établies pour les parcs montréalais et les résultats expérimentaux du projet;
- effectuer rapidement un lavage hygiénique initial après un épisode de débordement, avant que les surfaces ne s'assèchent complètement, de manière à favoriser un enlèvement maximal des contaminants biologiques présents sur les surfaces végétalisées supérieures, et leur déplacement en profondeur vers le paillis et le sol superficiel sous-jacent;
- délimiter temporairement l'accès aux zones contaminées, en particulier celles identifiées comme sensibles (zones ombragées, mal drainées ou très fréquentées), pour limiter l'exposition du public;

- laisser agir les mécanismes naturels de décroissance (déplacement, dessiccation, rayonnement UV solaire, prédatation, sénescence bactérienne et déclin) pendant plusieurs jours après l'événement, en complément du lavage, afin de ramener la contamination à des niveaux inférieurs aux valeurs de référence;
- allonger si nécessaire la durée de repos des surfaces végétalisées lorsque les conditions environnementales (pluviométrie, ombrage, densité végétale) peuvent être moins propice à une atténuation naturelle;
- développer des outils intégrant des signalisation claires et visibles (portant la mention « pelouse en voie de récupération d'usage », par exemple) pour informer les usagers des périodes de restriction, et sensibiliser le public sur les raisons sanitaires et écologiques de ces mesures à travers différents canaux (réseaux sociaux des arrondissements, journaux, etc.);
- former des équipes de terrain sur l'identification des zones de contaminations potentielles, les gestes d'intervention rapides, et la logistique;
- coordonner des opérations d'échantillonnage et de nettoyage, comprenant un prélèvement initial dès le retrait des eaux (jour 0), suivi d'un second après assèchement complet (jour 1 ou n), puis d'un troisième une semaine plus tard (jour 7 ou n + 7). Un quatrième échantillonnage peut être ajouté si la contamination persiste ou si des facteurs aggravants apparaissent;
- intégrer des risques microbiens dans les plans de résilience urbaine à travers la cartographie des zones sujettes aux débordements, la priorisation des aménagements drainants et la prise en compte des usages dans la conception des nouveaux parcs.

ANNEXE I

CONDITIONS IN SITU LORS DE LA RÉALISATION DES ESSAIS

Tableau-A I-1 Conditions spécifiques et paramètre enregistrés lors de la réalisation des essais réalisés de la phase 1 du projet

CONDITIONS OBSERVÉES LORS DES ESSAIS	Unité	Temporels		Lavages (mm durée)		Désinfection au chlore		Désinfection n°1 au THYMOX	
		ESSAIS RÉALISÉS							
Période (été – automne 2023)									
Date (premier jour)	Jour/Mois	28/09	04/10	14/10	18/10	19/10	01/10		
Date (dernier jour)	Jour	30/10	05/11	15/11	2	2	02/11		
Durée totale de l'essai	Jour	33	33	2			2		
Durée d'éclaircissement du jour									
Premier jour	h/min	12:02	14:43	11:09	10:56	10:53	10:14		
Dernier jour	h/min	10:20	10:03	11:05	10:53	10:11	10:11		
Caractéristiques des eaux usées unitaires brutes									
pH		7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0		
Température	°C	23	23 ± 2	15	19	19	13		
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100 mL	> 6,0 · 10 ⁶	> 4,13 · 10 ⁶	1,38 · 10 ⁷	7,81 · 10 ⁷	1,33 · 10 ⁸	8,00 · 10 ⁴	5,87 · 10 ⁵	3,50 · 10 ⁴
Coliformes thermotolérants									2,12 · 10 ⁴
Caractéristiques des eaux usées diluées de l'essai									
Taux de dilution visée	%	95	98	95	95	95	95	95	95
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100 mL	> 3,00 · 10 ⁵	> 1,20 · 10 ⁵	2,50 · 10 ⁴	2,08 · 10 ⁴	7,81 · 10 ⁴	6,67 · 10 ³	6,67 · 10 ³	
Conditions d'essai (parcelle 1,00 x 1,05 m)									
Durée de la pluie (avant remplissage)	min	30	30	30	30	30	30	30	30
Durée totale de la pluie	min	180	180	176	115	94	102	94	94
Volume de remplissage (eaux usées diluées)	L	900	900	800	600	600	660	660	660
Durée de remplissage (inondation)	min	30	25	29	30	22	17	17	27
Hauteur de remplissage atteinte	mm	570	560	580	370	400	330	480	400
Durée de vidange	min	70	27,5	17	16,5	46	29	26	70
Aspect de la pelouse du terrain / observations	---	Sèche	Sèche	Normale (sèche)	Normale (sèche)	Partiellement abîmée (par la tonne)	Partiellement abîmée (par la tonne)	Température basse, eau visqueuse	

Tableau-A I-2 Conditions spécifiques et paramètre enregistrés lors de la réalisation des essais réalisés de la phase 2 du projet

ANNEXE II

DONNÉES COMPLÉMENTAIRES: ÉCHANTILLONNAGES DES ÉQUIPES DE LA VILLE DE MONTRÉAL

Tableau-A II- 1 Résultats de mesure de débits, de proportions d'eaux de ruissellement et sanitaires ainsi que d'analyses d'*Escherichia coli* lors de campagnes d'échantillonnages menées en temps de pluie par les équipes de la Ville de Montréal lors de la saison estivale 2024 (Adapté de Service de l'eau-Ville de Montréal, 2024)

Date du prélèvement	Heure du prélèvement	En temps de pluie			Proportion		Résultats	Hauteur d'eau/diamètre (%)
		Hauteur d'eau dans la conduite (mm)	Débit (l/s)	Volume pendant 1 minute (m ³)	Eaux de ruissellement	Eaux sanitaires		
16/05/2024 13:39	13:39:46	94	20,6	1,2	0%	100%	160 000	12%
27/05/2024 10:32	10:32:50	178	76,1	4,6	76%	24%	4 300 000	23%
27/05/2024 18:05	18:05:13	178	76,1	4,6	76%	24%	2 800 000	23%
27/05/2024 18:20	18:20:55	218	113,6	6,8	83%	17%	2 400 000	29%
27/05/2024 18:35	18:35:38	171	70,3	4,2	75%	25%	560 000	22%
30/04/2024 10:28	10:28:28	86	17,1	1,0	0%	100%	310 000	11%
30/04/2024 13:41	13:41:00	270	171,2	10,3	89%	11%	1 600 000	35%
30/04/2024 13:56	13:56:00	292	198,1	11,9	90%	10%	390 000	38%
30/04/2024 14:03	14:03:00	260	159,4	9,6	88%	12%	240 000	34%
09/08/2024 17:40	17:40:00	304	213,3	12,8	90%	10%	22 000	40%
09/08/2024 18:17	18:17:00	336	255,6	15,3	92%	8%	16 000	44%
09/08/2024 18:22	18:22:00	399	343,7	20,6	94%	6%	20 000	52%
09/08/2024 18:27	18:27:00	432	391,2	23,5	94%	6%	21 000	57%
13/08/2024 20:45	20:45:00	100	23,4	1,4	0%	100%	800 000	13%

Les cases sur fond jaune = temps sec

Note : la pluie du 9 août n'aurait pas occasionné de débordement dans le parc quantité équivalente à la pluie de 1/10 ans (sur 2h), mais intensité plus faible (max 45mm/h).

ANNEXE III

POINTS ÉCHANTILLONNÉS LORS DES CAMPAGNES DE SUIVI DE LA CONTAMINATION NATURELLE DE LA 2^e PHASE DE L'ÉTUDE

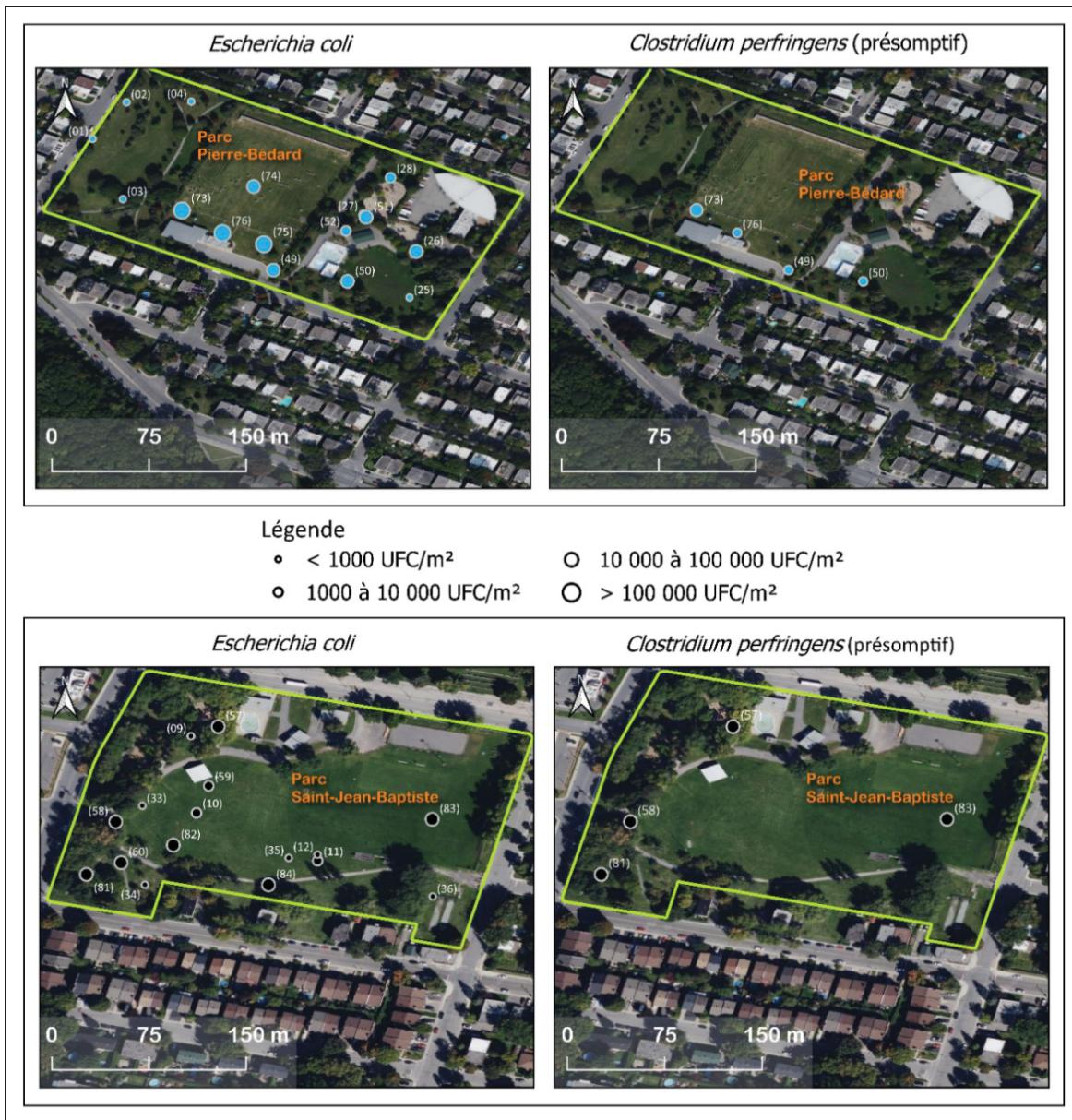


Figure-A III-1 Géoréférencement des points échantillonnés aux parcs Pierre-Bédard et Saint-Jean-Baptiste lors du suivi de la contamination naturelle

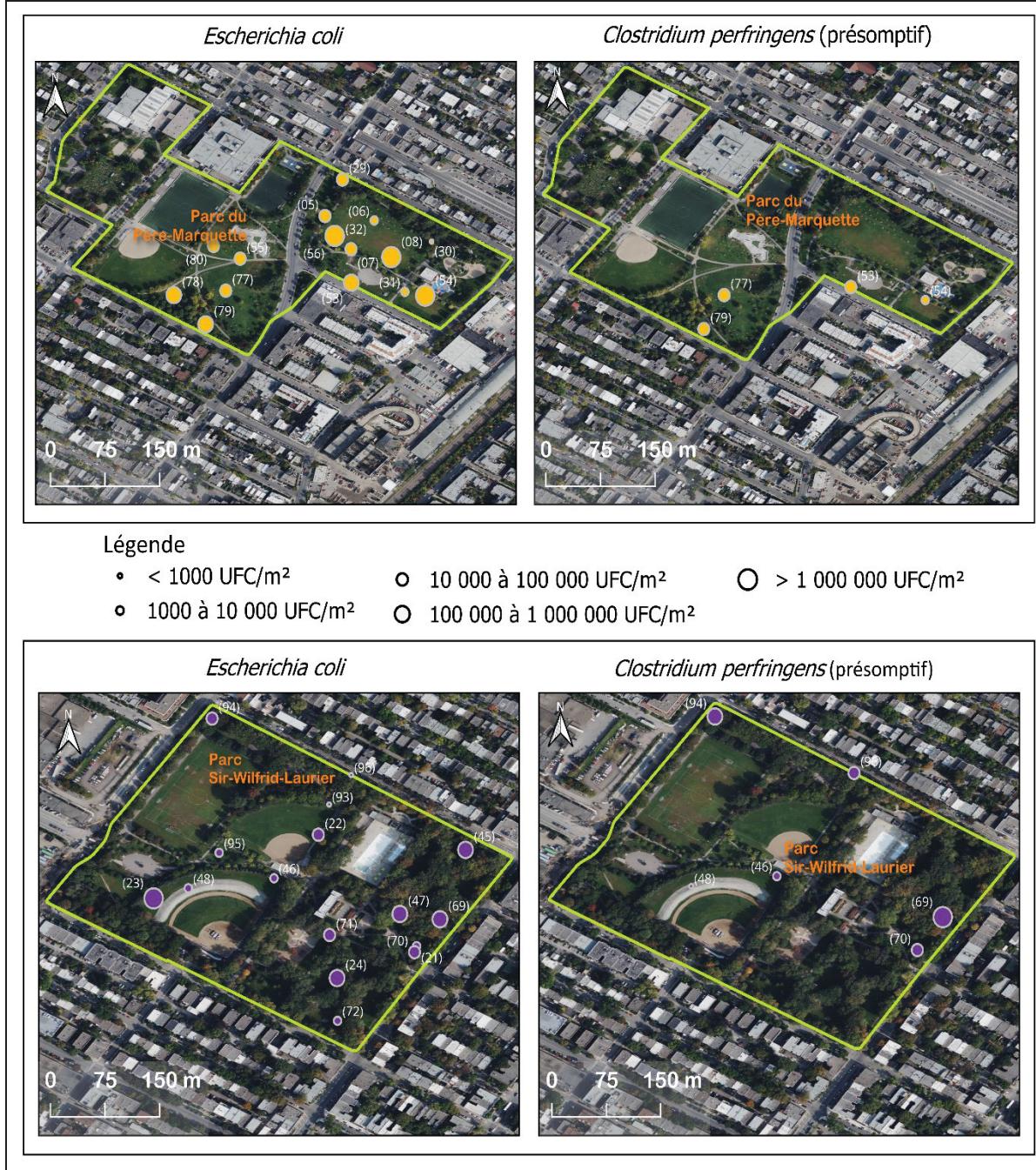


Figure-A III-2 Géoréférencement des points échantillonnés aux parcs du Père-Marquette et Sir-Wilfrid-Laurier lors du suivi de la contamination naturelle



