

Protection des puits résidentiels vis-à-vis des installations septiques autonomes

Kim Maren Lompe, Ph.D., Associée de recherche
Dominique Claveau-Mallet, ing. jr., Ph.D., Professeure
Sanaz Alizadeh, C.P.I., Ph.D., Associée de recherche
Benoit Barbeau, ing., Ph.D., Professeur titulaire
Polytechnique Montréal, Département génie civil, géologique et mines

Silvain Rafini, Geo., Ph.D., Professeur-chercheur sous octroi
Romain Chesnaux, ing., Ph.D., Professeur titulaire
Centre d'études sur les ressources minérales (CERM), Groupe de Recherche «Risque Ressource
Eau» (R2Eau), Université du Québec à Chicoutimi, Département des sciences appliquées

Pour le Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques

Livrable final

31 mars 2021

– PREMIÈRE PARTIE –

ÉTAT DES CONNAISSANCES ET PROPOSITION D’ÉTUDE DU TRANSPORT DES VIRUS DANS L’EAU SOUTERRAINE

RÉSUMÉ 7

LISTE DES TABLEAUX..... 8

LISTE DES FIGURES.....10

GLOSSAIRE ET DÉFINITION DES ACRONYMES 11

1 PROBLÉMATIQUE - SYSTÈMES ISA-PUITS RÉSIDENTIELS AU QUÉBEC..... 12

 1.1 Motivation et objectifs de la revue de littérature 12

 1.2 Survol de l’état actuel des ISA et puits individuels au Québec 13

2 REVUE DES SYSTÈMES D’INSTALLATIONS SEPTIQUES AUTONOMES (ISA) ET DES PUIITS PRIVÉS AU QUÉBEC..... 14

 2.1 Lois, règlements et normes québécoises 14

 2.1.1 Encadrement législatif des installations septiques autonomes..... 14

 2.1.2 Encadrement législatif des puits domestiques 15

 2.2 Les éléments d’un système de traitement et les classes de traitement..... 15

 2.3 Critères de conception et modèles d’ISA 16

 2.3.1 Conditions du terrain à respecter..... 16

 2.3.2 Caractéristiques des systèmes de traitement et d’évacuation conventionnels..... 21

 2.3.3 Caractéristiques des systèmes de traitement et d’évacuation avancés (certifiés BNQ 3680-910) 23

 2.4 Types de puits domestiques au Québec..... 24

 2.5 Contrôle de la qualité de l’eau des puits domestiques et entretien..... 24

3 LOCALISATION DES ISA ET DISTANCES SÉPARATRICES 25

 3.1 Distances séparatrices entre les éléments d’une ISA et les puits domestiques au Québec 25

 3.2 Permissions pour réduire des distances séparatrices 26

 3.2.1 Réduction des distances séparatrices pour des puits scellés 26

 3.2.2 Réduction des distances séparatrices pour des eaux souterraines protégées et autres exceptions..... 27

 3.3 Scellement des puits domestiques 28

 3.4 Distances séparatrices - Réglementation ailleurs au Canada et dans le monde 29

 3.4.1 Autres provinces du Canada 29

 3.4.2 Les États-Unis..... 30

3.4.3	D'autres pays d'intérêt	32
4	ÉTAT DES LIEUX DES SYSTEMES ISA AU QUÉBEC	35
4.1	Nombre et types d'ISA au Québec.....	35
4.2	Intervalles et méthodes d'entretien des ISA prévus selon la réglementation.....	36
4.3	État fonctionnel actuel des ISA au Québec – problèmes et causes	36
4.4	Enjeu de la densification des ISA dans les développements domiciliaires	37
5	REVUE DES OCCURRENCES DE VIRUS DANS LES EAUX DES ISA ET DES PUIITS SOUS INFLUENCE DES ISA EN AMÉRIQUE DU NORD	39
5.1	Concentrations typiques de virus à la sortie des ISA.....	39
5.1.1	Concentration de virus dans les eaux usées domestiques	39
5.1.2	Abattement de virus dans les fosses septiques, les éléments épurateurs et les systèmes avancés	40
5.2	Concentrations de virus dans les eaux de puits et occurrence de maladies	42
5.2.1	Présence de virus dans les puits municipaux au Canada	42
5.2.2	Présence de virus dans les puits individuels en Amérique du Nord	42
5.2.3	Présence de virus dans les aquifères rocheux canadien.....	43
5.2.4	Corrélation entre la présence de virus avec d'autres organismes indicateurs	44
5.2.5	Influence de l'aménagement et de la construction des puits sur les concentrations de virus dans les puits au Canada.....	44
5.2.6	Occurrence de maladies associées à des puits contaminés	45
6	REVUE DES MÉCANISMES DE TRANSPORT DE VIRUS DANS LE MILIEU POREUX	48
6.1	Dégradation ou déclin.....	48
6.2	L'attachement et le détachement des virus aux grains de sol.....	48
6.3	Effets de filtration et exclusion par taille.....	49
7	FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX INFLUENÇANT LA RÉTENTION ET L'INACTIVATION	50
7.1	Température	50
7.2	Types de virus.....	51
7.3	Gradient hydraulique, conductivité hydraulique et taux d'infiltration	51
7.4	Chimie des eaux et du sol (Matière organique naturelle, O ₂ dissous, pH et dureté)	51
7.5	Facteurs biologiques	52
7.6	La teneur en eau - aquifère saturé vs zone vadose.....	52
7.7	Changements climatiques.....	53
8	LA MODÉLISATION DU TRANSPORT DE VIRUS.....	55
8.1	Approches de modélisation	55
8.1.1	Advection-dispersion	55
8.1.2	L'inactivation.....	56

8.1.3	L’attachement.....	56
8.1.4	Le détachement.....	58
8.1.5	Équations de transport complètes et solutions.....	58
8.2	Tendances et défis.....	59
8.2.1	Sorption d’équilibre vs sorption cinétique.....	59
8.2.2	Paramétrage des modèles.....	59
8.2.3	Considération d’hétérogénéités dans des modèles 2 et 3-D.....	59
8.2.4	Prise en compte de la densité d’ISA.....	60
8.3	Distances séparatrices modélisées pour la protection contre les virus.....	61
9	METHODOLOGIE DE MODÉLISATION.....	62
9.1	Problématique et objectifs de la modélisation.....	62
9.2	Méthodologie de simulation expérimentale.....	62
9.2.1	Synthèse : formulation mathématique du problème général.....	62
9.2.2	Approche générale.....	64
9.2.3	Validation des modèles comportementaux de base.....	66
9.2.4	Paramètres d’atténuation des virus.....	67
9.2.5	Revue des scénarii et facteurs d’intérêt.....	67
	Echéancier de modélisation.....	78
10	SYMBOLES.....	79
11	RÉFÉRENCES.....	80
	ANNEXE 1.....	90
	ANNEXE 2.....	93
	ANNEXE 3.....	96
	ANNEXE 4.....	99
1.	INTRODUCTION.....	103
1.1.	Problématique du projet.....	103
1.2.	Méthodologie retenue.....	105
2.	FORMULATION DES MÉCANISMES DE DISPERSION ET ATTÉNUATION DES VIRUS DANS LES EAUX SOUTERRAINES.....	106
2.1.	Advection – Dispersion – Adsorption.....	106
2.2.	Inactivation métabolique des virus.....	107
2.3.	Rétention des virus sur le milieu solide.....	108
2.3.1.	Modèle de filtration colloïdale.....	108
2.3.2.	Modèle de sorption irréversible.....	109
2.3.3.	Modèle de sorption-désorption.....	110
2.4.	Transport en zone vadose.....	112
2.5.	Synthèse : formulation mathématique du problème général.....	112

3.	MÉTHODOLOGIE DE MODÉLISATION	114
4.	VALIDATION DU MODÈLE DE TRANSPORT DE VIRUS	116
4.1.	Présentation du code de simulation numérique	116
4.2.	Validation du modèle par la solution analytique.....	117
4.3.	Validation du modèle par les données expérimentales	118
4.4.	Formalisme des courbes de percée	120
5.1.	Paramètres d’inactivation, d’attachement et de détachement.....	124
5.1.1.	Synthèses des valeurs expérimentales.....	124
5.1.2.	Influence sur le transport des virus	126
5.1.3.	Ralentissement et retrait du pulse	130
5.2.	Analyse du risque sanitaire	133
5.2.1.	Modèle dose-réponse.....	134
5.2.2.	Choix d’un objectif de risque acceptable	134
5.2.3.	Choix de la condition de contamination à l’entrée du système épurateur	135
5.3.	Influence des paramètres biochimiques des virus sur le risque	135
5.4.	Représentation de la fonction source et influence sur le risque	140
5.4.1.	Choix de la concentration en virus à la source des modèles.....	141
5.5.	Influence des facteurs hydrogéologiques sur le risque	142
5.5.1.	Gradient hydraulique et conductivité hydraulique du milieu	142
5.5.2.	Milieu fracturé.....	146
5.6.	Influence des facteurs anthropiques sur le risque	153
5.6.1.	Densification résidentielle et effets cumulatifs	153
5.6.2.	Interférences avec puits d’alimentation	157
5.	CONCLUSIONS	160
6.	RÉFÉRENCES	164

PREMIÈRE PARTIE

ÉTAT DES CONNAISSANCES ET PROPOSITION D'ÉTUDE DU TRANSPORT DES VIRUS DANS L'EAU SOUTERRAINE

Lompe K., Rafini S., Barbeau B., Claveau-Mallet D., Alizadeh S., Chesnaux R.

RÉSUMÉ

L'objectif de cette revue de littérature est d'évaluer le risque sanitaire que représentent les installations septiques autonomes (ISA) pour la qualité de l'eau des puits privés au Québec. Dans le cadre de l'article 106 du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP) le Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) souhaite évaluer les normes de construction des puits résidentiels (chapitre III du RPEP) sur la base de l'évolution des connaissances scientifiques et techniques dans le domaine. Pour répondre à cette question, le MELCC souhaite évaluer les distances séparatrices entre les ISA et les puits privés.

Selon les études de terrain ainsi que les études de modélisation disponibles dans la littérature, les virus dans les eaux usées sont les organismes pathogènes qui posent le plus gros risque d'infection gastro-entérique aux citoyens des résidences isolées. De par leur petite taille et leur forte résistance, les virus sont transportés dans les aquifères sur de plus grandes distances que les bactéries et parasites. Les modèles de transport montrent que les distances séparatrices nécessaires entre une ISA et un puits résidentiel varient entre 34 m et 357 m – pour un risque d'infection inférieur à 10^{-4} personnes par année. Les distances séparatrices actuelles au Québec sont de 15 m (si le puits est protégé par un scellement sur 5 m de profondeur) et 30 m (puits sans scellement sur 5 m). Ces distances sont donc inférieures aux distances requises selon les modèles de transport décrits dans la littérature. Par ailleurs, les études de terrain ainsi que les modélisations identifient le développement et la densification des ISA comme un facteur important de la contamination des puits privés. Les modèles rapportent une augmentation de la probabilité de contamination en virus comprise entre 0,6 % et 100 % selon les conditions aquifères, pour une densification résidentielle d'un ordre de grandeur (de 1 à 10 ISA par 2 000 m²).

Les conditions hydrochimiques et hydrogéologiques influencent largement le transport des virus dans les aquifères. Un des paramètres critiques pour la modélisation du transport est le taux d'attachement des virus qui dépend des conditions hydrogéologiques. Ce paramètre est indispensable pour comprendre la rétention des virus dans l'aquifère et ainsi la protection du puits. Cette revue de littérature montre qu'il y a un manque important de données de terrain pour la caractérisation du transport de virus au Québec. De plus, un grand nombre de puits au Québec sont forés dans les aquifères de roc fracturé, milieux discontinus difficiles à caractériser du point de vue hydraulique.

La revue de littérature a permis de préciser la méthodologie de modélisation prévue dans le deuxième volet du projet. D'une manière générale, la démarche de modélisation consiste en une première étape de validation conceptuelle et de calage des paramètres des virus sur des modèles comportementaux très simples, suivis par une deuxième étape, plus expérimentale, d'augmentation de la complexité des modèles afin d'investiguer l'influence sur le comportement des virus de différents facteurs environnementaux, hydrogéologiques et anthropiques, comme par exemple le contrôle de l'écoulement par des fractures ou encore les effets cumulatifs liés à la densification d'ISA.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Niveaux de perméabilité du terrain récepteur	17
Tableau 2 : Choix des capacités hydrauliques.....	17
Tableau 3 : Niveau de traitement des systèmes certifiés selon la partie A du guide technique et leur classe selon la norme NQ 3680-910	19
Tableau 4 : Critères de conception des éléments épurateurs conventionnels (informations résumées à partir du guide technique (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2015))	20
Tableau 5 : Résumé des distances séparatrices entre les éléments d'ISA et les puits d'eau potable	28
Tableau 6 : Concentrations de virus mesurées dans les eaux usées.....	40
Tableau 7 : Concentrations de virus estimées et mesurées dans l'eau souterraine.....	40
Tableau 8 : Réductions log ₁₀ de virus et bactériophages dans les systèmes de traitement des eaux usées (basé sur la revue de littérature de Blaschke et al. (2016)*)	41
Tableau 9 : Présence de virus humains dans des puits individuels et puits de surveillance dans des régions rurales sous influence des ISA.....	46
Tableau 10 : Taux d'inactivation pour différents types de virus, températures et types d'études.	50
Tableau 11 : Taux d'attachement et de détachement pour différents types de virus, températures et types de milieux	54
Tableau 12 : Distances séparatrices nécessaires pour un risque d'infection de 10 ⁻⁴ personnes par année obtenues avec les modèles analytiques et numériques dans différents contextes hydrogéologiques.....	61
Tableau 13. Synthèse des mécanismes d'atténuation de virus dans l'eau souterraine et leur représentation.....	62
Tableau 14. Liste des symboles	102
Tableau 15. Paramètres biochimiques des virus retenus pour la modélisation.	136
Tableau A 1 : Distances séparatrices et critères de conception des puits au Québec et ailleurs (1)	90
Tableau A 2 : Modèles et solutions analytiques pour le transport de virus.....	93

Tableau A 3 : Études de transport de virus avec des modèles de transport avec solutions analytiques96

Tableau A 4 : Études de transport de virus avec des modèles de transport numériques99

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Exemple du cheminement des eaux usées d’une résidence isolée. D’autres configurations existent.	16
Figure 2 : Exemple d’un élément épurateur au niveau du sol (le 60 cm de terre de remblai perméable à l’air n’est pas représenté) avec distances à respecter (STP = si l’eau sort d’un système de traitement primaire (fosse septique), STS = si l’eau sort d’un système de traitement secondaire)	21
Figure 3 : Distances minimales à respecter entre un puits domestique et les systèmes de traitement des eaux usées avoisinants (extrait du guide technique Partie B (MDELCC, 2015c))	27
Figure 4 : Installation de prélèvement scellée conformément à l’article 19 du RPEP (modifié de la figure p. 19 du guide technique (MDELCC, 2015a)).....	29
Figure 5 : Différents niveaux de qualité d’eau dans un système conventionnel	39
Figure 6. Organigramme de l’étude de modélisation.....	66
Figure 7. Deux scénarii de fonction source : taux de virus en sortie des ISA, C_0	68
Figure 8. Fonctions pulsatives issues de multiples sources ponctuelles dans les contextes de développement résidentiel. La synchronicité des pics est paramétrée par un terme de déphasage entre les multiples fonctions sources. ISA : installation septique autonome...70	
Figure 9. Schéma des mécanismes associés à une augmentation de l’apport vertical durant un fort événement pluvieux : A) infiltration du front d’humidité et remontée du niveau de la nappe phréatique, B) rehaussement du profil de concentration en virus, C) augmentation du taux de virus en sortie du champ d’épuration (ISA) et libération des virus attachés dans la zone re-saturée (zone de battement de la surface piézométrique). Début de l’événement pluvieux au temps t_0 , le temps t_1 correspond schématiquement à la stabilisation d’un régime stationnaire (profils à l’équilibre) durant l’événement pluvieux.	72
Figure 10. Situation schématique d’une contamination croisée par transport préférentiel le long d’un drain de socle (faille conductrice) mettant en connexion rapide une source de virus (ISA) avec un point de prélèvement d’eau. Le phénomène est accentué par la dépressurisation de la nappe lors du pompage, non-représentée ici	76
Figure 11. Illustration schématique du problème. Jin et Flury (2002).	104

GLOSSAIRE ET DÉFINITION DES ACRONYMES

BNQ	Bureau de normalisation du Québec
DBO ₅ C	Est une mesure de l'oxygène dissous nécessaire pour permettre la dégradation de la matière organique (carbone) par les bactéries aérobies. La valeur est exprimée en mg O ₂ consommé par litre d'échantillon durant 5 jours à 20 °C.
HAV	Virus de l'hépatite A
ISA	Installation septique autonome
MELCC	Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (avant oct. 2018 : Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, MDDELCC)
MES	Matières en suspension
OIQ	Ordre des ingénieurs du Québec
OTPC	Ordre des technologues professionnels du Québec
PCR	Réaction en chaîne par polymérase
PFU	Plaque-forming unit ou unité de formation des plaques. Une mesure de particules de virus capables d'infecter des cellules étalées sur un média dans un pétri. Les cellules infectées et tuées vont laisser des trous – appelés « plaques » dans la couche de cellules vivantes. Le résultat est exprimé en plaques par volume de solution.
Puits privé	Un puits privé est un puits de la catégorie 3 selon le RPEP ce qui veut dire qu'il alimente moins de 21 personnes et produit moins de 75 000 L/j. Les expressions « puits privé », « puits individuel », « puits résidentiel », « puits domestique » et « puits de catégorie 3 » sont donc interchangeables.
qPCR	Réaction en chaîne par polymérase quantitative
RCES	Règlement sur le captage des eaux souterraines
RPEP	Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection [Q-2, r.35.2 – RPEP]

1 PROBLÉMATIQUE - SYSTÈMES ISA-PUITS RÉSIDENTIELS AU QUÉBEC

1.1 Motivation et objectifs de la revue de littérature

L'objectif de cette revue de littérature est d'évaluer le risque sanitaire que représentent les installations septiques autonomes (ISA) pour la qualité de l'eau des puits privés au Québec. Dans le cadre de l'article 106 du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP), le Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC) souhaite évaluer les normes de construction des puits résidentiels (chapitre III du RPEP) sur la base de l'évolution des connaissances scientifiques et techniques dans le domaine. Pour répondre à cette question, le MELCC souhaite évaluer les distances séparatrices entre les ISA et les puits privés.

Le projet comporte deux phases. Le premier volet consiste en la préparation d'une revue de littérature qui permet d'évaluer le potentiel de contamination des ISA au Québec en résumant les normes de construction et les connaissances concernant les mécanismes de transport des microorganismes et les modèles mathématiques qui permettent la simulation du transport. Le deuxième volet consiste en l'évaluation du risque de contamination d'un puits privé en présence d'une ISA à l'aide d'une modélisation de différents scénarios hydrogéologiques.

Les microorganismes pathogènes préoccupants dans l'eau usée sont les parasites (e.g. *Cryptosporidium*, *Giardia*), les bactéries (e.g. *E.coli*) et les virus hydriques (e.g. norovirus, rotavirus, entérovirus) qui causent des maladies comme la gastro-entérite. Ces microorganismes pathogènes sont peu ou pas éliminés dans une fosse septique et sont alors infiltrés dans le sol naturel où ils sont soumis à divers mécanismes d'atténuation. La survie du pathogène dans l'aquifère dépend du type de pathogène mais aussi des conditions du milieu souterrain (température, type de sol, saturation du sol, etc.). Les distances séparatrices entre l'ISA et un puits privé ont historiquement été déterminées pour le contrôle des bactéries. Comparées aux virus, les bactéries sont plus facilement enlevées dans le sol par des mécanismes de sédimentation et filtration à cause de leur grande taille. Avec l'avancée des méthodes de détection de virus dans l'eau et les nouvelles connaissances de transport de virus avec des modèles numériques, la communauté scientifique remet en question la validité des distances séparatrices actuelles.

Pour la présente revue de littérature, le focus a été mis sur le transport de virus au lieu de considérer les microorganismes pathogènes en général. Ce choix nous semble justifié au regard de trois éléments : (i) les virus sont transportés plus facilement à travers l'aquifère à cause de leur petite taille (les virus sont plus petits (environ 100 nm) que les bactéries (environ 1 µm) et les parasites (3 à 15 µm)), (ii) ils survivent plus longtemps à l'extérieur de leur hôte (années pour les virus, mois pour les bactéries, comme par exemple les *E.coli*) dans le milieu souterrain (Santé Canada, 2019) et (iii) les virus sont plus infectieux que d'autres microorganismes (seulement quelques particules de virus (Santé Canada, 2019) suffisent à l'infection d'un humain en comparaison avec 10^6 à 10^{10} bactéries *E.coli* (Gouvernement du Canada)). Il découle de ces constats que l'utilisation des virus comme objet d'étude est conservatrice vis-à-vis de la protection des puits individuels résidentiels.

1.2 Survol de l'état actuel des ISA et puits individuels au Québec

Dans le présent rapport, une résidence isolée représente une habitation unifamiliale ou multifamiliale comprenant jusqu'à 6 chambres à coucher qui n'est pas connectée au réseau municipal d'eau potable ni d'eaux usées. Selon l'estimation du MELCC, il existe plus de 1 million de personnes (14 % de la population du Québec) qui s'approvisionnent en eau potable à partir d'un puits privé (Féret, 2016) et qui disposent de leurs eaux usées dans des installations septiques autonomes (ISA) sur leur terrain privé. Actuellement, les distances minimales entre un puits privé et une ISA sont de 15 et 30 m (dépendamment de l'existence ou non d'un scellement du puits) peu importe la direction d'écoulement de l'eau souterraine, les conditions hydrogéologiques du terrain ou le nombre d'ISA avoisinantes (Chapitre III du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (Q 2, r.35.2 – RPEP)). Cette distance séparatrice est censée protéger le puits d'une contamination fécale provenant de la fosse septique sur le même terrain ou le terrain avoisinant. Bien que ni le règlement sur la qualité de l'eau potable (Q-2, r.40) ni le RPEP n'obligent les propriétaires d'un puits individuel de tester les eaux des puits privés pour des paramètres de qualité physico-chimique ou microbienne, lorsque l'eau de puits est destinée à la consommation humaine, le propriétaire doit fournir une eau potable à sa famille et à ses visiteurs en respectant les normes de la qualité d'eau du RQEP, en vertu de l'article 3 de ce règlement. Le MELCC recommande l'analyse des paramètres microbiologiques et physico-chimiques pendant la période d'utilisation d'un puits. Le MELCC recommande de faire réaliser l'analyse de l'eau par un laboratoire accrédité :

- au moins deux fois par année pour les paramètres microbiologiques, soit au printemps et à l'automne;
- au moins une fois pendant la période d'utilisation d'un puits pour les paramètres physico-chimiques qui sont liés aux caractéristiques du sol et qui varient peu. De plus, des analyses supplémentaires doivent être effectuées lorsque l'on constate des changements soudains du goût, de l'odeur ou de l'apparence de l'eau, ou que des modifications sont apportées au puits ou au sol environnant. Les contaminations fécales dans les puits privés ne sont toutefois pas rares : 10 à 15 % des puits privés étaient contaminés aux bactéries fécales dans une étude portant sur 250 propriétaires en Mauricie en 2009 (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014). Une campagne d'échantillonnage dans 28 puits privés (61 échantillons) forés dans le roc fracturé en Ontario, Terre Neuve et Colombie Britannique de Trimper (2010) montrait que presque 60 % des puits étaient contaminés avec des virus provenant des eaux usées infiltrées par des ISA (Adénovirus, Rotavirus, Enterovirus, Hépatite A). Chaque année, 4 000 à 5 000 puits privés additionnels sont forés au Québec (Annexe-2 du mandat pour ce présent projet). Selon le MELCC, on observe une densification des résidences isolées dans la trame urbaine et périurbaine due au développement domiciliaire non desservi par des réseaux municipaux d'aqueducs et d'égouts (MELCC, communication personnelle, 2019). Actuellement, ces domiciles non desservis sont traités comme des résidences isolées. Les petits prélèvements d'eau avec les puits privés (alimentation de moins de 21 personnes avec moins de 75 000 L/j) sont assujettis à l'autorisation municipale et sont considérés comme un prélèvement d'eau d'une résidence isolée. L'aménagement d'une ISA est encadré par le Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées provenant des résidences isolées [R.R.Q., c. Q-2, r.22]. Cependant, lors du regroupement de plusieurs résidences, il ne s'agit véritablement plus de résidences isolées et il existe un effet cumulatif des rejets d'eaux usées sur le milieu récepteur et par conséquent sur la qualité de l'eau souterraine et des puits d'eau potable. Selon le MELCC, près de 20 % des municipalités au Québec (629 participants) ont rencontré des problèmes de contamination de puits privés lors des développements domiciliaires non desservis par un réseau municipal d'eau potable et d'eaux usées (MELCC, communication personnelle, 2019).

2 REVUE DES SYSTÈMES D'INSTALLATIONS SEPTIQUES AUTONOMES (ISA) ET DES PUITES PRIVÉS AU QUÉBEC

2.1 Lois, règlements et normes québécoises

2.1.1 Encadrement législatif des installations septiques autonomes

Au Québec, l'installation des systèmes d'évacuation et de traitement des eaux usées provenant des résidences isolées est encadrée par (i) la Loi sur la qualité de l'environnement [L.R.Q., c. Q-2] et (ii) par le Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées [R.R.Q., c. Q-2, r.22]. De plus, les règles de l'art sont précisées dans (iii) le guide technique «Traitement des eaux usées des résidences isolées» (MDDELCC 2015a,b). Ce guide met en contexte les normes applicables et les règles de l'art à respecter pour la construction des ouvrages d'évacuation et de traitement des eaux usées des résidences isolées. Le règlement Q-2, r.22 a été adopté en 1981 avec la dernière modification datant de décembre 2020. Il est à noter que le règlement Q-2, r.22 ne s'applique pas au nord du 55^e parallèle.

Le règlement et le guide technique sont applicables pour les dispositifs de traitement observés dans les cas suivants :

- des résidences de ≤ 6 chambres à coucher qui ne sont pas raccordées à des réseaux d'égout municipaux, ni à des ouvrages d'assainissement collectifs,
- des bâtiments qui produisent $\leq 3\,240$ L/jour d'eaux usées d'origine domestique qui ne sont pas raccordées à des réseaux d'égout municipaux, ni à des ouvrages d'assainissement collectifs,
- un terrain de camping et de caravanage où sont rejetées des eaux usées, des eaux ménagères ou des eaux de cabinet d'aisance dont le débit total quotidien est $\leq 3\,240$ L/jour.

Le règlement Q-2, r.22 fournit les normes à respecter à toute personne qui a l'intention d'entreprendre la construction d'une nouvelle résidence isolée de six chambres à coucher ou moins ou la rénovation, la modification d'une installation d'évacuation, de la réception ou de traitement des eaux usées. Ce règlement précise les normes techniques propres aux technologies classiques (la capacité hydraulique d'un système d'épuration autonome conforme, la superficie disponible en fonction des normes de localisation, la nature et la perméabilité du sol naturel etc.) et les normes de performance rattachées à l'utilisation de produits ou de systèmes de traitement certifiés conformes à la norme NQ 3680-910. Le Règlement indique, en fonction de ces normes spécifiques, quels systèmes et quelles technologies pourraient être utilisés pour traiter les eaux usées des résidences isolées.

Le prochain chapitre résume les différentes technologies et leurs classes de traitement. Pour construire un système de traitement autonome au Québec, il faut obtenir un permis auprès de la municipalité. Le demandeur du permis doit fournir une étude de caractérisation du site et du terrain naturel réalisée par une personne qui est membre d'un ordre professionnel compétent en la matière, ainsi qu'un plan de localisation à l'échelle. Il est possible d'imposer une amende ou une

peine de prison à des propriétaires de dispositifs de traitement non en règle et les montants des pénalités ont été rehaussés le 18 juillet 2013.

2.1.2 Encadrement législatif des puits domestiques

L'aménagement des puits domestiques des résidences isolées est encadré par (i) le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection [Q-2, r.35.2 – RPEP] qui, depuis le 2 mars 2015, remplace le Règlement sur le captage des eaux souterraines (RCES) (R.R.Q., C. Q-2, r.6) . De plus, les règles de l'art en matière de conception et de construction des puits sont précisées dans (ii) le guide technique « Prélèvement d'eau soumis à l'autorisation municipale ». Les puits privés de résidences isolées appartiennent à la catégorie 3 de prélèvements d'eau effectués à des fins de consommation humaine du RPEP.

La production des puits est limitée à 75 m³/jour pour desservir un maximum de 20 personnes. Le permis pour l'installation des puits pour une résidence isolée doit être demandé auprès de la municipalité – ces petits prélèvements ne sont pas assujettis à une autorisation ministérielle.

2.2 Les éléments d'un système de traitement et les classes de traitement

Un système d'assainissement autonome se compose généralement (i) d'une fosse septique et (ii) d'un élément épurateur (MDDELCC, 2015b). La fosse septique est un réservoir qui sert uniquement à clarifier les eaux usées par la décantation des matières en suspension et la rétention des matières flottantes. Il s'agit donc d'un traitement primaire (Figure 1) ou autrement dit d'un prétraitement qui aide à éviter de colmater le dispositif épurateur situé à l'aval. L'élément épurateur est un ouvrage destiné à répartir l'effluent décanté de la fosse septique par infiltration dans le sol à l'aide des conduites perforées ou d'autres systèmes d'infiltration. L'élément épurateur permet la filtration des eaux usées à travers le sol naturel et dans certains cas à travers une couche de sable filtrant. L'activité biologique dans le sol et le sable filtrant le cas échéant aide à éliminer la matière organique en suspension ou dissoute via la biodégradation par des bactéries aérobies. Selon ce concept, un sol naturel possède alors une capacité d'auto-épuration dans un horizon de 30 – 90 cm en dessous d'une zone d'infiltration. Si les conditions locales ne permettent pas d'obtenir un traitement adéquat de l'eau par infiltration, un traitement alternatif doit être installé. Dans le langage technique courant, une fosse septique couplée à un élément épurateur est appelée un **traitement conventionnel**. Les systèmes de traitement non conventionnels qui sont des systèmes conçus par des fabricants privés de technologies doivent atteindre des normes de rejets spécifiées au Règlement (p.ex. l'abattement additionnel de la matière organique, l'enlèvement du phosphore ou de coliformes fécaux). Ces systèmes certifiés selon la norme BNQ 3680-910 seront appelés **traitement avancé ou système certifié** (Figure 1). Un traitement avancé peut être réalisé p.ex. avec un bioréacteur aérobie (niveau plus haut d'enlèvement de la matière organique, ou secondaire avancé) qui est installé après la fosse septique. La déphosphatation peut être atteinte avec un réacteur de coagulation (p.ex. ajout des sels d'aluminium) et les systèmes aux lampes UV ou des filtres permettent la désinfection des eaux usées domestiques. Quand les conditions de sol le permettent, les eaux traitées de manière avancée doivent également être infiltrées dans le sol (p.ex. par un champ de polissage). Les différents éléments d'un système de traitement, les détails du fonctionnement et les modèles disponibles sur le marché québécois sont expliqués dans la section 0.

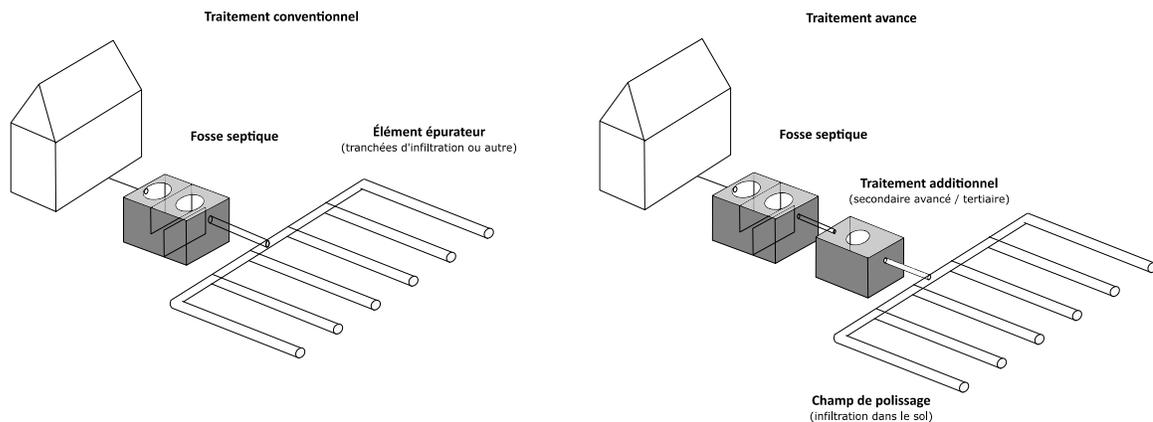


Figure 1 : Exemple du cheminement des eaux usées d'une résidence isolée. D'autres configurations existent.

Selon le niveau de traitement atteignable pour les paramètres de matières en suspension (MES), demande biochimique en oxygène durant cinq jours (DBO_5C)¹, coliformes fécaux et phosphates, la norme NQ 3680-910 divise les systèmes de traitement ISA en 5 classes (voir Tableau 3). Le classement d'un système de traitement ISA est déterminé par le Bureau de Normalisation du Québec (BNQ) et certifié selon les critères du protocole BNQ 3680-915. La certification de chaque nouveau système de traitement pour le marché québécois est réalisée par le BNQ après une phase pilote d'un minimum de 6 mois à 1 an. Durant la phase pilote, le système est installé sur le banc d'essai du BNQ qui est situé près du Lac St-Charles. Il est constitué d'un terrain de 60 – 80 m² (divisé en 10 parcelles) où les prototypes sont installés dans des conditions réelles et alimentés par les eaux usées domestiques des résidences des alentours². Durant la période de test, l'effluent du système est échantillonné de manière hebdomadaire. Les concentrations moyennes sont calculées sur une base hebdomadaire et mensuelle. Il est à noter que l'abattement de virus ne fait pas partie de la grille de classement des ISA (voir Tableau 4).

2.3 Critères de conception et modèles d'ISA

2.3.1 Conditions du terrain à respecter

La conception et l'installation d'une ISA, selon le règlement Q-2, r.22, peuvent être réalisées par un ingénieur membre de l'Ordre des ingénieurs du Québec (OIQ) ou dans certains cas par un technologue membre de l'Ordre des technologues professionnels du Québec (OTPG). Pour déterminer l'endroit d'installation sur le terrain et le type d'ISA (type de traitement conventionnel ou de système certifié), le concepteur doit visiter le lieu pour (i) déterminer les distances avec, entre autres, les bandes riveraines, les cours d'eau, les puits d'eau potable et les caractéristiques du terrain et (ii) réaliser des sondages du sol (forages, trous d'essais). L'étude du terrain comprend l'évaluation des caractéristiques suivantes [R.R.Q., c. Q-2, r.22] :

¹ Le DBO_5C est une mesure de l'oxygène dissous nécessaire pour permettre la dégradation de la matière organique (partie carbonée) par les bactéries aérobies. La valeur est exprimée en mg O₂ consommé par litre d'échantillon durant 5 jours à 20 °C.

² Informations de M. Jean Couture, responsable du programme « Critères de conception des ISA » du BNQ au Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) à Montréal.

- (i) La topographie du terrain,
- (ii) La pente du terrain récepteur,
- (iii) La perméabilité du sol,
- (i) Le niveau du roc, des eaux souterraines ou de toute couche de sol perméable, peu perméable ou imperméable, selon le cas, sous la surface du terrain récepteur,
- (ii) L'indication de tout élément pouvant influencer la localisation ou la construction d'un dispositif de traitement.

Selon le guide technique, **la pente du terrain** ne constitue pas un élément directement lié à la capacité de traitement d'un sol, mais plutôt à la capacité d'évacuation des eaux par la couche naturelle de sol sans provoquer de résurgence. Cependant, la pente du terrain est un des facteurs qui déterminent les types de traitements admissibles (Tableau 4).

Le règlement reconnaît 4 classes de **perméabilité du sol** (Tableau 1) qui doivent être déterminées par des tests sur place par un expert dans le domaine (p. ex. un ingénieur membre de l'OIQ, un géologue membre de l'OGQ ou un technologue membre de l'OTPO). Le règlement requiert certains tests d'infiltration mais également la simple corrélation entre la texture et la perméabilité (selon le diagramme de corrélation p. 70/92 en Annexe I du Q-2, r. 22). Cette dernière méthode de corrélation n'est pas un essai sur le terrain, mais une relation entre le niveau de perméabilité et des pourcentages de sable, de silt et d'argile.

Tableau 1 : Niveaux de perméabilité du terrain récepteur

Classe	Perméabilité (cm/s)
Sol imperméable	$\leq 6 \times 10^{-5}$
Sol peu perméable	$> 6 \times 10^{-5}$ et $\leq 2 \times 10^{-4}$
Sol perméable	$> 2 \times 10^{-4}$ cm/s et $\leq 4 \times 10^{-3}$
Sol très perméable	$> 4 \times 10^{-3}$

L'analyse de la perméabilité par tests d'infiltration se fait par une série de mesures effectuées dans au moins trois trous d'essais (profondeur d'au moins 1,8 m, diamètre maximal de 15 cm) repartis sur le terrain. Les niveaux d'eau dans les trous d'essais doivent être mesurés sur une période « suffisamment longue » pour tenir compte des variations temporelles de la nappe phréatique. Une analyse de la couleur du sol est recommandée dans le guide technique pour déterminer les zones de saturation/stagnation et drainage.

Tableau 2 : Choix des capacités hydrauliques

Nombre de chambres à coucher	Débit (L/jour)
1	540
2	1 080
3	1 620
4	2 160
5	2 700
6	3 240

Un des paramètres les plus importants est **l'épaisseur du sol propice à l'épuration des eaux**. Selon le règlement, le maintien d'une épaisseur minimale de sol non saturé (i.e. la distance entre la surface du terrain et la nappe des eaux souterraines) sous la surface d'application des eaux usées et un

temps de contact suffisant sont des prérequis pour la décontamination des eaux usées par la biodégradation.

De plus, le débit total quotidien d'eaux usées à traiter (calculé selon le nombre de chambres à coucher pour les résidences isolées) et la perméabilité du sol permettront de déterminer la superficie de terrain récepteur requise pour l'installation du dispositif de traitement et influenceront le choix de celui-ci. Le Règlement priorise les dispositifs avec infiltration des eaux usées sur les dispositifs qui rejettent les eaux en surface. Les systèmes conventionnels sont généralement moins coûteux à l'achat et ne nécessitent pas d'entretien à l'exception de la vidange de la fosse septique. Les systèmes certifiés sont plus compacts mais nécessitent un entretien annuel puisqu'ils sont plus complexes et que leur performance est liée à un entretien de leurs composantes. Dans la plupart des cas, le propriétaire va choisir le système le moins coûteux et nécessitant le moins d'entretien. Le Tableau 4 résume les critères de conception pour chaque type de traitement.

Tableau 3 : Niveau de traitement des systèmes certifiés selon la partie A du guide technique et leur classe selon la norme NQ 3680-910

Niveau de traitement	Définition	Classe selon NQ3680-910	Normes de rejet*			
			MES (mg/L)	DBO ₅ C (mg/L)	Coliformes fécaux (#/100 mL)	Phosphate (mg/L)
Primaire	Opération visant à enlever les matières flottantes et la partie décantable des matières en suspension. Ces opérations ne constituent pas un traitement complet et, pour cette raison, on les qualifie de prétraitements.	I	≤ 100	-	-	-
Secondaire	Traitement visant à réduire les matières en suspension (MES) et la pollution carbonée (DBO ₅ C) en faisant intervenir l'activité bactérienne.	II	≤ 30	≤ 25	-	-
Secondaire avancé	Traitement visant une réduction plus poussée des MES et de la pollution carbonée (DBO ₅ C) en faisant intervenir l'activité bactérienne.	III	15	15	50 000	-
Tertiaire avec déphosphatation	Traitement de niveau équivalent au traitement secondaire avancé pour la réduction des MES et la pollution carbonée (DBO ₅ C), mais qui vise une réduction de la charge en phosphate ou encore la déphosphatation	IV	15	15	50 000	1
Tertiaire avec désinfection (avec des lampes UV ou autre)	Traitement de niveau équivalent au traitement secondaire avancé pour la réduction des MES et de la pollution carbonée (DBO ₅ C), mais qui vise une désinfection	V	15	15	200	-

* Il y a dépassement de cette norme si la concentration dans 2 échantillons prélevés à l'intérieur d'une période de 60 jours excède cette norme.

Tableau 4 : Critères de conception des éléments épurateurs conventionnels (informations résumées à partir du guide technique (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2015))

Système de traitement et d'évacuation	Distance min. d'un lac / cours d'eau / marais / étang (m)	Perméabilité du sol	Épaisseur minimale du sol *1 (m)	Épaisseur minimale effective du sol *2 (m)	Pente du terrain (%)	Superficie nécessaire selon # de chambres (1 – 6) (m ²)
Installation à vidange périodique*3	n/a	Imperméable, peu perméable, perméable, très perméable	0,3	0,3*	< 30	42 à 197
Élément épurateur classique	15	Très perméable ou perméable	1,2*4 ou 0,9*5	0,6*4 ou 0,9*5	< 30	80 à 360*4 53 à 240*5
Élément épurateur modifié	15	Très perméable ou perméable	1,2*4 ou 0,9*5	0,6*4 ou 0,9*5	≤ 10	27 à 120*4 18 à 80*5
Puits absorbant	15	Très perméable	3,0	min 0,9	< 30	15 à 30
Filtre à sable hors sol	15	Très perméable, perméable ou peu perméable	0,6	0,9	≤ 10	18 à 78*4 12 à 52*5
Filtre à sable classique dont l'effluent est dirigé vers un champ de polissage	15	Peu perméable ou imperméable	0,6	0,6	≤ 15	18 - 78*4 12 – 52*5
Champ de polissage	15	Perméable ou peu perméable	0,3	0,3	< 30	7 – 32*6 14 – 64*7 35 - 162*8
		Très perméable	0,6	0,6		

*1 Distance entre la surface du terrain récepteur et du roc, des eaux souterraines ou de toute couche de sol imperméable ou peu perméable.

*2 Distances entre les éléments d'infiltration (tranchées perforées ou fond d'un puits absorbant) et la nappe d'eau souterraine, le roc ou une couche peu- / imperméable.

*3 Si le terrain récepteur ne permet pas de construire l'une des installations d'infiltration et d'épuration, il est possible d'installer seulement une fosse étanche avec vidange périodique pour les eaux d'un cabinet d'aisance. Les eaux grises (ménagères) doivent être acheminées vers une fosse septique et infiltrées dans un champ d'évacuation. Ceci est autorisé seulement pour les résidences existantes, les camps de chasse ou de pêche et les résidences assimilées à des résidences existantes (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2015).

*4 lorsque l'effluent provient d'un système de traitement primaire.

*5 lorsque l'effluent provient d'un système de traitement secondaire.

*6 lorsque le sol du terrain récepteur est très perméable.

*7 lorsque le sol du terrain récepteur est perméable.

*8 lorsque le sol du terrain récepteur est peu perméable.

2.3.2 Caractéristiques des systèmes de traitement et d'évacuation conventionnels

Cette section vise à donner un survol du fonctionnement des éléments d'ISA conventionnels. Le Tableau 4 résume les critères de construction. Des schémas pour chaque système sont présentés sous forme de tableau en Annexe I. Les systèmes de traitement avancés – notamment les systèmes secondaires avancés et tertiaires sont décrits dans la section 2.3.3.

La fosse septique. Selon le guide technique - partie B (MDDELCC, 2015c), une fosse septique contient généralement deux compartiments destinés à retenir l'écume et les solides. Le temps de rétention est d'un minimum de 24 h pour permettre la sédimentation des solides. La taille ou capacité de la fosse septique dépend du nombre de chambres à coucher de la résidence et varie entre 2,3 m³ et 4,8 m³. Elle peut être construite sur place ou préfabriquée en béton armé, en polyester renforcé ou en polyéthylène, mais doit être étanche pour éviter l'infiltration directe dans le sol. Habituellement, un préfiltre est installé à la sortie de la fosse septique pour diminuer le colmatage de l'élément épurateur. Les boues et les écumes qui s'accumulent dans la fosse doivent être vidangées selon les critères de l'article 13 du Règlement soit à chaque 2 ou 4 ans selon que le bâtiment est utilisé à l'année ou de façon saisonnière ou selon la mesure des écumes et des boues. Le contenu vidangé est ensuite acheminé vers un site autorisé qui peut le traiter, le valoriser ou en disposer conformément à la loi.

Il existe différents **dispositifs de traitement conventionnels**. Ceux-ci peuvent être constitués de tranchées d'absorption/d'infiltration (épurateur classique), d'un lit d'absorption (épurateur modifié), d'un trou creusé avec parois perméables (puits absorbant) ou être construits sur une couche de sable filtrant (filtre à sable hors sol). Le filtre à sable classique et le champ de polissage sont aussi des systèmes conventionnels.

L'élément épurateur classique est un élément épurateur qui sert à infiltrer les eaux clarifiées (sortant de la fosse septique) dans le sol naturel. Les bactéries aérobies du sol dégradent une partie de la matière organique et retiennent les MES. La superficie de l'élément d'infiltration dépend du nombre de chambres à coucher. Les critères exacts concernant la longueur et largeur des tranchées d'absorption, les distances entre les tranchées, les caractéristiques du remblai de gravier et la taille du gravier dépendent de l'alimentation du système (gravitaire ou sous faible pression) peuvent être trouvés dans les sections 9.2.4 à 9.2.8 du guide technique - partie B.

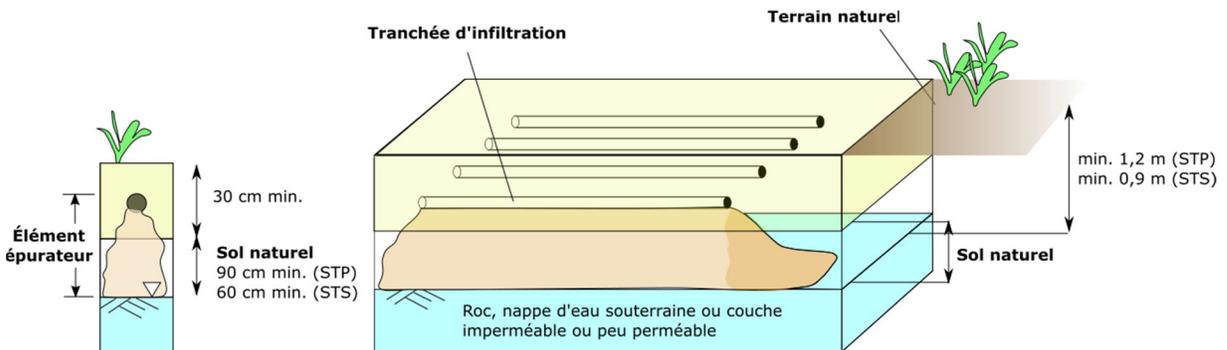


Figure 2 : Exemple d'un élément épurateur au niveau du sol (le 60 cm de terre de remblai perméable à l'air n'est pas représenté) avec distances à respecter (STP = si l'eau sort d'un système de traitement primaire (fosse septique), STS = si l'eau sort d'un système de traitement secondaire)

Un élément **épuration modifié** est similaire à l'élément épurateur classique avec la différence qu'il est conçu avec un lit d'absorption. Les conditions pour la construction sont sensiblement les mêmes que pour l'élément épurateur classique à l'exception que la pente du terrain récepteur doit être $\leq 10\%$. De plus, la superficie nécessaire pour l'installation d'un élément épurateur modifié est plus petite que celle requise pour un élément épurateur classique. Il peut être construit uniquement lorsque l'élément épurateur classique ne peut pas être construit.

Le **puits absorbant** est également un élément épurateur. Il diffère des éléments épurateurs classiques en ce qu'il n'est pas constitué de tranchées d'infiltration mais d'un trou dans le sol où les parois sont maintenues par une structure construite sur place ou préfabriquée. Comme les parois ajoutent une superficie d'adsorption, l'encombrement est encore moins important qu'avec l'élément épurateur modifié. Pour opérer un puits absorbant, la couche de sol naturel au-dessus de la nappe d'eau souterraine doit être plus épaisse. La résidence isolée desservie doit compter 3 chambres à coucher ou moins. Dans le cas d'un autre bâtiment, le débit total quotidien doit être inférieur ou égal à 1 620 litres/jour (MDDELCC, 2015c).

Le **filtre à sable hors sol** est également un élément épurateur. Il s'agit d'un lit de sable d'emprunt qui réalise la filtration des eaux quand la distance entre la nappe, le roc ou de sol imperméable et l'élément épurateur est trop courte et ne permet pas l'installation d'un élément épurateur classique ou modifié (MDDELCC, 2015c).

Le **filtre à sable classique** est un dispositif dont la conception repose sur le remplacement de la couche de sol naturel par un matériau filtrant lorsque le sol est imperméable ou peu perméable (MDDELCC, 2015c). Il y a deux niveaux de tuyaux perforés dans le lit de sable : les tuyaux supérieurs qui répartissent les eaux venant de la fosse septique et les tuyaux inférieurs qui interceptent les eaux épurées pour les canaliser vers un système de traitement additionnel. L'effluent d'un filtre à sable classique doit être évacué vers un système tertiaire ou un champ de polissage qui complète le traitement des rejets. Si la construction d'un système d'épuration additionnel n'est pas possible et si le débit du rejet est inférieur à $1/300^{\text{ème}}$ du débit du cours d'eau en période d'étiage et ne se trouve pas en amont d'un lac, d'un marais ou d'un étang, alors le rejet du filtre à sable classique peut également être dilué dans un cours d'eau (d'autres critères s'appliquent).

Le champ de polissage ressemble à un élément épurateur (tranchées d'infiltration). Il est précédé d'un filtre à sable classique, d'un système de traitement secondaire avancé ou tertiaire et il sert à compléter l'épuration dans le terrain récepteur (MDDELCC, 2015c).

2.3.3 Caractéristiques des systèmes de traitement et d'évacuation avancés (certifiés BNQ 3680-910)

Un système de traitement certifié doit respecter des normes de rejets prescrites par le Règlement (MDDELCC, 2015c). Selon le niveau de certification, le système doit permettre un abattement additionnel de la matière organique, l'abattement du phosphore et/ou la désinfection. L'eau usée traitée à l'aide d'un système avancé est ensuite infiltrée dans le sol naturel (dans quelques exceptions, il est également possible de le rejeter en surface). Sur le marché québécois, plusieurs systèmes de traitement certifiés sont disponibles. En date du 1^{er} janvier 2021, il y a quatre fournisseurs québécois de systèmes de traitements autonomes des eaux usées certifiés par le BNQ: Premier Tech Technologies Limitée div. (systèmes BIOFILTRE ECOFLO), Technologies Bionest Inc. (systèmes BIONEST), DBO Expert Inc. (ENVIRO-SEPTIC), et Biofiltra Inc. (ECOPHYLTRE). De plus, il y a un fournisseur des États-Unis (Norweco, Inc.) et de l'Ontario (Waterloo biofilter systems Inc.) qui sont également certifiés pour le marché québécois.

Système Enviro-Septic (DBO-Expert)³ : C'est un système de traitement secondaire avancé où les eaux de la fosse septique sont distribuées dans les tranchées brevetées d'un élément « épurateur avancé ». Les tranchées d'infiltration sont faites en polyéthylène haute densité (PE-HD) et elles sont enrobées par un géotextile. Selon le fabricant, les conduites ont été conçues pour maximiser le développement de bactéries aérobies et anaérobies sur les surfaces intérieure et extérieure des conduites. Les conduites sont ensuite installées dans du sable filtrant.

Waterloo filter (DBO-Expert / Waterloo Biofilter)⁴ : C'est un réacteur rempli de cubes en mousse d'éponge (environ 7 x 7 x 7 cm) et les eaux usées sortant de la fosse septique sont pompées et vaporisées au-dessus du réacteur. Les éponges absorbent les eaux et les microorganismes aérobies qui se développent sur les éponges dégradent la matière organique. L'aération dans le réacteur est assurée en évitant la stagnation de l'eau dans ce réacteur.

Ecophyltre (Système Biofiltra Inc.)⁵ : Ce système se compose d'un lit filtrant sur lequel des roseaux sont plantés. L'ensemble des plantes et la filtration aident à la purification des eaux. Les eaux de ce filtre sont ensuite acheminées dans un champ de polissage ou vers un massif filtrant de désinfection.

Réacteur biologique Bionest (Bionest Inc.)⁶ : Le biofiltre se compose de deux chambres dont la première est remplie de matériel breveté de haute surface spécifique sur lequel se développe un biofilm. La première chambre de ce bioréacteur est aérée avec un dispositif de diffusion d'air à fines bulles (permettant l'abattement de DBO₅C et d'ammoniac). La deuxième chambre n'est pas aérée (permettant la dénitrification) et les eaux de cette chambre sont en partie recirculées dans la première chambre. L'eau traitée est ensuite acheminée dans un champ de polissage. Le système Bionest est considéré comme un traitement secondaire avancé et peut être considéré comme traitement tertiaire avec un réacteur de désinfection UV.

³ <https://www.enviro-septic.com/>

⁴ <https://waterloo-biofilter.com/residential/>

⁵ <http://biofiltra.ca/en/>

⁶ <https://www.bionest-tech.com/QC-fr/produit/4/residentiel.html>

Systeme Ecoflo (Systèmes Premier Tech Aqua) ⁷ : Il s'agit d'un biofiltre rempli avec des milieux filtrants brevetés (bourres de coco ou autre) et les effluents de ce filtre sont acheminés vers un filtre à sable ou un champ de polissage. Le système peut inclure la déphosphatation et la désinfection UV pour obtenir un traitement de classe tertiaire.

2.4 Types de puits domestiques au Québec

Il est estimé qu'en moyenne 14 % de la population au Québec (ou 1 217 275 personnes) s'approvisionne en eau potable à partir d'un puits individuel (Féret, 2016). Selon des données de 2016, le plus grand nombre de personnes non desservies par un réseau municipal se trouve dans les régions de la Montérégie (275 409 personnes), de Lanaudière (148 571 personnes), des Laurentides (137 331 personnes), de Chaudière-Appalaches (126 160 personnes), de l'Outaouais (107 198 personnes), de l'Estrie (99 039 personnes) et de Montréal (63 503 personnes) (Féret, 2016). Le MELCC reçoit entre 4 000 et 5 000 nouveaux rapports de forage de puits privés par année (Annexe 2 – Description de projet).

Au Québec, le puits aménagé par forage est le plus répandu (MDDELCC, 2015a). Le tubage de ce type de puits est de petit diamètre (soit 15 cm) et typiquement profond (en moyenne 45 m). Il est utilisé lorsque le roc est près de la surface ou quand les dépôts non consolidés (dépôts meubles) ne sont pas suffisamment productifs (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2015). En pratique, la plupart des puits sont forés jusqu'au socle rocheux car l'installation de la crépine dans le dépôt n'est pas toujours bien maîtrisée par les foreurs. Si le roc n'est pas assez productif, une fracturation additionnelle est induite, généralement par hydrofracturation par le foreur.⁸ D'autres types de puits existent, notamment le puits de surface, la pointe filtrante et les installations de prélèvement d'eau souterraine issue d'une résurgence naturelle.

2.5 Contrôle de la qualité de l'eau des puits domestiques et entretien

Les puits individuels ne sont pas soumis au contrôle de la qualité d'eau du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP, Q-2, r.40); ce règlement n'est alors pas contraignant pour les propriétaires. Cependant, le propriétaire d'un puits doit respecter les normes édictées dans le RQEP c'est-à-dire qu'un propriétaire doit fournir une eau potable à sa famille et à ses visiteurs. Dans l'ancien règlement (RCES), le propriétaire d'un ouvrage de captage était tenu de faire prélever des échantillons d'eau souterraine et les faire analyser par un laboratoire accrédité entre le deuxième et le trentième jour suivant la mise en marche de l'équipement. Cette obligation n'existe plus dans le nouveau règlement RPEP (MDDELCC, 2015a).

Le MELCC recommande toutefois de (1) toujours réaliser une analyse de la qualité d'eau après la mise en route concernant les paramètres microbiologiques (bactéries entérocoques, coliformes totaux, bactéries *E. coli* – mais pas les virus) et pour des paramètres physico-chimiques (arsenic, manganèse, baryum, nitrites, nitrates, chlorures, sodium, fer, sulfates, fluorures et dureté totale) et (2) faire un suivi de la qualité de l'eau durant toute la période d'opération du puits. Plus

⁷ <https://www.premiertechaqua.com/assainissement-traitement-eaux-usees/fosse-septique-algues.aspx>

⁸ Information de Dr. Chesnaux selon son expérience durant les projets PACES

précisément, le MELCC recommande de faire analyser l'eau au moins deux fois par année pour les paramètres microbiologiques, soit au printemps et à l'automne; et au moins une fois pendant la période d'utilisation d'un puits pour les paramètres physico-chimiques qui sont liés aux caractéristiques du sol et qui varient peu. (3) Le MELCC propose également de faire réaliser des analyses supplémentaires lorsque des changements soudains du goût, de l'odeur ou de l'apparence de l'eau sont constatés, ou que des modifications sont apportées au puits ou au sol environnant. Une liste des laboratoires accrédités est disponible sur le site web du MELCC⁹.

La présence des bactéries *E. coli*, confirmée par l'analyse proposée par le MELCC, indique la contamination d'un puits par une pollution d'origine fécale, la dégradation de la qualité bactérienne de l'eau et la vulnérabilité du puits à la pollution de surface. Dans ce cas, le MELCC recommande de déterminer la source de la contamination et d'apporter les correctifs appropriés. Ces recommandations fournissent les détails concernant la consommation d'eau de puits contaminée (p. ex. l'ébullition durant au moins une minute avant de la consommer). De plus, le MELCC fournit la procédure d'un traitement-choc de désinfection pour les puits contaminés par les matières résiduelles d'origine végétale et animale qui consiste en un lavage avec de l'eau de javel du puits et du réseau de distribution d'eau domestique suivi d'un rinçage complet de la tuyauterie (MELCC, 2021).

Si un visiteur tombe malade après avoir bu l'eau d'un puits individuel, le propriétaire pourrait en être tenu responsable. Cependant, seulement une minorité de propriétaires effectuerait d'analyse de la qualité d'eau recommandée (Lessard et al., 2019). La faible participation des propriétaires de puits privés pour d'analyse de l'eau est associée aux quatre facteurs principaux (Lessard et al., 2019) :

- (i) Les facteurs individuels associés aux connaissances, croyances comportementales, par exemple l'absence de connaissances de la relation entre la qualité de l'eau et la santé et donc une faible perception du risque.
- (ii) Les facteurs interpersonnels associés aux croyances normatives comme l'absence des normes sociales dans la communauté.
- (iii) Les facteurs associés au contrôle perçu, un manque d'accès à des conseils en cas de contamination.
- (iv) Les facteurs sociodémographiques, environnementaux et politiques (l'accès limité aux laboratoires accrédités dans certaines régions du Québec, les coûts associés aux analyses).

3 LOCALISATION DES ISA ET DISTANCES SÉPARATRICES

3.1 Distances séparatrices entre les éléments d'une ISA et les puits domestiques au Québec

La localisation des systèmes de traitement et les distances séparatrices entre l'ISA et un puits sont dictées dans le Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection Q-2, R. 35.2 et le Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées Q-2, r. 22 (Gouvernement du Québec, 2019a, 2019b). Les puits domestiques tombent dans la catégorie 3 du RPEP, concernant des installations de prélèvement d'eau souterraine. Le règlement n'impose pas d'emplacement du puits par rapport au sens de l'écoulement des eaux souterraines. Cependant,

⁹ (MELCC, 2020)

le guide technique recommande d'aménager le puits à une élévation supérieure à celle du système de traitement des eaux usées, si le terrain le permet (MDDELCC, 2015a).

Les distances séparatrices **dépendent principalement de l'étanchéité des systèmes de traitement et du niveau de protection du puits domestique**. Selon le guide technique, un système étanche est un système d'où l'effluent est évacué seulement par un tuyau de sortie prévu à cette fin. Les systèmes étanches sont tous les systèmes primaires (p.ex. fosses septiques) et les systèmes de traitement avec un fond étanche (soit secondaires, secondaires avancés ou tertiaires). Selon cette classification, un élément épurateur est un système non étanche. Quand un traitement secondaire, secondaire avancé ou tertiaire n'est pas construit avec un fond étanche, il est également considéré non étanche. L'aménagement du puits (foré ou non, scellé ou non) définit son niveau de protection. Un résumé des distances séparatrices est donné au Tableau 5.

Concernant les éléments **étanches** des ISA, la distance séparatrice minimale entre le puits d'eau souterraine domestique et le système de traitement étanche est fixée à **15 m**. Cette distance séparatrice de 15 m est indépendante du niveau de protection du puits (puits foré scellé ou non). La distance entre le système étanche et une conduite de distribution d'eau potable est fixée à 1,5 m. De plus, les installations étanches doivent se trouver à l'extérieur de la rive d'un lac ou d'un cours d'eau, sauf exception et à 10 m d'un marais ou étang et à 1,5 m minimum de la limite de propriété. S'il s'agit d'un puits de catégorie 1 ou 2¹⁰ la distance séparatrice minimale est fixée à **30 m**. Cette distance représente l'aire de protection immédiate des installations de catégorie 1 ou 2 et elle est indépendante de l'aménagement du puits.

Les distances séparatrices à respecter pour les **éléments non étanches** des ISA sont plus larges mais dépendent également du niveau de protection du puits (puits foré et scellé ou non). La distance minimale entre le système non étanche et le **puits domestique non scellé** est **30 m**. En ce qui concerne la distance minimale d'une conduite d'eau de consommation, elle est de 2 m. La distance d'un lac, cours d'eau, marais ou étang est de 15 m et la distance avec la limite de propriété est de 2 m. Ces distances sont également à respecter par rapport aux systèmes de traitement des eaux usées des voisins. S'il s'agit d'un puits de catégorie 1 ou 2¹¹, la distance séparatrice minimale entre le puits et le système non étanche est fixée à **30 m**. Tel que l'illustre la Figure 3, les distances séparatrices minimales mentionnées doivent être respectées dans le cas des systèmes installés sur le terrain du demandeur de permis et aussi par rapport à tout système étanche et non étanche situé sur les lots voisins.

3.2 Permissions pour réduire des distances séparatrices

Selon le guide technique, des exceptions sont possibles pour réduire les distances séparatrices entre les éléments d'ISA et un puits domestique.

3.2.1 Réduction des distances séparatrices pour des puits scellés

La distance entre un puits et un système d'eaux usées non étanche peut être réduite de 30 m à ≥ 15 m pour la construction d'un puits creusé par forage scellé sous la supervision d'un

¹⁰ Une installation de catégorie 1 et 2 alimente une municipalité ou un aqueduc pour plus de 21 personnes.

¹¹ Les distances séparatrices s'appliquent aux puits de catégorie 3 peu importe le type de puits (puits de surface, pointe filtrante, puits foré, installation de prélèvement d'eau souterraine issue d'une résurgence naturelle)

professionnel conformément à l'article 19 du RPEP. Si le puits a été scellé avant le 2 mars 2015, donc conformément au vieux Règlement (RCES), la distance de 30 m reste en vigueur. L'aménagement d'un système de traitement non étanche des eaux usées à moins de 30 m (mais ≥ 15 m) d'un puits existant est possible si le puits a été construit et scellé après le 2 mars 2015. Les détails techniques du scellement d'un puits foré sont décrits dans la section 3.3.

3.2.2 Réduction des distances séparatrices pour des eaux souterraines protégées et autres exceptions

S'il s'agit d'un remplacement ou d'une modification d'un puits existant (cette solution n'est pas permise pour l'aménagement d'un nouveau puits), alors le RPEP permet également la diminution des distances séparatrices à < 15 m si une étude hydrogéologique réalisée par un professionnel atteste l'une ou l'autre des situations suivantes :

Une formation géologique superficielle et peu perméable assure une protection naturelle des eaux souterraines,

- La configuration du terrain ou une infrastructure à proximité prévient les risques pour la qualité des eaux souterraines,
- La conception du puits assure une protection équivalente,
- Les dimensions du terrain ne permettent pas de respecter les distances en raison de la présence d'une construction principale autorisée par la municipalité.

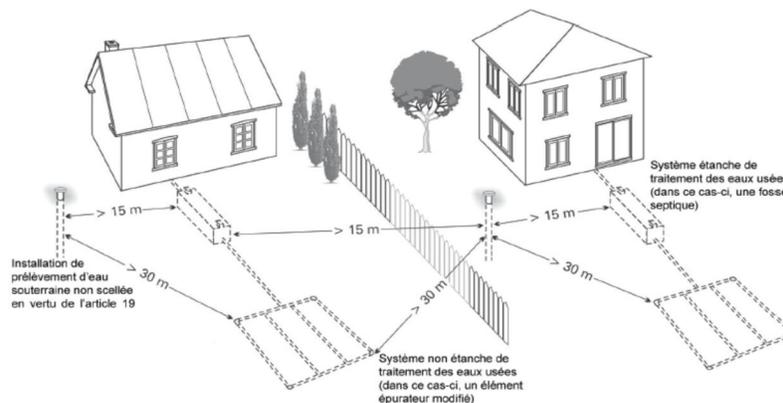


Figure 3 : Distances minimales à respecter entre un puits domestique et les systèmes de traitement des eaux usées avoisinants (extrait du guide technique Partie B (MDDELCC, 2015c))

Tableau 5 : Résumé des distances séparatrices entre les éléments d'ISA et les puits d'eau potable

Système ISA	Étanchéité	Distance minimale d'un puits catégorie 1 ou 2	Distance minimale d'un puits privé ¹¹	Si puits est construit par forage et scellé sur 5 m ¹²	Si une des exceptions est applicable ¹³ et s'il s'agit d'une modification ou d'un remplacement d'un puits existant
Fosse septique (primaire)					
Traitement secondaire avec fond étanche	Étanche	≥ 30 m	≥ 15 m	≥ 15 m	< 15 m
Secondaire avancé avec fond étanche					
Tertiaire avec fond étanche					
Secondaire sans fond étanche p.ex. élément épurateur, puits absorbant, filtre à sable classique et hors sol	Non étanche	≥ 30 m	≥ 30 m	≥ 15 m	< 15 m
Secondaire avancé sans fond étanche					
Tertiaire sans fond étanche					

3.3 Scellement des puits domestiques

En général, les distances minimales entre les puits domestiques et les ISA décrites dans la section 0 du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection Q-2, R. 35.2 (RPEP) sont à respecter. Ce règlement nécessite le scellement du puits si :

- La distance requise de 30 mètres entre le puits et un système non étanche de traitement des eaux usées ne peut être respectée et doit être aménagé à une distance égale ou supérieure à 15 mètres.
- Le puits est aménagé dans une plaine inondable;
- Le roc se situe à moins de 5 mètres de la surface dans le cas d'un puits foré dans une formation rocheuse. Dans ce cas particulier, la supervision du scellement par un professionnel n'est pas requise.

Les critères de scellement réalisés conformément au RPEP (Gouvernement du Québec, 2019b) sont :

- Le puits doit être creusé par forage avec un diamètre ≥ 10 cm supérieur au diamètre nominal du tubage du puits sur une profondeur minimale de 5 mètres.
- Le tubage permanent, excluant la crépine, doit atteindre une profondeur minimale de 5 mètres.
- L'espace annulaire entre le trou de forage et le tubage du puits doit être rempli selon les règles de l'art, sur une profondeur minimale de 5 m au moyen d'un matériau qui assure un

¹¹ Les distances séparatrices s'appliquent aux puits de catégorie 3 peu importe le type de puits (puits de surface, pointe filtrante, puits foré, installation de prélèvement d'eau souterraine issue d'une résurgence naturelle)

¹² Ceci est valable seulement pour les puits scellés après le 2 mars 2015

¹³ Selon la section 3.2 du présent rapport

- scellement étanche et durable tel qu'un mélange ciment-bentonite ou de la bentonite pure.
- d) Le tubage extérieur doit être retiré sans compromettre l'intégrité du scellement.
- e) Le scellement doit être réalisé sous la supervision d'un professionnel.

Le guide technique sur le prélèvement des eaux (MDDELCC, 2015a) précise que le tubage utilisé pour le puits doit avoir une épaisseur nominale de 4,78 millimètres et il doit être conforme à la norme ASTM A-53 Grade B, ou à la norme ASTM A-589 Grade B s'il est en acier, ou à la norme ASTM A-409 s'il est en acier inoxydable.

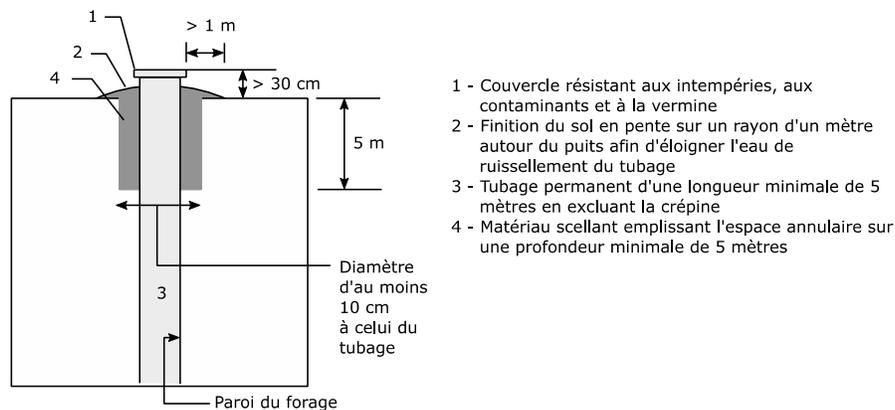


Figure 4 : Installation de prélèvement scellée conformément à l'article 19 du RPEP (modifié de la figure p. 19 du guide technique (MDDELCC, 2015a))

3.4 Distances séparatrices - Réglementation ailleurs au Canada et dans le monde

Ce chapitre résume les informations concernant les distances séparatrices entre les puits privés et les ISA dans différentes provinces du Canada. Une synthèse des informations est présentée dans le Tableau A 1. En général, les distances séparatrices entre le puits et les ISA varient entre 10 et 60 m dans les cinq provinces étudiées (MDDELCC, 2017). Chaque province a ses propres critères comme le type d'ISA, le scellement du puits, la profondeur du puits et le type de puits (foré, creusé, source captée) (MDDELCC, 2017).

3.4.1 Autres provinces du Canada

En **Colombie-Britannique**, le règlement sur la protection de l'eau souterraine (*Groundwater protection regulation – GWPR*) et le « *Water sustainability act* » encadrent l'aménagement des puits domestiques et les distances séparatrices. La dernière mise-à-jour a été effectuée en 2016. Aucune différence n'est faite entre un puits municipal et un puits individuel (MDDELCC, 2017). Ainsi, la distance séparatrice entre un puits et une fosse septique est d'au moins de 30 m, mais peut être révisée par un expert en hydrogéologie (British Columbia Ministry of Health, 2010). La distance entre un réservoir septique de stockage à vidange périodique et un puits est d'au moins 15 m (Government of British Columbia, 2004). De plus, un puits en CB doit être à une distance minimale de 15 m d'un autre puits. Les distances sont indépendantes du scellement du puits. En

effet, chaque puits doit être scellé systématiquement jusqu'à une profondeur minimale de 5 m (avec exceptions, voir Tableau A 1).

En **Ontario**, le Règlement 903 – Puits (dernière mise-à-jour Janvier 2014) et la Loi sur les ressources en eau de l'Ontario R.R.O., (1990) encadrent les puits domestiques. La distance séparatrice dépend du scellement du puits individuel. Quand le puits a été scellé jusqu'à une profondeur de ≥ 6 m, la distance séparatrice entre le puits et le système de traitement des eaux usées domestiques (infiltration) est de 15 m sinon elle est de 30 m (Government of Ontario, 2016).

En **Saskatchewan**, les puits domestiques sont régis par le Règlement sur la Plomberie et le Drainage (Government of Saskatchewan, 2011) et le guide technique pour les ISA (Mance, Peterson, & Sketchell, 2008). Les distances séparatrices entre un puits et un système septique étanche et non étanche sont fixées à 9 et 15 m respectivement dans le guide technique. Le guide précise que chaque puits foré est construit avec un tubage pour éviter que le trou de forage ne s'effondre et que l'espace entre le tubage et le sol doit être rempli avec un matériau comme la bentonite pour sceller la longueur jusqu'au gravier (la zone d'infiltration).

Le **Nouveau-Brunswick** régit les puits domestiques avec le Règlement sur les puits d'eau et la Loi sur l'assainissement de l'eau (mis à jour en 2012). Les distances dépendent de l'étanchéité du système et du type de puits (foré ou creusé) et varient entre 15 et 30 m. Au Nouveau-Brunswick, une analyse d'eau est obligatoire pour les nouveaux puits et les puits re-forés depuis 1994. Le test inclus des paramètres physico-chimiques ainsi que microbiologiques (coliformes totaux et coliformes fécaux). Avant la construction du puits, l'entrepreneur de forage perçoit les frais d'échantillonnage (payable au Ministère des finances) et donne un coupon pour le test de qualité au propriétaire en échange. Avec le coupon, le propriétaire peut obtenir une trousse d'échantillonnage (auprès des centres de service du Nouveau-Brunswick) et est ensuite responsable de réaliser l'échantillonnage de son puits (après un temps d'usage, mais avant 12 mois après construction). Les échantillons et le coupon doivent ensuite être envoyés au centre qui a fourni la trousse d'échantillonnage.

3.4.2 Les États-Unis

Aux États-Unis, les propriétaires d'un puits privé sont responsables pour la sécurité de leur eau. Les différents États avec leurs agences environnementales régionales ou locales peuvent adopter leurs propres règlements pour encadrer les propriétaires. Comme pour les puits privés, les installations septiques autonomes ne sont pas encadrées par les agences fédérales, mais plutôt par des agences de chaque état et les autorités régionales et locales (InspectApedia, 2021).

L'**agence de la protection environnementale** (Environmental Protection Agency, EPA) ne réglemente pas les puits privés et ne fournit pas non plus les critères recommandés ou standards pour la construction, maintenance et destruction des puits privés. Par contre, l'EPA offre des informations concernant l'échantillonnage des puits privés et des conseils concernant les technologies pour le traitement des eaux contaminées des puits (EPA, 2020). Concernant le traitement décentralisé des eaux usées, l'EPA joue un rôle similaire. L'EPA met à disposition plusieurs guides et manuels techniques et de gestion en anglais et espagnol (EPA, 2021). Leur guide de gestion des systèmes décentralisés, par exemple, s'adresse aux autorités locales et est volontaire. Ce guide de gestion est donc un outil qui supplémente toutes les autres exigences du fédéral, de l'état ou du gouvernement local (EPA, 2020). Dans son guide, l'EPA propose différentes stratégies et modèles de gestion pour encadrer les propriétaires des ISA selon les différents niveaux

de vulnérabilité environnementale. Par exemple, dans des zones de faible vulnérabilité environnementale, l'EPA propose une approche d'encadrement de type « sensibilisation du propriétaire » avec des rappels qui indiquent le besoin de maintenance du système. Des feuilles techniques disponibles sur le site web de l'EPA, expliquent les différents types d'ISA, et donnent des informations générales concernant leurs avantages et inconvénients.

Au **Vermont**, les distances séparatrices entre des puits privés et les ISA sont règlementées dans le chapitre 5 du Environmental protection rule (ANR-DEC.Vermont, 2010). Les distances dépendent du type de puits et – comme au Québec – du type d'ISA. Le calcul des distances séparatrices est résumé dans le règlement Vermont Water Supply Rule, Annexe 21-A, partie 11, §11.4, tableau A11-2 (ANR-DEC.Vermont, 2010). Les distances séparatrices sont déterminées en fonction du débit de conception d'infiltration d'eaux usées (de 2000 gpj à 6 500 gpj) et les débits journaliers maximaux du puits (de 1.9 à 8 gpm). Selon la situation, les distances varient entre 30.5 m (100 pieds) et 70 m (200 pieds) ou plus. Pour les cas de haut débit - soit de pompage de l'eau souterraine ou de l'infiltration d'eau usée - un hydrogéologue doit déterminer l'aire de recharge potentielle de l'aquifère et la distance nécessaire pour permettre un temps de déplacement d'eau souterraine de 2 ans. S'il s'agit d'un puits ou d'une source peu profonde, la distance de séparation doit dépasser 46 m (150 pieds). Si la source d'eau potable est potentiellement en bas d'une pente descendante du site d'infiltration des eaux usées, la distance de séparation minimale doit être 152 m (500 pieds). Si le fond de la source d'eau potable est plus élevé que la source de contamination d'eau usée, la distance séparatrice peut être réduite à 15.2 m (50 pieds). Les distances peuvent être augmentées si le consultant qualifié, le technicien, l'ingénieur professionnel ou l'hydrogéologue jugent cela nécessaire pour protéger l'aquifère. Les distances minimales peuvent être réduites dans des cas particuliers et seulement suivant une demande écrite par un consultant qualifié auprès du secrétaire responsable. Un puits dans un aquifère rocheux et dans un aquifère de gravier doit être réalisé avec un tubage étanche sur une longueur de 6 m (20 pieds). L'espace annulaire doit être rempli de matériel scellant (ANR-DEC.Vermont, 2010) .

Au **Maine**, les distances séparatrices sont définies dans le règlement Well drillers and pump installers rules (Maine Government, 2012). Selon le débit d'infiltration d'eaux usées, la distance séparatrice horizontale entre un puits privé et un élément d'infiltration est au minimum de 30.5 m (100 pieds) (infiltration ISA < 2000 gpj), ou 91 m (300 pieds) (Infiltration ISA ≥ 2000 gpj).

Dans le cas des puits installés dans le roc fracturé, la distance minimale peut être réduite si la taille du terrain n'est pas suffisante. La réduction de la distance est définie en fonction de la longueur du tubage (« casing ») ou du scellement (voir Tableau A-1). Il n'est pas possible de réduire la distance à moins de 18 m (60 pieds) (infiltration d'eaux usées < 2000 gpj) ou 55 m (180 pieds) (infiltration de ≥ 2000 gpj).

Dans l'état de **New York**, les distances sont règlementées par la loi « Public Health Law 2016(18), Part 5, Subpart 5-1 Standards for Water Wells – Appendix 5B » et par la loi « Public Health Law 201(1)(1), Appendix 75-A Wastewater Treatment Standards – Residential Onsite Systems ». Les distances séparatrices requises sont les même qu'au Québec Par contre, si le puits est localisé en aval hydraulique d'un système de traitement d'eaux usées, la distance séparatrice doit être au minimum de 61 m (Appendix 75-A). Pour les puits installés dans le roc fracturé, le tubage doit avoir la même profondeur que le dépôt meuble si ce dépôt meuble est moins profond et le puits doit être scellé (Appendix 5-B).

En **Californie**, le règlement *Water Quality Control Policy for Siting, Design, Operation and Maintenance of Onsite Wastewater Treatment Systems* désigne des régies régionales de l'eau avec la responsabilité principale de garantir sa mise en place. Ce règlement a été adopté en 2012 et mis à jour en 2018. Le document s'applique aux nouveaux systèmes septiques et aux environ 1.2 millions de systèmes déjà sur le territoire de la Californie. Les distances horizontales minimales entre le système d'infiltration d'une ISA et un puits (ceci inclut les puits d'observation) sont fixées à 100 pieds (30.5 m). Il est à noter que les distances séparatrices peuvent aussi être fixées par les agences de santé locales (GAMA, 2015).

Le guide pour les propriétaires d'un puits privé recommande de respecter le guide de l'EPA qui propose une distance de > 30.5 m (100 pieds) entre les installations septiques autonomes et le puits domestique. L'EPA recommande également de positionner le puits en amont hydraulique d'un système septique. La régie des eaux potables de la Californie (State Water Board Division of Drinking Water) ne réglemente pas la qualité des eaux des puits privés mais encourage les propriétaires d'un puits privé à tester la qualité de leur eau. Une liste avec des paramètres à tester est fournie dans le guide (GAMA, 2015) et elle inclut : les bactéries coliformes, nitrates, conductivité électrique, minéraux (aluminium, arsenic, baryum, cadmium, chrome, fluorure, fer, plomb, manganèse, mercure, sélénium, argent) et des composés organiques volatiles. Le guide explique également l'interprétation des résultats d'une analyse d'eau et fournit les adresses des laboratoires accrédités.

Les propriétaires d'un puits obtiennent un permis de l'agence environnementale locale avant de construire, modifier ou détruire un puits. Les standards pour les puits doivent être respectés. Un puits privé doit être foré par un contracteur titulaire d'une licence. Il est recommandé de puiser un aquifère profond pour obtenir une meilleure qualité et quantité d'eau (GAMA, 2015). Pour la plupart, les agences locales demandent le scellement du puits, le minimum requis par le standard *California Well Standard* est 6 m pour des puits privés. Le standard donne les détails de la procédure de scellement et les vérifications nécessaires. Le scellement doit arriver au-dessus de la surface pour protéger le puits contre l'infiltration d'eau de surface. Il est obligatoire d'instaurer des mesures pour prévenir le refoulement et le siphonage d'eau dans le puits (CDWR, 1991).

3.4.3 D'autres pays d'intérêt

L'Union Européenne encadre l'approvisionnement en eau potable dans la « Directive relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine » (Directive 98/83/CE Du Conseil du 3 novembre 1998). Les distances séparatrices entre les puits privés et les systèmes de traitement privés sont réglementées par chaque état membre individuellement. Dès l'année 2000, la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) a posé des objectifs ambitieux en matière de reconquête de la qualité des ressources en eaux (qu'elles soient destinées à l'alimentation en eau potable ou non). Dans le cadre de cette directive, les États membres de l'Union européenne doivent agir pour protéger leurs captages d'eau potable dans le but de réduire les traitements appliqués à l'eau prélevée et lutter contre la détérioration de la qualité de la ressource (Gouvernement de la République française, 2020)

En **France** la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (n° 2006-1772 du 30 décembre 2006) ou « LEMA » règle l'assainissement des habitations non raccordées au tout-à-l'égout. Les ISA installées peuvent faire objet d'une inspection par le Service Public d'Assainissement Non Collectif, ou abrégé « SPANC ». Le SPANC effectue un contrôle au maximum tous les 10 ans. Durant cette inspection, les bordereaux de vidange doivent être fournis au contrôleur. En cas de contrôle

défavorable, il est demandé au propriétaire de mettre la fosse septique aux normes. Si le propriétaire ne le fait pas, des sanctions financières s'appliquent et la mairie peut décider de réaliser les travaux aux frais du propriétaire. En cas d'une pollution avérée de l'environnement, une amende allant jusqu'à 75 000 Euro (115 000 CAD) et une peine de prison maximale de 2 ans peuvent être requises (Travaux, 2019). La distance séparatrice entre l'ISA et un captage d'eau destinée à la consommation humaine est fixée à un minimum 35 m. Cette distance peut être réduite si le propriétaire peut garantir une eau propre à la consommation humaine (Arrêté du 7 septembre fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1.2 kg/j de DBO₅). La production d'eau d'un puits domestique en France est limitée à 1000 m³ par an et ce prélèvement doit être déclaré et autorisé depuis 2009. Les ressources d'eau privée sont considérées, a priori, comme non potables car non contrôlées. Si l'utilisation de l'eau est destinée à l'utilisation humaine, une analyse de l'eau doit être effectuée et ajoutée à la déclaration du puits domestique. L'analyse (type P1 mais sans analyse du chlore – arrêté du 11 janvier 2007) comprend des paramètres microbiologiques (bactéries coliformes, entérocoques intestinaux, *E.coli*, un dénombrement des micro-organismes revivifiables à 22°C et 36°C), des paramètres chimiques et organoleptiques (ammonium, aspect, couleur, odeur, saveur, carbone organique total, conductivité électrique, dureté, manganèse, nitrates, nitrites, pH, sulfates, température, alcalinité, turbidité) (Légifrance, 2017). Le puits doit être construit selon les règles de l'art en respectant la norme NF X 10-999.

Le cadre légal en **Allemagne** est la Loi sur l'approvisionnement en eau (Wasserhaushaltsgesetz, WHG) qui comprend le Règlement sur l'eau potable, le Règlement sur l'eau usée, le Règlement sur l'eau souterraine et le Règlement sur l'eau de surface qui définissent comment la loi est mise en pratique. Les différentes normes allemandes (Deutsche Industrienorm, DIN) et directives techniques émanent de l'état des connaissances dans le domaine de la construction (p.ex. des puits) ou d'analyse d'eau. Dans chaque province en Allemagne, il existe une autorité principale de la gestion de l'eau qui dépend dans la plupart des cas du Ministère de l'environnement provincial. Dans chaque région administrative existe en plus une autorité secondaire de la gestion de l'eau, l'office régional de l'eau.

La construction, mise en route, opération, entretien et mise hors service des puits domestiques sont règlementés par le Règlement sur l'eau potable. Selon ce règlement, il est ainsi obligatoire d'informer l'autorité de la santé publique régionale quand un puits domestique est installé/modifié/opéré/arrêté pour la production d'eau potable, ou si le propriétaire change. C'est l'autorité de la gestion de l'eau de chaque province/région qui peut donner des permis de construction et qui peut formuler des exigences supplémentaires. Une demande de permis contient les informations du lieu de construction, de l'utilisation des terres autour, des sites potentiels de contamination, une documentation photographique, un rapport d'expertise hydrogéologique, une description du profil du sol, la documentation de l'essai de pompage, la description de l'équipement technique du puits et des matériaux utilisés et les résultats de la qualité d'eau. Lors de la mise en service d'un puits domestique, après un long arrêt ou en cas d'absence de données antérieures, le propriétaire doit faire réaliser une analyse de la qualité de son eau. La liste des paramètres varie dans chaque province et dépend p.ex. de la géologie et de l'utilisation des terres autour (agricole, urbain). La liste des paramètres est établie par l'autorité de la santé publique de la province après la prise de connaissance des documents de la demande de permis. De plus, le propriétaire du puits doit analyser son eau au moins une fois par année pour les paramètres microbiologiques *E. coli*, entérocoques, coliformes totaux et colonies atypiques. Pour

une eau souterraine influencée par une eau de surface, les spores de *Clostridium perfringens* doivent également être analysées. La liste de tous les paramètres physico-chimiques ainsi que la fréquence de leur analyse sont définies par l'autorité de la santé publique de la province. La fréquence minimale est une fois aux trois ans. L'échantillonnage et l'analyse des échantillons doivent être réalisés par une entreprise certifiée. Le propriétaire doit garder les résultats pour un minimum de 10 ans. Les rapports doivent être conservés dans un cahier d'exploitation et ils doivent être envoyés au maximum 2 semaines après l'échantillonnage à l'autorité de la santé. Si les valeurs dépassent les valeurs limites des paramètres en question, ou si un changement de la couleur, du goût, de l'odeur ou de la turbidité est observé, alors il faut immédiatement en informer le Ministère de la santé publique.