Figure-A III-3 Géoréférencement des points échantillonnés aux parcs La Fontaine et Marguerite-Bourgeoys lors du suivi de la contamination naturelle

ANNEXE IV

**CLASSEMENT PAR ORDRE CROISSANT DES RÉSULTATS DES CAMPAGNES DE SUIVI DE LA
CONTAMINATION NATURELLE DE LA 2^e PHASE DE L'ÉTUDE**

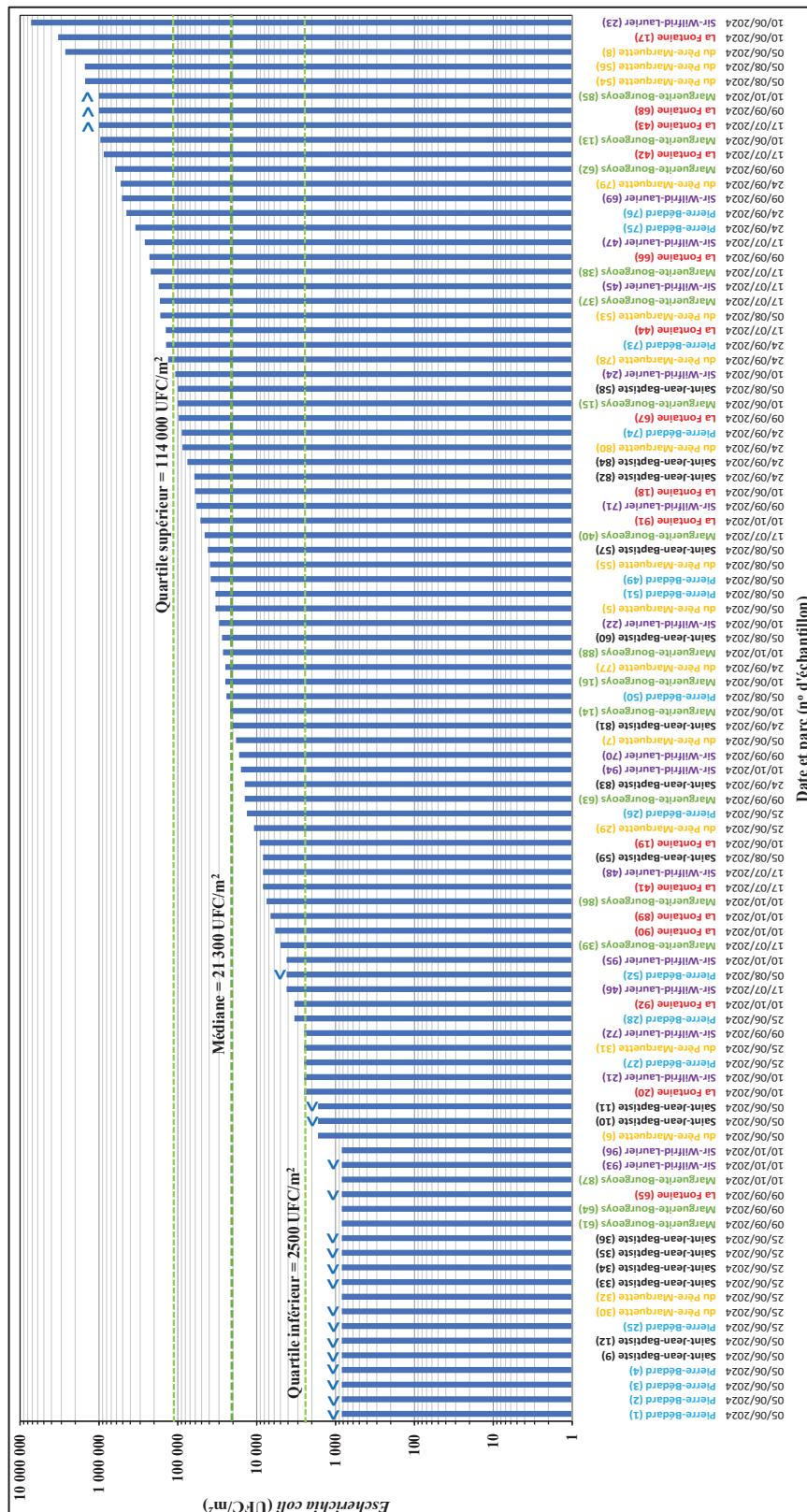


Figure-A IV-1 Ordonnancement (du plus petit au plus grand) des résultats de la contamination naturelle en *Escherichia coli* (en UFC/m²) des suivis réalisés du 5 juin au 10 octobre 2024 sur 96 échantillons des six parcs de la Ville de Montréal

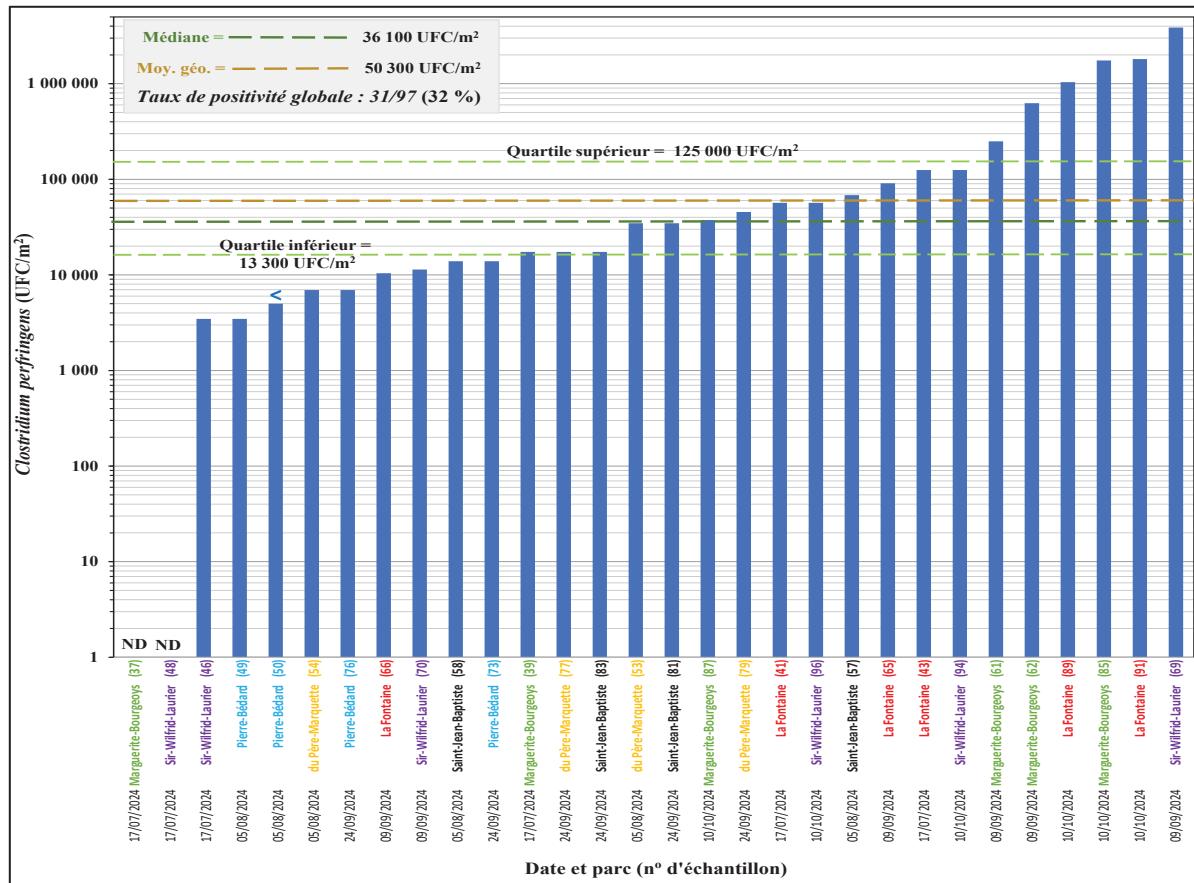


Figure-A IV-2 Ordonnancement (du plus petit au plus grand) des résultats de la contamination naturelle en *Clostridium perfringens* (en UFC/m²) des suivis réalisés du 17 juillet au 10 octobre 2024 sur 30 échantillons (dont 28 analyses validées) des six parcs de la Ville de Montréal

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 3M Canada. (s.d.). « 3M™ Hydrated Sponge, HS10BPW, Buffered Peptone Water Broth, 10 mL, 4 cm x 8 cm | 3M Canada ». En ligne. <https://www.3mcanada.ca/3M/en_CA/p/dc/v000233316/>. Consulté le 2 janvier 2023.
- Abia, A. L.K., E. Ubomba-Jaswa et M. N.B. Momba. 2016. « Prevalence of pathogenic microorganisms and their correlation with the abundance of indicator organisms in riverbed sediments ». *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 13, n° 12, p. 2905-2916. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S13762-016-1116-Y/METRICS>>. Consulté le 27 décembre 2023.
- Abnavi, Mohammadreza Dehghan, Chandrasekhar R. Kothapalli, Daniel Munther et Parthasarathy Srinivasan. 2021. « Chlorine inactivation of Escherichia coli O157:H7 in fresh produce wash process: Effectiveness and modeling ». *International Journal of Food Microbiology*, vol. 356, p. 109364. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.IJFOODMICRO.2021.109364>>. Consulté le 15 novembre 2024.
- ACIA. 2012. « Pathogène : Clostridium perfringens - bactérie - inspection.canada.ca ». En ligne. <<https://inspection.canada.ca/fr/salubrite-alimentaire-consommateurs/fiches-renseignements/empoisonnements-alimentaires/clostridium-perfringens?wbdisable=true>>. Consulté le 25 juillet 2023.
- Agence de la santé publique du Canada. 2004. « Fiche Technique Santé-Sécurité : Agents Pathogènes – Human rotavirus - Canada.ca ». En ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosecurite-biosurete-laboratoire/fiches-techniques-sante-securite-agents-pathogenes-evaluation-risques/rotavirus-humain.html>>. Consulté le 18 novembre 2024.

Agence de la santé publique du Canada. 2012a. « Fiche Technique Santé-Sécurité : Agents Pathogènes – Giardia lamblia - Canada.ca ». En ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosecurite-biosurete-laboratoire/fiches-techniques-sante-securite-agents-pathogenes-evaluation-risques/giardia-lamblia.html>>. Consulté le 18 novembre 2024.

Agence de la santé publique du Canada. 2012b. « Pathogen Safety Data Sheets: Infectious Substances – Giardia lamblia - Canada.ca ». En ligne.
<<https://www.canada.ca/en/public-health/services/laboratory-biosafety-biosecurity/pathogen-safety-data-sheets-risk-assessment/giardia-lamblia.html>>. Consulté le 25 juillet 2025.

Agence de la santé publique du Canada. 2018. « Surveillance de l'infection à rotavirus - Canada.ca ». En ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/maladies/rotavirus/surveillance.html>>. Consulté le 26 décembre 2022.

Agence de la santé publique du Canada. 2024. « Clostridium perfringens : Fiche technique santé-sécurité : agents pathogènes - Canada.ca ». In *Infection à Clostridium perfringens Section I – Agent infectieux*. En ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosecurite-biosurete-laboratoire/fiches-techniques-sante-securite-agents-pathogenes-evaluation-risques/clostridium-perfringens.html>>. Consulté le 15 octobre 2024.

Ahern, Mike, R. Sari Kovats, Paul Wilkinson, Roger Few et Franziska Matthies. 2005. « Global Health Impacts of Floods: Epidemiologic Evidence ». *Epidemiologic Reviews*, vol. 27, n° 1, p. 36-46. En ligne. <<https://doi.org/10.1093/EPIREV/MXI004>>. Consulté le 5 mai 2024.

Ahmed, Warish, Kerry Hamilton, Simon Toze, Stephen Cook et Declan Page. 2019. « A review on microbial contaminants in stormwater runoff and outfalls: Potential health risks and mitigation strategies ». *Science of The Total Environment*, vol. 692, p. 1304-1321. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.07.055>>. Consulté le 6 janvier 2025.

Ahmed, Warish, Qian Zhang, Aldo Lobos, Jacob Senkbeil, Michael J. Sadowsky, Valerie J. Harwood, Nazanin Saeidi, Oswald Marinoni et Satoshi Ishii. 2018. « Precipitation influences pathogenic bacteria and antibiotic resistance gene abundance in storm drain outfalls in coastal sub-tropical waters ». *Environment International*, vol. 116, p. 308-318. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2018.04.005>>. Consulté le 27 juillet 2025.

Alderman, Katarzyna, Lyle R Turner et Shilu Tong. 2012. « Floods and human health: A systematic review ». *Environment International*, vol. 47, p. 37-47. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.06.003>>.

Amblard, C., J. C. Boisson, G. Bourdier, D. Fontvieille, X. Gayte et T. Sime-Ngando. 1998. « Écologie microbienne en milieu aquatique : des virus aux protozoaires ». *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 11, n° SPEC. ISS., p. 145-162. En ligne. <<https://doi.org/10.7202/705336AR>>. Consulté le 12 janvier 2025.

American Public Health Association. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition*.

Andrade, L., J. O'Dwyer, E. O'Neill et P. Hynds. 2018. « Surface water flooding, groundwater contamination, and enteric disease in developed countries: A scoping review of connections and consequences ». *Environmental Pollution*, vol. 236, p. 540-549. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.01.104>>. Consulté le 15 novembre 2024.

Anses. 2017. « Fiche de description de danger biologique transmissible par les aliments :

“*Clostridium perfringens*” - Mai 2017 ». En ligne.

<<http://invs.santepubliquefrance.fr/Dossiers-thematiques/>>. Consulté le 25 juin 2023.

Ashbolt, Nicholas J, Mario Snozzi, Willie O. K. Grabow, Yvonne Andersson, Jamie Bartram, Lorna Fewtrell, Ursula J. Blumenthal, Patrick Bohan, Richard Carr, James Chudley, Annette Davison, Dan Deere, Al Dufour, Steve A. Esrey, Joseph N. S. Eisenberg, Badri Fattal, Jay M. FFleisher, Chuck Hass, Greg helm, Guy Howard, Guy Hutton, Paul R. Hunter, David Kay, Sue Lang, Sally Macgill, Pierre Payment et Anne Peasey. 2001.