Les exigences de positionnement d'un puits domestique par rapport à une installation d'évacuation et de traitement des eaux usées domestiques sont à l'effet que : (a) l'installation des eaux usées doit se trouver en aval de l'écoulement d'eau souterraine et en bas d'une pente de terrain tandis que le puits doit se trouver en amont de l'écoulement et en haut du terrain et (b) la distance minimale doit être 25 m entre le puits et un système étanche d'eaux usées et 50 m entre un puits et un système d'infiltration d'eaux usées traitées (système non étanche) et ceci peu importe le type de puits et son aménagement.

4 ÉTAT DES LIEUX DES SYSTEMES ISA AU QUÉBEC

4.1 Nombre et types d'ISA au Québec

Sur le territoire québécois, la grande majorité des systèmes de traitement autonomes sont actuellement les *systemes conventionnels*. Mme Ryma Farr de DBO expert estime que 60 % des systèmes vendus par année sont des systèmes conventionnels vendus par des firmes de génie-conseils et que le reste (40 %) est le marché pour les systèmes certifiés, lequel est partagé par les fabricants de ces technologies.¹⁴ Comme la plupart des municipalités ne connaissent pas le parc d'installations septiques sur leur territoire, les estimés varient entre 1 000 000 et 2 000 000 de systèmes installés au Québec¹⁵. Si possible, selon les conditions du terrain, un propriétaire va choisir presque toujours un système conventionnel qui n'est pas seulement le moins cher en termes de coûts de construction, mais aussi en termes d'entretien étant donné qu'aucun entretien annuel par un tiers n'est requise. La durée de vie moyenne des systèmes est d'environ 20 – 25 ans,¹⁶ mais vu qu'une grande partie des systèmes conventionnels a été construite avant 1981, donc avant l'adoption du règlement Q-2, r.22, et que ces systèmes sont encore en service (Grenier, 2014), l'âge de vieilles installations est de presque 40 ans. En tenant compte du nombre de nouveaux systèmes installés chaque année, l'âge moyen des systèmes au Québec est d'environ 15 ans.

Les premiers *systemes certifiés* sont sur le marché depuis 2005/2006/2007 (Premier Tech Aqua, Bionest, DBO Expert), tandis que d'autres ont obtenu leur certification plus récemment 2016/2018 (Waterloo Biofilter systems inc., Norweco Inc., Biofiltra Inc.)¹⁷. Les compagnies vendent ensemble environ 6 000 systèmes par année ce qui donne un total d'environ 75 000 systèmes secondaires avancés ou tertiaires actuellement installés au Québec. Selon la compagnie BIONEST, leur modèle le plus vendu au Québec est le système de traitement secondaire avancé SA-3 (pour trois chambres) qui combine une fosse septique, un réacteur biologique (aéré avec support de biomasse) et un système épurateur. BIONEST vend environ 2 500 systèmes/année dans les régions de la Mauricie, Lanaudière, Montérégie, Outaouais, Laurentides et Estrie. Le nombre de systèmes avec un traitement tertiaire (avec UV) est, avec seulement 4-5 installations vendues par année, très faible. La différence de prix entre un système conventionnel (environ 7 000 \$) et un système secondaire avancé (environ 12 000 \$) est de 5 000 \$ et si les conditions du terrain le permettent, un propriétaire de terrain choisit (presque) toujours le système minimal requis par le règlement. Ceci correspond aux informations des autres fournisseurs au Québec¹⁸. DBO Expert par exemple vend partout au Québec le plus souvent (700 – 800 fois par année) leur « System O) », un système secondaire avancé (classe III) pour des résidences de 3 – 4 chambres (avec des tranchées d'infiltration recouvertes avec un géotextile qui favorise la croissance de bactéries). Le Ecofiltre de Système Biofiltra Inc. a été certifié en janvier 2018 et 350 systèmes ont été vendus et installés au Québec depuis¹⁹.

¹⁴ Information de Mme Ryma Fares de DBO Expert, contactée par téléphone le 21-06-2019

¹⁵ Information M. Grenier, contacté par courriel (jsgrenier@equipeindigo.com), le 12-07-2019

¹⁶ Information M. Grenier, contacté par courriel (jsgrenier@equipeindigo.com), le 12-07-2019

¹⁷<https://www.bnq.qc.ca/en/standardization/environment/onsite-residential-wastewater-treatment-technologies.html>

¹⁸ Informations de M Eric Bard de BIONEST, contacté par téléphone le 21-06-2019

¹⁹ Information de M Grenier, contacté par téléphone le 21-06-2019.

4.2 Intervalles et méthodes d'entretien des ISA prévus selon la réglementation

La vidange des fosses septiques est obligatoire à des fréquences fixées à l'article 13 du Q-2, r.22; ces fréquences ne sont pas les mêmes si les résidences sont utilisées à l'année ou de façon saisonnière. La fosse septique doit être vidée tous les deux ans pour les résidences permanentes et tous les quatre ans pour les résidences saisonnières. Lorsque la vidange est organisée par la municipalité, le Règlement permet aussi la vidange des fosses septiques selon la mesure des boues et de l'écume. Selon une enquête parmi 707 municipalités au Québec menée par la Direction des eaux municipales du MDDELCC en 2013, 43 % des municipalités laissent la responsabilité de la vidange au citoyen (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014). Pour un système conventionnel (fosse septique couplée à un élément épurateur), le suivi de performance ou de fonctionnement est laissé entièrement à la responsabilité du propriétaire. Il est à noter que les municipalités ont le droit d'inspecter les systèmes, de donner des amendes et de faire exécuter des travaux d'entretien à la charge du propriétaire. Si des signes de dysfonctionnement sont visibles (refoulement dans la douche et les toilettes, dégagement de mauvaises odeurs, champ d'épuration humide, etc.), alors le propriétaire doit corriger la situation.

Le propriétaire d'un système de traitement certifié doit être lié en tout temps par contrat avec le fabricant du système, son représentant ou un tiers qualifié pour réaliser un entretien annuel minimal. Cet entretien se limite normalement à une vérification visuelle du système (p.ex. état des pompes, aération, écoulement, nettoyage des lampes UV)²⁰. Pour les systèmes tertiaires, deux visites annuelles avec échantillonnage sont obligatoires pour déterminer la concentration de coliformes fécaux et/ou de phosphore total. De plus, le BNQ sélectionne chaque année 10 installations au hasard au Québec pour contrôler la performance des systèmes certifiés (classe III à V)²¹. Les systèmes conventionnels ne sont pas soumis à ce type de suivi externe ou d'inspection.

4.3 État fonctionnel actuel des ISA au Québec – problèmes et causes

L'état fonctionnel des ISA au Québec n'est pas déterminé avec certitude parce que la majorité des municipalités ne connaît pas le nombre, le type, la localisation et l'état de son parc d'ISA. Selon un sondage effectué par le MDDELCC en 2013, 332 des 707 municipalités analysées (47 %) ont effectué un relevé sanitaire pour mieux connaître leur inventaire des ISA (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014). Le MDDELCC a publié un Guide de réalisation d'un relevé sanitaire des dispositifs d'évacuation et de traitement des eaux usées des résidences isolées situées en bordure des lacs et des cours d'eau qui permet à l'inspecteur d'enregistrer les informations de manière structurée et qui pourrait également être utilisé pour les ISA d'autres résidences isolées.

²⁰ Information sur l'entretien des systèmes certifiés obtenu par M. Eric Bard de BIONEST, contacté par téléphone le 21-06-2019

²¹ Information sur le contrôle de 10 systèmes au hasard par le BNQ obtenue par Mme Ryma Farr de DBO Expert, contactée par téléphone le 21-06-2019

Une municipalité située dans les Laurentides a publié le résultat de son relevé sanitaire dans le journal COMBEQ, et près de la moitié des installations conventionnelles n'était pas conformes et 35 % des installations ont constitué un foyer de nuisance et/ou une source de contamination directe pour l'environnement) (Grenier, 2014). Selon un sondage effectué par le MDELCC en 2014, les déficiences des ISA sont souvent reliées au fait qu'elles ont atteints leur fin de vie utile (MELCC, 2014). Par conséquent, il peut arriver que la fosse ait perdu son étanchéité, et que les tuyaux d'infiltration et/ou la couche de sol soient colmatés. Le colmatage de la couche de sol en dessous des tuyaux d'infiltration est causé par le biofilm qui se forme avec les années dans les zones d'infiltration (présence de beaucoup de nutriments). Un autre problème est le bris des tuyaux d'infiltration (p.ex. bris à cause du stationnement illégal de voitures/camions sur le terrain), et un manque de connaissances sur le fonctionnement de la fosse septique. En conséquence, l'eau ne s'infiltrer plus dans le sol, mais sort à la surface sans traitement et s'écoule sur le terrain. Même si c'est illégal, des propriétaires installent eux-mêmes un drain dans leur champ épurateur dysfonctionnel ou un trop-plein dans leur fosse septique, ce qui permet d'évacuer les eaux usées et de les acheminer dans un ruisseau proche (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2014). Certaines résidences n'ont tout simplement pas d'installation septique et évacuent les eaux usées directement dans l'environnement (MELCC, 2014). Ce sont surtout les terrains situés près des lacs et des terrains de petite superficie qui posent des problèmes de pollution (Grenier, 2014). Souvent les ISA ont été mal conçues à la base et ne respectent pas les normes minimales du Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (MELCC, 2014). Ce constat est relié à un manque de connaissances des sols et leurs caractéristiques ainsi qu'un manque de connaissances du règlement chez les inspecteurs municipaux et les concepteurs. C'est surtout dans les terrains à la géomorphologie et l'hydrogéologie compliquées (nappe phréatique élevée, présence de roc, fortes pentes et proximité de lacs et cours d'eau) qu'on trouve de mauvaises conceptions des systèmes ainsi que la réalisation d'une inspection incomplète ou mal informée (Grenier, 2014). Le défi pour les inspecteurs dans les petites municipalités est le manque de temps requis pour s'informer, vu qu'ils occupent souvent plusieurs fonctions dans la municipalité (Grenier, 2014).

Même si les technologies secondaires avancées et surtout les technologies tertiaires permettraient de traiter les eaux en occupant une plus petite superficie (et avec un entretien annuel), les coûts plus élevés des systèmes avancés et l'obligation des contrats d'entretien (avec son coût associé) empêcheraient quand même les propriétaires de les installer (Grenier, 2014). De plus, la plupart des municipalités interdisent les installations tertiaires avec désinfection avec une lampe UV à cause de la complexité de l'opération d'entretien des lampes UV (Grenier, 2014).

4.4 Enjeu de la densification des ISA dans les développements domiciliaires

Chaque année, 4 000 à 5 000 puits privés additionnels sont forés au Québec (Annexe-2 du mandat). Selon le MELCC, on observe une densification des résidences isolées dans la trame urbaine et périurbaine due aux développements domiciliaires non desservis par des réseaux municipaux d'aqueducs et d'égouts (MELCC, communication personnelle, 2019). Actuellement, ces domiciles non desservis sont traités comme des résidences isolées. Cependant, lors du regroupement de plusieurs résidences, il ne s'agit véritablement plus de résidences isolées et il existe potentiellement un effet cumulatif des rejets d'eaux usées sur le milieu récepteur et par conséquent sur la qualité de l'eau souterraine et des puits d'eau potable. Selon le MELCC, plusieurs

municipalités rencontrent des problèmes de contamination de puits privés (coliformes totaux, *E. coli*, nitrites-nitrates et autres) ainsi que des problèmes de contamination de l'environnement à cause des ISA non-conformes lors de développements domiciliaires non desservis par un réseau municipal d'eau potable et d'eaux usées (communication personnelle, 2019). Étant donné que la capacité de traitement du sol (atténuation naturelle) est limitée, il est primordial de prendre en compte les effets cumulatifs. Selon le MELCC, l'encadrement des développements domiciliaires devrait être bonifié afin de prendre en compte l'effet cumulatif des rejets d'eaux usées et ainsi assurer une meilleure protection de l'environnement et de la santé humaine.

5 REVUE DES OCCURRENCES DE VIRUS DANS LES EAUX DES ISA ET DES PUITES SOUS INFLUENCE DES ISA EN AMÉRIQUE DU NORD

5.1 Concentrations typiques de virus à la sortie des ISA

5.1.1 Concentration de virus dans les eaux usées domestiques

La concentration de virus à la sortie des ISA ne fait pas partie des critères de traitement dans la réglementation québécoise ni dans d'autres provinces du Canada ou ailleurs dans le monde (Tableau A 1). Il est difficile d'estimer la concentration de virus à la sortie d'une maison isolée (1), à la sortie de la fosse septique (2) et à la sortie d'un élément épurateur (3) (Figure 5) compte tenu de la variabilité de la concentration de virus dans les eaux usées d'une résidence isolée. Les concentrations de virus publiées pour les eaux usées domestiques dans les stations de traitement centralisées et municipales varient entre 692 et $>10^8$ copies de génome de virus par litre (Tableau 6). Même s'il n'est pas possible de conclure sur l'infektivité de virus à partir du nombre de copies du génome trouvées, ces chiffres donnent une idée de la variabilité dans les eaux usées à l'entrée des stations municipales. Les concentrations de $3 \log_{10}$ virus/L à $10,9 \log_{10}$ virus/L étaient mesurées dans l'effluent traité de la station épuration des eaux usées municipale (Blaschke et al., 2016; Charles et al., 2003). Ces concentrations reflètent la moyenne des gens malades qui est plutôt stable durant l'année pour des grandes municipalités. Les concentrations de virus sont beaucoup plus variables pour les petits systèmes et vont dépendre du nombre de personnes avec une maladie virale. Par conséquent, la concentration de virus peut être très basse durant la plupart du temps et avoir des pics importants.

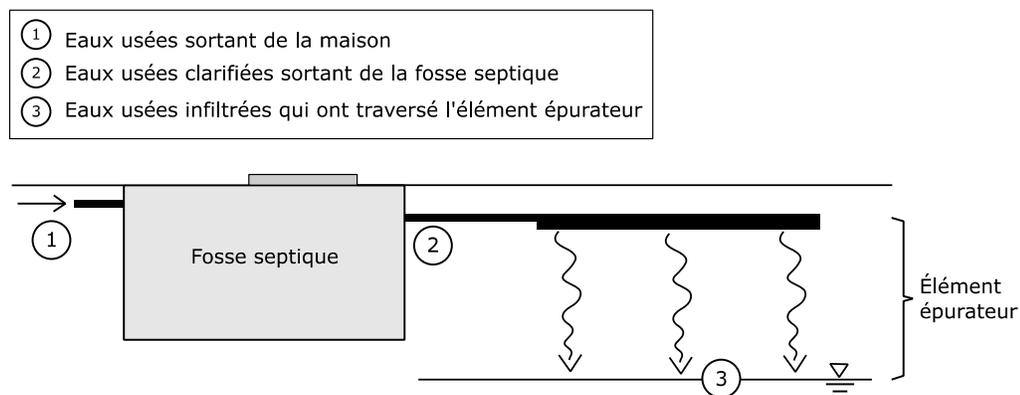


Figure 5 : Différents niveaux de qualité d'eau dans un système conventionnel

Des concentrations de $10^3 - 10^4$ entérovirus par 100 mL ($10^4 - 10^5$ par litre) ont été mesurées à la sortie des fosses septiques (Lusk et al. (2017). Blaschke et al. (2016) ont estimé la concentration d'entérovirus à la sortie d'une fosse septique à une moyenne de 2.3×10^9 virus/L. Cette valeur semble élevée comparativement aux valeurs du Tableau 6. Cependant, les valeurs élevées de l'étude de Blaschke et al. (2016) ont été justifiées avec (i) le manque de dilution dans le cas des ISA avec des habitants malades, (ii) les longues durées d'excrétion de virus (2 – 3 mois) et (iii) les valeurs plus élevées de virus dans les fèces des jeunes enfants malades.

Tableau 6 : Concentrations de virus mesurées dans les eaux usées

Type d'eau/ endroit	Type de virus	Concentration		Références
		Log ₁₀ d'infection/L	unités Log ₁₀ copies du génome/L	
Matière fécale humaine (infectée)	Entérovirus	5 - 13		Qiu et al. (2015)
Eau usée domestique*	Multiples entérovirus		3,4 – 6,5	Schmitz et al. (2016)
Eau usée domestique**	Adénovirus	1 – 4,08	3,25 – 8,62	Hewitt et al. (2011)
Eau usée domestique**	Entérovirus	0,7 – 3,52 (Log ₁₀ PFU/L)	2,84 – 6,67	Hewitt et al. (2011)
Eau usée domestique	Multiples virus humains		4,22 – 6,96	Qiu et al. (2015)
Eau usée domestique traitée	Rotavirus	3 -10,9 (Log ₁₀ virus/L)		Charles et al. (2003)

* Avant traitement aux boues activées

** Petite station pour < 4 000 habitants

Tableau 7 : Concentrations de virus estimées et mesurées dans l'eau souterraine

Type d'eau/ endroit	Type de virus	Débit d'infiltration	Concentration	Type d'étude / Choix de concentration	Références
		m ³ /jour	(virus /L)		
Sortie ISA	Entérovirus	1	180	Posée pour la modélisation	J.F. Schijven and Hassanizadeh (2002)
Sortie fosse septique	Entérovirus	0,6	2,3 x 10 ⁹ ± 1 x 10 ¹⁰ (écart-type)	Posée pour la modélisation	Blaschke et al. (2016)
Sortie ISA	Salmonella typhimurium phage 28B St28B	0,0375 – 0,0448 (132 – 158 l/m ² /d)	1 x 10 ⁸ et 4,5 x 10 ⁸ UFP*/L	Échantillonnage pilote	Eregno and Heistad (2019)
Sortie ISA	-	-	1 x 10 ⁸	Posée pour la modélisation	Bhattacharjee, Ryan, and Elimelech (2002)
Sortie ISA	Rotavirus	-	10 ³ - 10 ²	Posée pour la modélisation	(Macías, Vargas, & Sracek, 2017)

*UFP = unité formant plaque est une unité pour dénombrer des virus)

5.1.2 Abatement de virus dans les fosses septiques, les éléments épurateurs et les systèmes avancés

Dans un système d'ISA conventionnelle, la fosse septique avec la digestion anaérobie (temps de rétention hydraulique = 2 - 3 jours) enlève très peu de virus (Lusk et al., 2017). Les mécanismes d'abattement de virus dans une fosse septique sont la sédimentation des virus attachés à la matière particulaire, la mortalité des virus avec le temps, et la digestion en conditions anaérobies (Adegoke & Stenstrom). Généralement, la réduction de virus dans les fosses septiques est estimée faible et varie selon Adegoke and Stenstrom entre 0 et 2 log₁₀ selon le type de virus et le modèle de la fosse septique. Pour l'estimation de la concentration de virus pour les petits systèmes, il semble donc justifié d'attribuer un abattement de 0 à 1 log₁₀ aux fosses septiques.

Tableau 8 : Réductions log₁₀ de virus et bactériophages dans les systèmes de traitement des eaux usées (basé sur la revue de littérature de Blaschke et al. (2016)*)

Type de virus	Type de traitement	Caractéristiques	Log ₁₀ réduction	Références
Virus non-spécifié	Mécanique & biol.		1-2	*
Virus non-spécifié	Mécanique & biol.		<1	*
Entérovirus	Mécanique & biol.		0,8	*
Entérovirus	Mécanique & biol.		1,7 – 2,1	*
Entérovirus	Mécanique & biol.		1,3	*
Entérovirus	Mécanique & biol.		1,2	*
Entérovirus	Mécanique & biol.		0,6 – 2,0	*
Poliovirus	Mécanique & biol.		1,0-1,3	*
Adénovirus	Mécanique & biol.		0,8	*
Coxackie	Mécanique & biol.		4,7	*
Poliovirus	Mécanique & biol.		1,0	*
Multiplés virus humains	Mécanique & biol.		1,0 – 2,6	Qiu et al. (2015)
Entérovirus, coliphages	Zone humide artificielle**	Système d'aquaculture, 4 jours de rétention	1,7	*
Entérovirus	Zone humide artificielle	Avec conditionnement de la rhizosphère	0,7 – 1,0	*
Polyvirus	Zone humide artificielle	Avec conditionnement de la rhizosphère 12 – 30°C	2,0 – 3,0	*
Bactériophages MS2	Filtration biologique lente sur sable (étude pilote)	En présence d'une couche de biofilm « Schmutzdecke »	1,7 – 2,2	Dullemont et al. (2006)
Bactériophages MS2	Filtration biologique lente sur sable (étude pilote)	En présence d'une couche de biofilm « Schmutzdecke »	1,5 – 2,0	Hijnen et al. (2004)
St28B	Filtration dans du sol non-saturé	Étude pilote simulation ISA	1,1 – 1,9	(Eregno & Heistad, 2019)

*Liste de revue littérature de Blaschke et al. (2016)

** en anglais : « Constructed wetland »

Le passage à travers le sol aéré (non saturé) de l'élément épurateur contribue le plus à la réduction de virus. L'efficacité d'abattement de virus dépend du type de sol, de sa composition chimique et de ses propriétés physiques (Eregno & Heistad, 2019). La filtration des effluents primaires de la fosse septique à travers le sol non saturé et à travers le biofilm qui se développe avec les années d'opération dans le sable autour des tranchées d'infiltration est comparable à la filtration lente sur sable biologique. Cette filtration lente est un procédé technique utilisé en traitement des eaux potables pour l'enlèvement de particules et l'enlèvement de microorganismes. Selon Hijnen et al. (2004) et Dullemont et al. (2006), l'abattement de virus dans un filtre lent de sable biologique varie entre 1,5 et 2,2 log₁₀. Dans une étude d'infiltration d'eaux usées dans différents médias filtrants à l'échelle pilote (simulation d'une ISA), Eregno and Heistad (2019) ont trouvé des valeurs similaires avec 1,1 à 1,9 log₁₀ d'abattement de virus. Dans des événements de pluie simulés, l'abattement de virus diminuait de 0,19 à 1,02 log₁₀ (Eregno & Heistad, 2019). La diminution d'abattement peut résulter d'une augmentation de la vitesse d'infiltration (moins de temps de contact) et d'une diminution de la force ionique de l'eau (désorption de virus des particules de sol). Il semble donc juste d'attribuer un abattement conservateur de virus de **1 log₁₀ au traitement secondaire de l'élément épurateur.**

Au Québec, un système secondaire avancé peut par exemple être constitué d'une fosse septique couplée à un bioréacteur aérobie et un champ de polissage. D'autres systèmes existent, comme p.ex. des conduites enrobées d'un géotextile. Dans ces systèmes, l'eau est traitée avec une étape

de biofiltration aérobie additionnelle avant que l'eau soit infiltrée dans le sol. La biofiltration aérobie enlève principalement la fraction biodégradable de la matière organique biodégradable (DBO₅C) et éventuellement l'azote ammoniacal. Malgré le fait qu'il s'agisse d'une étape de filtration additionnelle, peu d'enlèvement de virus est attendu car la distance de filtration peut être extrêmement faible (quelques cm pour le géotextile). Par précaution, les auteurs de cette revue de littérature attribuent le même abattement de virus aux traitements secondaire et secondaire avancé (**1 log₁₀ d'abattement pour le système secondaire avancé**).

Dans la plupart des études de modélisation du transport de virus, les auteurs ont posé la concentration à la sortie de l'élément épurateur comme concentration initiale (Tableau 7). Les concentrations initiales prennent en compte l'abattement de la concentration dans la fosse septique et la zone vadose. Les concentrations de virus estimées dans la zone phréatique en dessous de l'élément épurateur varient largement entre 180 (J.F. Schijven & Hassanizadeh, 2002) et 1 x 10⁸ virus/L (Bhattacharjee et al., 2002).

5.2 Concentrations de virus dans les eaux de puits et occurrence de maladies

5.2.1 Présence de virus dans les puits municipaux au Canada

La première étude au Canada sur la contamination de l'eau souterraine avec des virus a été publiée en 2007. Locas et al. (2007) ont démontré que 7 des 12 puits municipaux testés au Québec étaient positifs au moins une fois pour norovirus ou entérovirus durant la période d'échantillonnage (12 mois, total de 160 échantillons d'eau brute, analysés par RC-PCR et/ou culture). La concentration des virus entérique humaines cultivables rangeait entre 3 et 589 unités infectieuses probables par 1000 L. Il est à noter que parmi les indicateurs microbiens mesurés en parallèle (coliformes totaux, *E. coli*, entérocoques), les coliformes totaux étaient le seul indicateur qui a toujours été présent quand l'eau contenait des virus entériques humaines totaux cultivables. Norovirus a été détecté (par RC-PCR seulement – une méthode qui est aveugle concernant l'infectivité) même en absence de tout indicateur et dans des sources sans histoire de contamination. Cette étude et l'études suivantes de Locas et al. (2008) étaient parmi les premières en Amérique du Nord qui démontraient que l'eau souterraine - intuitivement considérée propre - peut être la source de maladie hydriques. L'études de Locas et al. (2008) effectué dans les provinces Québec, Ontario et Alberta (25 puis municipaux), confirmait qu'un échantillonnage fréquent ainsi qu'un registre historique pour des indicateurs microbiens comme coliformes totaux et *E. coli* peuvent aider à identifier des puits à risque d'une contamination virale. Payment and Locas (2011) ont résumé qu'au-delà d'une indication de risque, toute corrélation entre les microorganismes indicateurs et la concentration de virus est impossible à cause de la faible concentration et survie des virus.

5.2.2 Présence de virus dans les puits individuels en Amérique du Nord

Seulement trois études présentant des données concernant la présence de virus dans les puits individuels ont été publiées pour le Canada, notamment dans les provinces de la Colombie-Britannique, de Terre-Neuve, de l'Ontario et de l'Alberta (Tableau 9). La plupart des études concernant les puits individuels ont été réalisées aux États-Unis (Hynds, Thomas, & Pintar, 2014). En général, l'occurrence de virus dans les puits est temporellement et spatialement très variable, ce qui se reflète dans toutes les études : le nombre de puits détectés ayant une contamination de virus est très variable (Tableau 9). Des échantillonnages multiples du même puits comme dans l'étude de M.A. Borchardt, Bertz, Spencer, and Battigelli (2003) et Allen, Borchardt, Kieke, Dunfield, and Parker (2017) ont montré que le même puits n'était jamais plus qu'une seule fois positif pour

des virus sur une période d'échantillonnage d'un an (échantillonnage une fois par saison et une fois par mois respectivement). La plupart des études révisées pour cette revue de littérature ne donnent pas la concentration de virus trouvée dans le puits mais reportent plutôt le nombre ou pourcentage d'échantillons et puits positifs pour différents types de virus. Ces chiffres varient entre 8 % à 100 % de puits positifs et 3 % à 38 % des échantillons positifs. Seulement une étude Canadienne de Allen (2017) reporte une concentration de 1,2 – 12,2 copies de génome de virus par litre d'échantillon. L'étude de Bradbury et al. (2013) au Wisconsin (É.-U.) reporte 0 – 6.3 copies de génome de virus par litre. Les virus analysés dans ces études sont pour la plupart des virus hydriques typiquement associés avec des eaux usées domestiques comme les adénovirus, rotavirus, norovirus, entérovirus et le virus de l'hépatite A. La source de virus entérique dans les puits, selon une analyse statistique de la littérature publiée entre 1990 et 2013, était dans la plupart du temps un système d'eau usées / ISA (Hynds et al., 2014). L'échantillonnage pour les virus dans toutes ces études comprend une filtration de > 500 à 1 900 L d'eau souterraine pour concentrer les virus, suivi par une analyse de la présence de virus par amplification génétique PCR ou qPCR (réaction en chaîne par polymérase (quantitative)). Cette analyse détecte la présence mais pas l'infectivité des virus. Par exemple, M.A. Borchardt et al. (2003) ont trouvé un échantillon positif pour le poliovirus qui était négatif pour le même virus en culture cellulaire, ce qui pourrait indiquer que le virus était présent mais pas infectieux. Bradbury et al. (2013) ont observé également qu'il n'y avait pas de corrélation entre la présence et l'infectivité de virus (entéro- et adénovirus). Les résultats de cette recherche de littérature montrent qu'il est nécessaire d'échantillonner (i) plus de puits privés et (ii) avec une plus haute fréquence afin d'avoir une plus grande base de données des concentrations de virus infectieux.

5.2.3 Présence de virus dans les aquifères rocheux canadien

Le transport de virus dans les aquifères rocheux fracturés est beaucoup moins étudié malgré le fait qu'ils sont souvent caractérisés par des couvertures minces, une capacité de stockage faible et des vitesses d'eau souterraine élevées (Trimper, 2010). Le transport est complexe et les voies de transport dans les fractures sont hétérogènes et influencées par l'interaction avec la matrice rocheuse. Les échantillonnages de virus dans les puits privés forés dans le roc fracturé présentent grand intérêt pour le Canada, étant donné que 70 % des aquifères sont localisés dans la roche fracturée²². Au Québec, environ 50 % des puits sont des puits dans des aquifères rocheux²³. L'étude de Trimper (2010) a montré que 58 % des 28 puits individuels analysés dans des aquifères rocheux d'Ontario, de Terre-Neuve et de la Colombie Britannique étaient contaminés avec des virus humains (et 38 % des 61 échantillons prélevés). Parmi les virus détectés par PCR, les adénovirus et rotavirus étaient les plus fréquents. La présence de virus était positivement corrélée ($R^2 = 0,99$) avec la densité de résidences isolées. La distance de transport de virus observée était au moins de 40 m. Les auteurs soulignent que la présence de fractures verticales est une des raisons pour lesquelles la densité de résidences est un facteur plus important dans la roche fracturée comparé aux aquifères granulaires (Trimper, 2010). L'étude la plus récente au Canada est celle de Allen et al. (2017) qui ont trouvé que 45 % des 8 puits privés testés dans la roche fracturée étaient positifs une fois durant 8 mois pour des virus humains (échantillonnage mensuel) mais à faible concentration 1,2 – 12,2 copies de génome/L. Selon les auteurs de cette étude, les temps de déplacement d'eau souterraine courts et les zones de capture plus larges des puits dans la roche

²² <https://www.nrcan.gc.ca/evaluation/reports/2013/11142>

²³ Information par courriel le 16 janvier 2020 de Romain Chesnaux

fracturée sont responsables des concentrations faibles et taux de détection élevés (Allen et al., 2017).

5.2.4 Corrélation entre la présence de virus avec d'autres organismes indicateurs

Selon la recommandation de MELCC, au Québec, les propriétaires d'un puits individuel ou d'un petit réseau desservant moins de 21 personnes sont responsable d'analyser des indicateurs de la qualité microbienne de l'eau tels que les bactéries entérocoques, coliformes totaux et bactéries *E. coli*, mais pas de virus, au moins deux fois par année par un laboratoire accrédité par le ministère (MELCC, 2021). Il est connu que la source, les mécanismes de transport et la survie de virus diffèrent de manière importante des bactéries. Dans la plupart des études considérées pour cette revue de littérature, les échantillons d'eau étaient analysés pour plusieurs indicateurs fécaux ainsi que les virus. Selon une analyse statistique de 55 articles scientifiques publiés sur ce sujet entre 1990 et 2013, Hynds et al. (2014) ont trouvé que l'occurrence des bactéries indicatrices n'est pas ou juste faiblement corrélée avec la présence de virus dans les puits. Une campagne d'échantillonnage récente au Canada a montré que parmi quatre échantillonnages de virus, la présence de virus était seulement une fois accompagnée d'une détection de coliformes totaux (Allen et al., 2017). Dans quelques cas, un puits positif pour les virus a été déjà positif pour les bactéries indicatrices dans les 1 à 4 mois précédents. Cependant, le volume d'échantillonnage était 1 000 mL pour les bactéries, comparé au volume de 100 mL pour la méthode standard d'échantillonnage pour les bactéries. Allen et al. (2017) ont conclu que les indicateurs bactériens et la faible fréquence d'échantillonnage normalement prévue ne va pas permettre de détecter la contamination aux virus. L'échantillonnage de Trimper (2010) dans la roche fracturée a également montré que les indicateurs bactériens ne sont pas adéquats pour déterminer la contamination d'un puits avec des virus. Les études mettent en lumière la nécessité d'analyser directement les virus entériques dans la source d'eau utilisée pour la production d'eau potable non-désinfectée, comme c'est le cas pour les puits domestiques.

5.2.5 Influence de l'aménagement et de la construction des puits sur les concentrations de virus dans les puits au Canada

Un des objectifs de cette revue de littérature est l'identification de mesures d'aménagement et de critères de conception des puits individuels pour les protéger contre une contamination par des microorganismes pathogènes et plus spécifiquement par des virus. Selon la littérature, les caractéristiques du puits telles que la profondeur du boîtier (casing) du puits, la profondeur et le type de scellement, le type de tête du puits, le dépôt de surface et l'âge du puits jouent un rôle important dans sa vulnérabilité à une contamination virale. Concernant la **protection des têtes de puits**, la revue de littérature de Hynds et al. (2014) a montré que la présence de bactéries pathogènes était positivement associée avec une protection insuffisante. Par contre, concernant les virus, l'association entre leur présence dans l'eau du puits et la conception ou construction du puits étaient très peu probable (Hynds et al., 2014). La **longueur de l'intervalle ouvert** du puits semble jouer un rôle important comme le suggère l'étude de Allen et al. (2017) : 45 % des 11 puits privés testés étaient positifs pour les virus entériques et la probabilité de détection de virus était positivement associée avec la longueur de l'intervalle ouvert du puits, mais pas avec la concentration de virus. La profondeur du puits était moins importante dans l'étude de Allen et al. (2017) : la concentration de virus dans les puits positifs était négativement associée avec la profondeur du puits. Les auteurs ont remarqué que les puits profonds ont généralement de plus longs intervalles ouverts et aussi une plus grande capacité de production. La dilution qui arrive dans ces puits pourrait diminuer la concentration de virus dans le puits. De plus, l'eau provenant des

zones d'extraction profondes a des chemins d'écoulement et des temps de résidence plus longs, ce qui pourrait aider à atténuer les virus avant qu'ils arrivent au puits. Bradbury et al. (2013) n'ont pas trouvé de corrélation entre la présence de virus et la profondeur du puits. La longueur du tubage enfoncé dans le roc doit être suffisante pour permettre un scellement approprié. La **profondeur du tubage et le scellement** fournissent une protection additionnelle contre la contamination du puits. Le Québec permet la réduction de la distance séparatrice de 30 à 15 m quand le puits a été scellé sur une profondeur de 5 m. **L'épaisseur du dépôt de surface**²⁴ était positivement associée avec la concentration de virus dans l'étude de Allen (2017) et faiblement corrélée avec la présence de virus dans l'étude de Bradbury et al. (2013). **L'âge du puits** n'était ni corrélé avec la présence de virus dans les puits municipaux testés par Bradbury et al. (2013) ni associé avec les taux de détection de virus dans l'étude de Allen et al. (2017) sur des puits privés.

5.2.6 Occurrence de maladies associées à des puits contaminés

Les infections humaines par des virus entériques peuvent causer plusieurs maladies telles que la gastro-entérite, et de la fièvre et dans les pires cas la paralysie, la méningite, l'hépatite, et des éruptions cutanées (Trimper, 2010). Des données collectées entre 1981 et 2013 aux États-Unis montrent que 50 % des maladies hydriques sont associées à l'eau souterraine contaminée et 80 % des maladies hydriques dans les années 1997 – 1998 étaient associées à l'eau de puits contaminée (M.A. Borchardt et al., 2003). Des virus de type Norwalk et de l'hépatite A étaient les plus fréquemment rapportés. M. A. Borchardt, Spencer, Kieke Jr., Lambertini, and Loge (2012) ont montré que les entérovirus et les norovirus du géno-groupe I mesurés par qPCR étaient fortement associés avec des maladies gastro-intestinales aiguës dans les communautés desservies par l'eau souterraine non-désinfectée.

Au Canada, 20.5 millions de cas des maladies gastro-intestinales chaque année (0.63 cas/personne par an). Plus de 63 % de ces cas sont attribués à la qualité microbienne des sources d'eau (Murphy et al., 2016a). Les puits privés et les eaux souterraines desservent plus de 12 % de la population canadienne (4,1 millions de personnes). Cependant, ces ressources sont identifiées comme les sources potentielles d'infections parasitaires, virales et bactériennes (Murphy et al., 2016b). Dans une étude des épidémies des maladies hydriques au Canada entre 1974 et 2001, les deux tiers des épidémies se sont produits dans des puits privés ou semi-privés (Schuster et al., 2005). La majorité de ces contaminations ont été causées par *Campylobacter spp.* (58 %), *Cryptosporidium spp.*, *Giardia spp.* et *E. coli*, et les virus et rotavirus de type Norwalk (9.3 %). Au Canada, 78 073 cas des maladies gastro-intestinales par an (0.027 cas d'AGI/années-personnes) sont attribués à la consommation d'eau provenant de puits privés non traités au Canada (Murphy et al., 2016b). Les norovirus sont responsables de 71.2% des cas, suivis par *Campylobacter* (11-9%), *Cryptosporidium* (14-6%), *Giardia* (1-53%) et *E. coli* (0-82%) (Murphy et al., 2016b). Aujourd'hui, les maladies hydriques causées par la bactérie légionnelle (une bactérie qui se reproduit surtout dans les systèmes de distribution d'eau chaude) représentent le plus grand nombre de maladies hydriques en Amérique du Nord.²⁵ Ceci n'est pas relié à une baisse du nombre d'infections par des virus dans l'eau souterraine contaminée mais plutôt à une augmentation des tests pour la légionellose depuis 2005.

²⁴ Anglais = overburden thickness

²⁵ https://www.cdc.gov/mmwr/volumes/66/wr/mm6644a3.htm?s_cid=mm6644a3_w

Tableau 9 : Présence de virus humains dans des puits individuels et puits de surveillance dans des régions rurales sous influence des ISA (1)

Types de virus testés/trouvés	Conc. de virus (copies du génome/L)	Assoc. avec indicateurs bactériens	Échantillons et (puits) positifs (%)	Conditions d'échantillonnage et méthode d'analyse de virus	Profondeur du puits (m)	Type d'aquifère	Fréquence	État / provenance	Références
Adeno (hexon gene, 40, 41 and other), HAV, Entero, Rota, any type	-	non	37,7 (58,1)	27 Puits individuels forés et puits de surveillance, présence d'ISA ; volume filtré environ 1 000 L, 61 échantillons au total. Méthode : PCR	-	Roche fracturée	Échantillonnage 1 – 4 fois par puits. Majorité des virus détectés en hiver et au printemps	Colombie-Britannique Terre-Neuve Ontario	Trimper 2010
Enteroviruses, rotavirus, HAV, Norwalk-like viruses	-	Non	3 (8)	50 puits domestiques en présence d'ISA, RT-PCR et technique des entérovirus cultivables	13,1 – 73,2 ^b Scellement sur 12,2 – 51,8 m	Sable, gravier, argile ^c	Échantillonnage 4 fois (chaque saison), aucun puits n'était positif pour deux échantillons subséquents.	Wisconsin	Borchardt 2003
Rota, reo ^a , adeno, noro, entero, sapo, astro et JC virus	-	non	4 % de 535 échantillons (17 puits)	51 puits domestiques en présence d'ISA et agriculture, volume filtré > 500 L, PCR et test d'infectivité avec culture de cellules virales (pour entérovirus)	-		1 x par mois et 12 au total par puits. 15 puits étaient positifs seulement une fois, 1 puits deux fois et 1 puits trois fois. Pas de distribution saisonnière	Alberta	X. Pang et al. (2018)
Polyomavirus, adenovirus A, GII norovirus	1,2 – 12,2 copies du génome/L ^d	non	8 (45) ^d (62) ^e	11 puits domestiques en présence d'ISA, 8 puits municipaux et 3 puits de surveillance, total de 118 échantillons, volume filtré approx. 900 L, qPCR	15,8 – 47,7 ^d Tubage peu profond (matériau de recouvrement)	Roche fracturée (dolomite)	Période de 8 mois, échantillonnage mensuel, juste une occurrence de virus par puits positif, juillet – septembre.	Ontario	Allen, 2017

^aVirus d'animal, ^bprofondeur des puits positifs, ^cpuits positifs, ^dpuits individuels, ^epuits municipaux

Tableau 9 : Présence de virus humains dans des puits individuels et puits de surveillance dans des régions rurales sous influence des ISA (2)

Type de virus testés/trouvés	Conc. de virus (copies du génome/L)	Association avec indicateurs bactériens	Échantillons et (puits) positifs (%)	Conditions d'échantillonnage	Profondeur du puits (m)	Type d'aquifère	Fréquence	État / provenance	Références
Enterovirus, Norovirus, Rotavirus, Hépatite A	0	non	0	39 puits domestiques et 10 petits puits municipaux, entre 1 – 8 ISA étaient à proximité de chaque puits, volume filtré 1 500 L, analyse RT-PCR et culture enterovirus	6,1 – 79,2	-	Échantillonné 2 fois durant 14 mois entre Février 2005 et avril 2006	Arizona	Marrero-Ortiz, Riley, Karpiscak, and Gerba (2009)
Adenovirus, Adenovirus 31, Adenovirus 2, Echovirus, coxsackievirus	0 – 6,3 copies du génome/L, moyenne des positives 0,7 cg/L	Pas mesuré	46 (100)	6 puits municipaux forés à proximité d'un réseau d'égout, volume filtré 1 000 L, PCR et test d'infectivité avec culture de cellules virales (pour entéro- et adénovirus)	220 – 300 Tubage avec cimentation tout au long (34 – 95 m)	Grès	Échantillonné 26 fois entre sept 2007 et avril 2009, détection au moins 8 fois par puits, mais variation	Wisconsin	Bradbury et al. (2013)
Coxsackievirus B3 Coxsackievirus B1, echovirus 18, poliovirus sabin 1, echovirus 9	-	Pas mesuré	23 (29)	3 puits municipaux partiellement à proximité d'un système d'égouts, volume filtré 840 – 1 900 L, RT-PCR et culture (entero)	Environ 65, tubage tout au long	Grès confiné	Echantillonné 10 fois durant 15 mois, même puits avec plusieurs occurrences de virus entre juin et nov.	Wisconsin	Mark A. Borchart, Bradbury, Gotkowitz, Cherry, and Parker (2007)

^aVirus d'animal, ^bprofondeur des puits positifs, ^cpuits positifs, ^dpuits individuels, ^epuits municipaux

6 REVUE DES MÉCANISMES DE TRANSPORT DE VIRUS DANS LE MILIEUX POREUX

La rétention, la filtration et le déclin (ou l'inactivation) des virus influencent son transport à travers les milieux poreux. Le mouvement des virus et d'autres microorganismes dans l'eau souterraine est dominé hydrauliquement par l'advection et la dispersion. Les mécanismes de rétention sont l'adsorption et la désorption (ou attachement et détachement). Les mécanismes biotiques et abiotiques contrôlent l'inactivation des virus. Ce chapitre résume les principes derrière les mécanismes et donne une évaluation de leur importance pour le transport des virus à travers les milieux poreux. Une revue complète des mécanismes et facteurs influençant le transport des virus a été publiée par J.F. Schijven and Hassanizadeh (2002) et Yan Jin and Flury (2002). Notre revue de littérature se limite au transport de virus comme (i) ces microorganismes sont transportés plus facilement à travers l'aquifère à cause de leur petite taille (les virus sont plus petits (environ 10 à 400 nm) que les bactéries (environ 1 µm) et les parasites (3 à 15 µm)), (ii) ils survivent plus longtemps (années) dans le milieu souterrain (Santé Canada, 2019) et (iii) les virus sont plus infectieux que d'autres microorganismes (quelques particules de virus sont suffisantes (Santé Canada, 2019) en comparaison avec le nombre de bactéries *E.coli* nécessaire pour une infection de 10^6 à 10^{10} (Gouvernement du Canada, 2012).