Water Quality: Guidelines, Standards, and Health : Assessment of risk and risk

management for water-related infectious disease. World Health Organization. En ligne.

<[https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=V1M0DgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA289&dq=Ashbolt,+N.J.,+Grabow,+W.O.K.,+Snозzi,+M.+\(2001\).+Indicators+of+microbial+water+quality.+In:+Water+Quality:+Guidelines,+Standards+and+Health,+World+Health+Organization+\(WHO\),+London:+IWA+Publishing,+pp.+289%20%93315.&ots=MBTz3g21Dv&sig=UPGFlyCq6Tb65noBoOj_s9NkJJ8&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=V1M0DgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA289&dq=Ashbolt,+N.J.,+Grabow,+W.O.K.,+Snозzi,+M.+(2001).+Indicators+of+microbial+water+quality.+In:+Water+Quality:+Guidelines,+Standards+and+Health,+World+Health+Organization+(WHO),+London:+IWA+Publishing,+pp.+289%20%93315.&ots=MBTz3g21Dv&sig=UPGFlyCq6Tb65noBoOj_s9NkJJ8&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)>. Consulté le 15 juin 2025.

Bagge, E., M. Persson et K. E. Johansson. 2010. « Diversity of spore-forming bacteria in cattle manure, slaughterhouse waste and samples from biogas plants ». *Journal of Applied Microbiology*, vol. 109, n° 5, p. 1549-1565. En ligne.

<<https://doi.org/10.1111/J.1365-2672.2010.04790.X>>. Consulté le 12 janvier 2025.

Banda, Maria, Alexis Munyengabe, Wilma Augustyn, Maria Banda, Alexis Munyengabe et Wilma Augustyn. 2023. « Aromatic Plants: Alternatives for Management of Crop Pathogens and Ideal Candidates for Phytoremediation of Contaminated Land ». In *Bioremediation for Global Environmental Conservation*. IntechOpen. En ligne.

<<https://www.intechopen.com/chapters/87635>>.

- Barbeau, Deborah N., L. Faye Grimsley, Luann E. White, Jane M. El-Dahr et Maureen Lichtveld. 2010. « Mold exposure and health effects following hurricanes Katrina and Rita ». *Annual Review of Public Health*, vol. 31, p. 165-178. En ligne. <<https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.012809.103643>>. Consulté le 24 juillet 2025.
- Barker, J. et M. R.W. Brown. 1994. « Trojan horses of the microbial world: protozoa and the survival of bacterial pathogens in the environment ». *Microbiology (Reading, England)*, vol. 140 (Pt 6), n° 6, p. 1253-1259. En ligne. <<https://doi.org/10.1099/00221287-140-6-1253>>. Consulté le 8 janvier 2025.
- Barroin, Guy. 2003. « Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques ». *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, vol. 48, n° 48, p. 13-25. En ligne. <<https://hal.science/hal-01199890>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Bauermeister, Anja, Ralf Moeller, Günther Reitz, Suzanne Sommer et Petra Rettberg. 2011. « Effect of relative humidity on *Deinococcus radiodurans*' resistance to prolonged desiccation, heat, ionizing, germicidal, and environmentally relevant UV radiation ». *Microbial ecology*, vol. 61, n° 3, p. 715-722. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S00248-010-9785-4>>. Consulté le 10 mai 2023.
- Bera, G., K. Camargo, J. L. Sericano, Y. Liu, S. T. Sweet, J. Horney, M. Jun, W. Chiu, I. Rusyn, T. L. Wade et A. H. Knap. 2019. « Baseline data for distribution of contaminants by natural disasters: results from a residential Houston neighborhood during Hurricane Harvey flooding ». *Helijon*, vol. 5, n° 11, p. e02860. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.HELION.2019.E02860>>. Consulté le 8 janvier 2025.
- Beven, Keith et Peter Germann. 1982. « Macropores and water flow in soils ». *Water Resources Research*, vol. 18, n° 5, p. 1311-1325. En ligne. <<https://doi.org/10.1029/WR018I005P01311>>. Consulté le 12 janvier 2025.

- Billi, Daniela, Deborah J. Wright, Richard F. Helm, Todd Prickett, Malcolm Potts et John H. Crowe. 2000. « Engineering desiccation tolerance in *Escherichia coli* ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 66, n° 4, p. 1680-1684. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.66.4.1680-1684.2000/ASSET/7DC7CBF7-C1F7-453D-AF52-5F3CF1712E23/ASSETS/GRAPHIC/AM0401618004.JPG>>. Consulté le 5 août 2023.
- Blaser, M. J., P. F. Smith, W. L.L. Wang et J. C. Hoff. 1986. « Inactivation of *Campylobacter jejuni* by chlorine and monochloramine ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 51, n° 2, p. 307-311. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.51.2.307-311.1986>>. Consulté le 15 novembre 2024.
- Bolton, James R. et Christine Anne Cotton. 2008. *The Ultraviolet Disinfection Handbook*. American Water Work Association. En ligne. <https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=1-Aw1BVoJVgC&oi=fnd&pg=PR9&dq=Auteurs%3A+Bolton%2C+J.R.%2C+Cotton%2C+C.A.+Titre%3A+The+Ultraviolet+Disinfection+Handbook+Ann%C3%A9e%3A+2008&ots=hZpWmzqVQu&sig=vcQ8JZG5E1f_fiLC2ABVcnIppGA&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false>. Consulté le 15 avril 2025.
- Bonnifait, Laurent. 2005. « Développement de courbes submersion-dommages pour l'habitat résidentiel québécois. » En ligne. <<https://espace.inrs.ca/id/eprint/398/>>. Consulté le 9 juin 2023.
- Borriello, S. P. et M. H. Wilcox. 1998. « Clostridium difficile infections of the gut: the unanswered questions ». *The Journal of antimicrobial chemotherapy*, vol. 41 Suppl C, n° SUPPL. C, p. 67-69. En ligne. <https://doi.org/10.1093/JAC/41.SUPPL_3.67>. Consulté le 15 novembre 2024.

- Bourquin, Chloé. 2025. « Lutte contre les inondations | Les parcs éponges, comment ça marche ? | La Presse ». *La Presse*. En ligne. <<https://www.lapresse.ca/actualites/environnement/2025-07-13/lutte-contre-les-inondations/les-parcs-eponges-comment-ca-marche.php>>. Consulté le 27 juillet 2025.
- Boutin, Catherine, Sandrine Papias, Stéphanie Prost-Boucle, Ania Morvannou, Nicolas Forquet, Jean-Marc Choubert, Anne-Marie Pourcher, Rémi Clément, Lysiane Dherret, Marina Coquery et Marina Le Guédard. 2019. « Les zones de rejet végétalisées : analyse du fonctionnement et aide à la conception et à l'exploitation ». En ligne. <https://reseau-eau.educagri.fr/files/GuideLesZonesDeRejetVegetaliseesAnaly_fichierRessource1_guide_zrv_2019.pdf>. Consulté le 27 mars 2023.
- Brulé, Claudine. 2024. « Les grandes catastrophes climatiques ont déjà coûté près de 2 milliards de dollars aux Canadiens cet été ». En ligne. <<https://institutclimatique.ca/news/catastrophes-climatiques-cout-canadiens/>>. Consulté le 8 janvier 2025.
- Buffin-Bélanger, Thomas, Danielle Maltais et Mario Gauthier. 2022. *Les inondations au Québec: Risques, aménagement du territoire, impacts socioéconomiques et transformation des vulnérabilités*. PUQ, 485 p. En ligne. +
- Burton, Hilary, Felicia Rabito, Lisa Danielson et Tim K. Takaro. 2016. « Health effects of flooding in Canada: A 2015 review and description of gaps in research ». *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, vol. 41, n° 1-2, p. 238-249. En ligne. <<https://doi.org/10.1080/07011784.2015.1128854>>. Consulté le 2 novembre 2024.
- Byappanahalli, Muruleedhara N., Bruce M. Roll et Roger S. Fujioka. 2012. « Evidence for occurrence, persistence, and growth potential of *Escherichia coli* and enterococci in Hawaii's soil environments ». *Microbes and environments*, vol. 27, n° 2, p. 164-170. En ligne. <<https://doi.org/10.1264/JSM2.ME11305>>. Consulté le 15 juin 2025.

- Cabodevilla, Xabier, Juan E. Malo, Daniel Aguirre de Cárcer, Julia Zurdo, Rubén Chaboy-Cansado, Alberto Rastrojo, Francisco J. García et Juan Traba. 2024. « Zoonotic potential of urban wildlife faeces, assessed through metabarcoding ». *The Science of the total environment*, vol. 952. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.175866>>. Consulté le 6 août 2025.
- Cagelais, Caroline. 2014. « Améliorer les performances des zones de biorétention par le choix des végétaux ». En ligne. <<http://hdl.handle.net/11143/7088>>. Consulté le 13 septembre 2024.
- Cann, K. F., D. Rh Thomas, R. L. Salmon, A. P. Wyn-Jones et D. Kay. 2013. « Extreme water-related weather events and waterborne disease ». *Epidemiology and infection*, vol. 141, n° 4, p. 671-686. En ligne. <<https://doi.org/10.1017/S0950268812001653>>. Consulté le 11 juillet 2023.
- Carey, C M, H Lee et J T Trevors. 2004. « Biology, persistence and detection of Cryptosporidium parvum and Cryptosporidium hominis oocyst ». *Water Research*, vol. 38, n° 4, p. 818-862. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.012>>.
- Cattan, S., G. Thizy, A. Michon, J. B. Arlet, F. Lanternier, D. Lebeaux, S. Jarraud, J. Pouchot et E. Lafont. 2019. « [Legionella spp: An update] ». *La Revue de medecine interne*, vol. 40, n° 12, p. 791-798. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.REVMED.2019.08.007>>. Consulté le 8 janvier 2025.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec - CEAEQ. 2014. *Recherche et dénombrement des coliformes thermotolérants (fécaux) et confirmation à l'espèce Escherichia coli : méthode par filtration sur membrane, MA. 700 – Fec.Ec 1.0, rév. 5*. Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatique, 20 p. En ligne. <<https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/methode-analyse-700-coliformes-fecaux-escherichia-coli.pdf>>. Consulté le 24 décembre 2022.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec - CEAEQ. 2016. *Recherche et dénombrement d'Escherichia coli thermotolérants dans l'eau : méthode par filtration sur membrane utilisant le milieu de culture mFC-BCIG, MA. 700 – Ec.BCIG 1.0, rév. 1.* Québec : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatique, 17 p. En ligne.
<<https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/methode-analyse-700-escherichia-coli-mfc-bcig.pdf>>. Consulté le 24 décembre 2022.

Chalmers, Rachel M et Frank Katzer. 2013. « Looking for Cryptosporidium: the application of advances in detection and diagnosis ». *Trends in Parasitology*, vol. 29, n° 5, p. 237-251. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/j.pt.2013.03.001>>.

Chedad, Khadija et Omar Assobhei. 2007. « Etude de la survie des bactéries de contamination fécale (coliformes fécaux) dans les eaux de la zone ostréicole de la lagune de Oualidia (Maroc) ». n° 29, p. 71-79. En ligne.
<https://www.academia.edu/23390031/Etude_de_la_survie_des_bact%C3%A9ries_de_contamination_f%C3%A9cale_coliformes_f%C3%A9caux_dans_les_eaux_de_la_zone_ostr%C3%A9icole_de_la_lagune_de_Oualidia_Maroc_>. Consulté le 8 janvier 2025.

Chen, Long et Aizhong Liu. 2015. « The Incidence of Posttraumatic Stress Disorder After Floods: A Meta-Analysis ». *Disaster medicine and public health preparedness*, vol. 9, n° 3, p. 329-333. En ligne. <<https://doi.org/10.1017/DMP.2015.17>>. Consulté le 18 novembre 2024.

Chevalier, Pierre et Les membres du Groupe scientifique sur l'eau de l'Institut national de santé publique du Québec. 2003. « Coliformes fécaux | Institut national de santé publique du Québec ». En ligne. <<https://www.inspq.qc.ca/eau-potable/coliformes-fecaux>>. Consulté le 24 décembre 2022.

Chourabi, Kalthoum, Susana Campoy, Jesus A. Rodriguez, Salma Kloula, Ahmed Landoulsi et Abdelwaheb Chatti. 2017. « UV-C Adaptation of Shigella: Morphological, Outer Membrane Proteins, Secreted Proteins, and Lipopolysaccharides Effects ». *Current Microbiology*, vol. 74, n° 11, p. 1261-1269. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S00284-017-1311-1/METRICS>>. Consulté le 19 décembre 2023.

Commission sur l'eau l'environnement le développement durable et les grands parcs. 2024. *Consultation sur l'avenir de l'eau de Montréal*. Montréal. En ligne. <<https://www.realisonsmtl.ca/avenirmtleau>>. Consulté le 10 novembre 2024.

Cook, Lauren M., Kelly D. Good, Marco Moretti, Peleg Kremer, Bridget Wadzuk, Robert Traver et Virginia Smith. 2024. « Towards the intentional multifunctionality of urban green infrastructure: a paradox of choice? » *npj Urban Sustainability* 2024 4:1, vol. 4, n° 1, p. 1-13. En ligne. <<https://doi.org/10.1038/s42949-024-00145-0>>. Consulté le 17 juillet 2025.

Côté, Caroline, Nora Aktouche, Stéphane Godbout, Kathie Roseberry, Mylène Généreux, José Martinez, Anne-Marie Pourcher, Pascal Peu, Pierre Rousseau et Daniel Massé. 2007. *Impact des systèmes de traitement des lisiers sur la qualité microbiologique du sous produit liquide*. En ligne. <<https://www.agrireseau.net/agroenvironnement/documents/604016.pdf>>. Consulté le 4 février 2023.

Côté, Sandrine. 2024. « Le nombre de propriétés en zone inondable appelé à augmenter dans le Grand Montréal | Radio-Canada ». *ICI.Radio-Canada.ca*. En ligne. <<https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/2108388/cartes-preliminaires-zones-inondables-cmm>>. Consulté le 24 octobre 2024.

Dal Bello, Martina, Hyunseok Lee, Akshit Goyal et Jeff Gore. 2021. « Resource–diversity relationships in bacterial communities reflect the network structure of microbial metabolism ». *Nature Ecology & Evolution* 2021 5:10, vol. 5, n° 10, p. 1424-1434. En ligne. <<https://doi.org/10.1038/s41559-021-01535-8>>. Consulté le 12 janvier 2025.