6.1 Dégradation ou déclin

À l'extérieur d'un hôte, la survie des virus est limitée et dépend non seulement du type de virus mais aussi de son environnement. La perte de la virulence avec le temps, c'est-à-dire la perte de capacité d'infecter un organisme est appelée « dégradation », « inactivation » ou « déclin ». Le déclin est dû à la perturbation des protéines de l'enveloppe qui couvre le virus ou la dégradation de l'acide nucléique du virus (Yan Jin & Flury, 2002). Une fois inactivé, le virus ne peut plus répliquer son matériel génétique, ce qui empêche la propagation du virus dans son hôte. Un virus inactivé n'est donc plus virulent ce qui veut dire qu'il ne peut plus infecter l'humain. L'inactivation est alors différente de l'élimination du virus. Un virus peut être présent dans l'eau sous forme de particule inactive. Pour la modélisation du transport des virus (voir Chapitre 8), le déclin est souvent modélisé comme une diminution de la concentration des virus. Les valeurs pour paramétrer le taux de déclin ou de l'inactivation sont déterminées soit dans des tests au laboratoire pour des virus en suspension dans l'eau ou, pour des virus attachés au sol, à l'aide des tests d'infiltration et la mesure de courbes de restitution. Étant donné que le déclin de virus attachés aux grains de sol et dans l'eau libre n'est pas le même, les taux d'inactivation mesurés dans les études de terrain représentent plutôt un taux d'inactivation intégral. Le Chapitre 7 résume les facteurs environnementaux influençant le déclin des virus.

6.2 L'attachement et le détachement des virus aux grains de sol

L'attachement/détachement des virus aux grains solides de sol est un des mécanismes d'élimination et/ou de retard du transport des virus. Ces derniers sont constitués d'ARN et d'ADN enveloppés par une capsid de protéines. Les protéines sont des macromolécules chargées, polaires et hydrophobes et les interactions des virus avec les surfaces des grains du sol incluent donc des interactions électrostatiques, hydrophobiques et des liaisons hydrogènes (Yan Jin & Flury, 2002). L'attachement de virus est parfois aussi appelé « sorption » ou « adsorption ». Cependant, les virus sont des particules et il ne s'agit donc pas physiquement d'une adsorption, un terme qui est réservé aux solutés. Néanmoins, comme expliqué plus en détail dans le Chapitre 8, les

modélisateurs du transport des virus utilisent des modèles qui décrivent mathématiquement des phénomènes de sorption pour approcher les phénomènes d'attachement de virus. En général, l'attachement des virus aux grains de sol dépend des aspects thermodynamiques du système particule-surface et de la chimie de l'eau (force ionique et pH).

En général, on distingue (i) l'attachement irréversible (très forte attraction entre le virus et la surface du grain) et (ii) l'attachement réversible avec une faible interaction et la possibilité d'un détachement des virus (Yan Jin & Flury, 2002). L'attachement aux solides influence aussi la survie des virus. En général, l'attachement a un effet stabilisant pour la capsid virale et protège le virus des enzymes protéolytiques et d'autres substances qui peuvent l'inactiver (Y. Jin, Chu, & Li, 2000; Yan Jin & Flury, 2002). Cependant, la survie des virus dépend aussi du type de sol et de ses minéraux (voir chapitre 0). Plusieurs chercheurs prennent en compte différemment les taux d'inactivation pour les virus libres dans l'eau et les virus attachés aux grains du sol dans leurs modèles de transport. Les coefficients d'attachement sont généralement déterminés pour un sol et une température spécifique (voir section 0 et Tableau 11).

6.3 Effets de filtration et exclusion par taille

Concernant leur taille, les virus sont des colloïdes, donc des petites particules ($< 1 \mu\text{m}$) dispersées dans l'eau qui sont trop petites pour sédimenter. Contrairement aux solutés (comme des traceurs de sel), la filtration ou l'exclusion par taille est un mécanisme de rétention des virus dans le milieu poreux. Dépendamment de leur taille, les virus ne peuvent pas entrer dans les pores du sol qui ont un diamètre plus petit que le virus. Un mécanisme de rétention est alors la filtration ou l'exclusion par taille. Dans les modèles de transport, les chercheurs prennent en compte la nature colloïdale des virus en modélisant l'enlèvement des virus à travers le média granulaire du sol avec la théorie de filtration des colloïdes (voir Chapitre 8). Un phénomène qui a été observé pour les virus et d'autres colloïdes est la percée rapide de ces particules par rapport aux solutés dans les essais de transport. L'arrivée des virus avant les traceurs de sel a été observée dans des tests de transport en colonne (Mckay, Gillham, & Cherry, 1993), (Bales, Gerba, Grondin, & Jensen, 1989), (Yan Jin & Flury, 2002) et lors de tests en terrain naturel. Ce phénomène de la filtration colloïdale est le résultat d'un transport préférentiel qui se produit dans le centre des pores (Trimper, 2010). Dû à leur taille, le transport des colloïdes est limité au centre des pores où l'eau s'écoule plus rapidement (Yan Jin & Flury, 2002). En absence d'effets d'attachement, les virus peuvent migrer alors plus rapidement que les traceurs de sel qui sont ralentis à cause de la diffusion dans les petits pores et dans l'eau interstitielle.

7 FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX INFLUENÇANT LA RÉTENTION ET L'INACTIVATION

Plusieurs facteurs environnementaux influencent l'attachement des virus aux grains de sol et leur inactivation. Faire la différence entre l'impact de l'un ou l'autre est difficile étant donné que l'attachement des virus influence également leur survie (Yan Jin & Flury, 2002). Le Tableau 10 montre la grande variabilité de taux d'inactivation mesurés pour le même type de virus dans différents types d'eaux, températures et matrices. Pour le bactériophage MS2 p.ex., des valeurs entre 0,028 – 0,11 jour⁻¹ sont rapportées pour l'inactivation dans l'eau souterraine.

Tableau 10 : Taux d'inactivation pour différents types de virus, températures et types d'études

Virus	Taux d'inactivation (jour ⁻¹)	Types d'étude	Références
Bactériophages			
MS2 / PRD1	0,030 / 0,12	Échantillonnage sur le terrain (eau souterraine) et tests au labo (eau souterraine, eau saline...)	J.F. Schijven, Hoogenboezem, Hassanizadeh, and Peters (1999)
MS2	0,028 – 0,15	Eau souterraine à 4 °C	Yates and Gerba (1985)
MS2	0,041	Eau souterraine à 4 °C	Powelson et al., 1990
MS2 et PRD1	0 – 0,092	Eau souterraine à 7°C	Yahya, Galsomies, Gerba, and Bales (1993)
MS2 / PRD1	0,085 – 0,092 / 0,067 – 0,071	Attaché au sol – calculé à partir des courbes de percée dans une étude de terrain	J.F. Schijven et al. (1999)
MS2 / PRD1	0,10 / 0,60 (après 20 j, 10°C)	Eau souterraine	Blanc and Nasser (1996)
MS2 / PRD1	0,09 / 0,27 (après 20 j, 10°C)	Sable argileux	
	0,004/0,30 (après 20 j, 10°C)	Sable sablonneux	
Virus intestinaux			
Polio 1 / HAV	0,11 / 0,19 (après 20 j)	Eau souterraine	Blanc and Nasser (1996)
Polio 1	0,01 ; 0,032 ; 0,013	Eau souterraine (stérilisée* ; déionisée**)	Matthess and Pekdeiger (1985)

7.1 Température

La communauté scientifique est d'accord pour affirmer que la température est le facteur principal de prédiction de la survie des virus dans les aquifères (Yan Jin & Flury, 2002; Yates, Gerba, & Kelley, 1985). Durant des essais en colonne et sur le terrain, il a été observé que l'inactivation des virus est moindre aux températures basses (J.F. Schijven et al., 1999). Pour inactiver p.ex. 99 % de poliovirus dans du sable, 42 jours étaient nécessaires à 25°C et 175 jours à 18°C (Yan Jin & Flury, 2002). La température de l'eau influence à la fois l'inactivation et l'attachement. Une température élevée augmente l'attachement de virus aux grains de sol (Yan Jin & Flury, 2002).

7.2 Types de virus

Les virus utilisés pour des tests de traçage sur le terrain ou dans les tests de colonne sont souvent des bactériophages (MS2, PRD1, ...) qui ne posent aucun risque pour la santé humaine mais qui s'attaquent aux bactéries. Cependant, le choix des virus influence la rétention dans le sol puisque leur charge de surface et leur persistance dans le sol varient selon les types de virus. La taille des virus (entre 10 à 400 nm) et leur forme (sphérique, en forme de tige ou en forme d'icosaèdre (vingt surfaces)) ainsi que d'autres caractéristiques physico-chimiques déterminent leur capacité de survie et leur transport dans l'aquifère (Yates, Yates, Wagner, & Gerba, 1987). Les bactériophages MS2 et PRD1 sont par exemple caractérisés par un point isoélectrique relativement faible (J.F. Schijven et al., 1999) et s'attachent donc moins facilement aux grains de sable que d'autres organismes pathogènes.

7.3 Gradient hydraulique, conductivité hydraulique et taux d'infiltration

Le transport de virus augmente avec les débits d'infiltration et les débit d'écoulement (Yan Jin & Flury, 2002). Dans des aquifères de gravier grossier, de roc fracturé ou des aquifères karstiques, le transport de virus est plus rapide et direct que dans des aquifère à sable de granulométrie plus fine (p.ex. > 200 m/h pour le karst) (Blaschke et al., 2016; Jack F. Schijven & Hassanizadeh, 2000) (Hlavinek, Bonacci, Mahrikova, & Marsalek, 2008). En 2000, l'agence de la protection de l'environnement aux États-Unis (United States Environmental Protection Agency, USEPA) a défini les aquifères de roc fracturé, karst, gravier, et de sable comme des aquifères sensibles pour le transport de virus (microorganisme cible selon leur « *Ground Water Rule* ») (Bhattacharjee et al., 2002). La littérature n'est pas unanime sur l'influence des événements de pluies sur les concentrations de virus dans les puits individuels. En principe, un événement de pluie peut augmenter le débit d'eau souterraine et de cette façon faciliter le transport de virus, mais une pluie va également diluer la concentration de virus. La faible force ionique de l'eau de pluie peut causer la désorption de virus attachés aux grains de sol (Allen et al. 2017). Dans l'étude de Allen et al. (2017), la concentration de virus dans les puits privés était positivement associée avec la quantité de précipitation 8 – 14 jours et 15 – 21 jours avant la date d'échantillonnage. Bradbury et al. (2013) ont également démontré une forte association des événements de pluie avec des taux de détection de virus. Selon la revue de littérature de Hynds et al. (2014), par contre, la présence de virus n'était pas souvent corrélée avec les régimes de précipitation.

7.4 Chimie des eaux et du sol (Matière organique naturelle, O₂ dissous, pH et dureté)

L'attachement de virus est dominé par des interactions électrostatiques entre le virus et la surface des grains du milieu poreux de l'aquifère (Bhattacharjee et al., 2002). La plupart des virus et les grains du sol sont chargés négativement aux pH typiques de l'eau souterraine. Les conditions qui réduisent la répulsion électrostatique entre les virus et les grains tels qu'un faible *pH*, la présence de *cations divalents* et une *force ionique* importante favorisent l'attachement des virus (Bhattacharjee et al., 2002). L'attachement est également favorisé par la présence de *minéraux chargés positivement* tels que les oxyhydroxydes de fer (Bradley, Straub, Maraccini, Markazi, & Nguyen, 2011; Jack F. Schijven & Hassanizadeh, 2000; van der Wielen, Senden, & Medema, 2008). Indirectement, ces facteurs influencent également la survie des virus qui dépend de l'attachement.

Les *conditions d'oxydo-réduction* de l'eau jouent un rôle important dans le transport, mais aussi dans la survie des virus. Frohnert et al. (2014) ont réalisé des tests en colonne et une modélisation des courbes de percée (avec Hydrus-1-D) de deux types de bactériophages (MS2 et PhiX174) sous conditions aérobies et anoxiques. Selon leurs résultats, l'élimination des virus (inactivation et

attachement) est moindre dans des conditions anoxiques. D'autres chercheurs ont trouvé des résultats similaires (Jack F. Schijven & Hassanizadeh, 2000; van der Wielen et al., 2008). L'attachement des virus est réduit à cause de la réduction des sites d'adsorption sur des oxyhydroxydes de fer dans des conditions anoxiques (Frohnert et al., 2014). De plus, la survie des virus est plus longue dans des conditions anoxiques (Jansons, Edmonds, Speight, & Bucens, 1989).

La présence de *matière organique* dissoute réduit l'attachement de virus à cause de la compétition pour les mêmes sites d'adsorption. En même temps, la matière organique liée aux grains de sol peut fournir des sites d'attachement hydrophobes pour les virus et ainsi réduire le transport des virus (Yan Jin & Flury, 2002). L'influence complexe de la matière organique sur le transport des virus est une des raisons pour expliquer la haute variabilité dans la prédiction de l'élimination des virus dans les sols (J. Schijven, Pang, Ying, Farnleitner, & Blanch, 2017).

7.5 Facteurs biologiques

La teneur en carbone organique total, la présence de nutriments, de certains types de bactérie (par. ex. *Bdellovibrio sp.*), de prédateurs eucaryotes (protozoaires et nano-flagellés hétérotrophes), et la composition de la communauté des eucaryotes autochtones influencent également le taux d'inactivation des virus (Jack F. Schijven & Hassanizadeh, 2000).

7.6 La teneur en eau - aquifère saturé vs zone vadose

La teneur en eau du sol joue un rôle important, mais la quantification de son influence reste inconnue en pratique sur la survie et l'attachement des virus. Sim and Chrysikopoulos (2000) résumant que le taux d'inactivation est plus faible pour des virus attachés à l'interface liquide-solide que pour ceux en suspension dans l'eau. Les taux d'inactivation sont donc différents dans la zone vadose et la zone saturée. Les virus adsorbés à l'interface air-eau sont inactivés plus facilement, ce qui est probablement lié à la déformation des virus qui résulte des forces à l'interface (Sim & Chrysikopoulos, 2000).

Le transport dans la zone vadose est plus complexe que dans la zone saturée à cause de la présence de l'air dans le système (système multiphasique). L'écoulement de l'eau dans le milieu poreux non-saturé est limité aux régions des petits pores par les forces capillaires mais dans ces régions, les débits sont faibles. Les mécanismes de rétention des colloïdes dans la zone vadose sont influencés par l'attachement à l'interface solide-eau, l'attachement à l'interface air-eau, le filtrage²⁶ dans les films d'eau qui enveloppent la phase solide, et la rétention au point solide-air-eau (Bradford & Torkzaban, 2008). La rugosité de la surface des grains de sol joue également un rôle. En général, le transport des virus dans la zone vadose est encore mal compris. On retient que l'attachement est plus grand quand la teneur en eau est faible. En Australie, les distances séparatrices horizontales entre une ISA et un puits peuvent être réduites de manière importante en fonction de l'épaisseur de la zone vadose (Charles et Ashbolt, 2004).

Le détachement des virus dans la zone vadose est possible dû à la teneur en eau variable et le mouvement des interfaces air-eau (J. Schijven et al., 2017). Il est donc possible qu'une forte pluie, une fonte des neiges et l'irrigation remobilisent les virus attachés. D'ailleurs, le transport sous influence de fortes pluies a été observé au Canada. Dans l'étude de Allen et al. (2017), la

²⁶ Anglais: film-straining

concentration de virus dans les puits privés était positivement associée avec la quantité de précipitation 8 à 14 et 15 à 21 jours avant la date d'échantillonnage.

7.7 Changements climatiques

Selon Cooper, Loomis, and Amador (2016), les changements climatiques peuvent affecter la hauteur de la nappe phréatique et ainsi la hauteur de la zone vadose et la concentration d'oxygène disponible. Selon la région, la hauteur de la nappe phréatique va augmenter ou diminuer et ainsi réduire ou améliorer le traitement de l'eau usée par le sol. Cooper et al. (2016) ont observé que le transport de coliformes fécaux augmentait pour leur scénario « changements climatiques » caractérisé par une température plus élevée (25°C vs. 20°C) et une épaisseur de la zone vadose réduite de 30 cm dans le Nord-Est des États-Unis. Selon Larocque, Levison, Martin, and Chaumont (2019), la recharge de l'eau souterraine devrait diminuer au Québec à cause d'une variabilité des précipitations plus importante durant l'été et des périodes de fonte des neiges plus tôt dans l'année. Ces changements conduiraient à une nappe phréatique plus basse et à un voyage de l'eau souterraine plus important dans la zone vadose lors de l'infiltration. Par conséquent, le changement climatique au Québec serait favorable à la dégradation de l'eau usée mais entraînerait aussi une dilution diminuée de la contamination.

Tableau 11 : Taux d'attachement et de détachement pour différents types de virus, températures et types de milieu

Virus	Paramètres d'attachement	Unité	Valeurs choisies	Conditions	Type d'étude	Références
MS2	Efficacité de collision α	10^{-5} (-)	3,9 (0,39) ^a 1,5 (0,15)	Aquifère sablonneux oxisique Aquifère sablonneux anoxique	Modélisation	(van der Wielen, Blokker, & Medema, 2006)
PhiX174	Coefficient du taux d'attach. k_{att}	min^{-1}	0,01 – 0,02 ^b 0,005 – 0,02 ^c 0,005 – 0,01 ^d	Sable naturel avec fines	Modélisation d'un essai en colonne	(Frohnert et al., 2014)
	Coefficient du taux de détach. k_{det}	min^{-1}	< 0,005 – 0,01 ^b 0,005 – 0,01 ^c $\leq 0,005$ ^d			
Virus	Taux d'enlèvement (1 ^{er} ordre) λ_s	Ln/m	$4 \cdot 10^{-1} - 2,5 \cdot 10^0$ $3 \cdot 10^{-1} - 1,2 \cdot 10^0$ $4 \cdot 10^{-1} - 5 \cdot 10^{-1}$ $4 \cdot 10^{-3} - 2,0 \cdot 10^0$	Zone vadose sable Zone vadose gravier Zone saturée sable Zone saturée gravier	Modélisation, donnée λ d'une base de donnée	(Blaschke et al., 2016)
MS2	Coefficient du taux d'attach. k_{att}	jour^{-1}	0,06	Pierre ponce (volcanique)	Modélisation	(Gunnarsdottir, Gardarsson, & Andradottir, 2013)
	Coefficient du taux d'enlèvement λ	jour^{-1}	0,03	Aquifère sablonneux	Modélisation	J. F. Schijven, Hassanizadeh, and de Roda Husman (2010)
	Coefficient du taux d'enlèvement λ^*	(-)	45 (0,079 – 645) ^e	Aquifère sablonneux	Modélisation	J. F. Schijven et al. (2010)
MS2	Coefficient du taux d'attach. K_f	min^{-1}	0,119 ($\pm 0,005$) ^f	Sable naturel	Modélisation	(Stump, Kellermann, & Griebler, 2019)
T7	Coefficient du taux d'attach. K_r	min^{-1}	0,181 ($\pm 0,064$) ^f		colonnes	
	Coefficient du taux d'attach. K_f	min^{-1}	0,0003 ($\pm 0,0001$) ^f			
	Coefficient du taux d'attach. K_f		0,157 ($\pm 0,045$) ^g			
	Coefficient du taux d'attach. K_r		0,0007 ($\pm 0,008$) ^g			
Virus	Coefficient du taux d'attach. k_{att}	jour^{-1}	(1 – 4,82) ^h ; (0,12 – 2,4) ⁱ	Sol volcanique poreux	Modélisation	Macías et al. (2017)
	Coefficient du taux d'attach. k_{det}	jour^{-1}	(1 – 0,002) ^h ; (0,009 – 0,188) ⁱ	Sol fracturé-poreux		

^a Moyenne et écart-type de la distribution normale du paramètre

^b faible force ionique

^c moyenne force ionique

^d haute force ionique

^e moyenne (min – max)

^f à 4°C

^g à 10 °C

^h conservateur

ⁱ non conservateur

8 LA MODÉLISATION DU TRANSPORT DE VIRUS

8.1 Approches de modélisation

Avec leur taille entre 10 et 400 nm, les virus sont des particules colloïdales, donc des petites particules dispersées dans l'eau qui sont trop petites pour sédimenter. Le transport de virus est complexe et comme décrit dans les chapitres 6 et 7, il est influencé par l'attachement des virus colloïdaux aux grains de sol. Pour modéliser cette interaction complexe qui est influencée par les procédés électrostatiques et les propriétés de l'eau, plusieurs approches mathématiques ont été développées. Pour la plupart de ces approches, les virus sont mathématiquement souvent représentés comme des solutés (et non comme des particules).

Le transport est ensuite modélisé avec des modèles d'advection-dispersion-attachement/détachement. L'attachement/détachement de virus est modélisé comme un mécanisme d'adsorption/détachement de soluté sur une surface solide. La nature colloïdale des virus est prise en compte par plusieurs chercheurs en utilisant des paramètres de la théorie de filtration des colloïdes (TFC). Cette théorie décrit mathématiquement l'enlèvement de colloïdes dans un filtre granulaire via des cinétiques de premier ordre. Les grains de média du filtre (ou du sol) sont caractérisés par le paramètre « efficacité du collecteur » (ou efficacité d'adhésion). Ce paramètre peut être calculé (efficacité du collecteur théorique) ou déterminé expérimentalement (efficacité du collecteur expérimental). Le ratio des deux efficacités du collecteur donne l'efficacité d'attachement (aussi appelée l'efficacité de collision). L'efficacité d'attachement représente la probabilité d'une particule de venir en contact avec la surface du grain de sol (appelé « collecteur ») à cause des procédés de filtration (interception, sédimentation et mouvement brownien).

8.1.1 Advection-dispersion

Dans le milieu poreux, la modélisation du transport nécessite au préalable la résolution d'un modèle d'écoulement de l'eau souterraine (résolution de l'équation de continuité résultant de l'application du principe de conservation de la masse combinée à la loi de Darcy). Un modèle de transport peut ensuite être défini (p.ex. advection-dispersion, attachement, inactivation, réaction...).

Dans un milieu poreux homogène et isotrope, le mouvement des particules est décrit par l'équation d'**advection – dispersion** (montrée pour le cas unidimensionnel, 1-D) sous sa forme simplifiée :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Éq. 1}$$

Les symboles utilisés sont détaillés dans le Tableau 16. Cette équation a été développée pour des solutés et elle est réputée valable pour décrire l'advection-dispersion des solutés et des colloïdes (Trimper, 2010). La vitesse v des virus est calculée en résolvant l'équation d'écoulement et le coefficient D est déterminé à partir de données expérimentales (par la détermination de la dispersivité du milieu à partir d'un essai de traçage). La dispersion est le mélange où le processus de mixage est causé par la tortuosité des chemins d'écoulement et l'hétérogénéité des champs de vitesse dans les pores ainsi que les effets de mélanges moléculaires (diffusion moléculaire liée au mouvement brownien des particules).

Vu que les virus ne sont pas des solutés mais des colloïdes, il n'est pas surprenant que plusieurs études montrent une différence entre le transport d'un traceur (p.ex. un sel) et celui des virus. Comparés aux traceurs solubles, les virus apparaissent souvent avant le traceur soluble dans les puits d'observation (Frohnert et al., 2014). Ce phénomène de la filtration colloïdale est le résultat d'un transport préférentiel qui se produit dans le centre des pores (Trimper, 2010) où l'eau s'écoule plus rapidement (Yan Jin & Flury, 2002). En absence d'effets d'attachement, les virus peuvent migrer alors plus rapidement que les traceurs de sel (voir section 6.3).

8.1.2 L'inactivation

L'**inactivation** des virus dans l'eau simplement ou dans le milieu poreux décrit la mortalité du nombre de particules virulentes (section 6.1). Le mécanisme d'inactivation peut s'appliquer aux virus en suspension et aux virus attachés aux grains du sol. En général, les mécanismes d'inactivation dans le milieu poreux ne sont pas très bien compris (Tufenkji, 2007). Le déclin du nombre de virus est généralement décrit par une cinétique de premier ordre (Éq. 2) avec le coefficient du taux de létalité μ – même si plusieurs études ont montré que des facteurs environnementaux (température) et l'agrégation de virus peuvent causer des déviations de ce modèle (Yan Jin & Flury, 2002). Le taux de létalité dépend du type de virus, de la température et des conditions dans l'eau souterraine (p.ex. anoxique, aérobie). Le taux de létalité a été évalué par plusieurs auteurs (Tableau 10).

$$\text{Taux de mortalité} = -\frac{dC}{dt} = \mu C \quad \text{Éq. 2}$$

8.1.3 L'attachement

La cinétique d'**attachement** des virus aux grains du sol est principalement déterminée par des interactions électrostatiques (Bhattacharjee et al., 2002). En principe, l'attachement peut être irréversible (les particules de virus s'attachent aux grains de manière permanente) et réversible (faible attachement et possibilité de détachement). Mathématiquement, l'attachement est décrit par un terme d'abaissement de la concentration de virus qui s'ajoute à l'équation d'advection-dispersion :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \underbrace{\frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t}}_{\text{Terme d'attachement}} - \underbrace{\mu C}_{\text{Terme de déclin}} \quad \text{Éq. 3}$$

où S est la concentration des virus attachés, ρ_b est la densité apparente sèche du sol et θ est la porosité du sol (Tableau 16).

Les premiers modèles de transport des années 1980 ont décrit l'attachement par une sorption d'équilibre utilisant des isothermes linéaires de Henry, ou les isothermes non-linéaires de Freundlich ou Langmuir, avec un coefficient de partitionnement liquide/solide K_{eq} (Bhattacharjee et al., 2002; Yates et al., 1987). Cette approche a été utilisée pour développer le modèle de transport de virus VIRALT (US EPA par (Park, Blandford, & Huyakorn, 1992). L'équation pour exprimer l'attachement de virus en termes d'équilibre est p.ex. pour une isotherme linéaire :

$$S = K_{eq}C \quad \text{Éq. 4}$$

Le modèle de transport qui inclut ce comportement d'isotherme s'écrit :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \mu C \quad \text{Éq. 5}$$

$$\text{avec } R = 1 + \frac{\rho_B}{\theta} K_{eq} \quad \text{Éq. 6}$$

où R est le facteur de retardement (Frohnert et al., 2014; Tufenkji, 2007). Cependant, le modèle de sorption d'équilibre a été critiqué comme il n'était pas possible de prédire le transport de virus de plusieurs études de cas (Bhattacharjee et al., 2002; Tufenkji, 2007). Tufenkji (2007) remarque que le ralentissement ne décrit en effet pas l'enlèvement de virus, mais seulement l'apparition retardée de virus. Des expériences de transport en colonne et à l'échelle du terrain ont montré que les virus qui percent se comportent comme des traceurs inertes, c'est-à-dire sans ralentissement (J.F. Schijven et al., 1999). Ces limites ont persuadé la communauté scientifique de décrire l'attachement par des modèles cinétiques au lieu d'un équilibre de sorption (Bhattacharjee et al., 2002). Le terme d'attachement devient donc une cinétique du premier ordre avec les coefficients du taux d'attachement et détachement k_{att} et k_{det} , qui doivent être déterminés expérimentalement :

$$\frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = k_{att}C - k_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S - \mu C \quad \text{Éq. 7}$$

Les premiers chercheurs qui ont pris en compte un procédé d'attachement cinétique ont été Bales, Hinkle, Kroeger, Stocking, and Gerba (1991). Ils ont introduit un modèle de transport qui prend en compte (i) une sorption d'équilibre réversible pour décrire l'attachement faible de virus et (ii) un coefficient du taux d'attachement pour décrire l'attachement irréversible de virus cinétiquement contrôlé (Bhattacharjee et al., 2002). Le coefficient du taux d'attachement dans le modèle est relié aux paramètres de la théorie de filtration des colloïdes (TFC) (Yao, Habibian, & O'Melia, 1971). Le modèle TFC décrit l'attachement de particules aux grains dans un lit de filtration « propre » et le transport de masse est reflété à la fois dans le paramètre η_0 qui est l'efficacité du collecteur mais aussi dans l'efficacité de collision α (Tufenkji, 2007). Ces paramètres sont ensuite utilisés pour calculer le coefficient du taux d'attachement par filtration k_f qui est relié aux paramètres η_0 et α , et le diamètre des grains du sol d_g selon Yao (1971) de la manière suivante :

$$k_f = \frac{3(1 - \theta)v}{2d_g} \eta_0 \alpha \quad \text{Éq. 8}$$

L'approche de décrire l'attachement avec la TFC est très populaire, mais elle a également ses limites. Une critique de la TFC est que la déposition de particules (p.ex. de virus) sur les grains du sol est seulement cohérente avec la TFC quand les conditions d'attachement sont favorables, i.e. quand il n'y a pas d'interactions électrostatiques répulsives (Tufenkji, 2007). De plus, la détermination de l'efficacité de collision est complexe; elle dépend de l'efficacité du collecteur η_0

et sous-estime souvent les valeurs mesurées au laboratoire (Tufenkji, 2007). Les distances séparatrices calculées avec les modèles de J.F. Schijven and Hassanizadeh (2002) et van der Wielen et al. (2006) dans les aquifères sablonneux sont très larges (206 à 418 m et 276 m respectivement), ce qui est aussi dû aux très faibles efficacités de collision choisies (Blaschke et al., 2016). Tufenkji and Elimelech (2004) ont apporté des améliorations à l'équation pour calculer l'efficacité du collecteur (η_0) et van der Wielen et al. (2008) ont utilisé cette approche (attachement selon TFC avec amélioration de Tufenkji et al. 2004) avec succès pour calculer l'élimination de bactériophages MS2 et ϕ X174 dans un aquifère sablonneux et en conditions anoxiques. En général, le choix des paramètres η_0 et α semble critique pour les résultats du modèle. Selon l'analyse de sensibilité de van der Wielen et al. (2006), un léger changement de l'efficacité de collision changeait de façon majeure les distances séparatrices calculées avec leur modèle de transport.

8.1.4 Le détachement

Souvent, le détachement de virus a été négligé par les auteurs ou a été trouvé être de moindre importance (voir Tableau A 2). Dans ce cas, les équations se simplifient. Par exemple, J.F. Schijven et al. (1999), J.F. Schijven, Hassanizadeh, and de Bruin (2002) et van der Wielen et al. (2006) ont modélisé le transport de virus avec succès en utilisant la théorie de la filtration des colloïdes (TFC). Les auteurs ont soit négligé le détachement (généralement beaucoup plus lent que l'attachement) ou alors k_{det} a été utilisé comme paramètre d'ajustement.

8.1.5 Équations de transport complètes et solutions

En considérant les concentrations de virus dans la phase liquide et sur la phase solide, les équations de transport deviennent alors (Frohnert et al., 2014) :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - k_{att}C - \mu_l C + k_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 9}$$

$$\frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = k_{att}C - k_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S - \mu_s \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 10}$$

Les symboles sont détaillés sur le Tableau 16. L'équation 9 décrit le changement de la concentration de virus dans la phase liquide (C) qui augmente avec le détachement de virus de la phase solide. Le coefficient du taux d'inactivation μ_l est relié seulement aux virus libres (en suspension dans l'eau). L'équation 10 décrit le changement de la concentration de virus sur la phase solide (S). La concentration augmente avec l'attachement et se réduit avec le détachement de virus (k_{det}) et la mort de virus sur les grains de sol. Par conséquent μ_s est le coefficient du taux d'inactivation des virus attachés sur les grains de sol.

Plusieurs chercheurs ont proposé des solutions analytiques pour les modèles en considérant que l'aquifère est un milieu poreux qui est hydrogéologiquement et chimiquement homogène et que l'écoulement d'eau est principalement unidimensionnel et stationnaire. Ceci est souvent valable quand il s'agit de terrains sablonneux homogènes (sables alluviaux ou dunes), de bassins de recharge, ou d'aquifères peu profonds. Ces simplifications permettent de regarder une seule dimension de transport (p.ex. transport seulement horizontal dans un aquifère saturé). Avec ces modèles analytiques, il a été possible de simuler les courbes de restitution de virus dans des aquifères granulaires et homogènes et de déterminer les distances séparatrices nécessaires entre

une ISA et un puits pour obtenir un certain abattement de virus (Blaschke et al., 2016; van der Wielen et al., 2006; van der Wielen et al., 2008) (J.F. Schijven & Hassanizadeh, 2002; J.F. Schijven et al., 1999). Le Tableau A 2 résume les différentes solutions analytiques et leur paramétrage.

8.2 Tendances et défis

8.2.1 Sorption d'équilibre vs sorption cinétique

Les deux approches de modélisation de l'attachement (i) par sorption d'équilibre (Éq. 4 - Éq. 6) et (ii) par sorption cinétique (Éq. 3 et Éq. 7) ont p.ex. été comparées par Frohnert et al. (2014) en utilisant respectivement les logiciels CXTFIT et Hydrus-1D. Les auteurs ont observé que le modèle de sorption d'équilibre ne pouvait pas simuler la trainée de la courbe de restitution. Le modèle de sorption cinétique, cependant, représentait bien l'attachement et donc la courbe de restitution. Actuellement, il est généralement accepté que l'attachement suit le comportement d'une sorption cinétique (Trimper, 2010).

8.2.2 Paramétrage des modèles

Le défi de la modélisation du transport de virus est clairement le paramétrage pour l'attachement, le détachement et l'inactivation. Comme le chapitre 0 le montre, l'attachement et l'inactivation dépendent de la température, de la chimie de l'eau et du sol, parmi d'autres facteurs. Le Tableau 10 et le Tableau 11 résument les taux d'inactivation, d'attachement et de détachement déterminés soit expérimentalement ou par ajustement des modèles de transport. Pour les bactériophages testés, les taux d'attachement varient entre 0,06 jour⁻¹ ($4 \cdot 10^{-5}$ min⁻¹) (Gunnarsdottir et al., 2013) et 0,181 min⁻¹ (Stumpp et al., 2019) selon les conditions testées. Les taux de détachement varient entre $1,4 \cdot 10^{-6}$ min⁻¹ (Stumpp et al., 2019) et 0,005 min⁻¹ (Frohnert et al., 2014). Les taux d'inactivation varient entre 0 jour⁻¹ (Yahya et al., 1993) et 0,6 jour⁻¹ ($0,0004$ min⁻¹) (Blanc & Nasser, 1996). En 2009, une base de données qui résume les taux d'enlèvement de virus mesurés sur le terrain dans une grande variété de sols, de zones vadoses et d'aquifères a été publiée par L. Pang (2009). Les différents mécanismes d'enlèvement des virus (attachement irréversible, inactivation, interception et dilution) sont regroupés dans un seul paramètre d'enlèvement λ_s (log₁₀/min). Dans une étude de modélisation récente, Blaschke et al. (2016) ont paramétré leur modèle avec les valeurs λ_s de Pang (2009) au lieu de calculer et déterminer les paramètres d'attachement (Tableau A 3). Cette approche leur a permis de calculer séparément le transport de virus à travers la zone vadose et l'aquifère saturé. Les auteurs ont trouvé que l'épaisseur d'une zone vadose influence la réduction de virus surtout quand il s'agit d'un sol fin. Une réduction de la profondeur de la zone vadose de 20 à 1 m réduit l'abattement de virus de 4 log dans du sable, mais seulement de 0,4 log dans du gravier grossier (Blaschke et al., 2016). Dépendamment de l'épaisseur de la zone vadose, les distances séparatrices nécessaires pour atteindre une réduction de virus de 12 log entre un puits privé et une fosse septique étaient de 39 à 144 m (aquifère de sable), 66 à 289 m (gravier) et de 1 à 2,5 km (gravier grossier).

8.2.3 Considération d'hétérogénéités dans des modèles 2 et 3-D

La majorité des chercheurs ont simplifié leurs modèles en supposant que l'aquifère est un milieu poreux qui est *hydrogéologiquement et chimiquement homogène* et que l'écoulement d'eau est principalement *unidimensionnel et stationnaire* (Tableau A 2). Dans le cas des aquifères au Québec, ces simplifications sont difficiles à justifier. Les aquifères sont souvent constitués de roc fracturé et les puits sont très profonds comparativement aux sites d'infiltration d'eaux usées à la surface. Dans

les fissures et fractures de la roche, l'écoulement d'eau est plus rapide et ne peut plus être paramétré et modélisé comme un aquifère poreux standard. Quand des hétérogénéités de l'aquifère et/ou l'écoulement transitoire (vs stationnaire) sont pris en considération par les chercheurs, le système d'équations différentielles n'a plus de solution analytique et doit être résolu avec des techniques numériques.

Pour représenter des **hétérogénéités** dans l'aquifère, Bhattacharjee et al. (2002) ont développé un modèle 2-D (direction x et z) qui prend en compte (i) **différentes conductivités hydrauliques** (par couches ou aléatoires) et (ii) une **hétérogénéité des charges électrostatiques de surface** sur les grains du sol pour simuler la présence d'oxyhydroxydes de fer. Les auteurs ont défini plusieurs scénarios d'hétérogénéité dans leur domaine rectangulaire modélisé avec un réseau maillé d'éléments finis. Dans cette étude paramétrique, des profils de concentrations de virus et des courbes de restitution ont été calculés. Les auteurs montrent comment des couches avec différentes conductivités hydrauliques peuvent soit accélérer le transport ou alors agir comme une barrière de protection.

L'écoulement dans le **roc fracturé** a été modélisé par Macías et al. (2017) avec un modèle 3-D et par Masciopinto, La Mantia, and Chrysikopoulos (2008) avec un modèle 2-D. Le modèle de Macías et al. (2017) prend en compte (i) deux couches de sols différents (milieu poreux et roche fracturée) avec leurs conductivités hydrauliques respectives (3 conductivités hydrauliques pour les fractures et les macropores), et (ii) les saturations variables de la première couche de sol. Ils ont implémenté la solution numérique d'éléments finis dans FORTRAN90 pour simuler plusieurs scénarios de leur étude de sensibilité. Les valeurs choisies pour la rétention de virus (filtration et attachement irréversible) dans les fractures variaient entre 2,4 et 0,12 jour⁻¹ (détachement 0,19 à 0,009 jour⁻¹) vs 4,82 jour⁻¹ (rétention) et 0,002 jour⁻¹ (détachement) dans le média granulaire (d'origine volcanique). Leur analyse de sensibilité montrait que les paramètres de concentration d'injection de virus, de conductivité hydraulique, de taux d'inactivation et d'attachement sont les mécanismes principaux de transport dans l'aquifère étudié. La dispersion et la désorption étaient moins importantes.

Le modèle de Masciopinto et al. (2008) simule l'inactivation de microorganismes pathogènes avec une fonction de pseudo-premier ordre et un coefficient d'inactivation variable selon le temps (Sim & Chrysikopoulos, 1996). Le taux d'inactivation trouvé en ajustant le modèle aux données de terrain était $0,3 \pm 0,21$ jour⁻¹ pour des coliphages. L'attachement ou l'accumulation des microorganismes pathogènes sur la surface des fractures a été modélisé en utilisant un coefficient du dépôt des colloïdes ($5 \cdot 10^{-6} \text{ m}^{-1}$) et une fonction de blocage dynamique avec une valeur de 0,2 (0 = surface de la fracture sans colloïde et 1 = surface de la fracture complètement couverte avec une monocouche de pathogènes). La vitesse moyenne de l'eau dans cet aquifère était de 50 m/jour. Les distances séparatrices nécessaires pour 7 log de réduction étaient de $8\ 000 \pm 4\ 800$ m. L'incertitude dans ce résultat provient des incertitudes dans les taux d'inactivation et l'hétérogénéité de l'aquifère.

8.2.4 Prise en compte de la densité d'ISA

Bremer and Harter (2012) ont calculé la probabilité de pomper une eau contaminée en fonction du nombre d'ISA par terrain (**densité d'ISA**) et de la conductivité hydraulique pour des aquifères alluviaux. Pour ce faire, les auteurs ont d'abord simulé l'écoulement d'eau en 3-D autour d'un puits domestique (avec filtre à gravier) pour délimiter sa zone source. Une analyse stochastique pour différentes positions de plusieurs ISA et l'intersection avec les zones sources des puits est utilisée pour calculer la probabilité de pomper l'eau contaminée. Les chercheurs n'ont donc ni considéré

la présence de virus, ni les mécanismes de transport de virus pour arriver à leurs conclusions. Cependant, les auteurs pouvaient montrer qu'avec une densité d'ISA de 1 par 2 000 à 1 par 20 000 m², la probabilité de pomper une fraction d'eau usée est très élevée. La probabilité variait entre 0,6 % pour des terrains vastes (faible densité d'ISA) jusqu'à presque 100 % pour des petits terrains ($\leq 2\,000\text{ m}^2$) et des conductivités hydrauliques élevées de l'aquifère ($> 30\text{ m/j}$) et du filtre à gravier du puits.

8.3 Distances séparatrices modélisées pour la protection contre les virus

Le Tableau 12 résume les distances séparatrices nécessaires pour un risque d'infection inférieur à 10^{-4} personnes par années obtenues dans les études révisés pour cette revue de littérature. Plus de détails concernant le contexte des études peuvent être trouvés dans le Tableau A 3 et l'annexe 4. Les études provenant des Pays-Bas ont été menées dans des aquifères sablonneux et les distances séparatrices entre la source de contamination et le puits varient entre 34 m et 357 m selon le paramétrage pour l'attachement des virus aux grains de sable et les conditions limites du modèle. Utilisant les paramètres de rétention de Pang (2009), Blaschke et al. (2016) ont trouvé des distances séparatrices similaires pour les aquifères de sable mais encore plus larges pour les aquifères de matériel plus grossier (66 m à 2,5 km). Dans un aquifère d'origine volcanique avec une couche de média granulaire et un socle de roc fracturé, les distances nécessaires étaient les plus grandes ($8 \pm 4,8\text{ km}$). Les différentes études soulignent l'importance du paramétrage surtout de l'attachement des virus et donc l'importance d'une base de données pour les aquifères en question. Malgré les larges variations des distances séparatrices trouvées dans la littérature, il devient clair que les distances surpassent toujours les 15 à 30 m imposés comme distances minimales entre une ISA et un puits privé dans le règlement Québécois.

Tableau 12 : Distances séparatrices nécessaires pour un risque d'infection de 10^{-4} personnes par année obtenues avec les modèles analytiques et numériques dans différents contextes hydrogéologiques

Distance séparatrices nécessaires	Log réduction pour risque d'infection de 10^{-4} personnes/année	Aquifère	Références
153 à 357 m	9 logs	Sablonneux	Schijven 2002
39 à 144 m 66 à 289 m 1 000 à 2 500 m	12 logs	Sable Gravier Gravier grossier	Blaschke 2016
54 à 90 m 32 à 276 m	N.A.	Sablonneux (aérobie) Sablonneux (anoxique) Sans couche confinée	Van der Wielen 2006
110 m	N.A.	Sablonneux (anoxique)	Van der Wielen 2010
> 80 m	9 logs	Gravier grossier	Gunnarsdottir et al. (2013)
$8\,000 \pm 4\,800\text{ m}$	7 logs	Aquifère volcanique avec milieu poreux et roche fracturée	Masciopinto et al. (2008)

9 METHODOLOGIE DE MODÉLISATION

9.1 Problématique et objectifs de la modélisation

La présente étude se fixe pour objectif d’analyser le comportement des virus dans l’eau souterraine dans les conditions environnementales, hydrogéologiques et anthropiques propres aux résidences isolées et développements domiciliaires du Québec.

La modélisation numérique expérimentale sera utilisée pour investiguer l’influence des différents facteurs environnementaux (paramètres météorologiques, effets saisonniers, changements climatiques), hydrogéologiques (épaisseur et fluctuations de la zone non-saturée, épaisseur de l’aquifère granulaire, connexion hydraulique avec le socle, milieu fracturé) et anthropiques (taux de virus en sortie des installations septiques autonomes, effets cumulatifs en développement domiciliaire, construction du puits) sur l’abattement des virus dans le milieu naturel souterrain et les risques de contamination.

Cette approche permettra d’identifier certains facteurs critiques, ayant une influence dominante sur le comportement des virus, qui devraient dans certaines conditions faire l’objet de considérations spécifiques afin de respecter les normes sanitaires. Une attention particulière sera portée aux effets cumulatifs, synchronismes et autres relations entre les facteurs d’intérêt.

9.2 Méthodologie de simulation expérimentale

9.2.1 Synthèse : formulation mathématique du problème général

Un résumé des différentes réactions gouvernant l’atténuation de la concentration en virus de l’eau souterraine, se produisant au cours du transport dans le milieu poreux, est présenté dans le Tableau 13. On distingue l’atténuation par inactivation métabolique, qui s’opère sur les fractions libres et fixées de virus, et l’atténuation par rétention sur la matrice rocheuse solide, englobant elle-même des mécanismes d’exclusion par taille (filtration colloïdale) et de complexation de surface (sorption).

Tableau 13. Synthèse des mécanismes d’atténuation de virus dans l’eau souterraine et leur représentation

Mécanisme d’atténuation	Réversibilité	Postulat cinétique	Formulation mathématique	Paramètre et coefficient	Facteurs d’influence / remarques
Sorption (adsorption-désorption)	Réversible	Instantanée	Réaction à l’équilibre, facteur de retard R	K_{eq} n (modèle non-linéaire)	Propriétés intrinsèques au milieu poreux (minéralogie) Propriétés physico-chimiques de l’eau (pH, force ionique) Type de virus (P_{IEH} et hydrophobie)
Filtration	Irréversible	Non-instantanée	Cinétique d’ordre 1	k_f	Propriétés intrinsèques au milieu poreux (paramètres $\theta, d_g, \eta_0, \alpha$) Vitesse de pore Type de virus (taille)

Attachement-détachement	Réversible	Non-instantané	Deux réactions cinétiques d'ordre 1	k_{att}, k_{det}	Mécanisme général englobant la sorption et la filtration
Inactivation virus libre	Irréversible	Non-instantanée	Cinétique d'ordre 1	μ_l	Propriétés physico-chimiques de l'eau (pH, Eh, T)
Inactivation virus fixe	Irréversible	Non-instantanée	Cinétique d'ordre 1	μ_s	Type de virus

Du point de vue de la formulation mathématique des mécanismes et de leur modélisation, il n'existe pas à proprement parler de consensus dans la littérature. Plusieurs formulations sont proposées par les auteurs, qui diffèrent de par les postulats et les simplifications effectués. Les trois types de formulation suivantes ont retenu notre attention dans le cadre de ce projet.

Formulation #1 : sorption à l'équilibre + inactivation des virus libres uniquement. Formulation classique du problème de transport de soluté. Mécanismes négligés : rétention par filtration et inactivation des virus fixés. Avantage d'être simple et de ne nécessiter la calibration que de deux paramètres d'entrée (outre les paramètres hydrodynamiques) : le coefficient de partitionnement par sorption des virus K_{eq} , et le coefficient d'inactivation de la phase libre μ_l . Cette formulation du transport de virus était recommandée par les auteurs dans les années 80 et 90, probablement valable dans des configurations simples (régime permanent, milieu homogène). Validité à investiguer par la simulation numérique. Le problème général s'écrit donc comme suit :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \mu_l C \quad \text{Éq. 11}$$

où R est le facteur de retardement (Eq. 6), fonction directe de K_{eq} . Les deux premiers termes de droite traduisent le transport par dispersion et par advection, tandis que le troisième terme de droite correspond à la perte de masse par inactivation des virus libres. Les symboles sont détaillés dans le Tableau 16.

Formulation #2. Cinétique d'attachement-détachement + inactivation des virus libres et fixes. L'attachement-détachement est une formulation globale de la rétention de virus sur le milieu solide, qui englobe les mécanismes de filtration et de sorption. Les auteurs rapportent que cette formulation reproduit plus exactement le comportement des virus dans des conditions non-triviales (régime transitoire). Difficulté : calage des paramètres d'entrée μ_s, k_{att}, k_{det} (voir discussions ci-dessous sur l'enjeu du calage des modèles). Le problème général suit alors la formulation donnée par les équations 9 et 10 (section 8.1.5).

L'éq. 9 donne les transferts de masse de virus dans la phase liquide, les termes de droite correspondent, dans l'ordre, à la dispersion, l'advection, l'attachement, l'inactivation, et le détachement. L'éq. 10 donne les transferts de masse de virus dans la phase solide, les termes de droite correspondent, dans l'ordre, à l'attachement, le détachement, et l'inactivation.

Formulation #3. Cinétique de filtration irréversible + sorption à l'équilibre + inactivation des virus libres uniquement. Variante de la formulation précédente dans laquelle sont distingués les

mécanismes de rétention par filtration (cinétique et irréversible) et la sorption (équilibre et réversible). Cette formulation n'est pas rapportée dans la littérature mais les auteurs de ce rapport la considèrent parce qu'elle rend plus fidèlement compte des deux différentes dynamiques de rétention sur le milieu solide (filtration et sorption). Elle présente par ailleurs l'avantage de ramener la calibration des réactions de rétention solide aux deux paramètres K_{eq} et K_f , le premier étant documenté expérimentalement depuis les années 80 (voir synthèse de Jin et Flury, 2002), le deuxième découlant exclusivement de propriétés géométriques de grains. Par ailleurs, l'inactivation des virus fixés n'est pas à proprement parler négligée comme dans la formulation #1, cette inactivation est incluse dans le terme de rétention par filtration. Dans ce cas, le problème général s'écrit :

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \mu_l C - K_f C \quad \text{Éq. 12}$$

où R est le facteur de retardement (Eq. 6), fonction directe de K_{eq} . Les deux premiers termes de droite traduisent le transport par dispersion et par advection, le troisième terme de droite correspond à la perte de masse par inactivation des virus libres, et le quatrième à la perte de masse par filtration. Les symboles sont détaillés dans le Tableau 16.

Bien qu'il n'existe pas de consensus scientifique clair sur une formulation adéquate du problème, les travaux les plus récents semblent converger vers les conclusions suivantes (*e.g.*, Frohner et al., 2014) : l'hypothèse de sorption à l'équilibre ne valide pas les réponses obtenues expérimentalement pour le transport des virus en régime transitoire, tandis que ces réponses sont adéquatement reproduites par la prise en compte d'une cinétique d'attachement-détachement. Précisément, les pics des courbes de restitution des virus mesurées lors d'essais pulsatifs en colonne sont reproduits par les deux modèles, ainsi que leur avance par rapport aux pics de traceurs. Cependant, la traînée de restitution n'est pas modélisée adéquatement par l'approche à l'équilibre. Ceci indique que la rétention solide de virus modélisée par cette approche ne reproduit pas fidèlement le comportement observé.

En conclusion, la première formulation devrait être adéquate en première approximation seulement, tandis que les deux autres reproduisent plus fidèlement le comportement des virus mais présentent l'inconvénient d'exiger le calage de paramètres mal connus.

9.2.2 Approche générale

D'une manière générale, la démarche de modélisation consiste, à partir de modèles comportementaux très simples, à évoluer vers des modèles de plus grande complexité, en validant chacune des étapes de complexification avec les outils disponibles : données réelles et solutions analytiques. Il va de soi que plus les modèles sont complexes, plus les moyens de cette validation manquent. C'est là une des difficultés principales de la modélisation.

La méthodologie de simulation envisagée dans cette étude est donc la suivante :

Étape 1. Validation du modèle comportemental de base et calage des paramètres des virus.

- Tester et valider en premier lieu le comportement le plus simple, c'est-à-dire avec sorption à l'équilibre et inactivation des virus libres uniquement (formulation générale #1). La validation de ce comportement est très accessible grâce à des

études expérimentales (essais en colonne publiés) et des solutions analytiques. À ce stade, les modèles réalisés sont 1-D ou 2-D, géométriquement et hydrauliquement simples.

- Tester les formulations mathématiques intégrant les réactions cinétiques de rétention (formulations générales #2 et #3) en validant les modèles par leur faculté à reproduire les tests pulsatifs en colonne tirés de la littérature, et les solutions analytiques (#2 seulement) et empiriques.
- Cette étape permettra de quantifier les paramètres comportementaux des virus : coefficients d'inactivation, coefficients d'attachement et de détachement.

Étape 2. Étude expérimentale *sensu-stricto*.

- Complexifier la configuration hydrogéologique, les conditions aux limites etc. des modèles suivant une large gamme de scénarii afin d'investiguer le rôle des divers facteurs environnementaux et anthropiques sur le dessein des virus dans le milieu naturel. Certains de ces facteurs, notamment les effets cumulatifs et interférences de pompage dans le contexte de densification résidentielle, ou la complexité hydrogéologique, pourront nécessiter la réalisation de modèles 3-D.
- Le code numérique FEFLOW a été choisi pour la présente étude. FEFLOW se concentre sur les aspects hydrodynamiques et intègre un algorithme avancé des aspects propres à l'écoulement souterrain (advection, dispersion) et une représentation simple des phénomènes chimiques.

L'organigramme présenté en Figure 7 offre une représentation visuelle des grandes étapes méthodologiques et de leurs interactions.

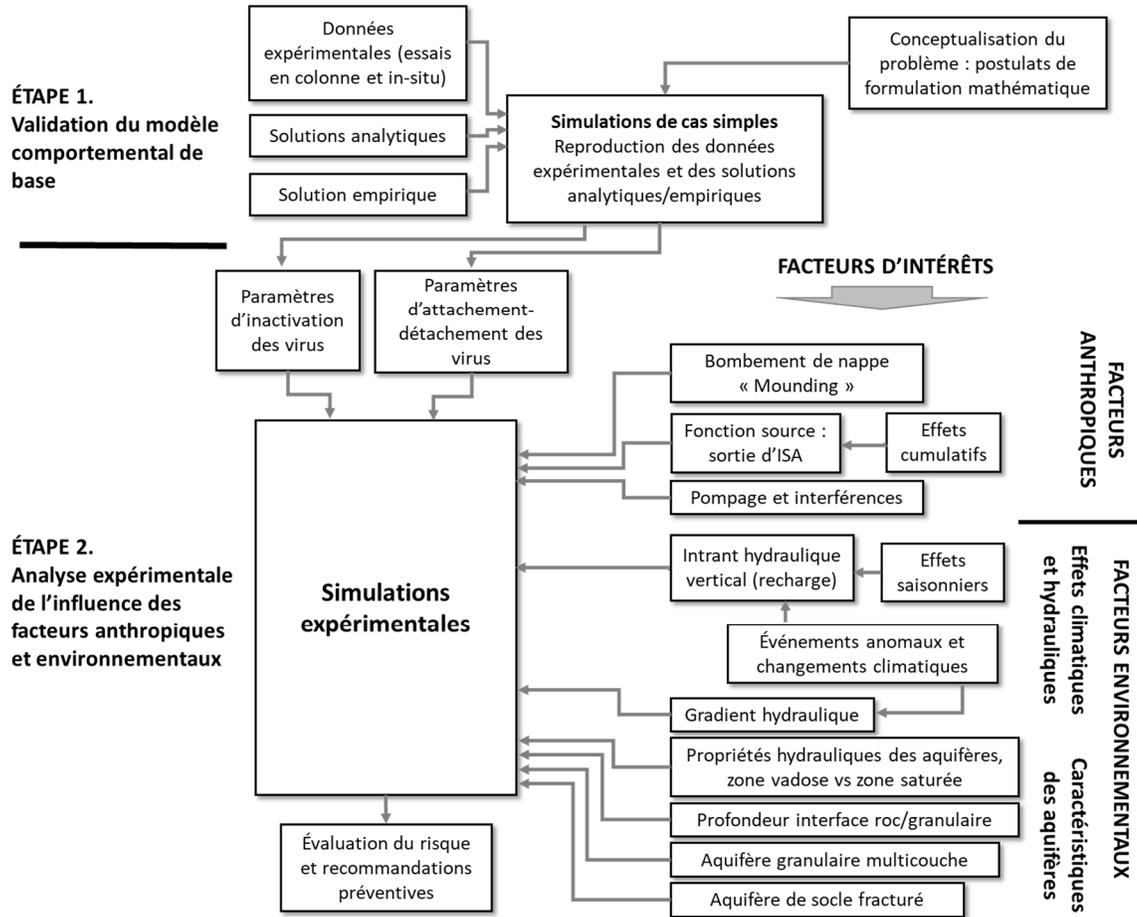


Figure 6. Organigramme de l'étude de modélisation

9.2.3 Validation des modèles comportementaux de base

La validation des modèles numériques se fait sur deux différents types de jeux de données : les données expérimentales (modèles analogiques en laboratoire ou sur le terrain) et les modèles analytiques.

Les premières nous donnent le comportement réel des virus, typiquement dans des colonnes de sable ou par des installations *in situ* sur des sites expérimentaux. Ces mesures directes sont d'une grande valeur, toutefois elles sont extrêmement lacunaires dans le domaine qui nous intéresse. Plusieurs expérimentations en colonne de sable investiguent l'influence de facteurs spécifiques, tels que la chimie de l'eau et le degré de saturation, sur le comportement des virus. En ce qui concerne les investigations *in situ* (terrain), la base de données de Pang (2009) est à ce jour la plus complète, et permet de dériver des estimations réelles de l'atténuation de virus dans le sous-sol. Il s'agit de valeurs génériques, les différents types – inactivation et rétentions solides – ne pouvant être discriminés par cette approche empirique. Le regroupement de l'ensemble des mécanismes d'atténuation dans un seul paramètre (*removal rate*) est incarné dans un modèle analytique (Blaschke et al., 2018). Il ne s'agit pas ici d'une solution analytique à proprement parler, mais d'un modèle comportemental empirique fondé exclusivement sur la reproduction des

comportements réels de la base de données de Pang (2009). Ce modèle comportemental empirique constitue un outil particulièrement intéressant de validation de nos modèles numériques.

Les données réelles disponibles portent exclusivement sur les milieux granulaires. Il n'existe actuellement aucune base de données contenant des mesures directes du comportement des virus dans des contextes d'aquifères de socle.

La deuxième forme de validation possible s'opère *via* les modèles analytiques *sensu-stricto*. Il s'agit de résolutions mathématiques exactes au problème général sous ses différentes formes (formulations #1 et #2 uniquement). Ces résolutions sont rendues possibles au moyen de diverses simplifications du problème : postulats géométriques (typiquement, écoulement 1-D ou symétries), hydrauliques (typiquement, milieu homogène, isotrope et continu), ou (bio)chimiques (simplification des mécanismes d'atténuation).

La validation, ou vérification, consiste donc à reproduire en simulation numérique ces comportements expérimentaux et analytiques, en se plaçant dans des conditions analogues, extrêmement simples.

Pour finir, dépendamment des résultats obtenus au cours de ces étapes successives, il sera possible d'envisager certaines simplifications additionnelles. Notamment, une option simplificatrice est de ne pas représenter la zone vadose explicitement mais plutôt implicitement à travers la fonction source (abattement additionnel à la source).

9.2.4 Paramètres d'atténuation des virus

Les coefficients des différentes réactions d'atténuation – inactivation et rétention – décrits plus haut gouvernent la cinétique des réactions en jeu et donc leurs taux respectifs. Tel que mentionnée ci-dessus, la littérature demeure très lacunaire sur les valeurs de ces différents coefficients, et les rares estimations expérimentales en laboratoire et sur le terrain rapportent des fortes variabilités, tout du moins pour les deux coefficients d'inactivation (virus libre et fixé). Ceci indique que ces deux coefficients sont sensibles à différents facteurs environnementaux et donc variables dans le milieu naturel. La revue littéraire dresse un état de l'art des connaissances actuelles sur ces aspects (Chapitre 7).

En termes de méthodologie de modélisation, on distingue deux types d'influences, directe et indirecte, qui seront investiguées respectivement de manière implicite et explicite. L'influence indirecte concerne les facteurs qui ne modifient pas les coefficients *sensu-stricto* mais impactent les conditions d'action des mécanismes. Il s'agit des facteurs hydrauliques tels que le gradient hydraulique, le degré de saturation, les fluctuations piézométriques et variations d'apports verticaux (incluant la problématique des changements climatiques). L'influence de ces facteurs est donc analysée explicitement dans les modèles. En contrepartie, les facteurs physico-chimiques tels que Eh, pH, chimie de l'eau, température, et le type de virus, agissent directement sur l'efficacité des réactions, et donc sur les valeurs des coefficients d'inactivation et de rétention. Leur influence sera donc investiguée implicitement plutôt qu'explicitement, c'est-à-dire en faisant varier les coefficients. Des études de sensibilité des modèles à ces coefficients seront réalisées.

9.2.5 Revue des scénarii et facteurs d'intérêt

Cette étape constitue le cœur de l'étude puisqu'elle consiste à contraindre expérimentalement l'impact des facteurs anthropiques et environnementaux sur le transport et l'abattement de virus.

Ultimement, ce travail permettra de documenter le risque associé aux contaminations virales dans différents contextes de mise en place d’installations septiques autonomes et de développements résidentiels. Ces travaux expérimentaux permettront de contraindre les bonnes pratiques en termes de distances séparatrices, de scellement de puits et/ou d’atténuation au niveau du prélèvement (traitement UV). Plus précisément, il s’agit de documenter la nécessité, dans différents contextes anthropiques et environnementaux, d’un renforcement de la protection des prélèvements d’eau pour satisfaire le modèle sanitaire de Santé Canada (critère de 1 infection/10 000 personnes/an).

Concrètement, plusieurs scénarii de modélisation sont élaborés afin d’investiguer le comportement du système en réponse à différents facteurs d’influence contextuels. On distingue deux types de scénarii, selon la nature anthropique ou naturelle (environnementale) du facteur investigué. Les sections ci-dessous développent le détail des facteurs.

9.2.5.1 Facteurs anthropiques

Fonction Source

Les virus entrent dans le domaine de modélisation par une source ponctuelle à géométrie linéaire ou planaire dépendamment de la nature bi-dimensionnelle ou tri-dimensionnelle du modèle. La fonction source définit le taux de virus entrant dans le système d’écoulement souterrain naturel, en sortie du système d’épuration. Cette fonction est contrainte par les données épidémiologiques et les données sur les performances d’abattement des systèmes d’épuration, ces aspects sont détaillés dans la revue littéraire.

Deux types de fonctions source seront utilisés dans les modèles (Figure 7: taux entrant pulsatif et taux entrant continu). Le type de fonction détermine le régime stationnaire ou transitoire des modèles. Le taux entrant continu est modélisable en régime stationnaire (dépendamment des autres options du modèle), globalement plus stable et plus simple à réaliser. Les taux de virus en sortie d’ISA conventionnelle rapportés dans la littérature varient entre 10^8 et 10^{10} virus/L (cf. revue littéraire). L’étude récente de Blaschke et al. (2016) sur la large base de données de Pang (2009) retient particulièrement notre attention. Sur la base de cette étude, la fonction qui sera utilisée dans les modèles à source continue est une fonction probabiliste de distribution triangulaire (Figure 7A) avec un taux maximum de $2,3 \times 10^9$ virus/L et un écart-type de 10^{10} virus/L. Les modèles stationnaires seront donc produits en série à partir de cette fonction source définie de manière probabiliste (approche de Monte-Carlo).

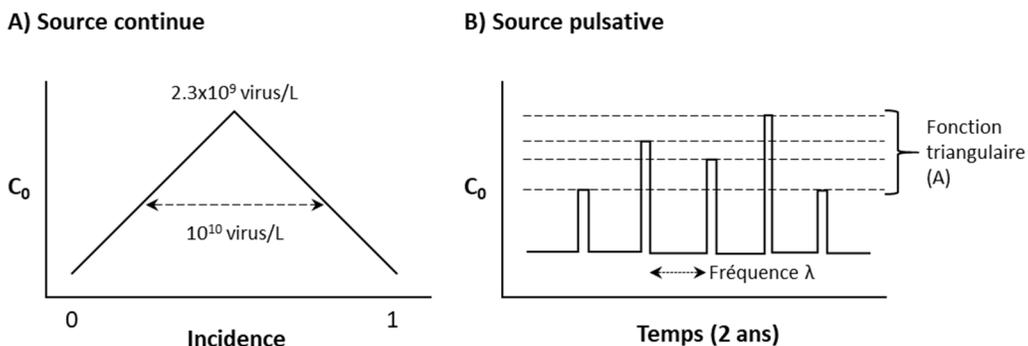


Figure 7. Deux scénarii de fonction source : taux de virus en sortie des ISA, C_0

Le taux entrant pulsatif prend en compte les pics de production de virus reliés aux occurrences de maladies virales contagieuses dans les résidences. Leur intégration dans les modèles permet d'investiguer les effets transitoires de ces pics sur le transport souterrain. La fonction pulsative est une série temporelle (Figure 7B) caractérisée par une fréquence λ , et une amplitude (fonction triangulaire), déduits des données de terrain synthétisées dans la revue littéraire. La durée envisagée pour les modèles est de l'ordre de deux années. Ultiment, un raffinement pourra être envisagé dans lequel les fréquences et amplitudes de la fonction d'entrée pulsative ne sont pas constantes au cours de l'année, afin de modéliser les effets saisonniers à la source (fréquence augmentée des pics de maladies en hiver).

Il est à noter que le champ d'épuration conventionnel inclut les 0,9 m (valeur minimale) de dépôts granulaires non-saturés sous-jacents aux tuyaux d'alimentation. Par conséquent, le point d'entrée des virus dans le modèle est localisé à 1 m de profondeur, le transport dans le premier mètre n'est donc pas pris en compte explicitement dans la modélisation. Le transport dans le premier mètre n'est donc pas représenté explicitement dans la modélisation, il est pris en compte implicitement dans la fonction source. En d'autres termes, les valeurs de concentration considérées à l'entrée des modèles incluent la réduction dans le champ d'épuration.

Effets cumulatifs

La densification résidentielle induit la coexistence de plusieurs ISA dans un même secteur, générant potentiellement des effets cumulatifs d'intrants de virus dans le sous-sol. Ces effets sont investigués en modélisation en modifiant les conditions aux limites internes du système : sources ponctuelles multiples au lieu d'une source unique.

Le phasage des taux entrants dans le cas de sources pulsatives ainsi que les relations spatiales entre les sources ponctuelles sont représentés par deux fonctions de probabilité, respectivement temporelle et spatiale. Les effets cumulatifs seront donc appréhendés par une approche stochastique, en posant certaines contraintes sur les distances entre les sources (dimension des lots) et sur la synchronicité des pics de taux de virus entre les différentes sources (effets de contagion).

Pour ces aspects, il est envisagé de réaliser des modèles 3-D, d'échelle kilométrique et d'une durée de 2 années. Les variables d'entrée du modèle et leur distribution sont :

- n_s : nombre de sources ponctuelles dans le modèle (degré de densification résidentielle). Distribution uniforme entre 1 et 500 ; le plafond de 500 correspond à une densité maximale de 500 lots par km^2 , soit des parcelles de 2 000 m^2 (un demi-acre).
- $(x,y)_i$: coordonnées spatiales de chaque source. Distributions uniformes entre 0 et 1 000 m. Contrainte d'une distance minimale de 30 m entre deux sources (ordre de grandeur de la taille minimale des parcelles).
- $C_i(t)$: fonction pulsative de taux de virus en sortie du système épurateur i . Cette fonction temporelle est définie dans la section précédente. Le phasage entre les différentes sources sera contraint par un terme de déphasage de distribution uniforme, compris entre 0 et 1, illustré par la Figure 8.

Ce travail permettra d'investiguer les effets cumulatifs sur les concentrations de virus dans le milieu souterrain, et d'établir les relations statistiques entre la densification résidentielle et les distances

séparatrices requises pour satisfaire les critères sanitaires en vigueur. Des seuils critiques pourront être estimés, au-delà desquels les distances séparatrices requises ne sont plus applicables étant donnée la dimension des parcelles, ce qui exige le recours à des moyens d'atténuation subsidiaires.

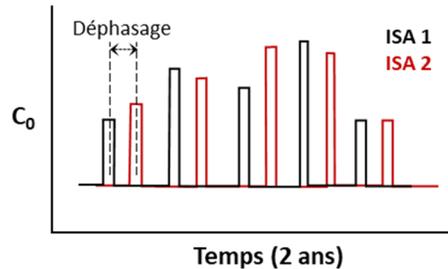


Figure 8. Fonctions pulsatives issues de multiples sources ponctuelles dans les contextes de développement résidentiel. La synchronicité des pics est paramétrée par un terme de déphasage entre les multiples fonctions sources. ISA : installation septique autonome

Bombement hydraulique (*mounding*)

Le débit d'infiltration d'eau usée au niveau du champ d'épuration produit une remontée de la nappe phréatique, un phénomène connu sous le nom de *mounding* (littéralement, bombement). Il en résulte une modification du gradient hydraulique et des directions locales d'écoulement, et par conséquent des trajectoires de transport de virus. Les trajectoires générées sont radiales, dirigées vers l'extérieur. L'importance de cet effet anthropique, et plus précisément la taille de la zone d'influence affectée par la déviation des directions d'écoulement, dépend du rapport d'amplitude entre le gradient hydraulique artificiel et le gradient hydraulique naturel. Le premier est constant en première approximation (débit d'infiltration constant), le deuxième est variable selon le contexte environnemental, et notamment selon le relief du site.

Le débit d'infiltration en sortie d'ISA est un paramètre bien documenté (voir revue littéraire, section 2) : la valeur de 1.6 m³/jour est retenue pour une résidence de 3 chambres. La modélisation de ce phénomène et l'évaluation de son impact ne constituent donc pas une difficulté technique. Une attention particulière sera portée sur l'évaluation des effets cumulatifs de ce phénomène, et éventuellement l'apparition d'interférences entre plusieurs bombements, dans les contextes de densification résidentielle.

Pompage et interférences

Les pompages intermittents pour le prélèvement d'eau dédiée à la consommation induisent des modifications des champs de charge hydraulique, typiquement sous la forme de cônes de rabattements. Les changements de directions d'écoulement au sein de la zone d'influence du pompage génèrent des changements dans les trajectoires de transport des virus. Ceci pourra potentiellement accentuer le risque de contamination si la zone d'influence d'un puits d'alimentation en eau intercepte un panache de transport de virus issu d'une ISA : la trajectoire de transport sera alors déviée vers le puits d'alimentation.

La dimension et la géométrie des zones d'influence des pompages sont gouvernées par les patrons de diffusivité hydraulique η de l'aquifère. En conditions d'écoulement hétérogène et/ou discontinu typique des aquifères de roc, ces zones ont des géométries typiquement non-circulaires, allant

jusqu'à des formes irrégulières à forte excentricité dans les directions de drainage dominant. Ceci peut potentiellement accentuer considérablement les risques de contaminations croisées entre les points d'intrant de virus (ISA) et les points de prélèvement. Dans le cas des développements domiciliaires, les multiples pompages d'approvisionnement produiront des patrons d'interférence et une complexification des trajectoires de transport. Il s'agit ici d'une autre forme d'effets cumulatifs, non pas à la source mais au niveau des prélèvements.

Cette problématique sera investiguée en modélisation numérique au moyen de modèles 3-D d'échelle kilométrique et de durée de 2 ans. Les simulations expérimentales mettront l'accent sur les modifications par les pompages d'approvisionnement des trajectoires de transport à partir des intrants ponctuels, dans différentes configurations hydrogéologiques. Les contextes de développement domiciliaire et de densification résidentielle seront investigués par une approche probabiliste de manière analogue à celle décrite à la section précédente.

Pour finir, on peut anticiper que la proposition de mesures concrètes prenant en compte les aspects de complexité hydrogéologique demeure difficile à concevoir, étant donné le niveau avancé requis de caractérisation du milieu.

9.2.5.2 Facteurs environnementaux

Intrant hydraulique vertical

Les intrants hydrauliques naturels dans les modèles consistent en un apport vertical et un apport horizontal. L'apport horizontal correspond à l'écoulement souterrain dit régional, ce terme est contrôlé et paramétré par le gradient hydraulique, qui est traité plus bas dans ce chapitre.

L'apport hydraulique vertical résulte de l'infiltration, à travers la zone vadose, de l'eau météorique et de la neige fondue. L'action de ce terme sur les modèles se situe à plusieurs niveaux, synthétisés sur la Figure 9 :

- Il influence à la source le taux de virus entrant dans le milieu souterrain (Figure 9C). En effet, la revue littéraire rapporte, d'après des mesures *in situ* sur sites expérimentaux, que les performances du système d'épuration diminuent lors d'événements pluvieux, ce qui se traduit par une augmentation du taux de virus à la source du modèle.
- Il génère des pulses d'humidité traversant verticalement l'épaisseur non-saturée, entraînant sur leur passage la libération temporaire des virus attachés (Figure 9A, C). Bien que le transfert vertical du pulse d'humidité dans la zone non-saturée soit plus rapide que le transport des virus *sensu-stricto*, il accentue l'acheminement incrémental des virus depuis le champ d'épuration jusqu'à l'aquifère.
- Il est pour une large part à l'origine des fluctuations de la profondeur de la zone saturée (l'autre part étant reliée aux variations d'apport horizontal). Ces fluctuations engendrent la libération de virus attachés de la zone vadose (Figure 9B, C).

L'apport hydraulique vertical est donc un terme de première importance dans la modélisation. Dans un premier temps, il sera intégré dans les modèles comme une fonction continue. Ensuite, il sera représenté par une variable temporelle afin de renseigner l'impact des effets saisonniers sur le transport des virus dans le milieu souterrain.

L'effet de l'apport vertical sur la fonction source *via* la diminution des performances de l'ISA peut produire un certain synchronisme entre différents termes des modèles – augmentation du taux de virus en entrée, remontée de la zone saturée, libération de virus attachés dans la zone non-saturée. Ce synchronisme est anticipé spécifiquement dans les contextes de très faible épaisseur de zone vadose – autrement, la lenteur du transfert de virus dans la zone vadose tend à différer et « moyenner » le taux d'entrée dans la zone saturée. Il est donc important de considérer cet aspect dans les modèles en indexant la fonction d'entrée (taux de virus en sortie de l'ISA) sur les intrants verticaux.

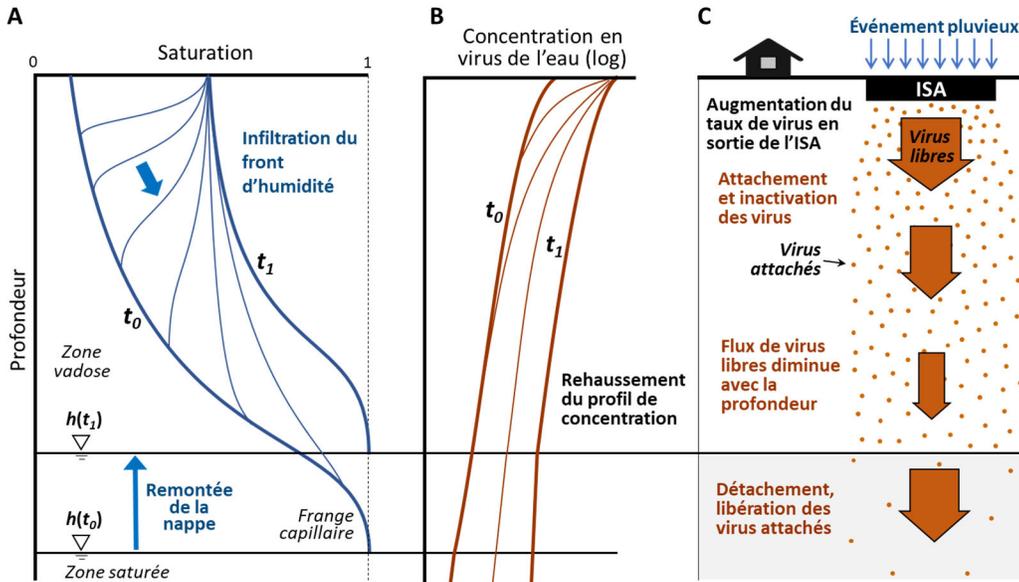


Figure 9. Schéma des mécanismes associés à une augmentation de l'apport vertical durant un fort événement pluvieux : A) infiltration du front d'humidité et remontée du niveau de la nappe phréatique, B) rehaussement du profil de concentration en virus, C) augmentation du taux de virus en sortie du champ d'épuration (ISA) et libération des virus attachés dans la zone re-saturée (zone de battement de la surface piézométrique). Début de l'événement pluvieux au temps t_0 , le temps t_1 correspond schématiquement à la stabilisation d'un régime stationnaire (profils à l'équilibre) durant l'événement pluvieux.

Effets saisonniers

L'apport hydraulique vertical se décompose en un terme de pluviométrie et un terme de fonte de neige. Il présente donc une forte sensibilité aux saisons, avec un très faible apport en hiver suivi d'un pic printanier causé par la fonte des neiges. Les données cartographiques d'apport vertical sont largement accessibles à l'échelle du sud de la Province du Québec, grâce à un important réseau composé de 105 stations nivométriques et 241 stations pluviométriques.

La stratégie d'investigation des effets saisonniers consistera à intégrer des fonctions temporelles d'intrants verticaux reflétant les chroniques annuelles moyennes dans plusieurs régions du sud du Québec. Cette approche permettra de vérifier le caractère significatif ou non des variations régionales d'apports verticaux saisonniers sur le transport souterrain des virus.

Événements anormaux et changements climatiques

Les écarts aux chroniques moyennes d'apport vertical seront pris en considération dans les modèles, incluant notamment les effets prédis de changements climatiques. Plus précisément, notre attention sera portée sur les conséquences d'événements anormaux tels que :

1. Épisodes prolongés sans apport vertical suivis d'apports très soudains (sécheresse + fortes précipitations, longue période hivernale + fonte des neiges due à un réchauffement intense). On peut anticiper que de tels scénarii induisent la rétention par attachement d'une concentration accumulée de virus dans la zone vadose, suivie de sa libération subite dans l'aquifère consécutivement à une remontée importante de la zone saturée au moment du pic d'apport vertical.
2. Augmentation de la fréquence et de l'intensité des événements pluviométriques durant les périodes printanière et estivale, entraînant des fluctuations importantes de la profondeur de la zone saturée. Un intérêt particulier sera porté sur l'impact de tels événements sur l'augmentation des cycles de détachement-attachement dans la zone vadose ainsi que l'accélération de la migration verticale vers la zone saturée.

Gradient hydraulique

Le gradient hydraulique conditionne l'apport horizontal relié à l'écoulement dans l'aquifère. Il est paramétré par les conditions aux limites externes aux extrémités amont et aval du domaine modélisé. Le gradient hydraulique contrôle directement la vitesse de pore, et donc le transport par advection des virus dans l'aquifère. C'est donc un paramètre significatif, qui présente toutefois une variabilité relativement faible dans le milieu naturel.

En première approximation, ces conditions aux limites seront considérées constantes. Une valeur de 0.01 (1 m de différence de charge hydraulique sur une distance horizontale de 100 m) sera retenue, cela correspond à une valeur moyenne sur le territoire d'intérêt (sud du Québec).

Le gradient hydraulique est gouverné en premier lieu par le gradient topographique, autrement dit par le relief régional. Les cas de forts reliefs pourront être analysés avec des scénarii de plus forts gradients hydrauliques.

9.2.5.3 Facteurs hydrogéologiques

Les sections ci-dessous décrivent les scénarii de configurations hydrogéologiques qui seront investigués dans les modèles. L'influence des conditions hydrogéologiques sur le dessein des virus dans le milieu souterrain a été très peu investiguée et demeure à ce jour mal documentée (cf. revue littéraire); à plus forte raison dans les contextes de rocs fracturés, par nature plus complexes sur le plan hydraulique.

On distingue communément deux types de domaines hydrogéologiques selon la nature lithologique de la formation rocheuse hôte : les aquifères de dépôts sédimentaires et les aquifères de roc (socle). La distinction est très significative sur le plan hydraulique puisque les premiers sont caractérisés par une porosité d'interstices granulaires, primaire, typiquement à fort effet capacitif (coefficient d'emmagasinement), tandis que les deuxièmes sont marqués par une porosité à dominante de fractures, secondaire – c'est à dire acquise subséquemment à la formation de la roche, et typiquement à très forte conductivité hydraulique.

Afin d'harmoniser les concepts et terminologies employés dans les différentes disciplines de ce projet, notons la distinction entre le milieu granulaire décrit ci-dessus, et un sol. Un sol est une séquence très superficielle d'horizons centimétriques à décimétriques, organiques et/ou minéraux affectés par la pédogénèse (= météorisation, désintégration de la matière minérale par l'activité biologique, le développement racinaire et l'infiltration d'eau). Les sols sont globalement peu développés au Québec étant donné leur âge holocène, post-glaciaire, le climat froid et les conditions acides dues aux forêts de conifères. Leur épaisseur est typiquement faible, 30 à 40 cm en moyenne pour les types dominants *podzol* et *luvisols*, formés sur des sédiments glaciaires relativement drainants, alluviaux ou de type *till*. Cette épaisseur augmente fortement dans sols de type *gleysol*, formés sur des sédiments glaciaires argileux, milieux non-drainés et réducteurs propices à la mise en place de tourbières. L'activité biologique et les conditions pH-Eh propres à ces milieux contribuent fortement à l'épuration de l'eau d'infiltration. Toutefois, le sol fait partie intégrante du champ d'épuration et, à l'échelle de notre étude, n'est donc pas représenté dans les modèles de manière explicite mais plutôt de manière implicite à travers l'abattement considéré dans la fonction source.

Superposition des aquifères granulaire et de roc fracturé

Les deux types de domaines d'écoulement, granulaire et fracturé, aux propriétés hydrauliques drastiquement différentes, coexistent dans la plupart des configurations réelles, suivant une disposition universelle qui est la superposition d'un milieu granulaire sur un milieu fracturé. Dans le territoire d'intérêt de la présente étude, c'est-à-dire les régions habitées du Québec, localisées essentiellement dans le tiers méridional de la Province, on observe une forte diversité de configurations hydrogéologiques. Les scénarii devront donc représenter cette diversité, dans une juste mesure.

Les paramètres variables dans les configurations rencontrées sont : profondeur et inclinaison de l'interface, et les propriétés internes aux deux domaines, qui renferment des complexités de différentes natures lesquelles seront traitées dans un deuxième temps. Dans un premier temps, les modèles représenteront des domaines monocouches. Les paramètres de premier ordre dont l'impact sera investigué seront donc :

1. Profondeur b (et inclinaison) de l'interface entre les aquifères granulaire et fracturé
2. Conductivité hydraulique des aquifères granulaire K_g et de roc K_r , et rapport K_g/K_r

Les modélisations des différentes combinaisons de ces trois variables b , K_g , K_r permettront, dans un premier temps, de couvrir un large panel de configurations et d'investiguer certains phénomènes tels que l'écoulement privilégié à la base du domaine granulaire, et le délai de pénétration dans le socle.

En deuxième lieu, il sera envisagé d'intégrer la complexité des propriétés internes des deux domaines.

Une approche envisagée est de se baser sur quatre archétypes régionaux québécois, incluant chacun des variations importantes (hydrogéologie de l'aquifère granulaire et de l'aquifère de socle) de sorte qu'un large éventail de conditions soit couvert. Les quatre archétypes proposés sont les suivants (sujet à modifications) :

1. Couvert monocouche peu perméable d'épaisseur nulle à décimétrique, sur un socle fracturé relativement perméable, à faible ségrégation hydraulique, forte anisotropie régulière, et composé de drains majeurs d'attitude régulière. **Cantons de l'Est.** La couverture argileuse correspond aux vastes dépôts de la mer de Champlain, le socle est composé des séries sédimentaires paléozoïques formant les piedmonts appalachiens, failles majeures globalement parallèles au front appalachien, fracturation « de masse » très développée, tectonique cassante supracrustale.
2. Couvert multicouche d'épaisseur nulle à décimétrique, composé de couches de tills de perméabilité et interconnexion hydraulique variables et présence de chenaux fluvio-glaciaires très perméables (eskers), sur un socle très peu perméable à forte ségrégation hydraulique (faible fracturation massive), failles drainantes à attitude irrégulière. **Laurentides, Lanaudière, Mauricie, Charlevoix, Côte-Nord, Saguenay-Lac-St-Jean.** Socle essentiellement gneissique (Province du Grenville, paléo-proterozoïque et tardi-archéen), failles importantes d'attitude variable, souvent plissées, fracturation « de masse » globalement peu développée, tectonique ductile infracrustale.
3. Couvert multicouche d'épaisseur nulle à décimétrique composé de tills à perméabilité variable, argiles glacio-lacustres imperméables, et d'eskers très perméables, sur un socle soit très imperméable (roches intrusives), soit à forte perméabilité de fracture, ségrégation faible à moyenne, et forte anisotropie (roches volcano-sédimentaires). **Abitibi, Témiscamingue.** Plaine argilo-glaciaire du Lac Ojibway, multiples eskers et niveaux de till, socle archéen composé de roches intrusives peu déformées et roches volcano-sédimentaires déformées, tectonique cassante supracrustale.
4. Couvert multicouche d'épaisseur nulle à décimétrique composé de tills à perméabilité variable, argiles glacio-lacustres imperméables, et d'eskers très perméables, sur un socle carbonaté contenant des drains subhorizontaux réguliers et une très forte anisotropie verticale. **Saguenay-Lac-St-Jean, Montréal.** Argiles glacio-marines des mers de Laflamme et de Champlain, socle stratifié composé de carbonates ordoviciens à karstification nulle à faible, léger basculement des couches.

Complexité hydraulique du milieu granulaire

Dans la présente étude, la complexité hydrogéologique des aquifères granulaires sera tout d'abord intégrée dans les modèles en termes de domaine multicouche, autrement dit de superposition de plusieurs niveaux d'écoulement. La couverture de sédiments glaciaires est fréquemment stratifiée et se décompose verticalement en plusieurs sous-domaines aux propriétés hydrauliques inégales : dépôts sablo-silteux (till), argiles, sédiments alluviaux.

La problématique des aquifères multicouches a été largement étudiée en hydrogéologie, notamment au niveau des interactions hydrodynamiques entre deux aquifères séparés par un aquitard (modèle de Hantush, 1956).