- Davis, Allen P., Robert G. Traver, William F. Hunt, Ryan Lee, Robert A. Brown et Jennifer M. Olszewski. 2012. « Hydrologic Performance of Bioretention Storm-Water Control Measures ». *Journal of Hydrologic Engineering*, vol. 17, n° 5, p. 604-614. En ligne. <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000467](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000467)>. Consulté le 21 juillet 2025.
- Deller, Sigrid, Franz Mascher, Sabine Platzer, Franz Ferdinand Reinthalter et Egon Marth. 2006. « Effect of solar radiation on survival of indicator bacteria in bathing waters ». *Central European Journal of Public Health*, vol. 14, n° 3, p. 133-137. En ligne. <<https://doi.org/10.21101/CEJPH.A3380>>. Consulté le 8 janvier 2025.
- Demers-Bouffard, David. 2021. « Les aléas affectés par les changements climatiques : effets sur la santé, vulnérabilités et mesures d'adaptation ». En ligne. <<https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2771-aleas-changements-climatiques-effets-sante-vulnerabilite-adaptation.pdf>>.
- Denoncourt, Alix M., Valérie E. Paquet et Steve J. Charette. 2014. « Potential role of bacteria packaging by protozoa in the persistence and transmission of pathogenic bacteria ». *Frontiers in microbiology*, vol. 5, n° MAY. En ligne. <<https://doi.org/10.3389/FMICB.2014.00240>>. Consulté le 9 janvier 2025.
- Dorner, Sarah. 2013. *Impacts et adaptations aux changements climatiques des infrastructures municipales eu eau de la rivière des Prairies | Enhanced Reader*. En ligne. <<https://www.ouranos.ca/sites/default/files/2023-05/proj-ant-thant-dorner-rapport.pdf>>. Consulté le 6 janvier 2025.
- DuPont, H L, C L Chappell, C R Sterling, P C Okhuysen, J B Rose et W Jakubowski. 1995. « The infectivity of Cryptosporidium parvum in healthy volunteers ». *The New England Journal of Medicine*, vol. 332, n° 13, p. 855-859. En ligne. <<https://doi.org/10.1056/NEJM199503303321304>>.
- Dussault, Lila. 2023. « Une pluie torrentielle s'abat sur l'est de Montréal | La Presse ». En ligne. <<https://www.lapresse.ca/actualites/grand-montreal/2023-06-16/une-pluie-torrentielle-s-abat-sur-l-est-de-montreal.php>>. Consulté le 10 novembre 2024.

- Edberg, S. C., E. W. Rice, R. J. Karlin et M. J. Allen. 2000. « Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection ». *Symposium series (Society for Applied Microbiology)*, vol. 88, n° 29. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/J.1365-2672.2000.TB05338.X>>. Consulté le 9 novembre 2022.
- Eisenhut, Michael. 2007. « The toxicity of essential oils ». *International journal of infectious diseases : IJID : official publication of the International Society for Infectious Diseases*, vol. 11, n° 4, p. 365. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.IJID.2006.07.004>>. Consulté le 15 juin 2025.
- Elmund, G. K., M. J. Allen, and E W. Rice. 1999. « Comparison of Escherichia coli, total coliform, and fecal coliform populations as indicators of wastewater treatment efficiency ». *Water Environment Research*, vol. 71(3), p. 332-339. En ligne. <https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=105278>. Consulté le 11 octobre 2023.
- Esbelin, Julia, Tiago Santos et Michel Hébraud. 2018. « Desiccation: An environmental and food industry stress that bacteria commonly face ». *Food Microbiology*, vol. 69, p. 82-88. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.FM.2017.07.017>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Escobar, Angélica, Miriam Pérez, Gustavo Romanelli et Guillermo Blustein. 2020. « Thymol bioactivity: A review focusing on practical applications ». *Arabian Journal of Chemistry*, vol. 13, n° 12, p. 9243-9269. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.ARABJC.2020.11.009>>. Consulté le 18 juin 2025.
- Falkinham, Joseph O. 2020. « Living with Legionella and other waterborne pathogens ». *Microorganisms*, vol. 8, n° 12, p. 1-10. En ligne. <<https://doi.org/10.3390/MICROORGANISMS8122026>>. Consulté le 24 juillet 2025.

- Felek, Turgut, Ahmet Kürklü et Hüseyin Basim. 2025. « Development of a UVC application machine for managing plant diseases in soilless greenhouse crop production ». *Scientific Reports*, vol. 15, n° 1, p. 9370. En ligne. <<https://doi.org/10.1038/S41598-025-94063-5>>. Consulté le 27 juillet 2025.
- Fernandez, Ana, John Black, Mairwen Jones, Leigh Wilson, Luis Salvador-Carulla, Thomas Astell-Burt et Deborah Black. 2015. « Flooding and Mental Health: A Systematic Mapping Review ». *PLoS ONE*, vol. 10, n° 4, p. e0119929. En ligne. <<https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0119929>>. Consulté le 6 janvier 2025.
- Few, Roger, Mike Ahern, Franziska Matthies et Sari Kovats. 2004. « Floods, health and climate change: a strategic review ». En ligne. <<https://researchonline.lshtm.ac.uk/id/eprint/13333>>. Consulté le 11 juillet 2023.
- Fewtrell, Lorna, David Kay, Ian Matthews, Jurg Utzinger, Burton H Singer et Robert Bos. 2008. « Health impact assessment for sustainable water management: the lay of the land ». *Health impact assessment for sustainable water management*, n° March, p. 1-14. En ligne. <https://www.researchgate.net/publication/257343520_Flooding_and_Health_an_evaluation_of_the_health_impacts_of_urban_pluvial_flooding_in_the_UK>. Consulté le 6 janvier 2025.
- Fierer, Noah et Jay T. Lennon. 2011. « The generation and maintenance of diversity in microbial communities ». *American journal of botany*, vol. 98, n° 3, p. 439-448. En ligne. <<https://doi.org/10.3732/AJB.1000498>>. Consulté le 13 mars 2023.
- Flores, Aaron B., Jonathan A. Sullivan, Yilei Yu et Hannah K. Friedrich. 2024. « Health Disparities in the Aftermath of Flood Events: A Review of Physical and Mental Health Outcomes with Methodological Considerations in the USA ». *Current Environmental Health Reports*, vol. 11, n° 2, p. 238-254. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S40572-024-00446-7/METRICS>>. Consulté le 15 novembre 2024.

Fong, Theng-Theng et Erin K. Lipp. 2005. « Enteric Viruses of Humans and Animals in Aquatic Environments: Health Risks, Detection, and Potential Water Quality Assessment Tools ». *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, vol. 69, n° 2, p. 357-371. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/MMBR.69.2.357-371.2005/ASSET/C7662489-6D3C-44CE-A09F-9F2CA6C7CFA3/ASSETS/GRAPHIC/ZMR0020520900001.jpeg>>. Consulté le 20 novembre 2024.

Ghosal, Debabrota, Marina V. Omelchenko, Elena K. Gaidamakova, Vera Y. Matrosova, Alexander Vasilenko, Amudhan Venkateswaran, Min Zhai, Heather M. Kostandarithes, Hassan Brim, Kira S. Makarova, Lawrence P. Wackett, James K. Fredrickson et Michael J. Daly. 2005. « How radiation kills cells: survival of *Deinococcus radiodurans* and *Shewanella oneidensis* under oxidative stress ». *FEMS microbiology reviews*, vol. 29, n° 2, p. 361-375. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.FEMSRE.2004.12.007>>. Consulté le 10 mai 2023.

Google. 2024. « Image Google Street View du parc Pierre-Bédard, 5582 rue Lacordaire, Montréal, Québec ». En ligne. <https://earth.google.com/web/search/pierre-B%C3%A9dard+parc/@45.57740224,-73.55610173,31.85779762a,0d,60y,77.557538h,83.26635519t,0r/data=CoIBGlQSTgolMHg0Y2M5MWMMyNjlmMGZmNzRmOjB4YWEwOTdkMmUzMgZkMTY3ZRnOOGgK-MlGQCFFnbmHhGNSwCoTcGllcnJlLULDqWRhcmQgcGFyYxgBIAEiJgokCWYKfYj5YERAEWcKfYj5YETAGZ7MYi89KkIAISgKItUoTFDAQgIIASIaChZSSjVPZ3RhTWg2YWhPbkg5dXZSNjd3EAJCAggASg0I_____ARAA>. Consulté le 10 novembre 2024.

Gooré Bi, Ba Eustache. 2015. « Caractérisation des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) et impacts des changements climatiques ». Montréal, Université du Québec, École de technologie supérieure (ÉTS).

Górny, Rafał L., Małgorzata Gołofit-Szymczak, Andrzej Pawlak, Anna Ławniczek-Wałczyk, Marcin Cyprowski, Agata Stobnicka, Magdalena Płocińska et Joanna Kowalska. 2024. « Effectiveness of UV-C radiation in inactivation of microorganisms on materials with different surface structures ». *Annals of agricultural and environmental medicine : AAEM*, vol. 31, n° 2, p. 287-293. En ligne. <<https://doi.org/10.26444/AAEM/189695>>. Consulté le 2 janvier 2025.

Gotfried, Jonathan et Minhuyen Nguyen. 2023. « Intoxication alimentaire par Clostridium perfringens - Troubles digestifs - Manuels Merck pour le grand public ». En ligne. <https://www.merckmanuals.com/fr-ca/accueil/troubles-digestifs/gastro-ent%C3%A9rite/intoxication-alimentaire-par-clostridium-perfringens#Diagnostic_v34535881_fr>. Consulté le 9 juillet 2025.

Gouvernement de Québec. 2016. *Code municipal du Québec*. En ligne. <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/C-27.1/20160101>>. Consulté le 15 juin 2024.

Gouvernement de Québec. 2025a. *Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE)*. En ligne. <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2017.1%20>>. Consulté le 14 avril 2025.

Gouvernement de Québec. 2025b. *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAE)*. En ligne. <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/q-2,%20r.%2034.1>>. Consulté le 14 avril 2025.

Gouvernement de Québec. 2025c. *Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP)*. En ligne. <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/q-2,%20r.%2040>>. Consulté le 14 avril 2025.

Gouvernement de Québec. 2025d. *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP)*. En ligne. <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%2035.2%20/>>. Consulté le 14 juin 2023.

Gouvernement de Québec. 2025e. *Loi sur les compétences municipales*. En ligne. <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/C-47.1?&cible=>>>. Consulté le 15 juin 2023.

Gouvernement du Québec. 2018. *Plan d'action en matière de sécurité civile relatif aux inondations*. En ligne. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/securite-publique/publications-adm/publications-secteurs/securite-civile/soutien-municipalites/pl_action_inondations.pdf>.

Gouvernement du Québec. 2020. *Plan de protection du territoire face aux inondations*. En ligne. <https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/affaires-municipales/publications/amenagement_territoire/plan_protection_territoire_inondations/PLA_inondations.pdf>. Consulté le 12 septembre 2023.

Gouvernement du Québec. 2025. *Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)*. En ligne. <<https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/Q-2>>. Consulté le 14 avril 2025.

Granger-Godbout, Judith, Hélène Godmaire et Nathalie Bédard. 2009. « Villes vertes pour un fleuve et des communautés ». In *Vecteur Environnement*, 5^e éd. vol. 42. En ligne. <<https://www.proquest.com/docview/756240507?pq-origsite=gscholar&fromopenview=true&sourcetype=Scholarly%20Journals>>. Consulté le 12 novembre 2024.

Green, Hyatt C., Richard A. Haugland, Manju Varma, Hana T. Millen, Mark A. Borchardt, Katharine G. Field, William A. Walters, R. Knight, Mano Sivaganesan, Catherine A. Kelty et Orin C. Shanks. 2014. « Improved HF183 quantitative real-time PCR assay for characterization of human fecal pollution in ambient surface water samples ». *Applied and environmental microbiology*, vol. 80, n° 10, p. 3086-3094. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.04137-13>>. Consulté le 14 septembre 2024.

Gupta, G.N., S. Srivastava, S.K. Khare et V. Prakash. 2014. « Extremophiles: An Overview of Microorganism from Extreme Environment ». *International Journal of Agriculture, Environment and Biotechnology*, vol. 7, n° 2, p. 371. En ligne.
 <<https://doi.org/10.5958/2230-732X.2014.00258.7>>. Consulté le 12 janvier 2025.

Han, Inkyu, Kristina W. Whitworth, Brian Christensen, Masoud Afshar, Heyreoun An Han, Amal Rammah, Temitope Oluwadairo et Elaine Symanski. 2022. « Heavy metal pollution of soils and risk assessment in Houston, Texas following Hurricane Harvey ». *Environmental Pollution*, vol. 296, p. 118717. En ligne.
 <<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.118717>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Harwood, Valerie J., Christopher Staley, Brian D. Badgley, Kim Borges et Asja Korajkic. 2014. « Microbial source tracking markers for detection of fecal contamination in environmental waters: relationships between pathogens and human health outcomes ». *FEMS microbiology reviews*, vol. 38, n° 1, p. 1-40. En ligne.
 <<https://doi.org/10.1111/1574-6976.12031>>. Consulté le 9 août 2024.

Heilingloh, Christiane Silke, Ulrich Wilhelm Aufderhorst, Leonie Schipper, Ulf Dittmer, Oliver Witzke, Dongliang Yang, Xin Zheng, Kathrin Sutter, Mirko Trilling, Mira Alt, Eike Steinmann et Adalbert Krawczyk. 2020. « Susceptibility of SARS-CoV-2 to UV irradiation ». *American Journal of Infection Control*, vol. 48, n° 10, p. 1273-1275. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/j.ajic.2020.07.031>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Herremans, L. 1992. « Impact de la pollution de temps de pluie sur l'alimentation en eau potable : les moyens de lutte ». *La Houille Blanche*, vol. 47, n° 6, p. 449-451. En ligne.
 <<https://doi.org/10.1051/LHB/1992041>>. Consulté le 12 novembre 2024.

Hessling, M., Katharina Hönes, P. Vatter et C. Lingenfelder. 2020. « Ultraviolet irradiation doses for coronavirus inactivation – review and analysis of coronavirus photoinactivation studies ». *GMS Hygiene and Infection Control*. En ligne.
 <<https://doi.org/10.3205/DGKH000343>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Hijnen, W. A.M., E. F. Beerendonk et G. J. Medema. 2006. « Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review ». *Water Research*, vol. 40, n° 1, p. 3-22. En ligne.
<<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2005.10.030>>. Consulté le 15 juin 2025.

Hill, Russell T., William L. Straube, Anna C. Palmisano, Steven L. Gibson et Rita R. Colwell. 1996. « Distribution of sewage indicated by Clostridium perfringens at a deep-water disposal site after cessation of sewage disposal ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 62, n° 5, p. 1741-1746. En ligne.
<<https://doi.org/10.1128/AEM.62.5.1741-1746.1996>>. Consulté le 14 mars 2023.

Hubert, Gilles et Bruno Ledoux. 1999. « Le Coût du risque ...: l'évaluation des impacts socio-économiques des inondations ». p. 240. En ligne. <<https://hal.science/hal-01180163>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Huot, Caroline, Denis Gauvin, Pierre Payment, Denise Mercier et Institut National de la Santé Publique du Québec. 2008. *Portrait québécois et évaluation du risque à la santé de la réutilisation des eaux usées domestiques traitées pour l'irrigation de grandes surfaces gazonnées | Enhanced Reader*. En ligne.
<https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/941_reutilisationeauxuseesfinal.pdf>. Consulté le 13 janvier 2025.

INSPQ. 2019. *La qualité des eaux récréatives au Québec et les risques à la santé*. En ligne.
<https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2501_qualite_eaux_recreatives_risques_sante.pdf>. Consulté le 15 novembre 2024.

INSPQ. 2021. *Les aléas affectés par les changements climatiques : effets sur la santé, vulnérabilités et mesures d'adaptation*. En ligne.
<<https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2771-aleas-changements-climatiques-effets-sante-vulnerabilite-adaptation.pdf>>. Consulté le 18 novembre 2023.

Institut climatique du Canada. (s.d.). « Les coûts des changements climatiques ». En ligne. <<https://institutclimatique.ca/reports/les-couts-des-changements-climatiques/>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Institut de Recherche et Développement en Agroenvironnement (IRDA), Stéphane Godbout, Caroline Côté, Mylène Généreux, Joahnn H Palacios, Frédéric Pelletier et Rose-Marie Dumas. 2017. *Revue de la littérature scientifique récente et des réglementations sur les mesures de protection des eaux en milieu agricole*. En ligne. <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/evaluation-normes/aout2017/revue-milieu-agricole-irda.pdf>>. Consulté le 30 juillet 2024.

ISO/TC 147. 2013. « Qualité de l'eau-Dénombrement de Clostridium perfringens-Méthode par filtration sur membrane(F) ii(F) ». En ligne. <<https://standards.iteh.ai/catalog/standards/sist/a29c62e8-a222-4951-a332-57638cb653f4/www.iso.org/TehSTANDARDPREVIEW>>. Consulté le 9 décembre 2024.

Jafarian, Neda, Abbas Akhavan Sepahi, Nafiseh Sadat Naghavi, Farzaneh Hosseini et Jamileh Nowroozi. 2020. « Using autochthonous Bdellovibrio as a predatory bacterium for reduction of Gram-negative pathogenic bacteria in urban wastewater and reuse it ». *Iranian Journal of Microbiology*, vol. 12, n° 6, p. 556-564. En ligne. <<https://doi.org/10.18502/IJM.V12I6.5030>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Jamieson, RC, RJ Gordon, KE Sharples, GW Stratton et A Madani. 2002. « Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: a review. » *library.csbe-scgab.ca* *RC Jamieson, RJ Gordon, KE Sharples, GW Stratton, A Madani* *Canadian biosystems engineering, 2002* • *library.csbe-scgab.ca*, vol. 44, n° 1. En ligne. <<https://library.csbe-scgab.ca/docs/journal/44/c0121.pdf>>. Consulté le 15 juin 2025.

Janisiewicz, Wojciech J., Fumiomi Takeda, D. Michael Glenn, Mary J. Camp et Wayne M. Jurick. 2016. « Dark period following UV-C treatment enhances killing of *botrytis cinerea* conidia and controls gray mold of strawberries ». *Phytopathology*, vol. 106, n° 4, p. 386-394. En ligne. <<https://doi.org/10.1094/PHYTO-09-15-0240-R>>. Consulté le 5 mai 2023.

Janning, Birgit, P. H. in t. Veld, S. Notermans et J. Krämer. 1994. « Resistance of bacterial strains to dry conditions: use of anhydrous silica gel in a desiccation model system ». *Journal of Applied Bacteriology*, vol. 77, n° 3, p. 319-324. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/J.1365-2672.1994.TB03080.X>>. Consulté le 12 janvier 2025.

Jarroll, E. L., A. K. Bingham et E. A. Meyer. 1981. « Effect of chlorine on *Giardia lamblia* cyst viability ». *Applied and environmental microbiology*, vol. 41, n° 2, p. 483-487. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.41.2.483-487.1981>>. Consulté le 25 juillet 2023.

Jin, Chenyu et Anupam Sengupta. 2024. « Microbes in porous environments: from active interactions to emergent feedback ». *Biophysical Reviews*, vol. 16, n° 2, p. 173. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S12551-024-01185-7>>. Consulté le 6 août 2025.

Kanazir, D. et M. Errera. 1954. « Métabolisme des acides nucléiques chez *E. coli* B après irradiation ultraviolette ». *Biochimica et Biophysica Acta*, vol. 14, n° C, p. 62-66. En ligne. <[https://doi.org/10.1016/0006-3002\(54\)90130-4](https://doi.org/10.1016/0006-3002(54)90130-4)>. Consulté le 8 janvier 2025.

Kaplan, Luoisa et Thomas L. Bott. 1983. « Microbial heterotrophic utilization of dissolved organic matter in a piedmont stream ». *Freshwater Biology*, vol. 13, n° 4, p. 363-377. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.1983.TB00686.X>>. Consulté le 12 janvier 2025.

- Kay, David, Jamie Bartram, Annette Prüss, Nick Ashbolt, Mark D. Wyer, Jay M. Fleisher, Lorna Fewtrell, Alan Rogers et Gareth Rees. 2004. « Derivation of numerical values for the World Health Organization guidelines for recreational waters ». *Water Research*, vol. 38, n° 5, p. 1296-1304. En ligne.
[⟨https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2003.11.032⟩](https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2003.11.032). Consulté le 6 janvier 2025.
- Keller, R., F. Passamani, L. Vaz, S. T. Cassini et R. F. Gonçalves. 2003. « Inactivation of *Salmonella* spp. from secondary and tertiary effluents by UV irradiation ». *Water Science and Technology*, vol. 47, n° 3, p. 147-150. En ligne.
[⟨https://doi.org/10.2166/WST.2003.0186⟩](https://doi.org/10.2166/WST.2003.0186). Consulté le 15 novembre 2024.
- Kilonzo-Nthenge, Agnes, Fur Chi Chen et Sandria L. Godwin. 2006. « Efficacy of home washing methods in controlling surface microbial contamination on fresh produce ». *Journal of food protection*, vol. 69, n° 2, p. 330-334. En ligne.
[⟨https://doi.org/10.4315/0362-028X-69.2.330⟩](https://doi.org/10.4315/0362-028X-69.2.330). Consulté le 16 juillet 2025.
- Kim, Do Kyun et Dong Hyun Kang. 2018. « UVC LED irradiation effectively inactivates aerosolized viruses, bacteria, and fungi in a chamber-type air disinfection system ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 84, n° 17. En ligne.
[⟨https://doi.org/10.1128/AEM.00944-18/ASSET/F5A9CDEA-E9E0-453E-B325-B5A6FA238074/ASSETS/GRAPHIC/ZAM0171887020004.jpeg⟩](https://doi.org/10.1128/AEM.00944-18/ASSET/F5A9CDEA-E9E0-453E-B325-B5A6FA238074/ASSETS/GRAPHIC/ZAM0171887020004.jpeg). Consulté le 2 mai 2023.
- Kim, Su Jung, Jiyeon Si, Jung Eun Lee et Gwangpyo Ko. 2012. « Temperature and humidity influences on inactivation kinetics of enteric viruses on surfaces ». *Environmental Science and Technology*, vol. 46, n° 24, p. 13303-13310. En ligne.
[⟨https://doi.org/10.1021/ES3032105/SUPPL_FILE/ES3032105_SI_001.PDF⟩](https://doi.org/10.1021/ES3032105/SUPPL_FILE/ES3032105_SI_001.PDF). Consulté le 12 janvier 2025.
- Kiu, Raymond et Lindsay J Hall. 2018. « An update on the human and animal enteric pathogen *Clostridium perfringens* ». *Emerging microbes & infections*, vol. 7, n° 1, p. 1-15. En ligne. <<https://doi.org/10.1038/s41426-018-0144-8>>. Consulté le 15 mai 2025.

Kovats, S, F Karakas, H A Rother et R Duarte-Davidson. 2024. « Assessing the health risks from flooding and chemical contamination: a scoping review ». *The European Journal of Public Health*, vol. 34, n° Suppl 3, p. 144-216. En ligne.
<<https://doi.org/10.1093/EURPUB/CKAE144.216>>. Consulté le 11 juillet 2025.

Kowalski, Wladyslaw. 2010. *Ultraviolet Germicidal Irradiation Handbook: UVGI for Air and Surface Disinfection*. Springer Science & Business Media, 504 p.

Krupa, Sagar et Hans-Jurg Jäger. 1994. « Chapitre 7. Les effets néfastes des niveaux élevés du rayonnement ultraviolet (UV)-B et de l'ozone (O₃) sur la croissance et la productivité des cultures ». En ligne. <<https://www.fao.org/4/w5183f/w5183f09.htm>>. Consulté le 13 septembre 2024.

Kulow, Megan, Fahimeh Zibaee, Marianne Allard et Dörte Döpfer. 2015. « Short communication: Determination of the ability of Thymox to kill or inhibit various species of microorganisms associated with infectious causes of bovine lameness in vitro ». *Journal of Dairy Science*, vol. 98, n° 11, p. 7899-7905. En ligne.
<<https://doi.org/10.3168/jds.2015-9551>>. Consulté le 18 novembre 2024.

Labadie, Magalie, S Sinno-Tellier, J Daoudi et I Blanc. 2015. « Eau de Javel, polychloroisocyanurates et leurs produits de dégradation | Institut national de santé publique du Québec ». *Bulletin d'information toxicologique*, vol. 31, p. 27-34. En ligne.
<<https://www.inspq.qc.ca/toxicologie-clinique/eau-de-javel-polychloroisocyanurates-et-leurs-produits-de-degradation>>. Consulté le 22 août 2025.

Lalande, Gilles, Danielle Maltais et Suzie Robichaud. 2000. « Les sinistrés des inondations de 1996 au Saguenay : problèmes vécus et séquelles psychologiques ». *Santé mentale au Québec*, vol. 25, n° 1, p. 95-115. En ligne. <<https://doi.org/10.7202/013026AR>>. Consulté le 18 décembre 2022.

Lamontagne, Yvan. 2020. « Des inondations à répétition dans Mercier–Hochelaga-Maisonneuve | Radio-Canada ». En ligne. <<https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1744288/montreal-inondations-clapet-mercier-hochelaga-maisonneuve>>. Consulté le 10 novembre 2024.

Lavallée, Pierre. 1989. « La Gestion des Eaux Usées en Temps de Pluie: L'impact Sur le Milieu Récepteur des Évènements Fréquents - ProQuest ». En ligne. <<https://www.proquest.com/openview/29b6d6bd30a91e7d48a7f16893afe50f/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y>>.

LeChevallier, Mark W et Kwok-Keung Au. 2004. « Water treatment and pathogen control : process efficiency in achieving safe drinking water / Mark W. LeChevallier, Kwok-Keung Au ». *WHO Drinking Water Quality Series*. En ligne. <<https://iris.who.int/handle/10665/42796>>. Consulté le 15 novembre 2024.

Lee, Seungjun, Michael Suits, David Wituszynski, Ryan Winston, Jay Martin et Jiyoung Lee. 2020. « Residential urban stormwater runoff: A comprehensive profile of microbiome and antibiotic resistance ». *Science of the Total Environment*, vol. 723. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.138033>>. Consulté le 31 août 2023.

Levy, Karen, Andrew P. Woster, Rebecca S. Goldstein et Elizabeth J. Carlton. 2016. « Untangling the Impacts of Climate Change on Waterborne Diseases: A Systematic Review of Relationships between Diarrheal Diseases and Temperature, Rainfall, Flooding, and Drought ». *Environmental Science and Technology*, vol. 50, n° 10, p. 4905-4922. En ligne. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06186>>. Consulté le 31 décembre 2024.

Li, Jihong, Daniel Paredes-Sabja, Mahfuzur R. Sarker et Bruce A. McClane. 2016. « Clostridium perfringens Sporulation and Sporulation-Associated Toxin Production ». *Microbiology spectrum*, vol. 4, n° 3, p. 10.1128/microbiolspec.TBS-0022-2015. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/MICROBIOLSPEC.TBS-0022-2015>>. Consulté le 4 août 2024.

- Linden, Karl G., Natalie Hull et Vanessa Speight. 2019. « Thinking Outside the Treatment Plant: UV for Water Distribution System Disinfection ». *Accounts of Chemical Research*, vol. 52, n° 5, p. 1226-1233. En ligne. <<https://doi.org/10.1021/ACS.ACCOUNTS.9B00060>>. Consulté le 10 mai 2025.
- LLucs. 2025. « Clostridium perfringens | LLuCS - Laboratoire Luxembourgeois de Contrôle Sanitaire ». En ligne. <<https://www.llucs.lu/maladies-sanitaires/clostridium-perfringens/>>. Consulté le 25 juillet 2025.
- Lodder, W. J., H. H.J.L. Van Den Berg, S. A. Rutjes et A. M. De Roda Husman. 2010. « Presence of Enteric Viruses in Source Waters for Drinking Water Production in the Netherlands ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 76, n° 17, p. 5965. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.00245-10>>. Consulté le 20 novembre 2024.
- Lonigro, A., N. Montemurro et G. Laera. 2017. « Effects of residual disinfectant on soil and lettuce crop irrigated with chlorinated water ». *The Science of the total environment*, vol. 584-585, p. 595-602. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.01.083>>. Consulté le 23 août 2025.
- Lou, Xuliang, Jianming Zhao, Xiangyang Lou, Xiejiang Xia, Yilu Feng et Hongjie Li. 2022. « The Biodegradation of Soil Organic Matter in Soil-Dwelling Humivorous Fauna ». *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, vol. 9, p. 808075. En ligne. <<https://doi.org/10.3389/FBIOE.2021.808075>>. Consulté le 30 juillet 2024.
- Madoux-Humery, Anne-Sophie. 2015. « Caractérisation des débordements d'égouts unitaires et évaluation de leurs impacts sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable ». En ligne. <<https://publications.polymtl.ca/2044/>>.
- Madoux-Humery, Anne-Sophie, Sarah Dorner, Sébastien Sauvé, Khadija Aboulfadl, Martine Galarneau, Pierre Servais et Michèle Prévost. 2013. « Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination ». *Water research*, vol. 47, n° 13, p. 4370-4382. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2013.04.030>>. Consulté le 6 janvier 2025.