Complexité hydraulique du roc

L'écoulement dans le milieu fracturé est typiquement spatialement discontinu. Il présente une très forte ségrégation au sein de quelques drains majeurs (failles), en nombre restreint et très conducteurs. On observe fréquemment un deuxième type d'écoulement, « de masse »,

relativement continu, porté par un réseau de fractures relativement homogène, au comportement hydrodynamique sensiblement analogue à un milieu poreux granulaire. La géométrie exacte des drains majeurs n'est accessible que par des investigations avancées (essai de pompage avec réseau de piézomètres, diagraphies), irréalisables en routine dans le contexte domestique résidentiel. En revanche, l'intensité de la ségrégation de l'écoulement, et donc l'importance relative des deux types d'écoulement continu et discontinu, est en grande partie déterminée par la nature lithologique du socle, et peut donc être anticipée sur le terrain. Notre approche s'attachera donc à investiguer les risques de contaminations croisées, causées par un écoulement très rapide le long de drains ponctuels, pour divers degrés de ségrégation hydraulique.

Techniquement, cela consiste à modéliser la superposition de drains ponctuels, de conductivité hydraulique K_f et représentés explicitement, sur une porosité matricielle K_m incarnant la porosité « de masse ». Le degré de ségrégation sera quantifié par deux paramètres :

1. Contraste de conductivité hydraulique K_f/K_m entre ces deux domaines d'écoulements présents dans le roc, respectivement discontinu et continu.
2. Nombre de drains ponctuels, n_f .

Une première série de modèles déterministes géométriquement simples sera réalisée afin d'analyser l'impact d'un drain unique sur le transport et l'abattement des virus, et les implications en termes de distances séparatrices. L'influence des rapports de conductivité hydraulique entre le drain, la matrice encaissante, et le domaine granulaire sus-jacent, sera quantifiée par cette approche. La présence de plusieurs drains sera aussi investiguée. Différents scénarii de relations spatiales entre le(s) drain(s), les sources (ISA) et les points de prélèvement seront couverts, incluant les pires configurations telles qu'illustrées sur la Figure 11, afin de bien contraindre les risques associés à ces contextes.

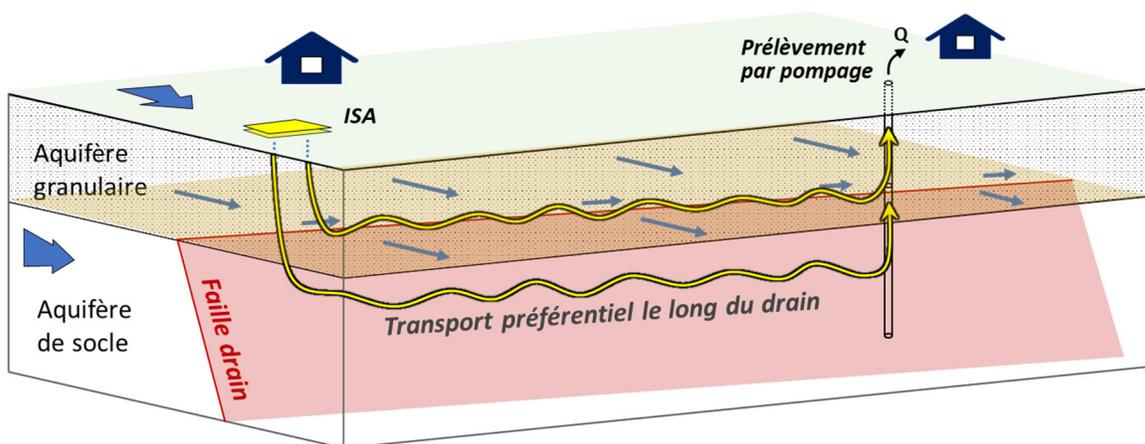


Figure 10. Situation schématique d'une contamination croisée par transport préférentiel le long d'un drain de socle (faille conductrice) mettant en connexion rapide une source de virus (ISA) avec un point de prélèvement d'eau. Le phénomène est accentué par la dépressurisation de la nappe lors du pompage, non-représentée ici

Dans un deuxième temps, il est envisagé de réaliser des séries de modèles probabilistes dans lesquels le nombre de drains et le rapport Kf/Km sont des fonctions de distribution couvrant les gammes rapportées communément par les données de terrain (pour fixer les idées, $10^2 < Kf/Km < 10^6$).

Cette approche permettra d'analyser un des points importants de l'étude : l'effet sur le transport de virus de connexions ponctuelles entre le milieu granulaire et l'aquifère de roc.

Echéancier de modélisation

	Revue littéraire	Recherche des codes numériques et familiarisation	Modélisation numérique		Préparation des livrables finaux
			Étape 1. Validation du modèle comportemental de base	Étape 2. Simulations expérimentales	
Printemps 2019	X				
Été 2019	X	X			
Automne 2019	X	X	X		
Hiver 2020			X		
Printemps 2020			X	X	
Été 2020				X	
Automne 2020				X	
Hiver 2021				X	X

10 SYMBOLES

Tableau 14. Liste des symboles

Symbole	Description
ρ_b	Masse volumique sèche [ML ⁻³]
θ	Porosité [-]
v	Vitesse de pore [LT ⁻¹]
K	Conductivité hydraulique du milieu d'écoulement [LT ⁻¹]
S_s	Coefficient d'emménagement spécifique du milieu d'écoulement [L ⁻¹]
η	Diffusivité hydraulique du milieu d'écoulement [L ² T ⁻¹]; $\eta = K/S_s$
s_r	Degré de saturation [-]; $s_r = \text{Volume eau} / \text{Volume pore}$
w	Teneur en eau volumique [-]; $w = \theta \cdot s_r$
b	Épaisseur de l'aquifère granulaire [L]
K_g	Conductivité hydraulique de l'aquifère granulaire [LT ⁻¹]
K_r	Conductivité hydraulique de l'aquifère de roc [LT ⁻¹]
C	Concentration des virus dans la phase liquide [ML ⁻³]
S	Concentration des virus fixés sur la phase solide [MM ⁻¹]
x	Distance parcourue par le virus depuis la source [L]
D	Coefficient de dispersion hydrodynamique [L ² T ⁻¹]
α	Dispersivité [L]
K_{eq}	Coefficient de partitionnement du virus entre les phases libre et adsorbée [-]
μ_l	Coefficient d'inactivation des virus dans la phase liquide [T ⁻¹]
μ_s	Coefficient d'inactivation des virus dans la phase solide [T ⁻¹]
k_f	Coefficient de filtration colloïdale [T ⁻¹]
\check{r}_c	Taux d'inactivation des virus dans la phase liquide [ML ⁻³ T ⁻¹]
r_c	Taux d'inactivation des virus dans la phase solide [MM ⁻¹ T ⁻¹]
r_f	Taux de rétention par filtration colloïdale [ML ⁻³ T ⁻¹]
r_a	Taux d'attachement des virus sur le milieu solide [ML ⁻³ T ⁻¹]
r_d	Taux de détachement (libération) des virus [MM ⁻¹ T ⁻¹]

11 RÉFÉRENCES

- Adegoke, A. A., & Stenstrom, T.-A. (2019). Septic systems. In *Global Water Pathogen Project. Part 4. Management of risk from excreta and wastewater* (pp. 14).
- Agency of Natural Resources, Vermont Department of Environmental Conservation (ANR-DEC.Vermont) (2010). Environmental Protection Rules, Chapter 21, Water Supply Rule. Retrieved from <https://dec.vermont.gov/sites/dec/files/documents/vtwsr2010.pdf>
- Allen, A. S., Borchardt, M. A., Kieke, B. A., Dunfield, K. E., & Parker, B. L. (2017). Virus occurrence in private and public wells in a fractured dolostone aquifer in Canada. *Hydrogeology Journal*, 25(4), 1117-1136. doi:10.1007/s10040-017-1557-5
- Bales, R. C., Gerba, C. P., Grondin, G. H., & Jensen, S. L. (1989). Bacteriophage transport in sandy soil and fractured tuff. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(8), 2061-2067. Retrieved from <http://www.pubmedcentral.nih.gov/picrender.fcgi?artid=203003&blobtype=pdf>
- Bales, R. C., Hinkle, S. R., Kroeger, T. W., Stocking, K., & Gerba, C. P. (1991). Bacteriophage adsorption during transport through porous media: chemical perturbations and reversibility. *Environmental Science and Technology*, 25(12), 2088-2095. Retrieved from <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es00024a016>
- Bhattacharjee, S., Ryan, J. N., & Elimelech, M. (2002). Virus transport in physically and geochemically heterogeneous subsurface porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 57(3-4), 161-187. Retrieved from http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V94-45JYD0F-2&_user=2101137&_coverDate=08%2F31%2F2002&_rdoc=1&_fmt=high&_orig=search&_origin=search&_sort=d&_docanchor=&_view=c&_searchStrId=1581329662&_rerunOrigin=google&_acct=C000056154&_version=1&_urlVersion=0&_userid=2101137&md5=ecc84d53ad9c062c95316676fd8a1e78&searchtype=a
- Blanc, R., & Nasser, A. (1996). Effect of effluent quality and temperature on the persistence of viruses in soil. *Water Science and Technology*, 33(10), 237-242. doi:10.1016/0273-1223(96)00425-8
- Blaschke, A. P., Derx, J., Zessner, M., Kirnbauer, R., Kavka, G., Strelec, H., . . . Pang, L. (2016). Setback distances between small biological wastewater treatment systems and drinking water wells against virus contamination in alluvial aquifers. *Science of the Total Environment*, 573, 278-289. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.075
- Borchardt, M. A., Bertz, P. D., Spencer, S. K., & Battigelli, D. A. (2003). Incidence of enteric viruses in groundwater from household wells in Wisconsin. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(2), 1172-1180. Retrieved from <http://aem.asm.org/cgi/reprint/69/2/1172>
- Borchardt, M. A., Bradbury, K. R., Gotkowitz, M. B., Cherry, J. A., & Parker, B. L. (2007). Human enteric viruses in groundwater from a confined bedrock aquifer. *Environmental Science & Technology*, 41(18), 6606-6612. doi:10.1021/es071110+

- Borchardt, M. A., Spencer, S. K., Kieke Jr., B. A., Lambertini, E., & Loge, F. L. (2012). Viruses in nondisinfected drinking water from municipal wells and community incidence of acute gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives*, 120(9), 1272-1279. doi:10.1289/ehp.1104499
- Bradbury, K. R., Borchardt, M. A., Gotkowitz, M., Spencer, S. K., Zhu, J., & Hunt, R. J. (2013). Source and transport of human enteric viruses in deep municipal water supply wells. *Environmental Science & Technology*, 47(9), 4096-4103. doi:10.1021/es400509b
- Bradford, S. A., & Torkzaban, S. (2008). Colloid transport and retention in unsaturated porous media: A Review of interface-, collector-, and pore-scale processes and models. *Vadose Zone Journal*, 7, 667-681. doi:10.2136/vzj2007.0092
- Bradley, I., Straub, A., Maraccini, P., Markazi, S., & Nguyen, T. H. (2011). Iron oxide amended biosand filters for virus removal. *Water Research*, 45(15), 4501-4510. doi:10.1016/j.watres.2011.05.045
- Bremer, J. E., & Harter, T. (2012). Domestic wells have high probability of pumping septic tank leachate. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(8), 2453-2467. doi:10.5194/hess-16-2453-2012
- British Columbia Ministry of Health. (2010). *Sewerage system policy for setback from wells based on repairs or alterations*. Retrieved from <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/waste-management/sewage/sewage-system-repair-policy.pdf>
- Buchanan, B., De La Cruz, N., Macpherson, J., & Williamson, K. (2013). *Water wells that last. 8th edition*. Edmonton, AB, Canada: Alberta Agriculture and Rural Development, Government of Alberta Retrieved from <http://www.agric.gov.ab.ca/>
- Bureau de normalisation du Québec (BNQ). (2004). *Traitement des eaux usées - systèmes d'épuration autonomes pour les résidences isolées. Modification au document n01, date : 2004-09-10*. Québec, Canada
- California Department of Water Resources (CDWR) (1991). California Well Standards, Bulletin 74-90. Retrieved from <https://water.ca.gov/Programs/Groundwater-Management/Wells/Well-Standards/Combined-Well-Standards/Bulletin-74-90-Intro>.
- Charles, K., Ashbolt, N., Ferguson, C., Roser, D., McGuinness, R., & Deere, D. (2003). Centralised versus decentralised sewage systems: A comparison of pathogen and nutrient loads released into Sydney's drinking water catchments. *Water Science and Technology*, 48(11-12), 53-60. Retrieved from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14753518>
- Cooper, J. A., Loomis, G. W., & Amador, J. A. (2016). Hell and high water: Diminished septic system performance in coastal regions due to climate change. *PLoS ONE*, 11(9), e0162104. doi:10.1371/journal.pone.0162104

- Cvetkovic, V., & Molin, S. (2012). Combining numerical simulations with time-domain random walk for pathogen risk assessment in groundwater. *Advances in Water Resources*, 36, 98-107. doi:10.1016/j.advwatres.2011.06.008
- European Commission (2015). Legislation, the revised drinking water directive. Retrieved from https://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/legislation_en.html
- Dullemeont, Y. J., Schijven, J., Hijnen, W., Colin, M., Knezev, A., & Oorthuizen, W. (2006). Removal of microorganisms by slow sand filtration. *Recent Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes*, 12-20. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/313008775_Removal_of_microorganisms_by_slow_sand_filtration
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (2020). Private Drinking Water Wells. Retrieved from <https://www.epa.gov/privatewells>
- United States Environmental Protection Agency (EPA) (2021). Septic Systems (Onsite/Decentralized Systems). Retrieved from <https://www.epa.gov/septic>
- Eregno, F. E., & Heistad, A. (2019). On-site treated wastewater disposal systems - The role of stratified filter medias for reducing the risk of pollution. *Environment International*, 124, 302-311. doi:10.1016/j.envint.2019.01.008
- Faulkner, B. R., Lyon, W. G., Khan, F. A., & Chattopadhyay, S. (2003). Modeling leaching of viruses by the Monte Carlo method. *Water Research*, 37(19), 4719-4729. doi:10.1016/S0043-1354(03)00419-6
- Féret, A. (2016). *La qualité de l'eau des puits individuels au québec: comment améliorer les pratiques d'analyses?* (M.Sc.). Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC, Canada. Retrieved from <https://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/8193>
- Frohnert, A., Apelt, S., Klitzke, S., Chorus, I., Szewzyk, R., & Selinka, H. C. (2014). Transport and removal of viruses in saturated sand columns under oxic and anoxic conditions--Potential implications for groundwater protection. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 217(8), 861-870. doi:10.1016/j.ijheh.2014.06.004
- Groundwater Ambient Monitoring and Assessment (GAMA) Program, The California State Water Resources Control Board (2015). A guide for private domestic well owners Retrieved from <https://sierracounty.ca.gov/DocumentCenter/View/4354/A-Guide-for-Private-Domestic-Well-Owners>
- Gouvernement du Québec. (2015). *Précisions concernant les dispositions du chapitre III du Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection (RPEP)*. Québec, Canada Retrieved from http://www.environnement.gouv.qc.ca/Eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/Precisions_dispositions_chapitre3_RPEP.pdf
- Gouvernement du Canada. (2012, 2012-04-30). Fiche technique santé-sécurité : Agents pathogènes – *Escherichia coli*, enteroinvasive. Retrieved from <https://www.canada.ca/fr/sante-publique/services/biosecurite-biosurete->

- laboratoire/fiches-techniques-sante-securite-agents-pathogenes-evaluation-risques/escherichia-coli-entero-invasif.html
- Gouvernement du Québec. (2019a). *Chapitre Q-2, r. 22. Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*. Québec, Canada Retrieved from <http://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cr/Q-2,%20r.%2022>
- Gouvernement du Québec. (2019b). *Chapitre Q-2, r. 35.2. Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection*. Québec, Canada Retrieved from <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cr/Q-2,%20r.%2035.2>
- Government of British Columbia. (2019). *Groundwater protection regulation: Guidance manual*.
- Government of British Columbia. (2004). Public health act. Sewerage system regulation. In (Vol. B.C. Reg. 326/2004, pp. 14).
- Government of New Brunswick. (2016). *New Brunswick technical guidelines for on-site sewage disposal systems. Version 5*.
- Government of New Brunswick. (2019). *Water well basics*.
- Government of Ontario. (2014). *Ontario water resources act. R.R.O. 1990, Regulation 903*.
- Government of Ontario. (2015). Water supply wells: Requirements and best practices. Retrieved from <https://www.ontario.ca/document/water-supply-wells-requirements-and-best-practices>
- Government of Ontario. (2016, April 4, 2019). Ontario Wells Regulation – Siting a New Well (technical bulletin). Retrieved from <https://www.ontario.ca/page/wells-regulation-siting-new-well-technical-bulletin>
- Gouvernement de la République française (2020). Ministère de la Transition écologique et solidaire. Protection de la ressource en eau. Retrieved from <https://www.ecologie.gouv.fr/protection-ressource-en-eau>
- Government of Saskatchewan. (2011). The plumbing and drainage regulations. In (pp. 20).
- Grenier, J.-S. (2014). L'inspecteur municipal et les défis de la gestion globale de l'eau en milieu décentralisé. *Le magazine bâtivert*, 18(4), 6-9. Retrieved from <http://www.combeq.qc.ca/upload/bativerts/pdfs/18-Bativert%20Automne%202014-Web.pdf>
- Gunnarsdottir, M. J., Gardarsson, S. M., & Andradottir, H. O. (2013). Microbial contamination in groundwater supply in a cold climate and coarse soil: case study of norovirus outbreak at Lake Mývatn, Iceland. *Hydrology Research*, 44(6), 1114-1128. doi:10.2166/nh.2013.076

- Hewitt, J., Leonard, M., Greening, G. E., & Lewis, G. D. (2011). Influence of wastewater treatment process and the population size on human virus profiles in wastewater. *Water Research*, 45(18), 6267-6276. doi:10.1016/j.watres.2011.09.029
- Hijnen, W. A. M., Baars, E., Bosklopper, T. G. J., Van Der Veer, A. J., Meijers, R. T., & Medema, G. J. (2004). Influence of DOC on the inactivation efficiency of ozonation assessed with clostridium perfringens and a lab-scale continuous flow system. *Ozone: Science and Engineering*, 26(5), 465-473. Retrieved from http://pdfserve.informaworld.com/525167_770887251_713989639.pdf
- Hlavinek, P., Bonacci, O., Mahrikova, I., & Marsalek, J. (2008). *Dangerous pollutants (xenobiotics) in urban water cycle*. Dordrecht: Springer.
- Hynds, P. D., Thomas, M. K., & Pintar, K. D. M. (2014). Contamination of groundwater systems in the US and Canada by enteric pathogens, 1990–2013: A review and pooled-analysis. *PLoS ONE*, 9(5), e93301. doi:10.1371/journal.pone.0093301
- InspectApedia. (2021). Septic System Design and Repair Regulations in the U.S. Retrieved from https://inspectapedia.com/septic/Septic_Design_Regulations_U.S.A.php
- Jansons, J., Edmonds, L. W., Speight, B., & Bucens, M. R. (1989). Movement of viruses after artificial recharge. *Water Research*, 23(3), 293-299. Retrieved from Il y une copie papier dans la salle des archives
- Jin, Y., Chu, Y. J., & Li, Y. S. (2000). Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43(2), 111-128. doi:10.1016/S0169-7722(00)00084-X
- Jin, Y., & Flury, M. (2002). Fate and transport of viruses in porous media. *Advances in Agronomy*, 77, 39-102. doi:10.1016/s0065-2113(02)77013-2
- Larocque, M., Levison, J., Martin, A., & Chaumont, D. (2019). A review of simulated climate change impacts on groundwater resources in Eastern Canada. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 44(1), 22-41. doi:10.1080/07011784.2018.1503066
- Légifrance, Le service public de la diffusion du droit (2017). Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique. Retrieved from <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGITEXT000006055434/>
- Locas, A., Barthe, C., Barbeau, B., Carriere, A. and Payment, P. 2007. Virus occurrence in municipal groundwater sources in Quebec, Canada. *Canadian journal of microbiology* 53(6), 688-694.
- Locas, A., Barthe, C., Margolin, A.B. and Payment, P. 2008. Groundwater microbiological quality in Canadian drinking water municipal wells. *Canadian journal of microbiology* 54(6), 472-478.

- Lusk, M. G., Toor, G. S., Yang, Y.-Y., Mechtensimer, S., De, M., & Obreza, T. A. (2017). A review of the fate and transport of nitrogen, phosphorus, pathogens, and trace organic chemicals in septic systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(7), 455-541. doi:10.1080/10643389.2017.1327787
- Macías, J. A., Vargas, E. A., & Sracek, O. (2017). A comparative analysis of two methodologies to estimate well protection zones for transport of viruses from septic tanks in volcanic aquifers in Costa Rica. *Environmental Earth Sciences*, 76(6). doi:10.1007/s12665-017-6563-3
- Maine Government. Department of health and human services (2012). Well Drillers and Pump Installers Rules, CMR CHAPTER 232 Retrieved from <https://www.maine.gov/dhhs/mecdc/environmental-health/dwp/professionals/wellDrillers.shtml>
- Mance, E., Peterson, C., & Sketchell, J. (2008). *A landowner's guide to water well management*. Government of Saskatchewan Retrieved from <https://www.wsask.ca/Global/Water%20Info/Domestic%20Water%20Well%20Management/ALandownersGuidetoWaterWell%20Management.pdf>
- Marrero-Ortiz, R., Riley, K. R., Karpiscak, M. K., & Gerba, C. P. (2009). Groundwater quality of individual wells and small systems in Arizona. *Journal - AWWA*, 101(9), 89-100. doi:10.1002/j.1551-8833.2009.tb09962.x
- Masciopinto, C., La Mantia, R., & Chrysikopoulos, C. V. (2008). Fate and transport of pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy. *Water Resources Research*, 44(1), 1-18. Retrieved from <http://www.agu.org/journals/wr/wr0801/2006WR005643/2006WR005643.pdf>
- Matthess, G., & Pekdeijer, A. (1985). Survival and transport of pathogenic bacteria and viruses in groundwater. In *Ground water quality* (C.H. Ward, W. Giger and P. L. McCarty ed., pp. 472-482). New York, NY, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Mckay, L. D., Gillham, R. W., & Cherry, J. A. (1993). Field experiments in a fractured clay till: 2. Solute and colloid transport. *Water Resources Research*, 29(12), 3879-3890. doi:10.1029/93wr02069
- MDDELCC, M. d. D. d., ,de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2015a). Guide technique- Prélèvement d'eau soumis à l'autorisation municipale. 66.
- MDDELCC, M. d. D. d., ,de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2015b). *Guide technique. Traitement des eaux usées des résidences isolées. Édition de janvier 2009. Version révisée mars 2015. Partie A*. Retrieved from Québec, Canada:
- MDDELCC, M. d. D. d., ,de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2015c). *Guide technique. Traitement des eaux usées des résidences isolées. Édition de janvier 2009. Version révisée mars 2015. Partie B*. Retrieved from Québec, Canada:

- MDDELCC, M. d. D. d., de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. (2017). *Revue de littérature scientifique récente et des réglementations portant sur les installations de prélèvements d'eau non soumis à l'autorisation du ministre*. Retrieved from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection/evaluation-normes/aout2017/revue-chapitre3.pdf>
- MDDEP, M. d. D. D. d. I. E. e. d. P. d. Q. (2002). *Règlement sur le captage des eaux souterraines*. Retrieved from Canada: http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R1_3.htm
- MDDEP, M. d. D. D. d. I. E. e. d. P. d. Q. (2011). *Loi sur la qualité de l'environnement (L.R.Q., c. Q-2)*. Retrieved from <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/prelevements/reglement-prelevement-protection.pdf>
- MELCC, Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (2020). *La qualité de l'eau de mon puits*. Retrieved from <http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/potable/depliant/#desinfection>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changement climatiques (MDDELCC). (2014). *Vers une gestion optimale des fosses septiques au Québec État de situation sur la gestion des boues de fosses septiques*. Québec, Canada: Direction générale des politiques de l'eau.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015). *Guide technique. Traitement des eaux usées des résidences isolées. Édition de janvier 2009. Version révisée mars 2015. Partie B*. Québec, Canada
- Nova Scotia Environment. (2008). *Before you construct an on-site sewage system. Facts a homeowner should know*. Retrieved from Halifax, NS, Canada: <https://novascotia.ca/nse/water/docs/OnSiteSewageConstruction.pdf>
- Pang, L. (2009). Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1531-1559. doi:10.2134/jeq2008.0379
- Pang, X., Qiu, Y., Caffrey, Niamh, Gao, Tiejun, Lee, B., Neumann, N., . . . Checkley, S. (2018, Apr 3-5). *Detection of enteric viruses in groundwater in Alberta*. Paper presented at the Environ Tech, Calgary, AB, Canada.
- Park, N.-S., Blandford, T. N., & Huyakorn, P. S. (1992). *VIRALT. Documentation and user's guide (Version 2.1)*. Herndon, Virginia, USA: HydroGeoLogic, Inc.
- Payment, P. and Locas, A. 2011. Pathogens in water: value and limits of correlation with microbial indicators. *Groundwater* 49(1), 4-11.

- Qiu, Y., Lee, B. E., Neumann, N., Ashbolt, N., Craik, S., Maal-Bared, R., & Pang, X. L. (2015). Assessment of human virus removal during municipal wastewater treatment in Edmonton, Canada. *Journal of Applied Microbiology*, 119(6), 1729-1739. doi:10.1111/jam.12971
- Santé Canada. (2019). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Les virus entériques*. Ottawa, ON, Canada Retrieved from <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-virus-enteriques.html>
- Schijven, J., Pang, L., Ying, G. G., Farnleitner, A., & Blanch, A. (2017). *Evaluation of subsurface microbial transport using microbial indicators, surrogates and tracers*: Global Water Pathogen Project; Michigan State Universit.
- Schijven, J. F., & Hassanizadeh, S. M. (2000). Removal of viruses by soil passage: Overview of modeling, processes, and parameters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(1), 49-127. doi:10.1080/10643380091184174
- Schijven, J. F., & Hassanizadeh, S. M. (2002). Virus removal by soil passage at field scale and groundwater protection of sandy aquifers. *Water Science and Technology*, 46(3), 123-129. Retrieved from <http://www.iwaponline.com/wst/04603/0123/046030123.pdf>
- Schijven, J. F., Hassanizadeh, S. M., & de Bruin, H. A. M. (2002). Column experiments to study nonlinear removal of bacteriophages by passage through saturated dune sand. *Journal of Contaminant Hydrology*, 58(3-4), 243-259. Retrieved from http://www.geo.uu.nl/~wwwhydro/majid/pdf/schijven_hass_debruin_jch03.pdf
- Schijven, J. F., Hassanizadeh, S. M., & de Roda Husman, A. M. (2010). Vulnerability of unconfined aquifers to virus contamination. *Water Research*, 44(4), 1170-1181. doi:10.1016/j.watres.2010.01.002
- Schijven, J. F., Hoogenboezem, W., Hassanizadeh, S. M., & Peters, J. H. (1999). Modeling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, Netherlands. *Water Resources Research*, 35(4), 1101-1111. Retrieved from http://www.geo.uu.nl/~wwwhydro/majid/pdf/schijven_etal_wrr99.pdf
- Schmitz, B. W., Kitajima, M., Campillo, M. E., Gerba, C. P., & Pepper, I. L. (2016). Virus reduction during advanced bardenpho and conventional wastewater treatment processes. *Environmental Science & Technology*, 50(17), 9524-9532. doi:10.1021/acs.est.6b01384
- Sharma, P. K., & Srivastava, R. (2011). Numerical analysis of virus transport through heterogeneous porous media. *Journal of Hydro-environment Research*, 5(2), 93-99. doi:10.1016/j.jher.2011.01.001
- Sim, Y., & Chrysikopoulos, C. V. (1996). One-dimensional virus transport in porous media with time-dependent inactivation rate coefficients. *Water Resources Research*, 32(8), 2607-2611. doi:10.1029/96wr01496

- Sim, Y., & Chrysikopoulos, C. V. (2000). Virus transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 36(1), 173-179. doi:10.1029/1999WR900302
- Stumpp, C., Kellermann, C., & Griebler, C. (2019). Transport von Viren im Grundwasser – experimentelle Untersuchungen und mathematische Modellierung. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*. doi:10.1007/s00506-019-0612-y
- Travaux. (2019). Assainissement : Les nouvelles normes de fosses septiques. Retrieved from <https://www.travaux.com/plomberie/articles/assainissement-les-nouvelles-normes-de-fosses-septiques>
- The British Columbia Ground Water Association (BCGWA). (2017). Groundwater protection regulation handbook. In (pp. 146). Abbotsford, BC, Canada: BCGWA.
- Trimper, S. A. (2010). *The presence and transport of human enteric viruses in fractured bedrock aquifers*. (M.Sc.). Queen's University, Kingston, ON, Canada. Retrieved from <https://qspace.library.queensu.ca/handle/1974/6199>
- Tufenkji, N. (2007). Modeling microbial transport in porous media: traditional approaches and recent developments. *Advances in Water Resources*, 30(6-7), 1455-1469. Retrieved from http://www.sciencedirect.com/science?_ob=MIimg&_imagekey=B6VCF-4KV8TMC-1-P&_cdi=5953&_user=2101137&_orig=search&_coverDate=07%2F31%2F2007&_sk=999699993&_view=c&_wchp=dGLzVlz-zSkWA&_md5=ef0539bff734f417c26f8f20775f5411&_ie=/sdarticle.pdf
- Tufenkji, N., & Elimelech, M. (2004). Correlation equation for predicting single-collector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media. *Environmental Science and Technology*, 38(2), 529-536. Retrieved from <http://pubs.acs.org/cgi-bin/article.cgi/esthag/2004/38/i02/pdf/es034049r.pdf>
- van der Wielen, P. W. J. J., Blokker, M., & Medema, G. J. (2006). Modelling the length of microbiological protection zones around phreatic sandy aquifers in The Netherlands. *Water Science and Technology*, 54(3), 63-69. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2006.449>
- van der Wielen, P. W. J. J., Senden, W. J. M. K., & Medema, G. (2008). Removal of bacteriophages MS2 and X174 during transport in a sandy anoxic aquifer. *Environmental Science and Technology*, 42(12), 4589-4594. Retrieved from <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es800156c>
- Yahya, M. T., Galsomies, L., Gerba, C. P., & Bales, R. C. (1993). Survival of bacteriophages MS-2 and PRD-1 in ground water. *Water Science and Technology*, 27(3-4), 409-412. Retrieved from <http://www.iwaponline.com/wst/02703/0409/wst027030409.pdf>
- Yao, K.-M., Habibian, M. T., & O'Melia, C. R. (1971). Water and waste water filtration: concepts and applications. *Current Research*, 5(11), 1105-1112. Retrieved from <http://pubs.acs.org/cgi-bin/archive.cgi/esthag/1971/5/i11/pdf/es60058a005.pdf>

- Yates, M. V., & Gerba, C. P. (1985). Factors controlling the survival of viruses in groundwater. *Water Science and Technology*, 17, 681-687. Retrieved from <http://www.iwaponline.com/wst/01704/0681/wst017040681.pdf>
- Yates, M. V., Gerba, C. P., & Kelley, L. M. (1985). Virus persistence in groundwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 49(4), 778-781. Retrieved from <http://aem.asm.org/cgi/reprint/49/4/778?view=long&pmid=4004211>
- Yates, M. V., Yates, S. R., Wagner, J., & Gerba, C. P. (1987). Modeling virus survival and transport in the subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology*, 1(3), 329-345. Retrieved from Il y a une copie papier dans la salle des archives

ANNEXE 1

Tableau A 1 : Distances séparatrices et critères de conception des puits au Québec et ailleurs (1)

Province / Pays	Distance ISA (m)	Matériau de scellement	Géométrie du scellement	Profondeur du scellement (m)	Références
Québec	15 (système ISA étanche) 30 (ISA non étanche) 15 (ISA non étanche, mais puits scellé)	Matériau qui assure un scellement étanche et durable, tel un mélange-ciment-bentonite ou de la bentonite pure	10 cm autour du tubage	≥ 5 m	Gouvernement du Québec (2015) ; MDDELCC (2015c)
Colombie-Britannique	30 (d'une source de contamination non-spécifié - peut être révisé d'un expert) 30 système d'eau usée (non étanche) 15 (Cuve de stockage des eaux usées) 15 (autre puits)	Non spécifié (bentonite et autre selon manuel)	Épaisseur minimale de 2,54 cm	≥ 5 (si la profondeur est < 5 m, le scellement doit être le plus long possible, si la roche mère est < 5 m, le scellement doit être au moins 5 m et s'étendre 1 m dans la roche)	(Government of British Columbia, 2019) (The British Columbia Ground Water Association (BCGWA), 2017)
Ontario	30 15 (puits scellé)	Matériau d'étanchéité approprié		≥ 6 ≥ 2,5 (si aquifère est moins profond que 6 m)	Government of Ontario (2014) ;(Government of Ontario, 2015)
Saskatchewan	9 (ISA étanche) 15 (ISA non étanche = champs d'absorption, système avec chambres) 45 (décharge ouverte, décharge type « jet ») 90 (bassins de stabilisation des eaux usées)	Bentonite ou ciment, combinaison de bentonite, argile, matériau granulaire	Pas spécifié	Toute la longueur du tubage jusqu'au filtre	(Mance et al., 2008)
Nouveau-Brunswick	30 (Cuve de stockage des eaux usées) 30 (champs d'épuration, puits creusé) 25 (leaching field, drilled well) 30 (fosse septique, puits creusé) 15 (fosse septique, puits foré)	Coulis de ciment, bentonite, argile	Épaisseur minimale de 6 cm	≥ 2 (puits creusé) 6 (puits foré)	(Government of New Brunswick, 2016) Government of New Brunswick (2019); (MDDELCC, 2017)
Nouvelle-Écosse	15.2 (ISA étanche, puits foré) 30.5 (ISA non étanche, puits creusé) 61 (bassin de stabilisation, puits foré ou creusé)	Coulis de bentonite ou autre coulis	Espace 2,5 cm à l'extérieur du tubage	≥ 1 ≥ 6,1 m de tubage	Nova Scotia Environment (2008) (MDDELCC, 2017)

	100 (champs d'épandage ²⁷ , et puits creusés ou forés sans boîtier qui se trouvent immédiatement en amont et en bas de la pente)				
--	---	--	--	--	--

Tableau A 1 : Distances séparatrices et critères de conception des puits au Québec et ailleurs (2)

Province / Pays	Distance ISA (m)	Matériau de scellement	Géométrie du scellement	Profondeur du scellement (m)	Références
Alberta	10 (ISA étanche) 15 (ISA non étanche) 30 (fosse d'aisance non étanche) 50 (systèmes de décharge ouverts) 100 (bassin de stabilisation des eaux usées)	Ciment, coulis, béton, bentonite, argile ou autres matériaux imperméables	L'espace annulaire autour du tuyau doit être rempli	Toute la longueur du tubage jusqu'au haut de l'aquifère. ≥ 1 (puits de ≤ 4,5 m de profondeur)	(MDDELCC 2017), Buchanan et al. (2013)
Vermont	ISA étanche : 15.2 m (puits foré) 22.9 m (puits peu profond) ISA non étanche : 30.5 m (infiltration < 2000 gpd + puits 0 – 1.9 gpm) 45.7 m (infiltration < 2000 gpd + puits 0 – 2 – 4.9 gpm) 45.7 m* (infiltration 2000-6499 gpd + puits 0-4.9 gpm) *hauts débits demandent distances plus larges selon temps de déplacement d'eau souterraine de 2 ans	Coulis de ciment, de béton et de bentonite, tubage obligatoire	2,54 cm espace annulaire	Tubage sur 6 m (20 pieds)	(ANR-DEC.Vermont, 2010)
Maine	Puits dans le gravier ou dans la roche fracturé 30 (ISA ≤ 2 000 gpj = 7 570,8 L/min) 18 (ISA ≤ 2 000 gpj, conditions ²⁸) 90 (ISA ≥ 2 000 gpj) 55 (ISA ≥ 2 000 gpj, conditions) Exceptions pour puits dans le gravier (« puits de spécialité » ²⁹): < 12 m possible (scellé sur toute la longueur) Exceptions pour puits dans la roche fracturée : (ISA ≤ 2 000 gpj / ISA ≥ 2 000 gpj) 27 / 82 (scellé sur 12,2 m)	Coulis de ciment, coulis de bentonite	Puits de spécialité : 5.08 cm espace annulaire	Puits dans la roche fracturée : ≥ 6 m de tubage (« casing ») est obligatoire et un minimum de 3 m de tubage étendant dans la roche est recommandé. Scellement autour du tubage obligatoire.	(MDDELCC 2017) (Maine Government, 2012)

²⁷ Anglais : Disposal fields

²⁸ Sans l'intervention d'un professionnel, les distances peuvent être réduites selon la taille de la propriété, la présence d'autres sources de contamination potentielle, de plans d'eau, d'autres structures, de très grandes pentes, d'une faible épaisseur du sol. Une note de réduction de la distance doit être soumise aux autorités, laquelle peut être refusée.

²⁹ Application pour un « puits de spécialité » auprès des autorités qui peuvent demander d'autres mesures de protection du puits et peuvent exiger la présence d'un inspecteur indépendant durant la construction du puits.