- Maltais, Danielle, Lise Lachance, Marie-Claude Richard et Simon Gauthier. 2009. « Inondation au Québec : étude longitudinale des effets à long terme sur la santé psychologique ». vol. 9, n° 3, p. 155-166. En ligne. <<https://constellation.uqac.ca/id/eprint/5904/>>. Consulté le 8 janvier 2023.
- Manitoba Santé. 2001. « Infection à la Giardia ». En ligne. <<https://www.gov.mb.ca/health/publichealth/factsheets/giardia.fr.pdf>>. Consulté le 8 mars 2023.
- Mara, Duncan. 2013. « Domestic wastewater treatment in developing countries ». *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, p. 1-293. En ligne. <<https://doi.org/10.4324/9781849771023>>. Consulté le 15 novembre 2024.
- Marsalek, Jiri et Quintin Rochfort. 2004. « Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources ». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 67, n° 20-22, p. 1765-1777. En ligne. <<https://doi.org/10.1080/15287390490492430>>. Consulté le 18 novembre 2023.
- Masciopinto, C et Y Fadakar Alghalandis. 2023. « An extended colloid filtration theory for modeling Escherichia coli transport in 3-D fracture networks ». *Water Research*, vol. 247, p. 120748. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120748>>.
- Matsuyama, Akiko, Fahmida Afroz Khan et Md. Khalequzzaman. 2020. « Bangladesh Public Health Issues and Implications to Flood Risk Reduction ». p. 115-128. En ligne. <https://doi.org/10.1007/978-981-15-0924-7_8>. Consulté le 5 mai 2024.
- Mavinic, Donald, Susheel Arora, Cecelia Brooks, Yves Comeau, Mike Darbyshire, Karen Kidd, Theresa McClenaghan, Mark Servos et Environnement et changement climatique Canada. 2018. *Défis et possibilités du Canada concernant la gestion des contaminants dans les eaux usées*.

- McDonel, James L. 1980. « *Clostridium perfringens* toxins (type A, B, C, D, E) ». *Pharmacology & therapeutics*, vol. 10, n° 3, p. 617-655. En ligne. <[https://doi.org/10.1016/0163-7258\(80\)90031-5](https://doi.org/10.1016/0163-7258(80)90031-5)>. Consulté le 15 novembre 2024.
- McDonnell, Gerald et A. Denver Russell. 1999. « Antiseptics and disinfectants: Activity, action, and resistance ». *Clinical Microbiology Reviews*, vol. 12, n° 1, p. 147-179. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/CMR.12.1.147/ASSET/715C4B5A-D901-43CF-B4B3-79DA22FE2E46/ASSETS/GRAPHIC/CM0190002002.JPG>>. Consulté le 15 juin 2025.
- MELCCFP. 2019. *Guide de conception des installations de production d'eau potable - Volume 2*. En ligne. <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>>. Consulté le 19 novembre 2024.
- MELCCFP. 2023. *Guide de gestion des débordements et des dérivations, Tome III—Mesures de gestion des débordements et des dérivations. | Enhanced Reader*. En ligne. <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/debordements/guide/guide-gestion-debordements-tome3.pdf>>. Consulté le 13 novembre 2024.
- MELCCFP. 2025. « L'édition 2025 du programme Environnement-Plage est lancée! Gouvernement du Québec ». En ligne. <<https://www.quebec.ca/nouvelles/actualites/details/ledition-2025-du-programme-environnement-plage-est-lancee-63982>>. Consulté le 19 juillet 2025.
- MELCCFP. (s.d.). « Survol des exigences du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) ». En ligne. <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/survol-rpep.htm>>. Consulté le 13 novembre 2024a.

- MELCCFP. (s.d.). « La qualité de l'eau et les usages récréatifs ». En ligne. <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm>>. Consulté le 15 novembre 2024b.
- Minegishi, Hiroaki. 2013. « Halophilic, Acidophilic, and Haloacidophilic Prokaryotes ». p. 201-213. En ligne. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-6488-0_7>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). 2022. *Guide pour l'évaluation du risque associé aux rejets d'eaux chlorées dans le milieu aquatique*. En ligne. <<https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/oer/guide-evaluation-risque-rejets-eaux-chlorees-milieu-aquatique.pdf>>. Consulté le 18 août 2023.
- Mueller-Spitz, Sabrina R., Lisa B. Stewart, J. Val Klump et Sandra L. McLellan. 2010. « Freshwater Suspended Sediments and Sewage Are Reservoirs for Enterotoxin-Positive *Clostridium perfringens* ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 76, n° 16, p. 5556. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.01702-09>>. Consulté le 6 août 2025.
- Muerdter, Claire P., Carol K. Wong et Gregory H. Lefevre. 2018. « Emerging investigator series: the role of vegetation in bioretention for stormwater treatment in the built environment: pollutant removal, hydrologic function, and ancillary benefits ». *Environmental Science: Water Research & Technology*, vol. 4, n° 5, p. 592-612. En ligne. <<https://doi.org/10.1039/C7EW00511C>>. Consulté le 31 décembre 2024.
- Muñoz, Silvia Martín, Simon Elliott, Jonas Schoelynck et Jan Staes. 2024. « Urban Stormwater Management Using Nature-Based Solutions: A Review and Conceptual Model of Floodable Parks ». *Land 2024, Vol. 13, Page 1858*, vol. 13, n° 11, p. 1858. En ligne. <<https://doi.org/10.3390/LAND13111858>>. Consulté le 13 novembre 2024.

Murphy, Claire M., Daniel L. Weller, Cameron A. Bardsley, David T. Ingram, Yuhuan Chen, David Oryang, Steven L. Rideout et Laura K. Strawn. 2024. « Survival of Twelve Pathogenic and Generic *Escherichia coli* Strains in Agricultural Soils as Influenced by Strain, Soil Type, Irrigation Regimen, and Soil Amendment ». *Journal of food protection*, vol. 87, n° 10, p. 100343. En ligne.
<<https://doi.org/10.1016/J.JFP.2024.100343>>. Consulté le 6 août 2025.

National Health and Medical Research Council. 2008. *Guidelines for managing risks in recreational water*. Canberra. En ligne. <<https://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/guidelines-managing-risks-recreational-water>>. Consulté le 6 janvier 2025.

Newton, Ryan J., Sandra L. McLellan, Deborah K. Dila, Joseph H. Vineis, Hilary G. Morrison, A. Murat Eren et Mitchell L. Sogin. 2015. « Sewage reflects the microbiomes of human populations ». *mBio*, vol. 6, n° 2. En ligne.
<https://doi.org/10.1128/MBIO.02574-14/SUPPL_FILE/MBO001152182ST1.XLSX>. Consulté le 14 septembre 2024.

Nola, M., T. Njine, N. Kemka, S. H. Zébazé Togouet, P. Servais, M. Messouli, Cl Boutin, A. Monkiedje et S. Foto Menoban. 2006. « Faecal bacteria transfer through a soil column to the groundwater in an equatorial region: Influence of the applied surface water load ». *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 19, n° 2, p. 101-112. En ligne.
<<https://doi.org/10.7202/013044AR>>. Consulté le 12 janvier 2025.

Oda, Naohiro, Tomoaki Hirahara, Yusuke Fujioka, Reo Mitani et Ichiro Takata. 2019. « Legionella Pneumonia Following the Heavy Rain Event of July 2018 in Japan ». *Internal medicine (Tokyo, Japan)*, vol. 58, n° 19, p. 2831-2834. En ligne.
<<https://doi.org/10.2169/INTERNALMEDICINE.2825-19>>. Consulté le 8 janvier 2025.

- Olds, Hayley T., Steven R. Corsi, Deborah K. Dila, Katherine M. Halmo, Melinda J. Bootsma et Sandra L. McLellan. 2018. « High levels of sewage contamination released from urban areas after storm events: A quantitative survey with sewage specific bacterial indicators ». *PLOS Medicine*, vol. 15, n° 7, p. e1002614. En ligne. <<https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PMED.1002614>>. Consulté le 31 décembre 2024.
- OMS. 2003. *Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters*. En ligne. <https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=D9pNrH6U0oYC&oi=fnd&pg=PR7&ots=Uwlf5LgTOI&sig=sK6FvaY9-auEDviW5h9D-PMd9f0&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false>. Consulté le 6 janvier 2025.
- OMS. 2005. *Aide-mémoire – Inondations et maladies transmissibles*. Genève : Relève Epidémiologique Hebdomadaire, 22 p. En ligne. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/232690/WER8003_21-28.PDF>. Consulté le 15 novembre 2024.
- OMS. 2014. « Floods and health Fact sheets for health professionals ». <www.euro.who.int>. Consulté le 14 juillet 2024.
- OMS. 2021. *Directives sur la qualité des eaux de plaisance : eaux côtière et eaux douces*. 44 p. En ligne. <<https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/342625/9789240031302-eng.pdf?sequence=1>>. Consulté le 13 novembre 2024.
- OMS. 2022. *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda*. Genève : Organisation Mondiale de la Santé. En ligne. <<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/352532/9789240045064-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>.
- OMS, PNUE et FAO. 2012. *Utilisation des eaux usées en agriculture*. En ligne. <<https://www.who.int/fr/publications/i/item/9241546832>>. Consulté le 2 avril 2023.

- OSRAM. 2024a. « HNS L 55 W 2G11 | OSRAM PIA ». En ligne. <https://www.osram.com/ecat/PURITEC%20HNS%20Compact%20L%20Lamps-PURITEC%20HNS%20Germicidal%20Lamps-Ultraviolet-Entertainment%20&%20Industry/sk/en/GPS01_265604/ZMP_1164636/>. Consulté le 19 novembre 2024.
- OSRAM. 2024b. « OSRAM | Entertainment and Industry ». En ligne. <<https://www.osram.com/apps/hns-calculator/gb/en>>. Consulté le 19 novembre 2024.
- Pacwa-Płociniczak, Magdalena, Grażyna A. Plaza, Zofia Piotrowska-Seget et Swaranjit Singh Cameotra. 2011. « Environmental applications of biosurfactants: recent advances ». *International journal of molecular sciences*, vol. 12, n° 1, p. 633-654. En ligne. <<https://doi.org/10.3390/IJMS12010633>>. Consulté le 15 septembre 2024.
- Pal, K. K. et B McSpadden Gardener. 2006. « Biological Control of Plant Pathogens ». *The Plant Health Instructor*. En ligne. <<https://doi.org/10.1094/PHI-A-2006-1117-02>>. Consulté le 5 mai 2023.
- Palop, Alfredo, Pilar Mañas et Santiago Condón. 1999. « Sporulation temperature and heat resistance of *Bacillus* spores: A review ». *Journal of Food Safety*, vol. 19, n° 1, p. 57-72. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/J.1745-4565.1999.TB00234.X>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Paprotny, Dominik, Antonia Sebastian, Oswaldo Morales-Nápoles et Sebastiaan N. Jonkman. 2018. « Trends in flood losses in Europe over the past 150 years ». *Nature Communications* 2018 9:1, vol. 9, n° 1, p. 1-12. En ligne. <<https://doi.org/10.1038/s41467-018-04253-1>>. Consulté le 5 mai 2024.
- Paredes-Sabja, Daniel, Peter Setlow et Mahfuzur R. Sarker. 2011. « Germination of spores of *Bacillales* and *Clostridiales* species: Mechanisms and proteins involved ». *Trends in Microbiology*, vol. 19, n° 2, p. 85-94. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.TIM.2010.10.004>>. Consulté le 12 janvier 2025.

- Parveen, Naseeba, Shamik Chowdhury et Sudha Goel. 2022. « Environmental impacts of the widespread use of chlorine-based disinfectants during the COVID-19 pandemic ». *Environmental Science and Pollution Research International*, vol. 29, n° 57, p. 85742. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S11356-021-18316-2>>. Consulté le 23 août 2025.
- Pavankumar, Theetha L., Pragya Mittal et John E. Hallsworth. 2021. « Molecular insights into the ecology of a psychrotolerant *Pseudomonas syringae* ». *Environmental Microbiology*, vol. 23, n° 7, p. 3665-3681. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/1462-2920.15304>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Payment, Pierre et Annie Locas. 2011. « Pathogens in Water: Value and Limits of Correlation with Microbial Indicators ». *Groundwater*, vol. 49, n° 1, p. 4-11. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/J.1745-6584.2010.00710.X>>. Consulté le 1 mai 2025.
- Peltre, M. C., S. Muller, M. Ollivier, A. Dutartre, J. Barbe, J. Haury et M. Tremolieres. 2002. « Les proliférations végétales aquatiques en France: caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. I. Bilan d'une synthèse bibliographique. » *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, n° 365-366, p. 237-258. En ligne. <<https://doi.org/10.1051/KMAE:2002034>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Peng, Honggui, Yadan Pang, QiuHong Liao, Fang Wang et Chun Qian. 2022. « The Effect of Preharvest UV Light Irradiation on Berries Quality: A Review ». *Horticulturae 2022, Vol. 8, Page 1171*, vol. 8, n° 12, p. 1171. En ligne. <<https://doi.org/10.3390/HORTICULTURAE8121171>>. Consulté le 5 mai 2023.
- Perrelet, Kilian, Marco Moretti, Andreas Dietzel, Florian Altermatt et Lauren M. Cook. 2024. « Engineering blue-green infrastructure for and with biodiversity in cities ». *npj Urban Sustainability 2024 4:1*, vol. 4, n° 1, p. 1-11. En ligne. <<https://doi.org/10.1038/s42949-024-00163-y>>. Consulté le 17 juillet 2025.

- Pulchérie TAMATCHO KWEYANG, Blandine, Pierre René FOTSING KWETCHE, Thomas Njine, Moïse Nola et Patrick Djogo. 2009. « Quelques facteurs déterminant la distribution des bactéries du genre Vibrio dans l'environnement aquatique de Yaoundé, Cameroun ». *Cameroon Journal of Experimental Biology*, vol. 5, n° 2, p. 96-103. En ligne. <<https://doi.org/10.4314/CAJEB.V5I2.51946>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- QGIS Development Team. 2024. *QGIS Geographic Information System (version 3.40.5 Bratislava)*. Open Source Geospatial Foundation. En ligne. <<https://qgis.org/project/visual-changelogs/visualchangelog340/>>. Consulté le 1 mars 2025.
- Quatrini, Raquel et D. Barrie Johnson. 2019. « Acidithiobacillus ferrooxidans ». *Trends in Microbiology*, vol. 27, n° 3, p. 282-283. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/j.tim.2018.11.009>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Radio-Canada. 2017. « L'éclosion de shigellose chez les personnes itinérantes d'Edmonton est terminée | Radio-Canada ». En ligne. <<https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1957288/shigellose-shigella-edmonton-sans-abris-fin>>. Consulté le 15 novembre 2024.
- Richiardi, Lisa, Cristina Pignata, Elisabetta Fea, Silvia Bonetta et Elisabetta Carraro. 2023. « Are Indicator Microorganisms Predictive of Pathogens in Water? » *Water 2023, Vol. 15, Page 2964*, vol. 15, n° 16, p. 2964. En ligne. <<https://doi.org/10.3390/W15162964>>. Consulté le 18 novembre 2024.
- Robertson, Susan L., James G. Smedley, Usha Singh, Ganes Chakrabarti, Christina M. Van Itallie, James M. Anderson et Bruce A. McClane. 2007. « Compositional and stoichiometric analysis of Clostridium perfringens enterotoxin complexes in Caco-2 cells and claudin 4 fibroblast transfectants ». *Cellular microbiology*, vol. 9, n° 11, p. 2734-2755. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/J.1462-5822.2007.00994.X>>. Consulté le 15 novembre 2024.

- Rood, Julian I. et Stewart T. Cole. 1991. « Molecular genetics and pathogenesis of *Clostridium perfringens* ». *Microbiological reviews*, vol. 55, n° 4, p. 621-648. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/MR.55.4.621-648.1991>>. Consulté le 15 novembre 2024.
- Sales-Ortells, Helena et Gertjan Medema. 2015. « Microbial health risks associated with exposure to stormwater in a water plaza ». *Water Research*, vol. 74, p. 34-46. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.01.044>>. Consulté le 20 novembre 2024.
- Santé Canada. 2006. *Les bactéries pathogènes d'origine hydrique : micro-organismes préoccupants courants et émergents*. Ottawa. En ligne. <https://publications.gc.ca/site/archivee-archived.html?url=https://publications.gc.ca/collections/collection_2013/sc-hc/H129-29-2006-fra.pdf>. Consulté le 15 novembre 2024.
- Santé Canada. 2010. *Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées destinées à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs*. Ottawa. En ligne. <https://publications.gc.ca/site/archivee-archived.html?url=https://publications.gc.ca/collections/collection_2013/sc-hc/H128-1-10-602-fra.pdf>. Consulté le 15 novembre 2024.
- Santé Canada. 2019a. *Conseils sur l'utilisation de l'évaluation quantitative du risque microbien dans l'eau potable*. Ottawa. En ligne. <https://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 15 novembre 2024.
- Santé Canada. 2019b. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Les protozoaires entériques: Giardia et Cryptosporidium*. En ligne. <https://publications.gc.ca/site/archivee-archived.html?url=https://publications.gc.ca/collections/collection_2019/sc-hc/H144-13-10-2018-fra.pdf>. Consulté le 13 janvier 2025.

Santé Canada. 2020. « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada :

Document technique – Les coliformes totaux - Canada.ca ». En ligne.

<<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-coliformes-totaux.html>>. Consulté le 7 décembre 2023.

Santé Canada. 2022. *Orientations concernant les agents pathogènes dans l'eau potable*.

Ottawa. En ligne. <<https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality/guidance-waterborne-pathogens-drinking-water/guidance-waterborne-pathogens-drinking-water.pdf>>. Consulté le 15 novembre 2024.

Santé Canada. 2023. « Infographie: Qu'est-ce que les bactéries Legionella - Canada.ca ». En

ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/infographie-qu-est-ce-que-bacteries-legionella.html>>. Consulté le 24 août 2024.

Santé Canada. 2024a. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Tableaux sommaires - Canada.ca*. En ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html#t1>>. Consulté le 13 novembre 2024.

Santé Canada. 2024b. « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada -

Tableaux sommaires - Canada.ca ». In *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. En ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html>>. Consulté le 13 novembre 2024.

Santé Canada. 2024c. « Surface disinfectants for emerging viral pathogens - Canada.ca ». En

ligne. <<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/drugs-health-products/disinfectants/emerging-viral-pathogens.html>>. Consulté le 19 novembre 2024.

Santé Canada. 2025. « Lignes directrices sur les exigences en matière de sécurité pour les biocides :Renseignements sur la sécurité - Canada.ca ». En ligne. <<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/medicaments-produits-sante/biocides/lignes-directrices/exigences-matiere-securite/donnees.html>>. Consulté le 30 juillet 2025.

Schalk, J. A.C., A. E.Docters van Leeuwen, W. J. Lodder, H. de Man, S. Euser, J. W. den Boer et A. M. de Roda Husman. 2012. « Isolation of *Legionella pneumophila* from Pluvial Floods by Amoebal Coculture ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 78, n° 12, p. 4519-4521. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.00131-12>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Schmelling, Dan. 2006. « ULTRAVIOLET DISINFECTION GUIDANCE MANUAL FOR THE FINAL LONG TERM 2 ENHANCED SURFACE WATER TREATMENT RULE ». En ligne. <<https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-10/ultraviolet-disinfection-guidance-manual-2006.pdf>>. Consulté le 8 février 2023.

Sekgobela, Pusang King et Timothy Sibanda. 2024. « Recurrence of cholera epidemics in South Africa: inadequate sanitary facilities, poor environmental monitoring practices, and climate change as possible contributing factors ». *Water SA*, vol. 50, n° 4, p. 411-420. En ligne. <<https://doi.org/https://doi.org/10.17159/wsa/2024.v50.i4.4106>>. Consulté le 6 janvier 2025.

Setlow, Peter. 2006. « Spores of *Bacillus subtilis*: their resistance to and killing by radiation, heat and chemicals ». *Journal of applied microbiology*, vol. 514, n° 3, p. 514-525. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02736.x>>. Consulté le 16 décembre 2023.

Singh, Ajay, Jonathan D. Van Hamme et Owen P. Ward. 2007. « Surfactants in microbiology and biotechnology: Part 2. Application aspects ». *Biotechnology Advances*, vol. 25, n° 1, p. 99-121. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2006.10.004>>. Consulté le 8 août 2025.

- Sinton, Lester W, Robin R Braithwaite, Carollyn H Hall et Margaret L Mackenzie. 2007. « Survival of indicator and pathogenic bacteria in bovine feces on pasture ». *journals.asm.org* *LW Sinton, RR Braithwaite, CH Hall, ML Mackenzie* *Applied and Environmental Microbiology*, 2007•*journals.asm.org*, vol. 73, n° 24, p. 7917-7925. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.01620-07>>. Consulté le 13 avril 2025.
- Smith, BA et A Fazil. 2019. « Quelles seront les répercussions des changements climatiques sur les maladies microbiennes d'origine alimentaire au Canada? » *Relevé des maladies transmissibles au Canada*, vol. 45, n° 4, p. 119-125. En ligne. <<https://doi.org/10.14745/CCDR.V45I04A05F>>. Consulté le 6 janvier 2025.
- Smith, Olivia M., William E. Snyder et Jeb P. Owen. 2020. « Are we overestimating risk of enteric pathogen spillover from wild birds to humans? » *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, vol. 95, n° 3, p. 652. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/BRV.12581>>. Consulté le 6 août 2025.
- Solomon, Gina M., Mervi Hjelmroos-Koski, Miriam Rotkin-Ellman et S. Katharine Hammond. 2006. « Airborne mold and endotoxin concentrations in New Orleans, Louisiana, after flooding, October through November 2005 ». *Environmental health perspectives*, vol. 114, n° 9, p. 1381-1386. En ligne. <<https://doi.org/10.1289/EHP.9198>>. Consulté le 10 juillet 2025.
- Sorensen, Darwin L., Steven G. Eberl et Robert A. Dicksa. 1989. « Clostridium perfringens as a point source indicator in non-point polluted streams ». *Water Research*, vol. 23, n° 2, p. 191-197. En ligne. <[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(89\)90043-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(89)90043-2)>. Consulté le 8 janvier 2025.
- Stachler, Elyse, Catherine Kelty, Mano Sivaganesan, Xiang Li, Kyle Bibby et Orin C. Shanks. 2017. « Quantitative CrAssphage PCR Assays for Human Fecal Pollution Measurement ». *Environmental science & technology*, vol. 51, n° 16, p. 9146. En ligne. <<https://doi.org/10.1021/ACS.EST.7B02703>>. Consulté le 14 septembre 2024.

- Staley, Christopher, Katrina V. Gordon, Mary E. Schoen et Valerie J. Harwood. 2012. « Performance of two quantitative PCR methods for microbial source tracking of human sewage and implications for microbial risk assessment in recreational waters ». *Applied and environmental microbiology*, vol. 78, n° 20, p. 7317-7326. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.01430-12>>. Consulté le 14 septembre 2024.
- Stanke, Carla, Virginia Murray, Richard Amlôt, Jo Nurse et Richard Williams. 2012. « The effects of flooding on mental health: Outcomes and recommendations from a review of the literature ». *PLoS Currents*, vol. 4, p. e4f9f1fa9c3cae. En ligne. <<https://doi.org/10.1371/4F9F1FA9C3CAE>>. Consulté le 31 juillet 2025.
- Stelma, Gerard N. 2018. « Use of bacterial spores in monitoring water quality and treatment ». *Journal of Water and Health*, vol. 16, n° 4, p. 491-500. En ligne. <<https://doi.org/10.2166/WH.2018.013>>. Consulté le 4 août 2024.
- Stevens, Dennis L., Michael J. Aldape et Amy E. Bryant. 2012. « Life-threatening clostridial infections ». *Anaerobe*, vol. 18, n° 2, p. 254-259. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.ANAEROBE.2011.11.001>>. Consulté le 15 novembre 2024.
- Stine, Scott W., Inhong Song, Christopher Y. Choi et Charles P. Gerba. 2005. « Effect of relative humidity on preharvest survival of bacterial and viral pathogens on the surface of cantaloupe, lettuce, and bell peppers ». *Journal of food protection*, vol. 68, n° 7, p. 1352-1358. En ligne. <<https://doi.org/10.4315/0362-028X-68.7.1352>>. Consulté le 12 janvier 2025.
- Straub, Cécile, Philippe Quillardet, Julia Vergalli, Nicole Tandeau de Marsac et Jean François Humbert. 2011. « A Day in the Life of *Microcystis aeruginosa* Strain PCC 7806 as Revealed by a Transcriptomic Analysis ». *PLOS ONE*, vol. 6, n° 1, p. e16208. En ligne. <<https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0016208>>. Consulté le 12 janvier 2025.

Sukted, Nion, Pravate Tuitewong, Kooranee Tuitewong, Wanwisa Poonlapdecha et Larry E. Erickson. 2017. « Inactivation of *Campylobacter* during immersion chilling of chicken carcasses ». *Journal of Food Engineering*, vol. 202, p. 25-33. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.JFOODENG.2017.02.007>>. Consulté le 15 novembre 2024.

Sun, Yao, Jianzhong Ye, Yuanbo Hou, Huale Chen, Jianming Cao et Tieli Zhou. 2017. « Predation Efficacy of *Bdellovibrio bacteriovorus* on Multidrug-Resistant Clinical Pathogens and Their Corresponding Biofilms ». *Japanese Journal of Infectious Diseases*, vol. 70, n° 5, p. 485-489. En ligne. <<https://doi.org/10.7883/YOKEN.JJID.2016.405>>. Consulté le 12 janvier 2025.

Sylvestre, Émile et Sarah Dorner. 2017. « Protection des sources d'eau potable de surface : Quel est le cadre juridique québécois en place ? » En ligne. <<https://admin.robvq.qc.ca/uploads/d1a6e68582cf8779c822710488098d05.pdf>>.

Takaro, T, P Enright, S Waters, L Galway, J Brubacher, E Galanis, L McIntyre, C Cook, G Dunn, M D Fleury, B Smith et T Kosatsky. 2022. *Qualité, quantité et sécurité de l'eau*. En ligne. <<https://ostrnrcan-dostrncan.canada.ca/handle/1845/134239>>.

Thériault, Amélie. 2013. « Quantification des apports en coliformes fécaux en milieu urbain par modélisation hydrologique/hydraulique: le cas du bassin versant de la rivière beauport - ProQuest ». En ligne. <<https://www.proquest.com/openview/ae1635797f6b46a3436b310e30c04e97/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y%3E.%20Consult%C3%A9%20le%2019%20avril%202024>>. Consulté le 12 novembre 2024.

Thériault, Audrey et Samira Ladouceur. 2023. « L'eutrophisation, un processus naturel parfois en accélération - T2 Environnement ». En ligne. <<https://t2environnement.com/leutrophisation-un-processus-naturel-parfois-en-acceleration/>>. Consulté le 28 juillet 2024.

- Thiele-Bruhn, Sören, Victor Shikuku, Felix Dittrich, Doosuur Naomi Torjir, Mitali Saini et Zachary Getenga. 2024. « Soil sorption and effects on soil microorganisms of thymol and carvacrol monoterpenes from essential oils of aromatic plants ». *Frontiers in Environmental Science*, vol. 12, p. 1379018. En ligne.
 <<https://doi.org/10.3389/FENVS.2024.1379018/BIBTEX>>. Consulté le 30 juillet 2025.
- Thiery, Susanne et Christine Kaimer. 2020. « The Predation Strategy of *Myxococcus xanthus* ». *Frontiers in Microbiology*, vol. 11, p. 513035. En ligne.
 <<https://doi.org/10.3389/FMICB.2020.00002/BIBTEX>>. Consulté le 8 janvier 2025.
- THYMOX. (s.d.). *THYMOX® CO. Fiche technique*. En ligne.
 <https://thymox.com/app/uploads/2021/06/Thymox-CO-Fiche-Technique_v1.pdf>. Consulté le 27 mars 2023.
- Tomás, Ana L., Anna Reichel, Patrícia M. Silva, Pedro G. Silva, João Pinto, Inês Calado, Joana Campos, Ilídio Silva, Vasco Machado, Roberto Laranjeira, Paulo Abreu, Paulo Mendes, Nabiha Ben Sedrine et Nuno C. Santos. 2022. « UV-C irradiation-based inactivation of SARS-CoV-2 in contaminated porous and non-porous surfaces ». *Journal of photochemistry and photobiology. B, Biology*, vol. 234. En ligne.
 <<https://doi.org/10.1016/J.JPHOTOBIOL.2022.112531>>. Consulté le 28 août 2024.
- Torsvik, Vigdis et Lise Øvreås. 2002. « Microbial diversity and function in soil: From genes to ecosystems ». *Current Opinion in Microbiology*, vol. 5, n° 3, p. 240-245. En ligne.
 <[https://doi.org/10.1016/S1369-5274\(02\)00324-7](https://doi.org/10.1016/S1369-5274(02)00324-7)>. Consulté le 9 août 2023.
- Tuminello, W. Lieberman-Cribbin, S. Kerath, K. Bevilacqua, S. Schneider, M. Guzman, R. Rasul, R. Schwartz et E. Taioli. 2019. « Exposure to chemical and toxic elements following Hurricane Harvey ». *Environmental Epidemiology*, vol. 3, n° Supplement 1, p. 239-240. En ligne. <<https://doi.org/10.1097/01.EE9.0000608508.83637.0A>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Vansteelant, Jean-Yves. 2004. « Evaluation des risques de contaminations microbiologiques liés aux épandages de matières organiques sur prairies de montagne ». En ligne. <<https://theses.fr/2004CHAMS005>>. Consulté le 26 février 2023.