24 / 73 (scellé sur 16,8 m)				
21 / 64 (scellé sur 21,3 m)				
18 / 55 (scellé sur 27,4 m)				

Tableau A 1 : Distances séparatrices et critères de conception des puits au Québec et aux États-Unis (3)

Province / Pays	Distance ISA (m)	Matériau de scellement	Géométrie du scellement	Profondeur du scellement (m)	Références
New York	15,24 m (ISA étanche p.ex. réservoir septique) 30,48 m (ISA non-étanche p.ex. champ d'infiltration) Distances doivent être augmentées de 50 % si le puits est ouvert à une profondeur de moins de 15,24 m. Les distances augmentent ≥ 61 m lorsque la source de contamination est en amont du puits ou si elle se situe sur du gravier grossier.	Coulis	Si tubage requis, : 5.08 – 10 cm selon diamètre du tubage	Si dépôt meuble contient du sable ou gravier un tubage sur min. 5.8 m et 1.5 m au-dessous du niveau de pompage est requis. Si ou l'aquifère contient du sable etc. un tubage sur 1.5 m au-dessous du niveau de pompage est requis avec scellement. Pour les puits dans la roche fracturée : le tubage doit avoir la même profondeur que le dépôt meuble, si ce dépôt meuble est moins profond que 5.8 m, il faut un tubage de min. 5.8 m.	(MDDELCC 2017)
Californie	100 pieds (30.48 m) (ISA –puits d'eau potable, ISA-puits d'observation)	Bentonite (encore permise mais plus recommandé à cause de son rétrécissement dans les conditions de sécheresse), matériaux à base de ciment,	5 cm (2 po minimum) espace annulaire	6 m (20 pieds) minimum	Onsite Wastewater treatment Policy 2012

ANNEXE 2

Tableau A 2 : Modèles et solutions analytiques pour le transport de virus

Modèles et solution analytique	Paramètres	Valeurs	Références
(1) $\log_{10} \left(\frac{C}{C_0} \right) = \frac{1}{2.3} \left(\frac{\beta}{\gamma} [\exp(-\gamma t) - 1] - (\lambda + \mu_l)t \right)$	β - taux d'attachement maximal [T ⁻¹], γ - coefficient qui décrit la décroissance exponentielle du nombre de sites d'attachement disponibles avec le temps de transport. λ - décrit le taux d'élimination de base dû à la sorption de virus à un nombre constant de sites d'attachement [T ⁻¹], μ - taux d'inactivation [T ⁻¹].	Les paramètres β, γ et λ ont été trouvés en ajustant le modèle ci-dessus aux données de plusieurs études de terrain. μ a été choisi à 0.024 jour ⁻¹ . L'efficacité de collision α est calculée selon le modèle de Yao (1971)	J.F. Schijven and Hassanizadeh (2002)
(2) $\log_{10} \left(\frac{C_A}{C_0} \right) = -\frac{1}{2.3} \left(\frac{3}{5} \alpha k_1 R^{\frac{5}{3}} + \frac{1}{2} \mu_l k_2 R^2 \right) + \log_{10} \left(\frac{q}{Q_A} \right)$	Réduction de virus exponentielle en fonction de la distance R . k_1 - inclut des paramètres qui sont indépendant de R comme la taille des grains, la porosité, le coefficient de diffusion, le paramètre de Happel et le débit $k_2 = 2\pi n h / Q$ (h est l'épaisseur de l'aquifère)	Les valeurs pour un scénario défavorable ont été choisies selon résultats de (1)	J.F. Schijven and Hassanizadeh (2002)
(3) $\log \frac{C}{C_0} = \frac{x}{2.3} \left(1 - \sqrt{1 - 4\alpha_l \left(\frac{\lambda_s v + \mu}{v} \right)} \right) / 2\alpha_l$	C_0 - concentration de virus dans l'effluent du système biologique, α_l - dispersivité longitudinale, λ_s - taux d'enlèvement de virus de premier ordre, v - vitesse d'eau interstitielle, μ - taux d'inactivation de virus	Le paramètre critique est λ_s qui a été sélectionné pour la zone vadose (p.ex. pour sable : 4×10^{-1} à $2,5 \times 10^0$ ln/m) et la zone saturée (p.ex. pour sable : 4×10^{-1} à $5,0 \times 10^{-1}$ ln/m) à partir d'une base de données (Pang 2009).	Blaschke et al. (2016)
(4) $\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho(1-\varepsilon)}{\varepsilon} \frac{\partial S}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - k_{irr} \left[C + \frac{\rho(1-\varepsilon)S}{\varepsilon} \right]$ - (5) $\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\varepsilon C}{\rho(1-\varepsilon)} k_f - (k_r + k_{irr}) S$	C - nombre de virus dans la phase aqueuse, S - nombre de virus adsorbés à la surface du sédiment $\rho(1-\varepsilon)$ - densité à sec. α_l - dispersivité longitudinale ε - porosité effective k_{irr} - taux de sorption irréversible k_f et k_r - taux d'adsorption et de désorption	En ajustant leur modèle aux données expérimentales (courbe de restitution de bactériophages). Les paramètres du transport non réactif ont été déterminés avec les données d'un essai de traçage avec un traceur conservateur (eau marquée au deutérium).	(Stumpp et al., 2019)
(6) $\frac{\partial C}{\partial t} = \alpha_l v \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - k_{att} C - \mu_l C + k_{det} \frac{\rho_B}{\theta} S$ - (7) $\frac{\rho_B}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = k_{att} C - k_{det} \frac{\rho_B}{\theta} S - \mu_s \frac{\rho_B}{\theta} S$	C - concentration des phages libres, S - concentration des phages attachés, t - temps, x - distance α_l - dispersivité (dans une dimension seulement, la dispersion est égale à $\alpha_l v$), v - vitesse de l'eau interstitielle moyenne, ρ_B - densité apparente, θ - porosité, μ et μ_s - coefficients du taux d'inactivation des phages libres et attachés, k_{att} et k_{det} - coefficients du taux d'attachement et de détachement.	Le paramètre clé pour déterminer k_{att} est l'efficacité d'adhésion α et l'efficacité du collecteur η dans le modèle de Yao et al. (1971). Les valeurs estimées varient entre 0,00027 – 0,0024 pour α et entre 0,31-0,69 pour η . Les auteurs ont appliqué ce modèle à une étude de terrain pour simuler les courbes de restitution de virus dans un aquifère peu profond et sablonneux (terrain de recharge artificielle/ infiltration d'eau traitée). Les données expérimentales de l'étude de terrain servaient au paramétrage du modèle.	J.F. Schijven et al. (1999)
(8) $\frac{\partial C(t,x)}{\partial t} + \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*(t,x)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C(t,x)}{\partial x^2} - U \frac{\partial C(t,x)}{\partial x} - \lambda(t)C(t,x) - \lambda^*(t) \frac{\rho}{\theta} C^*(t,x)$	C - concentration de virus en phase liquide (M/L ³) C^* - concentration de virus attachés (M/M) D - dispersion hydrodynamique (L ² /t) U - vitesse interstitielle moyenne (L/T)	(9) est la solution analytique du modèle (transport unidimensionnel avec taux d'inactivation dépendant du temps) et les paramètres λ_0 et α doivent être obtenus en ajustant le modèle aux données	Sim et Chrysiopoulos (1996)

<p>-</p> $(9) \ln \left[\frac{C(t)}{C_l} \right] = \frac{\lambda_0}{\alpha} [\exp(-\alpha t) - 1]$	<p>λ et λ^*- coefficients du taux d'inactivation (dépendent du temps) (1/T) ρ – densité apparente du sol (M/L³) θ – porosité (L³/L³) λ_0 – Coefficient du taux d'inactivation initial de virus α – coefficient de résistance de virus (1/T)</p>	<p>expérimentales. L'attachement est décrit par une simple relation d'équilibre avec un coefficient de répartition.</p>	
<p>(10) $F(t, x, y, z) = \frac{\partial C(t, x, y, z)}{\partial t} + \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*(t, x, y, z)}{\partial t} - D_x \frac{\partial^2 C(t, x, y, z)}{\partial x^2} - D_z \frac{\partial^2 C(t, x, y, z)}{\partial y^2} - D_z \frac{\partial^2 C(t, x, y, z)}{\partial z^2} + U \frac{\partial C(t, x, y, z)}{\partial x} + \lambda C(t, x, y, z) + \lambda^* \frac{\rho}{\theta} C^*(t, x, y, z)$</p> <p>-</p> $(11) \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*(t, x, y, z)}{\partial t} = r_1 C(t, x, y, z) - r_2 C^*(t, x, y, z) - \lambda^* \frac{\rho}{\theta} C^*(t, x, y, z)$ <p>-</p> $(12) \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*(t, x, y, z)}{\partial t} = k [C(t, x, y, z) - C_g(t, x, y, z)] - \lambda^* \frac{\rho}{\theta} C^*(t, x, y, z)$ <p>-</p> $(13) \frac{\rho}{\theta} \frac{\partial C^*(t, x, y, z)}{\partial t} = k_c C(t, x, y, z) - k_r \frac{\rho}{\theta} C^*(t, x, y, z) - \lambda^* \frac{\rho}{\theta} C^*(t, x, y, z)$ <p>Solutions analytiques trouvées avec transformation La Place/Fourrier transformation mais pas écrit par manque d'espace ici.</p>	<p>F est la forme générale de la configuration de la source de virus (10) C – concentration de virus en phase liquide (M/L³) C^* – concentration de virus attaché (M/M) D_x, D_y, D_z – dispersion hydrodynamique longitudinale, latérale et verticale (L²/t) U – vitesse interstitielle moyenne (L/T) λ et λ^* – coefficients du taux d'inactivation (dépendent du temps) (1/T) ρ – densité apparente du sol (M/L³) θ – porosité (L³/L³)</p> <p>L'équation (11) est l'accumulation de virus sur les grains de sol dans sa version générale r_1 et r_2 sont les coefficient du taux d'attachement et détachement. Ils peuvent être remplacés pour obtenir les équations (12) et (13).</p> <p>L'équation (12) décrit l'adsorption de virus (solutés) avec relation du non-équilibre k – constante du transfert de masse C_g – concentration de virus dans la phase liquide mais en contact direct avec les solides. Relation entre virus attachés et virus dans la couche extérieure de la matrice solide décrit par Langmuir (isotherme d'équilibre)</p> <p>L'équation (13) décrit l'attachement de virus(colloïdes) via la filtration des colloïdes C^* – concentration de virus retenus dans le média poreux via filtration k_c – constante du taux de colmatage k_r – constante du taux de décrochage</p>	<p>Les calculs ont été fait avec des paramètres donnés dans l'article et le modèle a également été ajusté pour des données expérimentales d'une étude publiée.</p>	<p>Sim et Chrysikopoulos (1998)</p>
<p>(14) $R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_p \frac{\partial C}{\partial x} - \mu R C \quad \text{avec} \quad R = 1 + \frac{\rho_B K_d}{\theta}$</p> <p>-</p> $(15) \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - k_{att} C - \mu_l C + k_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S$	<p>L'équation (14) décrit la sorption d'équilibre de virus R – facteur de retard D – coefficient de dispersion v_p – vitesse de l'eau dans les pores ρ_B – densité apparente C – concentration de virus libres K_d – coefficient de distribution (adsorption linéaire)</p> <p>L'équation (15) et (16) est le modèle alternatif en considérant une cinétique d'attachement S – concentration de virus attachés au sol</p>	<p>Ajustement des modèles aux données expérimentales</p>	<p>Frohnert et al. (2014)</p>

<p>-</p> $(16) \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = k_{att} C - k_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S - \mu_s \frac{\rho_b}{\theta} S$	<p>α_L - dispersivité longitudinale θ - porosité μ' et μ_s - coefficients du taux d'inactivation k_{att} et k_{det} - coefficients du taux d'attachement et détachement</p>		
---	--	--	--

ANNEXE 3

Tableau A 3 : Études de transport de virus avec des modèles de transport avec solutions analytiques (1)

Contaminant cible	Mécanismes de transport	Type d'étude	Type de sol	Hydraulique	Géométrie aquifère	Résultats	Références
Virus MS2 et T7	Advection-dispersion + sorption	Ajustement d'un modèle de transport aux données expérimentales – tests de colonne (durée du test 100 min) Solution analytique	Sédiment d'un aquifère sablonneux (0,2 – 2 mm) ; Température : 4 °C, 10 °C, 15 °C, 20 °C et 45 °C	Eau : $1,9 \times 10^{-5}$ m/s Virus : Dirac-Pulse	Tests en colonne :	Vitesse de l'eau réduite la rétention de virus, pas d'influence de la température importante. L'inactivation de virus restant dans le sédiment après la durée de l'essai était plus importante à 20°C qu'à 15°C	Stump et al. (2019)
Virus MS2 (injection 180 virus / L, risque d'infection de 1 par 10 ⁴ personnes par années – rotavirus infectivity)	Advection-dispersion + attachement aux grains de sol (TFC ³⁰), dilution et inactivation	(i) Ajustement d'un modèle d'élimination de virus dans le sol aux données de terrain (ii) Détermination des distances séparatrices nécessaires pour un enlèvement de 9 log de virus avec un modèle de transport. Solution analytique	Sédiments sablonneux avec et sans matière organique et hydroxydes de fer, Conditions anoxiques	Débit de pompage entre 1 781 – 9 589 m ³ /jour Infiltration continue de l'eau usée de 1 m ³ /jour Transport horizontal seulement considéré, dispersion négligée, état stationnaire	6 aquifères entre 20 – 30 m de profondeur Homogène et libre, pas de zone vadose	Distances de 153 – 357 m (418 – 885 jours) nécessaires pour obtenir 9 log de réduction.	Schijven et Hassanizadeh (2002)
MS2 et PRD1 (taux d'inactivation 0,030 et 0,12 par jour)	Advection-dispersion, attachement, détachement (TFC) et inactivation	Essai de traçage avec sel suivi par un essai de traçage de virus (120 jours). Ensuite, simulation de la courbe de restitution de virus. Solution analytique.	Dunes de sable éolien, conductivité hydraulique $k = 12$ m/d; porosité effective $\epsilon = 0.35$, Température : 5°C; Conditions aérobiques	Flux stationnaire et unidimensionnel	Homogène, peu profond (10 m), Représentation unidimensionnelle (1 D), distance 30 m	L'attachement de virus était le principal mécanisme de rétention. Dans l'étude de terrain, 3 log de réduction de virus ont été observés dans les premiers 2,4 m et 5 log dans les 27 m suivants.	Schijven et al. (1999)
Virus entériques, cible de < 10 ⁴ d'infections / personne par année. Source : ISA avec traitement biol. (1 – 20 personnes), $C_{eff} = 2,3 \times 10^9$ virus/L. Critère de qualité d'eau : $\leq 3,4 \times 10^{-7}$ particules de virus entériques au puits.	Advection-dispersion couplée à modèle de premier ordre pour l'abattement et inactivation de virus (coefficient d'élimination de virus λ_s selon base de données de Pang 2005)	Modèle analytique qui couple l'écoulement et le transport vertical non-saturé et horizontal saturé. Calcul de distances séparatrices pour obtenir 12 log de réduction de virus . 144 scénarios (paramètres en entrée randomisés et simulations répétées 4 000 fois selon cadre Monte-Carlo)	Sables alluviaux, gravier, avec zone vadose Température : 10°C	Écoulement et vertical dans zone non saturée : stationnaire et 1-D Horizontal saturé : Darcy 1-D, stationnaire.	Profondeur de la zone vadose : 1,3,5,10 et 20 m; profondeur de l'aquifère : 3,5 et 10 m. Gradients 0,001, 0,005, 0,01 et 0,05. total de 144 scénarios	Les distances nécessaires pour atteindre 12 log de réduction de virus sont 39 – 144 m (sable), 66 – 289 m (gravier) et 1 – 2,5 km (gravier grossier) dépendent de l'épaisseur de la zone vadose et le gradient d'eau souterraine	Blaschke et al. (2016)

³⁰ TFC = Théorie de filtration des colloïdes

Tableau A 3 : Études de transport de virus avec des modèles de transport avec solutions analytiques (2)

Contaminant cible	Mécanismes de transport	Type d'étude	Type de sol	Hydraulique	Géométrie aquifère	Résultats	Référence
MS2 et φX174	2 modèles testés : (i) Advection-dispersion + attachement (sorption d'équilibre) + inactivation premier ordre et (ii) Advection-dispersion + cinétique d'attachement /détachement et inactivation dans la phase liquide et solide	Essais en colonne et modélisation de la courbe de restitution avec CXTFIT (i) et Hydrus 1-D (ii)	Sable naturel avec fines de sable ($d_{60} = 0,255$ mm, $d_{10} = 0,11$ mm) et 0,7 – 1 % de matières organiques Température : $20 \pm 2^\circ\text{C}$	$Q = 3$ mL/min; vitesse de filtration 1 m/jour	Colonnes : $L = 55$ cm et $\phi = 7,4$ cm	Seulement Hydrus 1-D (attachement cinétique) a pu simuler la trainée de la courbe de restitution ; moins de virus ont été éliminés dans des conditions anoxiques, l'inactivation était plus faible dans des conditions anoxiques	Frohnert et al. (2014)
Rotavirus; cible de $< 10^{-4}$ d'infections / personne par année	Advection-dispersion + attachement aux grains de sol (TFC ³¹), dilution et inactivation;	Détermination des distances séparatrices nécessaires pour obtenir le risque acceptable d'infection de 10^{-4} personne /année Solution analytique du modèle de transport selon Schijven et al. (2002), Monte-Carlo analyses avec 300 000 simulations de la distribution des valeurs des différents paramètres du modèle. Analyse de sensibilité des différents paramètres. Différence comparée à Schijven et al. (2002) : (i) Utilisation d'une distribution log-normal de tous les paramètres et (ii) hydraulique de pompage (vitesse d'écoulement plus rapide proche du puits)	Aquifères sablonneux et aérobie vs anoxique ($< 0,5$ mg oxygène et nitrate); Taille des grains (log-normal) : 0,25 et 0,5 mm; porosité (normal) : 0,37; Température (constant) : $9,5 - 12^\circ\text{C}$	Infiltration $1 \text{ m}^3/\text{jour}$; Débit de pompage : $261 - 5 853 \text{ m}^3/\text{jour}$;	Épaisseur : 27 – 45 m	Distances séparatrices de 34 – 57 m (16 – 51 jours) pour l'aquifère aérobie vs. 54 – 178 m (231 – 390 jours) pour l'aquifère anoxique au lieu de 60 jours (Pays-Bas), en absence d'une couche aquifère confinée 555 – 898 jours sont nécessaires (cas anoxique). Le modèle est le plus sensible pour les paramètres μ et α (taux d'inactivation et efficacité de collision), suivi par la taille des grains, taux de pompage, épaisseur de l'aquifère et pH.	van der Wielen et al. (2006)
							Stumpp 2011
	TFC	Élimination dans un aquifère de gravier grossier dans un climat froid				Modèle de sensibilité pour la taille des grains du sol et la température. 80 m n'étaient pas suffisants pour obtenir 9 log abattement	Gunnarsdottir et al. (2013)

³¹ TFC = Théorie de filtration des colloïdes

Tableau A 3 : Études de transport de virus avec des modèles de transport avec solutions analytiques (3)

Contaminant cible	Mécanismes de transport	Type d'étude	Type de sol	Hydraulique	Géométrie aquifère	Résultats	Références
Virus	Advection-dispersion + attachement via relation d'équilibre (coefficient de répartition) + inactivation = f(t) des virus attachés et libres	Développement d'un modèle de transport 1-D de virus en considérant un coefficient du taux d'inactivation dépendant du temps. Solution analytique et aussi conditions limites qui reflètent discontinuité de la concentration d'affluent (solution numérique nécessaire). Analyse de sensibilité des paramètres qui décrivent l'inactivation et la résistance	Sable homogène	Conditions saturées, champ d'écoulement homogène 1-D	Pour simuler la restitution des virus dans des essais de colonne	L'inactivation temporellement variable représente bien l'inactivation rapide d'une population de virus sensible et la plus longue survie d'une population résistante. L'analyse de sensibilité montre que proche de la source, la concentration de virus libres est très sensible pour le paramètre de résistance (α). Pour estimer des coefficients d'inactivation, les données obtenues proches de la source de virus et au début de l'expérience sont les plus fiables.	Sim et Chrysikopoulos (1996)
Virus (PRD-1)	Advection-dispersion + attachement via relation d'équilibre (coefficient de répartition) + inactivation des virus attachés et libres	Développement d'un modèle de transport 3-D avec solution analytique en considérant la dispersion hydrodynamique 3-D Source de virus peut être considérée constante ou variable.	Sable Dispersion hydrodynamique différent dans les directions x, y, et z Dx = 15 cm/hr Dy = Dz = 1,13 cm ² /hr Porosité 0,25 g/cm ³ Densité apparente 1,5 g/cm ³	Conditions saturées, vitesse de l'eau U = 4 cm/hr, champ d'écoulement homogène 3-D	Rectangulaire 3-D	La dispersion du panache augmente dans les directions x et y quand le centre de la masse se déplace dans l'aquifère. Le modèle montre une longue traînée du panache de virus. Les auteurs montrent que l'effet d'une infiltration temporellement variable est négligeable (comparé à une source constante) si la distance avec la source est grande. Il était possible d'ajuster le modèle aux données expérimentales d'une autre étude.	Sim et Chrysikopoulos (1998)

ANNEXE 4

Tableau A 4 : Études de transport de virus avec des modèles de transport numériques

Contaminant cible	Mécanismes de transport	Type d'étude	Type de sol	Hydraulique	Géométrie aquifère	Résultats	Références
<p>Particules de virus : ϕ 0,06 μm Concentration de virus durant l'injection : $1 \cdot 10^{11}/\text{m}^3$ Taux d'inactivation (e solution) : 1,4/jour</p>	<p>Advection-dispersion + inactivation (phase liquide et phase solide) + attachement / détachement (TCF) Modèle d'inactivation : 2-surfaces Hétérogénéités inclus (i) zones d'oxyhydroxydes de métal (charge positive) et (ii) variabilité spatiale de la conductivité hydraulique</p>	<p>Étude paramétrique pour évaluer l'impact des hétérogénéités d'aquifère sur la mobilité des virus. Solution numérique d'un modèle 2-D, 2480 mailles d'élément finis triangulaires et 1323 nœuds</p>	<p>Porosité : 0,4, Taille des grains 0,3 mm Fractions de la surface des grains qui sont favorables pour l'attachement : 1 % Conductivité hydraulique : 100 m/jour;</p>	<p>Stationnaire et transitoire, injection de virus dans le modèle via des puits d'injection; Gradient hydraulique : 0.01;</p>	<p>Domaine de l'aquifère est rectangulaire (longueur 3 m, profondeur 1 m)</p>	<p>L'écoulement préférentiel dû à la présence d'hétérogénéités géochimiques et physiques dans le sol affecte la mobilité des virus, la conductivité hydraulique était la plus importante. L'inactivation des virus attachés comparés aux virus libres était négligeable. Le détachement de virus résulte dans des traînées longues de la courbe de restitution (faibles concentrations de virus sur longue période de temps.</p>	<p>Bhattacharjee et al. (2002)</p>
<p>Pathogène avec propriétés de la bactérie E.coli EHEC (pas de virus), Diamètre 0,62 μm, Nombre de particules injectées : 20</p>	<p>Advection (dispersion négligée); le seul mécanisme de rétention est l'attachement irréversible (TFC)</p>	<p>Simulation numérique 2-D du transport d'E.coli dans un aquifère hétérogène pour calculer la probabilité du risque d'infection. L'approche stochastique de <i>Lagrange</i> pour l'advection-réaction en utilisant 'time-domain random walk' a été choisie. Les logiciels utilisés étaient : FEM solver COMSOL MP 3,5a Earth Science module (COMSOL MP) pour calculer l'écoulement et le champ de vitesses HYDRO_GEN pour générer le champ des conductivités hydrauliques.</p>	<p>Porosité constante de 0,3 Variabilité spatiale de la conductivité hydraulique (moyenne géométrique 80 m/jour avec log-variance de 1); gradient 0,01</p>	<p>Écoulement (i) uniforme et (ii) non-uniforme (avec puits de production d'eau : 0,8, 8 et 80 m^3/j); zone vadose négligée</p>	<p>Pour le scénario (i) : (48 x 24) x 2m, mailles quadrilatérales (ii) : domaine circulaire de rayon 25 x 2m; mailles triangulaires</p>	<p>Leur modèle permet de calculer le risque d'infection pour des distances séparatrices variables. Variabilité spatiale de la conductivité hydraulique augmentait le risque d'infection dans le scénario de pompage (ii), mais a réduit le risque dans le scénario d'écoulement uniforme (i)</p>	<p>(Cvetkovic & Molin, 2012)</p>

Tableau A4 : Études de transport de virus avec des modèles de transport numériques (2)

Contaminant cible	Mécanismes de transport	Type d'étude	Type de sol	Hydraulique	Géométrie aquifère	Résultats	Références
Rotavirus / PhiX174 C _{in} = 10 ⁻³ - 10 ² virus/L Cible de < 10 ⁻⁴ d'infections / personne par année cible : ≤ 1,8 x 10 ⁻⁷ virus\L au point d'observation	Advection – dispersion + attachement et inactivation dans les différentes phases et sites (attachés sur sites d'équilibre et cinétiques, phase liquide, interface air- eau)	Simulation numérique 3-D pour un aquifère volcanique poreux et fracturé sous variables conditions de saturation Le modèle couple le transport (i) vertical (zone vadose) et (ii) horizontal; L'écoulement dans la roche fracturée est formulé selon Therrien et Sudicky (1996)	Couche supérieure (A) : 2 sols volcaniques, porosité 0,3 et 0,61 Couche inférieure (B): roche fracturée, porosité : 0,05 – 0,25 (macro) 0,15 (matrice) 1,00 (fractures) Température 20°C Conductivité (m/jour) : (A) 0,02 - 0,085 (B) 1 – 10 (macroscop,) 10 ⁻⁵ – 10 ⁻¹ (matrice) 2 595 – 12 047 (fractures)	Gradient hydraulique : 0,02 Source de virus continue Infiltration : 22 L/m ² sur 49 m ²	Surface 30 x 20 m Profondeur 4 m (A) et 16 m (B)	Une analyse de sensibilité a montré que les mécanismes concentration d'injection, conductivité hydraulique, taux d'inactivation et taux d'attachement étaient les plus importants. Moins important : dispersion et désorption	Macías et al. (2017)
Somatic coliphages et autres pathogènes	Advection-dispersion + inactivation et attachement (TFC)	Tests de transport et de pompage au terrain et simulation numérique 2-D d'un aquifère fracturée	Roche fracturée Température 15,4°C			Les essais de terrain ont montré que la distance séparatrice conservatrice entre l'injection d'eau usée municipale et un puits est de 8 000 m pour obtenir 7 log de réduction	Masciopinto et al. (2008)
							Faulkner, Lyon, Khan, and Chattopadhyay (2003)
Variable	Advection-dispersion + adsorption cinétique + inactivation Équations pour transport 2-D selon Sim et Chrysikopoulos (1995)	Simulation numérique 2-D pour le transport de virus dans aquifère poreux et hétérogène, utilisation d'une méthode des différences finies implicites	Le milieu poreux est saturé et isotrope, la porosité est constante, Hétérogénéités sont considérées avec la variabilité du coefficient de dispersion	Variable (?)	Terrain rectangulaire (15 x 150 m),	Une augmentation du taux de transfert de masse et de la constante d'inactivation réduit la concentration de virus dans le puits. Une augmentation de la variance de la conductivité hydraulique induit l'arrivée plus rapide de virus et une concentration de virus plus élevée	(Sharma & Srivastava, 2011)

DEUXIÈME PARTIE

SIMULATION NUMÉRIQUE DU TRANSPORT DE VIRUS DANS L'EAU SOUTERRAINE ET ANALYSE DU RISQUE SANITAIRE

Rafini S., Barbeau B., Claveau-Mallet D., Lompe K., Alizadeh S., Chesnaux R.

Tableau 14. Liste des symboles

ρ_B	Masse volumique sèche [ML ⁻³]
θ	Porosité [-]
v	Vitesse de pore [LT ⁻¹]
K	Conductivité hydraulique du milieu d'écoulement [LT ⁻¹]
S_s	Coefficient d'emménagement spécifique du milieu d'écoulement [L ⁻¹]
η	Diffusivité hydraulique du milieu d'écoulement [L ² T ⁻¹]; $\eta = K/S_s$
s_r	Degré de saturation [-]; $s_r = \text{Volume eau} / \text{Volume pore}$
w	Teneur volumique en eau [-]; $w = \theta \cdot s_r$
b	Épaisseur de l'aquifère granulaire [L]
K_g	Conductivité hydraulique de l'aquifère granulaire [LT ⁻¹]
K_r	Conductivité hydraulique de l'aquifère de roc [LT ⁻¹]
C	Concentration des virus dans la phase liquide [ML ⁻³]
S	Concentration des virus fixés sur la phase solide [MM ⁻¹]
x	Distance parcourue par le virus depuis la source [L]
D	Coefficient de dispersion hydrodynamique [L ² T ⁻¹]
α	Dispersivité [L]
K_{eq}	Coefficient de partitionnement du virus entre les phases libre et adsorbée [-]
μ_l	Coefficient d'inactivation des virus dans la phase liquide [T ⁻¹]
μ_s	Coefficient d'inactivation des virus dans la phase solide [T ⁻¹]
k_f	Coefficient de filtration colloïdale [T ⁻¹]
\check{r}_c	Taux d'inactivation des virus dans la phase liquide [ML ⁻³ T ⁻¹]
r_c	Taux d'inactivation des virus dans la phase solide [MM ⁻¹ T ⁻¹]
r_f	Taux de rétention par filtration colloïdale [ML ⁻³ T ⁻¹]

1. INTRODUCTION

1.1. Problématique du projet

La présente étude a pour objectif d'analyser le comportement des virus dans l'eau souterraine, dans les conditions environnementales, hydrogéologiques, anthropiques propres aux résidences isolées et développements domiciliaires du Québec utilisant l'assainissement autonome pour le traitement de leurs eaux usées domestiques. Typiquement, des ouvrages d'infiltration sont utilisés pour traiter l'eau usée et l'acheminer vers l'eau souterraine. Par la suite, l'eau infiltrée est transportée naturellement dans le milieu souterrain, d'abord verticalement à travers la zone non-saturée, puis essentiellement horizontalement dans l'aquifère libre (Fig. 1). Au cours de ce transport, les concentrations éventuellement présentes d'organismes pathogènes subissent une réduction naturelle. Les résidences isolées s'approvisionnent par ailleurs en eau le plus souvent de manière autonome, de sorte que ce même aquifère est pompé dans le voisinage immédiat des points d'infiltration. Les réglementations sanitaires imposent à cet effet certaines normes d'usage incluant le respect de distances séparatrices entre le point d'infiltration et le point d'approvisionnement. Cette stratégie vise à permettre un transport assez long pour garantir que les organismes pathogènes émanant du point d'infiltration arrivent au point d'approvisionnement avec une concentration suffisamment abaissée pour ne pas constituer un risque sanitaire. Au Québec, ces distances sont égales à 30 mètres dans la plupart des contextes, sans égard aux conditions propres à chaque site et aux divers facteurs, de nature hydrogéologique par exemple, susceptibles d'affecter la réduction des contaminants au cours du transport, potentiellement de façon péremptoire. Par ailleurs, les études rapportent des fréquences non-négligeables de cas de contamination de puits d'approvisionnement dans plusieurs contextes résidentiels du Québec incluant notamment les aquifères de roc (voir première partie). Il y a donc un besoin important de renforcer notre connaissance de cette problématique et de mettre en perspective les réglementations sanitaires en vigueur au moyen d'une vaste étude multidisciplinaire : d'une part, par une revue littéraire procurant une vision générale de l'enjeu sanitaire et des contaminations rapportées, des politiques sanitaires observées dans les autres provinces et pays, ainsi qu'un état de l'Art des connaissances scientifiques sur le sujet ; d'autre part, par des modélisations numériques du transport de virus dans les aquifères visant à déterminer les facteurs d'influence et les conditions à risque.

D'un point de vue stratégique, il a été choisi de mettre l'emphase sur les virus afin d'adopter une posture conservatrice sur le plan du risque sanitaire : d'une part, ces microorganismes pathogènes sont les plus infectieux, d'autre part, ils sont très résistants dans le milieu souterrain naturel et se propagent potentiellement davantage du fait de leur très petite taille. La problématique de la protection des puits résidentiels vis-à-vis de contaminants inorganiques, p. ex. les nitrites-nitrates, relève de paramètres de transport profondément distincts des virus et, bien que très pertinente, n'entre pas dans le champ de cette étude.

Le premier volet de l'étude, la revue littéraire, est présenté en première partie de ce document. Elle apporte plusieurs éclairages essentiels à l'analyse : 1) une meilleure appréhension de l'enjeu sanitaire à travers une compilation d'études épidémiologiques, notamment au Québec et en Ontario. Celles-ci détectent un pourcentage de puits domestiques contaminés de l'ordre de 10 à 15 % (250 puits en Mauricie ; Ministère du Développement durable, 2014), ce pourcentage s'élève dans les aquifères de roc à 45 % (Allen et al., 2017) et 58 % (28 puits ; Trimper, 2010). 2) Une

synthèse exhaustive des connaissances actuelles sur les mécanismes intervenant dans le transport des virus dans le milieu souterrain, leur formulation mathématique et leur mesure expérimentale ; ces éléments trouvent une application directe dans la présente analyse de modélisation.

Le deuxième volet de l'étude, présenté ci-dessous, se fixe pour objectif de documenter, par la modélisation numérique, le devenir des virus dans l'eau souterraine. Les résultats des simulations numériques sont analysés sous la forme de chroniques de concentrations, converties en probabilité de contaminations et donc en risque sanitaire. Ce travail vise à fournir les arguments scientifiques en amont des politiques de gestion du risque sanitaire dans les contextes privés résidentiels, encadrant notamment le renforcement de la protection des prélèvements d'eau effectués à des fins de consommation humaine.

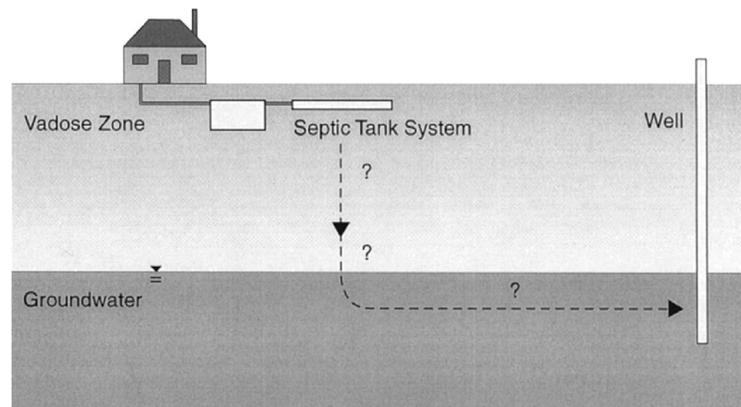


Figure 11. Illustration schématique du problème. Jin et Flury (2002).

La problématique de la survie des contaminants microbiologiques au cours du transport souterrain demeure un domaine de la recherche relativement immature. La réduction et la propagation des concentrations sont gouvernés par différents mécanismes dont la compréhension, la formulation mathématique et la formulation numérique constituent des chantiers de recherche encore très actifs. Ces aspects sont abordés en profondeur dans les chapitres suivants. Spécifiquement, l'objectif des simulations est de documenter les facteurs internes ou externes exerçant une influence prédominante sur le devenir des virus dans le milieu aquifère, et ultimement sur le risque sanitaire. On dénombre une certaine quantité de facteurs d'impact potentiels, de natures biochimique, environnementale, hydrogéologique et enfin anthropique, parmi lesquels :

- *Facteurs biochimiques.* Propriétés d'inactivation des virus et d'interaction avec le milieu solide ;
- *Facteurs hydrogéologiques.* Épaisseur et fluctuations de la zone non-saturée, épaisseur de l'aquifère granulaire, connexions hydrauliques avec l'aquifère de roc, propriétés du roc fracturé, gradient hydraulique ;
- *Facteurs environnementaux.* Paramètres météorologiques, effets saisonniers sur l'apport vertical, fonte des neiges et relargage lors de la remontée de la zone saturée, changements climatiques et événements pluviométriques anormaux ;
- *Facteurs anthropiques.* Taux de virus en sortie des installations septiques autonomes, effets cumulatifs dans les développements domiciliaires, interférences avec puits de

pompage, *mounding* (remonté piézométrique à l'aplomb du point d'infiltration), conditions de scellement des puits.

Un travail préliminaire réalisé en 2019 a conduit à la proposition d'une méthodologie de simulation numérique prenant en considération les facteurs susmentionnés. Le présent document se veut une première phase de l'application de cette méthodologie.

1.2. Méthodologie retenue

La modélisation numérique a été utilisée pour investiguer l'influence des différents facteurs biochimiques, environnementaux, hydrogéologiques et anthropiques sur l'abattement des virus dans le milieu naturel souterrain et les risques de contamination. Cette approche a permis d'identifier certains facteurs critiques, ayant une influence dominante sur le comportement des virus, qui devraient dans certaines conditions faire l'objet de considérations spécifiques afin d'éviter une mauvaise qualité de l'eau dans les aquifères utilisés pour l'approvisionnement

La méthodologie envisagée dans ce projet se décline en plusieurs étapes présentées ici dans leur ordre de déroulement :

1. Conceptualisation des mécanismes fondamentaux et formulation mathématique. Cette étape consiste à identifier et décrire les différents mécanismes gouvernant les transferts de masse de virus dans l'eau souterraine. Une revue littéraire très exhaustive a permis de dresser l'état de l'art sur le transport des virus et d'élaborer la formulation mathématique la plus réaliste, dans l'état actuel des connaissances, de ce problème très spécifique. Par ailleurs, ce travail a permis une compilation des tests expérimentaux en laboratoire et in-situ publiés, qui sera utilisée pour la validation des modèles.
2. Formulation numérique et validation. Cette étape consiste à implémenter les mécanismes de transfert de masse dans le code numérique et à valider les modèles comportementaux obtenus, à partir de données expérimentales et de solutions analytiques 1D. La bonne reproduction des essais expérimentaux disponibles dans la littérature constitue une étape cruciale au développement de modèles fiables, en amont de leur usage en prédiction et analyse de sensibilité.
3. Modélisation expérimentale, analyse de sensibilité, prédictions. Une fois le modèle comportemental validé, l'influence des différents facteurs thermodynamiques et hydrodynamiques sur le devenir des virus dans le milieu naturel peut être analysée. Cette étape consiste à complexifier les configurations géométriques et hydrauliques, les conditions aux limites internes et externes des modèles, suivant différentes gammes de scénarii couvrant plusieurs aspects ciblés dans la problématique. Une analyse de sensibilité permet d'établir les facteurs exerçant une influence dominante sur la propagation et l'atténuation des virus dans les aquifères, en termes de risque sanitaire, et de porter un regard critique sur les normes de distances de retrait en vigueur dans différents contextes.

2. FORMULATION DES MÉCANISMES DE DISPERSION ET ATTÉNUATION DES VIRUS DANS LES EAUX SOUTERRAINES

Cette section a pour objectif de résumer les fondements du problème de transport des virus dans l'eau souterraine et de sa conceptualisation mathématique, en complément aux aspects discutés en première partie.

2.1. Advection – Dispersion – Adsorption

Les mécanismes de base considérés dans le problème standard du *transport non-réactif* en milieu poreux sont les suivants :

- L'advection traduit le déplacement des particules ou molécules associées au débit d'écoulement dans le milieu poreux, en réponse à un gradient de charge hydraulique.
- La dispersion hydrodynamique, ou cinématique, est un paramètre empirique traduisant la non-linéarité des chemins d'écoulement dans le milieu poreux, et l'hétérogénéité des champs de vitesse qui en découle. L'hétérogénéité intrinsèque au milieu implique une multiplicité des chemins d'écoulement à toutes les échelles, c.a.d. depuis l'échelle microscopique (géométrie des grains et des pores) à l'échelle de l'aquifère (hétérogénéité des propriétés hydrauliques macroscopiques). Ce mécanisme est par conséquent fortement dépendant de l'échelle d'observation. Ce terme s'applique à un volume représentatif élémentaire et représente donc *a priori* la dispersion microscopique. Toutefois, le coefficient de dispersion est calibré sur l'échelle d'observation (e.g., Schulze-Makuch, 2005), ce qui revient implicitement à représenter la dispersion macroscopique. De par leur analogie de formulation analytique représentée par un modèle de diffusion, le terme de dispersion hydrodynamique englobe la diffusion moléculaire, généralement considérée comme négligeable.

Le problème du *transport non-réactif* est donné par l'Éq. 1, formulée ici en 1-D pour plus de clarté. Le premier terme correspond au transport par dispersion tandis que le second terme traduit le transport par advection. Cette équation est mentionnée dans la littérature en tant que *Convection Dispersion Equation* (CDE).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Éq. 1}$$

Dans sa formulation en 2-D ou 3-D, le coefficient de dispersion D prend la forme d'un tenseur.

Notons que le coefficient de dispersion est le produit de la dispersivité, α , et de la vitesse de pore (vitesse d'écoulement *sensu-lato*),

$$D = \alpha v \quad \text{Éq. 2}$$

La dispersion résulte donc de propriétés intrinsèques au milieu et de caractéristiques de l'écoulement.

Le *transport réactif* intègre des mécanismes supplémentaires, sans lien direct avec l'écoulement, affectant l'évolution de la masse des particules ou molécules dans le système. Il s'agit d'une part des échanges ioniques entre les phases liquide et solide, et d'autre part de réactions chimiques de natures diverses : dissolution, précipitation, réaction redox, complexations, évolution métabolique, désintégration radioactive, etc.

Pour un soluté, les interactions avec le milieu solide sont dominées par la rétention électrostatique des éléments dissous chargés sur la surface des grains : l'adsorption. Ce mécanisme est souvent considéré réversible, et instantané par rapport aux taux d'advection et de dispersion, de sorte qu'il est traité comme une réaction à l'équilibre. Dans le cas des virus, la validité de cette simplification d'adsorption/désorption à l'équilibre est critiquée par les auteurs (e.g., Frohnert et al, 2014). Par ailleurs, en raison de leur nature colloïdale, la rétention des virus sur la matrice solide ne se résume pas aux interactions électrostatiques mais inclut une filtration mécanique (Colloidal Filtration Theory, TFC ; pour plus de détails voir première partie, chapitres 6 et 7). La filtration mécanique consiste en une interception d'un colloïde par adsorption, sédimentation ou exclusion stérique. Enfin, les virus sont sujets à des réactions de dégradation inhérentes à leur métabolisme. La modélisation de ces mécanismes (mortalité et filtration des colloïdes) appliquée dans le cadre du présent projet est décrite aux deux prochaines sections.

2.2. Inactivation métabolique des virus

Les virus font l'objet d'une inactivation propre à leur évolution métabolique : ces organismes sont des parasites, par conséquent ils ne peuvent pas se reproduire dans l'aquifère en raison de l'absence d'organisme hôte. La revue littéraire réalisée dans le cadre de ce projet a dressé un état des connaissances sur les processus d'inactivation de virus dans le milieu souterrain. Il s'agit de processus encore relativement mal caractérisés. Les études expérimentales rapportent que le coefficient d'inactivation des virus varie selon le type de virus et est sensible à plusieurs facteurs environnementaux incluant la température de l'eau, le degré de saturation et les propriétés physico-chimiques de l'eau. Il s'agit de résultats qualitatifs et empiriques : les influences de ces différents facteurs ne sont pas encore strictement quantifiables.

L'inactivation s'opère sur les virus libres présents dans la phase liquide ainsi que sur les virus fixes, attachés sur la phase solide. Les données existantes indiquent que les coefficients d'inactivation sont inégaux entre ces deux phases. Jin (2000) et Jin et Flury (2002) avancent que l'inactivation des virus fixes serait inférieure à celle des virus libres en raison d'un effet stabilisant et protecteur exercé par l'attachement électrostatique (adsorption). Cependant, l'estimation de ces paramètres par méthode inverse à partir de mesures expérimentales *in situ* (Schijven et al. 1999) et en laboratoire (Frohnert et al., 2014), contredit cette conclusion puisque le taux d'inactivation calculé dans la phase fixe y est quasi systématiquement supérieur à celui de la phase libre. Les mesures directes de taux d'inactivation réalisées en laboratoire, publiées dans la littérature, portent exclusivement sur les coefficients d'inactivation des virus libres. Les coefficients d'inactivation des virus fixes ne sont documentés que par méthode inverse, c.a.d. par le calage d'une courbe théorique sur les chroniques de concentration en virus libre mesurées.

Il est largement admis que la dégradation des virus dans le milieu souterrain est décrite par des réactions cinétiques de premier ordre, tel que discuté dans la revue littéraire (première partie, chapitre 8.1.). Les taux d'inactivation respectifs r_c et \check{r}_c des virus libres et fixes sont donc des fonctions linéaires des concentrations.

$$r_c = \frac{\partial C}{\partial t} = -\mu_l C \quad \text{Éq. 3}$$

$$\check{r}_c = \frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = -\mu_s \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 4}$$

où μ_l et μ_s sont les coefficients d'inactivation des phases libre et fixes, et C et S sont respectivement les concentrations en virus dans les milieux liquide et solide (Tableau 1).

Sur le plan de la modélisation, ces réactions se traduisent par l'ajout de deux termes de transfert de masse dans l'équation générale de transport réactif (Eq. 1).

2.3. Rétention des virus sur le milieu solide

2.3.1. Modèle de filtration colloïdale

Les virus se présentent sous la forme de colloïdes, de taille typiquement comprise entre 0,02 et 0,3 μm (Sim, 1998). Nettement supérieure à celle d'un soluté dissous ($< 10^{-3} \mu\text{m}$), cette gamme de tailles chevauche les gammes de tailles de pores dans certaines lithologies, notamment les milieux silteux, argileux et possiblement le roc fracturé (Sim, 1998). Par conséquent, les virus subissent dans ces milieux un effet d'exclusion par taille, dont l'efficacité est donnée en premier lieu par le rapport de tailles entre les virus et les pores. Une revue littéraire détaillée sur ce mécanisme est présentée dans en première partie aux chapitres 6, 7 et 8. Ce mécanisme, décrit par le modèle TFC (Colloidal Filtration Theory), prévoit que l'efficacité de filtration k_f n'est pas une fonction intrinsèque au milieu (géométrie des grains/pores) mais dépend aussi de l'hydrodynamique du système (vitesse de l'eau dans le pore, v), tel que décrit par l'Éq. 5.

$$k_f = \frac{3(1 - \theta)v}{2d_g} \eta_0 \alpha \quad \text{Éq. 5}$$

où θ , d_g , η_0 , α sont respectivement la porosité, la taille des grains, l'efficacité d'un collecteur propre et l'efficacité de la collision (*cf.* revue littéraire pour plus de détails) ; ces paramètres traduisent les propriétés géométriques des grains/pores. Les paramètres η_0 et α permettent respectivement de prendre en compte l'impact des propriétés de surface des grains du sol et des propriétés électrostatiques des colloïdes. Par exemple, remplacer du sable par de l'anhracite (tout autre facteur étant équivalent) modifiera η_0 alors qu'une hausse du pH de l'eau sera défavorable à l'enlèvement des virus en raison de la baisse attendue du paramètre α .

Sur le plan de la formulation mathématique et de la modélisation, cette influence de la vitesse de pore sur le coefficient de filtration n'est pas triviale à intégrer. La rétention par filtration colloïdale est décrite par une réaction cinétique de premier ordre (Jin et Flury, 2002),

$$r_f = \frac{\partial C}{\partial t} = -k_f C \quad \text{Éq. 6}$$

où k_f est le coefficient de filtration colloïdale et r_f le taux de rétention.

La revue littéraire rapporte que le modèle TFC fait l'objet d'un certain nombre de limites discutées dans le rapport (première partie, section 8.1.3). Parmi celles-ci figure la difficulté d'estimer les paramètres interdépendants d'efficacité de collision et du collecteur, et la grande influence de ces paramètres sur le taux de filtration, k_f . Par conséquent, **le modèle de filtration colloïdale décrit par l'Eq. 5 ne sera pas utilisé explicitement dans la présente étude**, toutefois l'attachement sera représenté par une réaction cinétique de premier ordre identique à l'Eq. 6, de sorte que **les mécanismes visés par le modèle TFC sont inclus implicitement** dans le paramètre empirique de taux d'attachement, k_{att} , à défaut d'être quantifiés explicitement.

2.3.2. Modèle de sorption irréversible

Les particules de virus ont une charge de surface généralement négative, déterminée par le groupe ionisable en surface, ainsi que les conditions de l'eau (pH, force ionique). Par conséquent, les virus sont sujets aux effets de complexation de surface (sorption), résultant des interactions électrostatiques avec les particules chargées à la surface du milieu solide. Pour les solutés, ce mécanisme a fait l'objet d'un grand nombre de travaux et est bien décrit par les modèles SCMs (Surface Complexation Models), dont il existe plusieurs déclinaisons selon la représentation des couches et des sites de rétention. On distingue 1) l'adsorption spécifique et non-réversible, correspondant à une rétention forte sur des sites en faible nombre, rapidement saturés, et sélectifs (préférentiellement disponibles pour certains éléments) ; 2) l'adsorption non-spécifique et réversible, traduisant à l'inverse l'effet de nombreux site de rétention faible et non-sélective des éléments. Enfin, en plus de la rétention électrostatique *sensu-stricto*, les virus se fixent sur les surfaces solides du sous-sol par le biais de tensions interfaciales résultant de leur caractère hydrophobe (Jin et Flury, 2002).