Venkataraman, Swethaa, Devi Sri Rajendran et Vinoth Kumar Vaidyanathan. 2023. « An insight into the utilization of microbial biosurfactants pertaining to their industrial applications in the food sector ». *Food Science and Biotechnology*, vol. 33, n° 2, p. 245. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S10068-023-01435-6>>. Consulté le 15 septembre 2024.

Verhille, Sophie. 2013. *Les indicateurs microbiens dans l'évaluation de l'eau potable : interpréter les résultats de laboratoire et comprendre leur signification pour la santé publique*. En ligne. <<http://www.doh.wa.gov/CommunityandEnvironment/DrinkingWater/Contaminants/Colifor>>. Consulté le 8 mars 2023.

Vernozy-Rozand, Christine. 2004. « Clinique, pathogénie et épidémiologie des infections à Escherichia coli producteurs de Shiga toxines (STEC) ». *Bulletin de l'Académie Vétérinaire de France*, vol. 157, n° 2, p. 5-16. En ligne. <<https://doi.org/10.4267/2042/47695>>. Consulté le 6 janvier 2025.

Viart, Géraldine, Adrienne Séguin et Martin Marion. 2025. *Mémoire sur les toitures végétalisées*. En ligne. <<https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/url/ITEM/41D747DABC004080E0530A9301324080>>. Consulté le 20 juillet 2025.

Vierheilig, J., C. Frick, R. E. Mayer, A. K.T. Kirschner, G. H. Reischer, J. Derx, R. L. Mach, R. Sommer et A. H. Farnleitner. 2013. « Clostridium perfringens Is Not Suitable for the Indication of Fecal Pollution from Ruminant Wildlife but Is Associated with Excreta from Nonherbivorous Animals and Human Sewage ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 79, n° 16, p. 5089. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.01396-13>>. Consulté le 13 mars 2024.

Ville de Montréal. 2014. « CARTE DE BASE INDEX DES PARCS – Arrondissement Mercier–Hochelaga-Maisonneuve ». In *Document PDF*. En ligne.

<<https://www.realisonsmtl.ca/6744/widgets/26285/documents/12011>>. Consulté le 2 janvier 2023.

Ville de Montréal. 2021. « Montréal 2030 : un premier plan stratégique | Ville de Montréal ».

<<https://montreal.ca/articles/montreal-2030-un-premier-plan-strategique>>. Consulté le 20 juillet 2025.

Ville de Montréal. 2022. *2011-2020 La prise en main de Montréal pour sa gestion de l'eau*. Montréal. En ligne.

<<https://www.makingmtl.ca/38506/widgets/159749/documents/110972>>. Consulté le 10 mai 2025.

Ville de Montréal. 2024a. « Ouvrages de rétention : limiter les rejets d'eaux usées | Ville de Montréal ». En ligne. <<https://montreal.ca/articles/ouvrages-de-retention-limiter-les-rejets-deaux-usees-14459>>. Consulté le 10 novembre 2024.

Ville de Montréal. 2024b. « Des aménagements résilients et drainants pour faire face aux fortes pluies | Ville de Montréal ». <<https://montreal.ca/articles/des-amenagements-resilients-et-drainants-pour-faire-face-aux-fortes-pluies-68389>>. Consulté le 10 novembre 2024.

Ville de Montréal. 2024c. « Lancement du parc résilient Pierre-Bédard | Ville de Montréal ». En ligne. <<https://montreal.ca/actualites/lancement-du-parc-resilient-pierre-bedard-78160>>. Consulté le 10 novembre 2024.

Ville de Montréal. 2024d. *Plan climat 2020-2030*. Montréal. En ligne.

<<https://mtl.ged.montreal.ca/constellio/?collection=mtlca&portal=REPDOCVDM#!displayDocument/00000092910>>. Consulté le 13 novembre 2024.

Ville de Montréal. 2024e. *Éclairage - Guide d'Aménagement Durables des Rues de Montréal*

- Fascicule 4. Montréal. En ligne.

<<https://ville.montreal.qc.ca/executiontravaux/document/gci-5a-guide-damenagement-durable-des-rues-de-montreal>>. Consulté le 11 juillet 2025.

Ville de Montréal. 2024f. « Limites administratives de l'agglomération de Montréal

(arrondissements et villes liées) [Données SIG] ». En ligne.

<<https://donnees.montreal.ca/dataset/limites-administratives-agglomeration>>. Consulté le 1 février 2025.

Ville de Montréal. 2025. « Plan climat MHM 2022-2030 : accélérer la transition écologique |

Ville de Montréal ». En ligne. <<https://montreal.ca/articles/plan-climat-mhm-2022-2030-accelerer-la-transition-ecologique-19608>>. Consulté le 20 juillet 2025.

Ville de Montréal. (s.d.). *Recherche et dénombrement des coliformes thermotolérants*

(fécaux) et confirmation à l'espèce *Escherichia coli* - N° : M-CR-5.4-022, Version 7.1.0.

Montréal : Division de l'expertise technique de la Ville de Montréal, 15 p. En ligne.

<https://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/ENVIRO_FR/MEDIA/DOCUMENTS/VDM_M-CR-5.4-022_COLIFORMES_FECAUX.PDF>. Consulté le 22 décembre 2022.

Wade, Timothy J., Elizabeth Sams, Kristen P. Brenner, Richard Haugland, Eunice Chern,

Michael Beach, Larry Wymer, Clifford C. Rankin, David Love, Quanlin Li, Rachel

Noble et Alfred P. Dufour. 2010. « Rapidly measured indicators of recreational water

quality and swimming-associated illness at marine beaches: A prospective cohort

study ». *Environmental Health: A Global Access Science Source*, vol. 9, n° 1, p. 1-14.

En ligne. <<https://doi.org/10.1186/1476-069X-9-66/TABLES/6>>. Consulté le 15 juin 2025.

Walczak, Maciej, Marta Michalska-Sionkowska, Daria Olkiewicz, Patrycja Tarnawska et Oliwia Warzyńska. 2021. « Potential of Carvacrol and Thymol in Reducing Biofilm Formation on Technical Surfaces ». *Molecules*, vol. 26, n° 9, p. 2723. En ligne. <<https://doi.org/10.3390/MOLECULES26092723>>. Consulté le 30 juillet 2025.

Wang, Ding, Thomas Oppenländer, Mohamed Gamal El-Din et James R. Bolton. 2010. « Comparison of the disinfection effects of vacuum-UV (VUV) and UV light on *Bacillus subtilis* spores in aqueous suspensions at 172, 222 and 254 nm ». *Photochemistry and photobiology*, vol. 86, n° 1, p. 176-181. En ligne. <<https://doi.org/10.1111/J.1751-1097.2009.00640.X>>. Consulté le 15 juin 2025.

Wang, Yuke, Wolfgang Mairinger, Suraja J Raj, Habib Yakubu, Casey Siesel, Jamie Green, Sarah Durry, George Joseph, Mahbubur Rahman, Nuhu Amin, Md. Zahidul Hassan, James Wicken, Dany Dourng, Eugene Larbi, Lady Asantewa B Adomako, Ato Kwamena Senayah, Benjamin Doe, Richard Buamah, Joshua Nii Noye Tetteh-Nortey, Gagandeep Kang, Arun Karthikeyan, Sheela Roy, Joe Brown, Bacelar Muneme, Seydina O Sene, Benedict Tuffuor, Richard K Mugambe, Najib Lukooya Bateganya, Trevor Surridge, Grace Mwanza Ndashe, Kunda Ndashe, Radu Ban, Alyse Schrecongost et Christine L Moe. 2022. « Quantitative assessment of exposure to fecal contamination in urban environment across nine cities in low-income and lower-middle-income countries and a city in the United States ». *Science of The Total Environment*, vol. 806, p. 151273. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151273>>.

Warren, Annabelle, Delphine Rolland et Isabelle Laurion. 2010. *L'eutrophisation des plans d'eau sur le territoire du séminaire de Québec : Sources de perturbation, impacts associés à l'exploitation forestière, mesures de protection et de restauration, qualité de l'eau et risque associé aux cyanobactéries*. En ligne. <<https://www.seigneuriedebeaupre.ca/documents/publications/L-eutrophisation-des-plans-d-eau-sur-le-territoire-du-Seminaire-de-Quebec-092-.pdf>>. Consulté le 12 janvier 2024.

Warren, F., N. Lulham et éditeurs. 2021. « Le Canada dans un climat en changement: Rapport sur les enjeux nationaux ». En ligne. <<https://www.rncan.gc.ca/environnement/impacts->>. Consulté le 8 janvier 2025.

Westergaard, J. M. et T. T. Kramer. 1977. « Bdellovibrio and the intestinal flora of vertebrates ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 34, n° 5, p. 506-511. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.34.5.506-511.1977>>. Consulté le 12 janvier 2025.

Wickramanayake, G. B., A. J. Rubin et O. J. Sproul. 1984. « Inactivation of Giardia lamblia cysts with ozone ». *Applied and environmental microbiology*, vol. 48, n° 3, p. 671-672. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.48.3.671-672.1984>>. Consulté le 25 août 2023.

Wilson, Jennifer Fisher. 2006. « Health and the environment after Hurricane Katrina ». *Annals of internal medicine*, vol. 144, n° 2, p. 153-156. En ligne. <<https://doi.org/10.7326/0003-4819-144-2-200601170-00029>>. Consulté le 8 janvier 2025.

Winfield, Mollie D. et Eduardo A. Groisman. 2003. « Role of nonhost environments in the lifestyles of *Salmonella* and *Escherichia coli* ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 69, n° 7, p. 3687-3694. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.69.7.3687-3694.2003/ASSET/808A7D1D-8453-459D-83EF-AE19F5EF327E/ASSETS/GRAPHIC/AM0732201001.JPG>>. Consulté le 15 juin 2025.

Winston, R. J., William F. Hunt, D. L. Osmond, W. G. Lord et M. D. Woodward. 2011. « Field Evaluation of Four Level Spreader–Vegetative Filter Strips to Improve Urban Storm-Water Quality ». *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, vol. 137, n° 3, p. 170-182. En ligne. <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000173](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000173)>. Consulté le 21 juillet 2025.

- Wu, Jun, Huaizheng Li, Jin Zhang, Yang Gu, Xinyu Zhou, Dong Zhang, Yan Ma, Shijing Wang, Xingyu Nian, Wei Jin, Ruifei Li et Zuxin Xu. 2021. « Microbial diversity and function in response to occurrence and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in combined sewer overflows ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 279. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.123723>>. Consulté le 31 août 2023.
- Xiao, Xinyan, Chenlan Chen, Haoran Li, Lihua Li et Xin Yu. 2024. « The variation of microbiological characteristics in surface waters during persistent precipitation ». *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, vol. 18, n° 9. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S11783-024-1871-9>>. Consulté le 27 juillet 2025.
- Yazdi, Mohammad Shirmohammadi, Mohammad Afshar Ardalan, Mohsen Hosseini, Mojtaba Yousefi Zoshk, Zahra Hami, Reza Heidari, Reza Mosaed et Mohsen Chamanara. 2024. « Infectious Diarrhea Risks as a Public Health Emergency in Floods; a Systematic Review and Meta-Analysis ». *Archives of Academic Emergency Medicine*, vol. 12, n° 1, p. e46-e46. En ligne. <<https://doi.org/10.22037/AAEM.V12I1.2284>>. Consulté le 8 janvier 2025.
- Youngblood, Sheila, Jason Vogel, Glenn Brown, Daniel Storm, Alex McLemore et Saroj Kandel. 2017. « Field Studies of Microbial Removal from Stormwater by Bioretention Cells with Fly-Ash Amendment ». *Water 2017, Vol. 9, Page 526*, vol. 9, n° 7, p. 526. En ligne. <<https://doi.org/10.3390/W9070526>>. Consulté le 22 août 2025.
- Yu, Yitian, Qi Zhang, Zhenyan Zhang, Nuohan Xu, Yan Li, Mingkang Jin, Guoqiang Feng, Haifeng Qian et Tao Lu. 2023. « Assessment of residual chlorine in soil microbial community using metagenomics ». *Soil Ecology Letters*, vol. 5, n° 1, p. 66-78. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S42832-022-0130-X/METRICS>>. Consulté le 15 juin 2025.

Zhang, Lan, Eric A. Seagren, Allen P. Davis et Jeffrey S. Karns. 2010. « The capture and destruction of *Escherichia coli* from simulated urban runoff using conventional bioretention media and iron oxide-coated sand ». *Water environment research : a research publication of the Water Environment Federation*, vol. 82, n° 8, p. 701-714. En ligne. <<https://doi.org/10.2175/106143010X12609736966441>>. Consulté le 18 juin 2024.

Zhang, Qianqian, Steven A. Wakelin, Yongchao Liang et Guixin Chu. 2018. « Soil microbial activity and community structure as affected by exposure to chloride and chloride-sulfate salts ». *Journal of Arid Land*, vol. 10, n° 5, p. 737-749. En ligne. <<https://doi.org/10.1007/S40333-018-0014-1>>. Consulté le 23 août 2025.

Zhao, Wenqiang, Sharon L. Walker, Qiaoyun Huang et Peng Cai. 2014. « Adhesion of bacterial pathogens to soil colloidal particles: Influences of cell type, natural organic matter, and solution chemistry ». *Water Research*, vol. 53, p. 35-46. En ligne. <<https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2014.01.009>>. Consulté le 6 août 2025.

Zhou, J., B. Xia, D. S. Treves, L. Y. Wu, T. L. Marsh, R. V. O'Neill, A. V. Palumbo et J. M. Tiedje. 2002. « Spatial and resource factors influencing high microbial diversity in soil ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 68, n° 1, p. 326-334. En ligne. <<https://doi.org/10.1128/AEM.68.1.326-334.2002/ASSET/192D83E6-7C0F-404A-8943-ED6DFF096D19/ASSETS/GRAPHIC/AM0120965005.jpeg>>. Consulté le 8 janvier 2025.