Le phénomène de sorption (*i.e.*, adsorption/désorption) des virus a fait l'objet d'un certain nombre de travaux, pour la plupart expérimentaux, et de synthèses notamment celle très exhaustive réalisée par Jin et Flury (2002). **Les facteurs exerçant une influence significative sur la sorption des virus dans les aquifères sont les suivants : le pH et la force ionique de la solution, la présence de matière organique (effet variable), le type de virus (point isoélectrique pH_{IEP} et hydrophobie), et la capacité d'adsorption et le point de zéro charge (pzc) du milieu solide (oxydes Fe, Mn)**. La sorption est favorisée lorsque le virus et le milieu solide ont des charges opposées, ce qui se produit lorsque le pH de l'eau est inférieur au pH_{IEP} du virus. Selon la synthèse de Jin et Flury (2002), les valeurs de pH_{IEP} obtenues expérimentalement sur 15 différents virus présentent cependant une forte variabilité : entre 2,5 et 7,3 (12 différents virus), entre 4,2 et 8,2 pour 3 virus du groupe des poliovirus. Cette variabilité devra donc se refléter dans les simulations de transport, ainsi que la sensibilité du comportement global.

Plusieurs études expérimentales compilées dans la synthèse de Jin et Flury (2002) avancent que la sorption des virus est correctement décrite par les isothermes linéaires ou non-linéaires de Freundlich, utilisés traditionnellement pour le soluté. Cette approche consiste à ramener la sorption à un coefficient de partitionnement K_{eq} donné par la relation $K_{eq}^n = S/C$, avec $0 < n <$

1. Cela revient à postuler un état d'équilibre entre les deux formes et donc, implicitement, que les transferts de masse avec le milieu solide sont à ratio K_{eq} constant, indépendant de la variable temps. Selon ce modèle très standard pour le soluté, les réactions d'adsorption et désorption se produisent à des taux extrêmement rapides par rapport aux autres mécanismes de transfert de masse (advection, dispersion, réactions), ils sont donc considérés à l'équilibre en tout temps. Sur le plan de la formulation mathématique, l'adsorption/désorption est ramenée à un simple facteur de retardement R , de telle sorte que l'équation générale de transport réactif du virus (Éq. 1) prend la forme retardée suivante.

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Éq. 7}$$

$$\text{avec } R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_{eq} \quad \text{Éq. 8}$$

2.3.3. Modèle de sorption-désorption

À l'opposé, les travaux plus récents de Frohnert et al. (2014), ainsi que l'excellente étude de Schijven et al. (1999) concluent, sur la base d'essais expérimentaux en colonne saturée pour les premiers et *in-situ* pour les deuxièmes, que le modèle de sorption à l'équilibre ne valide pas les réponses obtenues expérimentalement pour le transport des virus en régime transitoire, tandis que ces réponses sont adéquatement reproduites par la prise en compte d'une cinétique d'attachement-détachement. Plus précisément, les pics des courbes de percée des virus mesurées lors d'essais pulsatifs sont reproduits par les deux modèles, ainsi que leur avance par rapport aux pics de traceurs. Cependant, la traînée de restitution n'est pas modélisée adéquatement par l'approche à l'équilibre, comme l'illustre la figure 2. Ceci implique que les interactions du virus avec le milieu solide modélisées par l'approche à l'équilibre ne reproduisent pas le comportement observé à long terme. En revanche, une représentation cinétique de ces interactions rend correctement compte de la réponse dans son intégralité, c.a.d. à court, moyen et long termes (Fig. 2, courbe HYDRUS-1D). Dans ce modèle cinétique, le transfert de masse entre la phase mobile (libre) et la phase immobile (fixe) des virus est dépendant du temps. Les deux formes d'interactions entre milieux liquide et solide – sorption et filtration – sont regroupées sous un même terme d'attachement-détachement. **Ce modèle *mobile-immobile* est maintenant communément préconisé par les auteurs pour le transport de virus.**

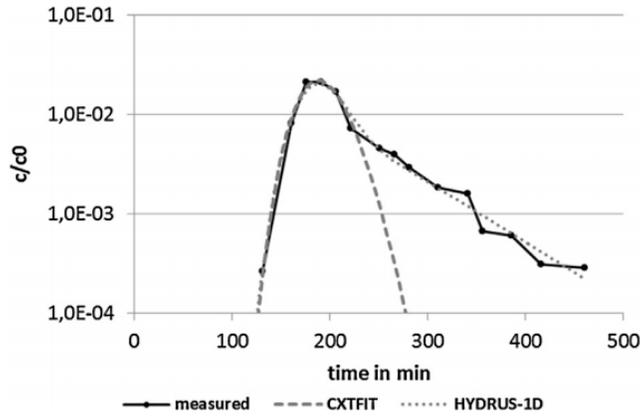


Figure 2. Reproduction des observations expérimentales en colonne saturée (courbe *measured*) avec les modèles à sorption à l'équilibre (courbe CXTFIT) et cinétique (courbe HYDRUS-1D). Tiré de Frohner et al. 2014.

Les taux d'attachement et de détachement sont donc décrits par les cinétiques de premier ordre (cf. Tableau 1 pour symboles) :

$$r_a = -k_{att}C \quad \text{Éq. 9}$$

$$r_d = -k_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 11}$$

Ce qui donne les transferts de masse suivants :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -K_{att}C + K_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 11}$$

$$\frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = K_{att}C - K_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 12}$$

Les modèles à sorption cinétique ont été introduits dans les années 60 et 70 par les auteurs pionniers (Ogata, 1961 ; Lindstrom, 1976) afin de modéliser les interactions non-linéaires de composants réactifs tels que les pesticides avec le milieu solide constitué, entre autres, de matière organique et de minéraux d'oxydes et d'hydroxydes. Les premiers travaux expérimentaux sur l'atrazine confirment très tôt l'efficacité de ces modèles à reproduire le comportement des pesticides (Rao et al., 1979). Ils ont été par la suite utilisés communément pour modéliser le transport d'autres constituants chimiques tels que les molécules pharmaceutiques (*e.g.* Nkedi-Kizza et al., 2006). Les modèles génériques avancés par ces auteurs proposent la coexistence de mécanismes de sorption irréversible (à l'équilibre) et réversible (cinétique). Il s'agit des modèles dits à deux sites, « two-sites equilibrium/kinetic sorption », dont plusieurs formes de solution analytique 1D sont synthétisées par van Genuchten et Wagenet (1989) et par Toride et al. (1995).

Cette famille de modèles présume que les sites de sorption ou d'échange ionique se divisent en deux types : une fraction sur laquelle la sorption est instantanée (à l'équilibre et irréversible), une autre fraction sur laquelle la sorption est dépendante du temps (cinétique et réversible). On retrouve donc les deux types de représentation décrits ci-dessus : équilibre (facteur de retard) et cinétique, respectivement. La fonction de répartition entre les deux types de sites étant une variable du modèle, celui-ci se réduit, lorsque la fraction de sites de sorption instantanée est fixée nulle, au modèle mobile-immobile « fully kinetic » décrit ci-dessus, validé pour les virus, que nous utiliserons dans cette étude.

En conclusion, les modèles cinétiques sont utilisés depuis quatre décennies pour modéliser le comportement des contaminants trace chimiques réactifs tels que les pesticides et les molécules pharmaceutiques dans le milieu souterrain. **Pour les virus, les travaux convergent vers le fait que le modèle *purement cinétique* reproduit le plus adéquatement les comportements mesurés expérimentalement** (Schijven et al., 1999 ; Frohnert et al., 2014) ; ce modèle est un cas particulier de la famille des modèles cinétiques (van Genuchten et Wagenet, 1989).

2.4. Transport en zone vadose

La zone vadose (incluant la zone non-saturée et la frange capillaire), se caractérise par la présence d'une phase gazeuse dans la porosité de la zone non-saturée. Il s'agit donc d'un écoulement biphasique (eau-air) dans lequel on cherche à décrire le mouvement de la phase aqueuse en postulant classiquement que la phase air est immobile. À la différence du milieu saturé, la conductivité hydraulique K n'est pas constante mais est une fonction du degré de saturation $s_r = \text{Volume eau} / \text{Volume pore}$. La relation $K(s_r)$ est donnée entre autres par le modèle communément admis de van Genuchten (1980) tandis que le comportement hydrodynamique du système est décrit par l'équation classique de Richards.

Le comportement des virus dans la zone vadose est globalement encore mal compris. Les études expérimentales rapportent un taux d'atténuation effectif supérieur à celui de la zone saturée. Les mécanismes avancés par les auteurs pour expliquer cette observation sont : rétention par attachement à la surface air-eau et au point solide-air-eau (Bradford et Torkzaban, 2008), accentuation de l'attachement aux surfaces solides causée par les enveloppes de films d'eau, forte inactivation des virus attachés à la surface air-eau.

Cette propriété singulière des virus de se dégrader plus rapidement dans le milieu non-saturé peut être intégrée dans les modèles numériques en imposant une dépendance des coefficients d'inactivation en fonction du degré de saturation (*step fonction*). Ces aspects devront être investigués dans des travaux ultérieurs.

2.5. Synthèse : formulation mathématique du problème général

Les sections précédentes ont introduit les différentes réactions gouvernant les transferts de masse de virus de l'eau souterraine se produisant au cours du transport dans le milieu poreux. Celles-ci sont synthétisées sur la figure 3. On distingue l'atténuation par inactivation métabolique, qui s'opère sur les fractions mobile et immobile de virus, et les réactions d'attachement et détachement régissant les interactions avec matrice rocheuse solide, englobant elles-mêmes des mécanismes d'exclusion par taille et de complexation de surface.

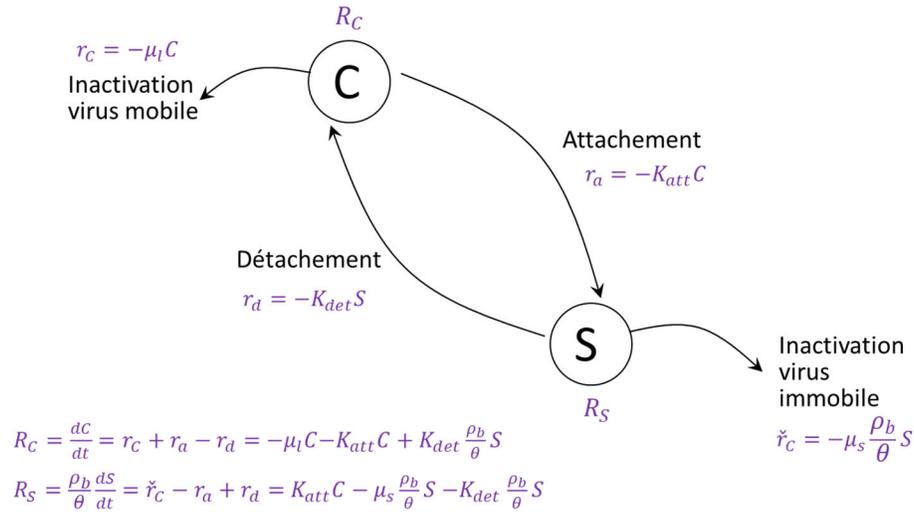


Figure 3. Synthèse des mécanismes gouvernant le devenir des virus dans le milieu poreux selon le modèle *mobile-immobile purement cinétique* utilisé dans cette étude. Les quantités C et S correspondent aux concentrations en virus mobile, c.a.d. libre dans la phase aqueuse, et immobile c.a.d. retenu sur le milieu solide et par conséquent non-transportée. L'inactivation des virus mobiles produit au taux μ_l , ces virus s'attachent et se détachent de la surface des grains aux taux K_{att} et K_{det} , enfin l'inactivation affecte aussi la phase immobile suivant un taux μ_s . R_C et R_S traduisent les changements totaux de masse par réactions subis respectivement par les virus mobiles et immobiles, pour chaque incrément de temps.

Le problème général, intégrant les transferts de masse par advection et dispersion ainsi que les changements de masse par réactions, s'écrit (combinaison des équations 1, 3, 4, 11 et 12).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \mu_l C - K_{att} C + K_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 13}$$

$$\frac{\rho_b}{\theta} \frac{\partial S}{\partial t} = -\mu_s \frac{\rho_b}{\theta} S + K_{att} C - K_{det} \frac{\rho_b}{\theta} S \quad \text{Éq. 14}$$

L'éq. 13 décrit les transferts de masse de virus mobile, dans la phase liquide, les termes de droite correspondent, dans l'ordre, à la dispersion, l'advection, l'attachement, l'inactivation des virus mobiles et le détachement. L'éq. 14 décrit les transferts de masse de virus immobile, dans la phase solide, les termes de droite correspondent, dans l'ordre, à l'attachement, le détachement et l'inactivation des virus immobiles. Les symboles sont détaillés sur le tableau 1.

Les auteurs de la littérature scientifique rapportent que cette formulation reproduit plus exactement le comportement des virus dans des conditions non-triviales (régime transitoire). L'usage de ce modèle implique donc une certaine connaissance des paramètres d'entrée $\mu_l, \mu_s, k_{att}, k_{det}$, dans le milieu naturel. Les valeurs rapportées par les études expérimentales sont synthétisées au chapitre suivant.

3. MÉTHODOLOGIE DE MODÉLISATION

D'une façon générale, une approche fiable de la modélisation consiste à réaliser dans un premier temps des modèles comportementaux très simples et évoluer ensuite vers des modèles de plus grande complexité, en validant chacune des étapes de complexification avec les outils disponibles : données réelles et solutions analytiques. Il va de soi que plus les modèles sont complexes, plus les moyens de cette validation manquent. C'est là une des difficultés principales de la modélisation.

La méthodologie de simulation en deux grandes étapes qui a été utilisée dans cette étude est donc la suivante (Fig. 4) :

1. Validation du modèle comportemental.

- La validation est réalisée à partir de données d'essais expérimentaux en colonne et *in-situ* disponibles dans la littérature ainsi que de solutions analytiques. À ce stade les modèles réalisés sont 1D, géométriquement et hydrauliquement très simples.
- Les jeux de données de référence utilisés sont les réponses transitoires en différents points du milieu et pour différentes fonctions source, pulsatives ou continues. Il s'agit en premier lieu des courbes de percées, car ces courbes montrent une grande sensibilité aux conditions hydrodynamiques et thermodynamiques du système (e.g., Schijven et al., 1999 ; Hagerty et al., 2000 ; Schijven et Massanzadeh, 2000) ce qui permet une validation robuste.
- Cette étape dresse aussi la revue des valeurs des paramètres comportementaux des virus publiée par les auteurs : coefficients d'inactivation, coefficients d'attachement et de détachement.

2. Analyse de sensibilité, prédictions du risque.

- Il s'agit de complexifier la configuration hydrogéologique, les conditions aux limites internes et externes etc. des modèles afin d'investiguer le rôle des divers facteurs d'intérêt, environnementaux et anthropiques, sur le devenir des virus dans le milieu naturel.
- Les analyses de sensibilité sont réalisées typiquement par des simulations en séries (*batch runs*) dans lesquelles une fenêtre de valeurs de la variable d'entrée d'intérêt est balayée par incréments tandis que l'impact de ces variations sur la réponse du modèle est quantifié. La sensibilité du modèle à une variable d'entrée donnée correspond schématiquement au ratio des variations de sortie sur les variations d'entrée.
- Notons toutefois que ces influences sont, dans la plupart des cas, non-indépendantes de sorte que les sensibilités obtenues sont relatives et ne peuvent être isolées les unes des autres. Il convient alors de procéder à un balayage multi-dimensionnel, sous la forme de plusieurs boucles imbriquées balayant les valeurs des variables d'entrée successives. C'est là une approche communément adoptée

dans la procédure de calage, qui est très proches de la procédure d’analyse de sensibilité d’un point de vue méthodologique.

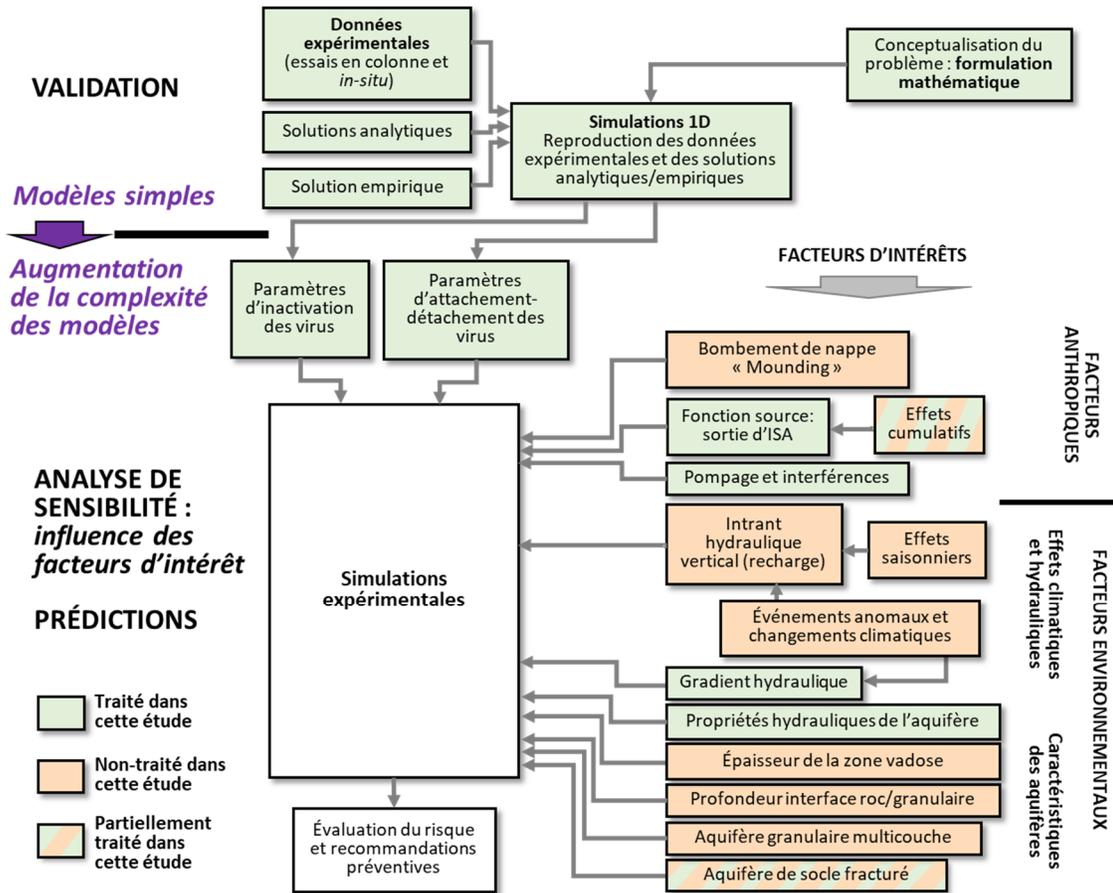


Figure 4. Organigramme de l'étude.

Il est à noter que l’organigramme illustré sur la figure 4 est d’une portée plus large que la présente étude en ce sens qu’il décrit un inventaire exhaustif des variables à investiguer, qui pourraient potentiellement influencer le devenir des virus dans les eaux souterraines. Dans le temps imparti pour la présente étude, il a été possible, outre l’important travail de revue littéraire, de développer la méthodologie de modélisation, valider le modèle comportemental et documenter l’influence de certaines des variables d’intérêt seulement : les paramètres « biochimiques » (inactivation, attachement-détachement), le gradient hydraulique, les effets cumulatifs et, de façon moins approfondie, le milieu non-saturé et le milieu fracturé. Ce travail dresse le portrait de la situation et apporte un premier regard scientifique sur les normes sanitaires en vigueur. Une compréhension plus profonde des mécanismes dominants et facteurs d’influence, pour une bonne gestion de l’enjeu des contaminations en contexte d’assainissement autonome, nécessitera de poursuivre davantage les investigations.

4. VALIDATION DU MODÈLE DE TRANSPORT DE VIRUS

4.1. Présentation du code de simulation numérique

Le système investigué est *multi-variable* et un large panel de combinaisons de ces variables a été analysé. L'approche expérimentale numérique a donc été retenue pour son caractère versatile, sa flexibilité et parce qu'elle permet la réalisation de tests en séries requis pour les études de sensibilité.

La modélisation, à des fins de calage ou de prédiction, du sort des éléments organiques et inorganiques dans les aquifères peut être réalisée au moyen de codes hydrodynamiques (e.g., Hydrogeosphere, FEFLOW, MODFLOW) ou thermodynamiques (e.g. PHREEQC, The Geochemist's Workbench). Les codes hydrodynamiques intègrent une algorithmie avancée des aspects propres à l'écoulement souterrain (advection, dispersion, complexité du milieu hydraulique) et une représentation simple des phénomènes chimiques. À l'inverse, les codes thermodynamiques mettent l'accent sur les réactions chimiques affectant les éléments et sont relativement limités dans la simulation du transport souterrain. Il a été choisi pour la présente étude d'utiliser le code numérique FEFLOW, appartenant à la première catégorie, et donc de se concentrer sur les aspects hydrodynamiques plutôt que thermodynamiques du problème, pour les raisons suivantes :

- 1) Les réactions affectant le virus sont encore mal comprises, elles sont approximées par des cinétiques de premier ordre modélisables sous FEFLOW. L'influence des propriétés physico-chimiques de l'eau est possiblement plus complexe, toutefois l'état actuel des connaissances ne permet pas de l'incorporer explicitement dans les modèles ;
- 2) Le code hydrodynamique est plus indiqué pour investiguer de l'influence des facteurs externes, c.a.d. environnementaux et anthropiques, sur le devenir des virus dans le milieu souterrain ;
- 3) FEFLOW est un code largement reconnu par la communauté scientifique (e.g., Trefry et Muffels 2007), largement utilisé tant en hydrogéologie appliquée que dans le domaine de la recherche académique ;
- 4) Feflow est un code qui permet de simuler le transport réactif en milieu multiphasique et donc de satisfaire à nos besoins de modélisation de transport des virus.

FEFLOW (Diersch, 2014) est un code numérique conçu pour la modélisation tri-dimensionnelle des transferts de pression, de masse et de chaleur dans les milieux poreux et fracturés. Les équations fondamentales aux dérivées partielles gouvernant ces transferts sont résolues par discrétisation temporelle suivant un schéma implicite ou semi-implicite (Diersch, 2014), plus robuste et plus stable que les modèles explicites, ainsi que par discrétisation spatiale suivant la méthode des éléments finis. La méthode des éléments finis est reconnue supérieure aux autres (différences finies, volumes finis) pour sa flexibilité géométrique et son aptitude à s'appliquer sur des conditions aux limites complexes. Ce code contient des fonctions internes de couplage entre plusieurs types de domaine d'écoulement : milieu poreux à continuum simple, milieu fracturé discret, milieu saturé, milieu à saturation variable. La première version du code FEFLOW a été produite en 1979,

de sorte que la version actuelle est le résultat de 40 années de développement et d'utilisation par la communauté scientifique.

Pour finir, il est possible de coupler le code FEFLOW avec le code *opensource* PHREEQC. PHREEQC est actuellement l'un des codes de modélisation géochimique et thermodynamique les plus performants et les plus utilisés par la communauté scientifique notamment pour des travaux académiques. Ce couplage s'opère au moyen de l'interface PiCHEM conçue à cet effet par DHI, la compagnie produisant FEFLOW. L'intérêt d'un tel couplage est de bénéficier des performances très complémentaires propres aux deux codes : d'une part, algorithmes hydrodynamiques et fonctionnalités de FEFLOW permettant la représentation de milieux d'écoulement complexes, et d'autre part, implémentation sous PHREEQC des réactions chimiques et possibilité de coder des réactions biochimiques, ainsi que leur interdépendance. Bien qu'il ne soit pas envisagé *a priori* de l'utiliser, pour les raisons mentionnées plus haut (l'état des connaissances actuel ne justifie pas une représentation avancée des réactions chimiques), la possibilité de requérir à ce couplage demeure très pertinente dans l'éventualité où les fonctionnalités de représentation chimique offertes par FEFLOW s'avéreraient trop limitées. À titre d'exemple, dans des travaux futurs, ce couplage permettrait de calculer les paramètres physico-chimiques de l'eau, pH, Eh, force ionique, oxygène dissout, afin d'intégrer dans les modèles leur influence sur les taux d'attachement, détachement et inactivation des virus.

4.2. Validation du modèle par la solution analytique

Le problème de transport de virus *mobile-immobile purement cinétique* tel que considéré dans cette étude n'admet pas de solution analytique relayée dans littérature. Toutefois, une forme rapprochée, solutionnée en 1D par Toride et al. (1995), est fréquemment utilisée. Il s'agit du problème cinétique dit « two sites » mentionné en première partie de ce document. Ce modèle est une forme légèrement simplifiée dans laquelle l'attachement et le détachement sont à taux égal, de même que l'inactivation des phases mobile et immobile. Par ailleurs, les interactions avec le milieu solide sont de deux types : cinétique (attachement-détachement) et instantané (sorption à équilibre suivant l'isotherme de Henry). La fraction de répartition entre ces deux sites est donnée par la variable f .

La validation de Feflow pour cette forme de transport au moyen de la solution analytique de Toride et al. (1995) a été réalisée par Diersch et al. (2014) lors des travaux généraux de vérification du code. Le modèle configuré pour cette validation implique une source pulsative d'une durée de 300 jours. La figure 5 permet d'apprécier la reproduction par le modèle numérique des chroniques de concentration prédites par la solution analytique, à 10 m de la source et pour différentes valeurs du taux d'inactivation. Ce dernier est représenté ici sous la forme du paramètre adimensionnel $\Psi = \mu L/v$, où L et v sont la distance et la vitesse réelle de pore (les valeurs des autres paramètres du modèle sont indiquées en légende). Ces résultats démontrent que le code numérique reproduit fidèlement le comportement du virus subissant la dynamique d'attachement-détachement ainsi que des réactions d'inactivation, aussi bien dans les réponses à court terme qu'à long terme.

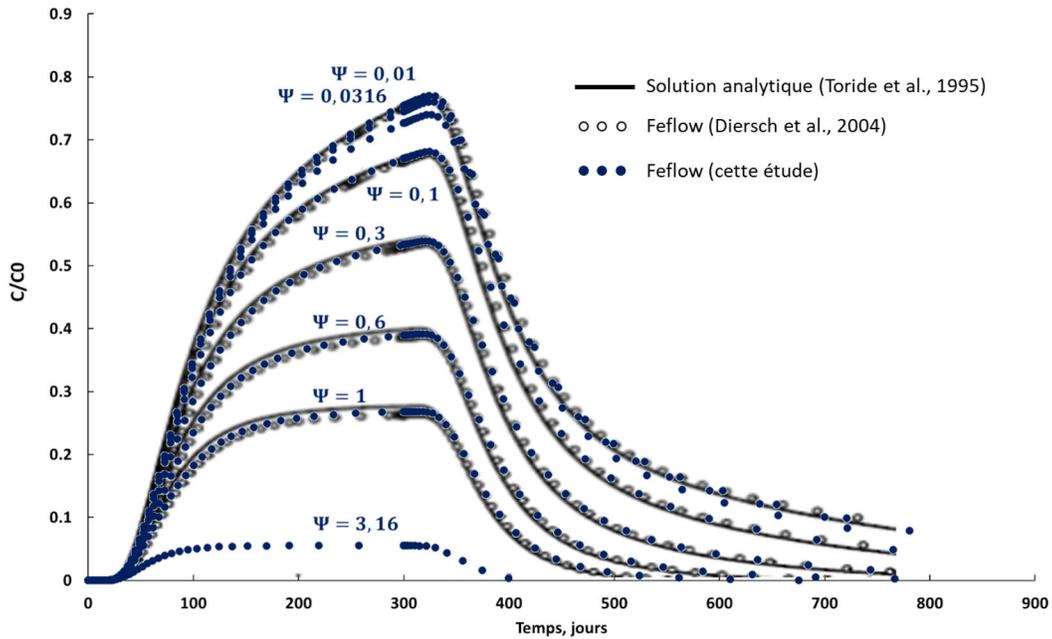


Figure 5. Comparaison des courbes de percée obtenues avec le modèle mobile-immobile à deux sites (voir texte) par la solution analytique et par modélisation numérique sous Feflow. Les paramètres adimensionnels de la solution analytique sont (voir les articles indiqués sur la figure), $P = 4.7$, $\beta = 0.5$, $\omega = 0.5$, $\mathfrak{R} = 2.5$, $\Psi = \mu L/v$. Les paramètres du modèle numérique sont : $v = 0.01$ m/j, $\alpha = 2.12$ m, $\theta = 0.4$, $K_{att} = K_{det} = 0.004$ /j, $K_{eq_Henry} = 0.16$, $f = 0.16$.

Modifié de Diersch et al. (2014).

4.3. Validation du modèle par les données expérimentales

Les travaux de Schijven et al. (1999) constituent, à la connaissance de l'auteur, les seules données transitoires sur le transport de virus mesurées expérimentalement à partir de tests *in-situ*. L'étude de Schijven et al. (1999) permet de suivre la propagation et l'atténuation d'un pulse de virus bactériophages MS2 et PRD1, à travers les chroniques de concentrations restituées dans 6 puits localisés en aval hydraulique le long d'une ligne d'écoulement (Fig. 6), sur une période de 120 jours après injection. Le milieu est un aquifère granulaire constitué de sable éolien très conducteur et à porosité élevée, sus-jacent à un horizon silteux de conductivité hydraulique inférieure. La durée du pulse est de 11 jours. Le système est activé hydrauliquement par un pompage localisé à 63 mètres de la source, au puits PCQ414, avec un débit de $330 \text{ m}^3/\text{h}$. Notons que ce débit dépasse largement les débits du cadre résidentiel autonome qui nous intéresse, toutefois cette divergence n'est pas problématique pour la validation du modèle.

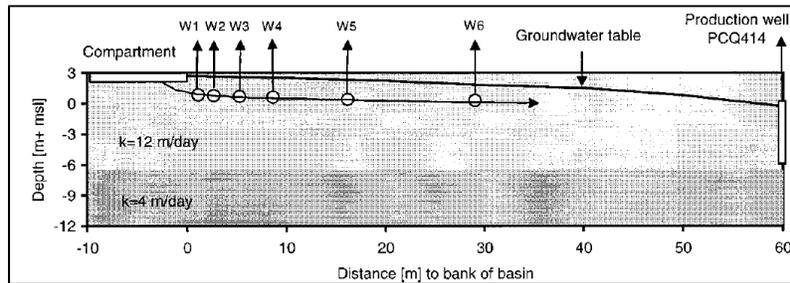


Figure 6. Schéma du dispositif expérimental in-situ de Schijven et al. (1999). Les virus sont injectés dans le compartiment à gauche puis mesurés dans les 6 puits en aval hydraulique.

Les courbes de percées mesurées pour le virus MS2 aux 4 puits les plus proches de la source, W1, W2, W3 et W4 ont été reportés sur la figure 7. Ces courbes montrent une longue trainée traduisant un abattement très lent du pulse, typique des virus. La pente de cette trainée est remarquablement constante pour les trois puits les plus proximaux, ce qui traduit une certaine homogénéité spatiale et temporelle des paramètres biochimiques et en particulier du taux de détachement. Cette homogénéité ne se retrouve pas sur la réponse du puits le plus distal, un effet manifestement attribuable à des variations spatiales des propriétés du milieu poreux et/ou de l'eau.

Les paramètres de transport sont estimés par Schijven et al. (1999) par inversion au moyen d'un calage en deux étapes : dans un premier temps, les paramètres hydrodynamiques v , α , θ , soient la vitesse de pore, la dispersivité et la porosité, sont estimés par l'ajustement d'un modèle analytique purement convectif-dispersif sur les résultats d'un test de traçage, avec 750 mg/L de chlorures. Les courbes de percées pour ce traceur sont dérivées directement de la mesure de la conductivité électrique de l'eau dans les 6 puits d'observation. Dans un deuxième temps, les paramètres biochimiques K_{att} , K_{det} , μ_l , μ_s sont estimés par l'ajustement d'un modèle analytique *mobile-immobile purement cinétique* (c.a.d. à 1 site, voir discussion chapitre 1) sur les courbes de percée des virus, avec une version modifiée de l'algorithme d'optimisation de l'outil CXTFIT (Toride et al., 1995).

Dans la présente étude, ce test expérimental *in-situ* est modélisé numériquement en 1D sous Feflow. Le modèle de transport est de type *mobile-immobile purement cinétique*, analogue à celui retenu par Schijven et al. (1999). Le calage est réalisé manuellement, et non par une fonction d'optimisation. Les courbes de percées modélisées sont représentées sur la figure 7. Les valeurs obtenues pour les paramètres hydrodynamiques et biochimiques sont égales à celles de Schijven et al. (1999), à l'exception du taux d'attachement qui est de 1.2 /j tandis que Schijven et al. (1999) obtiennent la valeur de 4 /j.

Dans une perspective de validation, on voit que le modèle numérique reproduit de manière très satisfaisante la réponse mesurée à long terme dans les trois puits proximaux. La réponse au puits distal W4 ne peut être reproduite puisqu'elle dénote une certaine hétérogénéité des paramètres biochimiques tandis que le modèle considère un milieu homogène. La réponse à court terme, c.a.d. avant 30 jours et notamment durant la phase d'injection de 11 jours, est nettement moins bien reproduite par le modèle, ceci est attribuable à la fonction source *sensu-stricto* plutôt qu'au transport. En effet, la forme de la fonction source ne peut être précisément identique entre un processus expérimental et un processus numérique en raison, entre autres, de l'imprécision expérimentale (fluctuations de la capacité de la pompe dans le compartiment de recharge, etc.). Les auteurs de l'étude rapportent à cet effet une variabilité d'environ un demi ordre de grandeur

de la concentration en virus dans le compartiment de recharge. À l’opposé, la fonction source est représentée dans le modèle numérique par un flux massique constant entre 0 et 11 jours, suivant une fonction discrète montrant trois paliers successifs : flux nul ($t < 0$), flux constant ($0 < t < 11$ j), flux nul ($t > 0$).

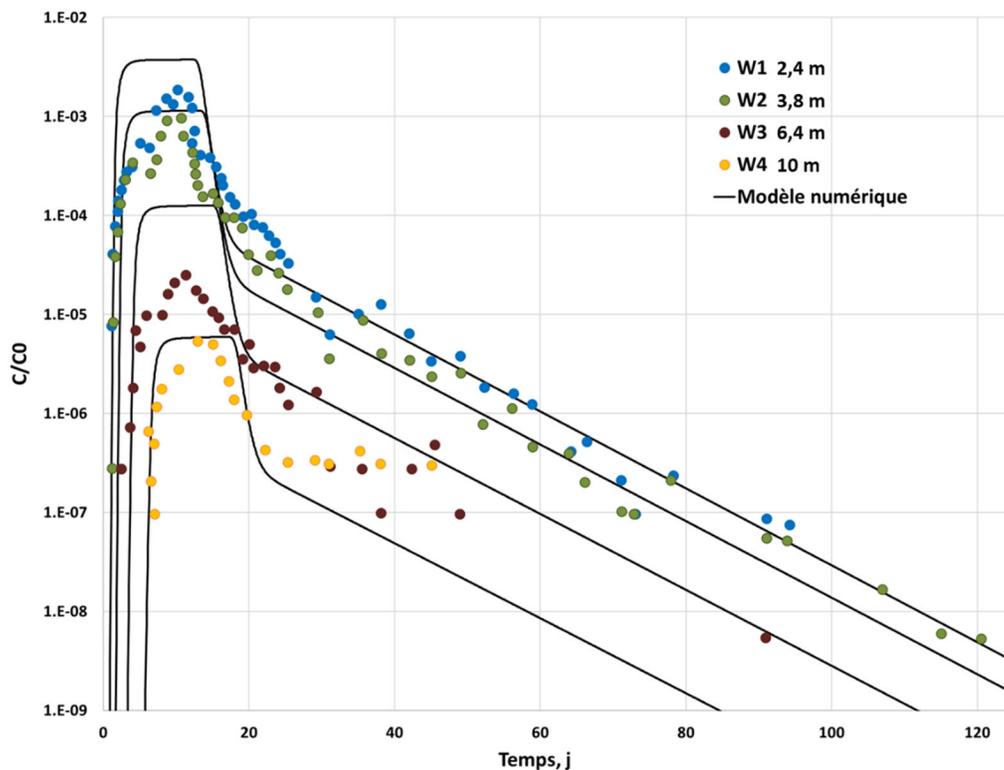


Figure 7. Calage du modèle numérique sur les données expérimentales *in-situ* de Schijven et al., (1999) pour quatre puits d’observation localisés en aval du point d’injection de virus MS2. Les paramètres biochimiques du calage sont : $K_{att} = 1.2 /j$, $K_{det} = 0.0008 /j$, $\mu_t = 0.03 /j$, $\mu_s = 0.09 /j$.

En conclusion, le modèle numérique reproduit de manière satisfaisante le transport des virus mesuré expérimentalement ou décrit par des solutions analytiques. Cette étape de validation étant complétée, le modèle peut donc être utilisé à des fins de prédiction et d’analyse de sensibilité.

4.4. Formalisme des courbes de percée

Les courbes de percées sont les concentrations en fonction du temps, mesurées à une distance donnée en aval du point d’injection de matériel dans le milieu d’écoulement. La forme de ces courbes est riche en informations sur les mécanismes gouvernant le transport. Ces courbes sont typiquement utilisées pour quantifier les paramètres de transport au moyen d’une approche inverse, c.a.d. par un processus de calage de courbes théoriques, typiquement dérivées d’un modèle analytique, sur les observations. Ceci suppose que les mécanismes intervenant dans le transport sont connus, décrits par le modèle analytique, de sorte qu’il ne reste qu’à quantifier les paramètres de ces mécanismes : typiquement, les paramètres hydrodynamiques dispersion et

vitesse de pore, et les paramètres thermodynamiques coefficient de sorption et taux de dégradation, le cas échéant.

Dans la présente étude, étant donné la complexité et la faible connaissance du problème du transport de virus dans l'eau souterraine, les courbes de percée sont utilisées afin de valider le modèle lui-même, c'est-à-dire le choix des mécanismes représentés et leur formulation mathématique, argumentés en première partie de ce document, ainsi que leur implémentation numérique.

La figure 8, issue de Schijven et al. (1999), compare les courbes de percées types, obtenues avec des modèles analytiques prenant en compte différents mécanismes de transfert de masse. On distingue plusieurs modèles de transport suivants : A) modèle purement convectif-dispersif, typiquement le modèle retenu pour un traceur ; B) idem, avec inactivation (cinétique de premier ordre) visible par un léger abaissement de la courbe sur l'axe vertical ; C) modèle convectif-dispersif-réactif-non conservatif, équivalent au précédent avec ajout d'un facteur de retard représentant la sorption à l'équilibre, visible par un décalage de la courbe sur l'axe de temps ; D) et G) équivalents au précédent avec, respectivement, une forte dispersion et un fort facteur de retard ; E), F) et H) modèles mobile-immobile (modèles « two-sites ») avec, respectivement, faible détachement, fort détachement, fort attachement.

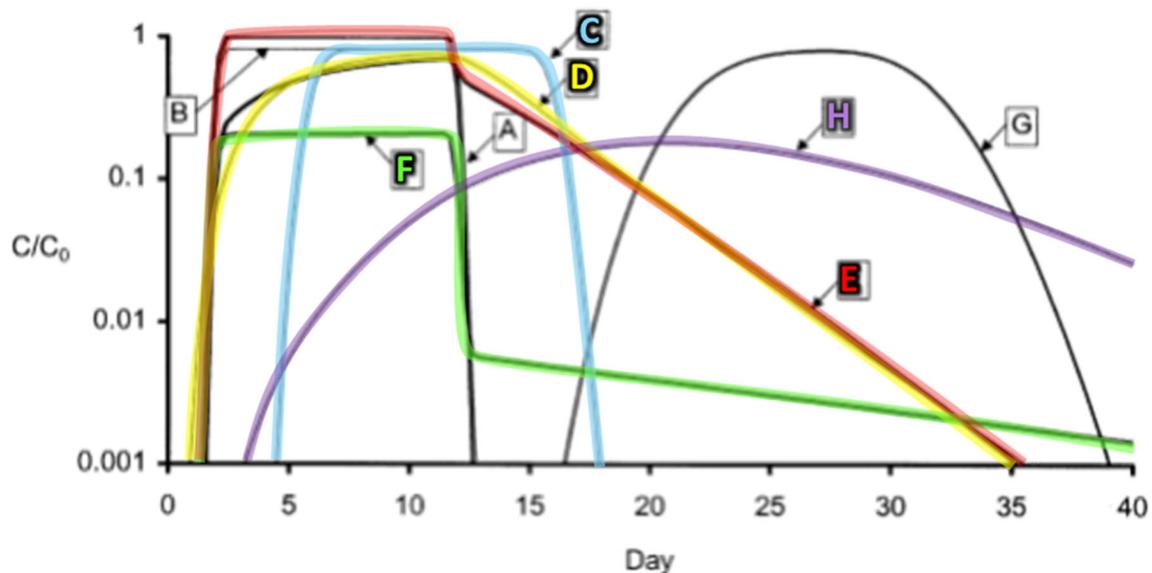
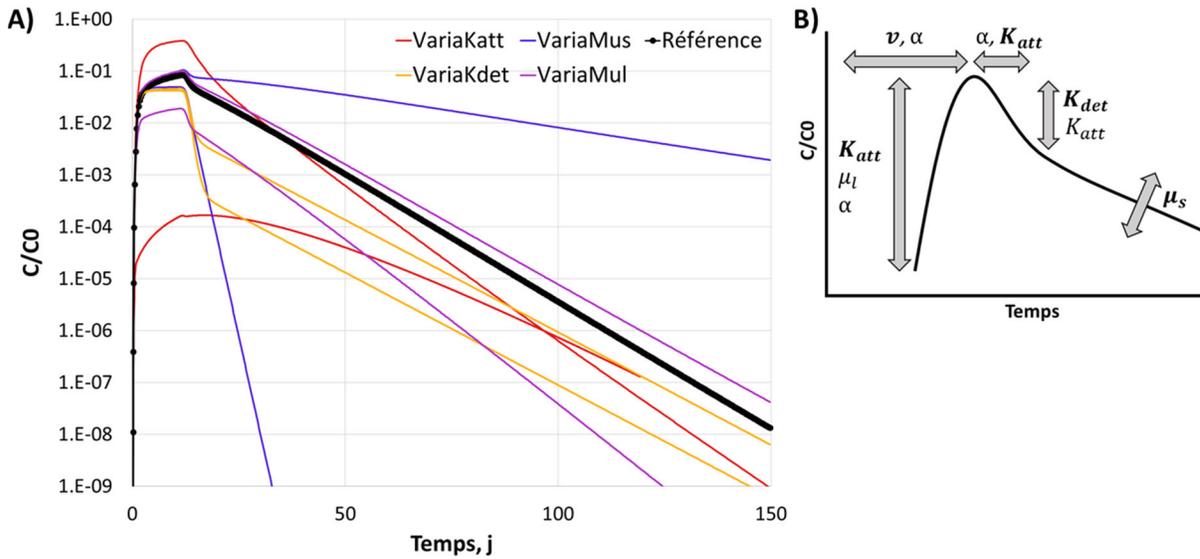


Figure 8. Courbes de percée théoriques obtenues pour des modèles de transport intégrant différents mécanismes de transfert de masse : A) traceur ; B), C), D), G), transport réactif avec postulat de sorption à l'équilibre typique du soluté ; E), F), H), transport avec cinétique d'attachement-détachement (valable pour les virus, voir texte pour plus de détails). Figure issue de Schijven et al. (1999), produite à partir des solutions analytiques 1D implémentées dans l'outil logiciel CXTFIT (Toride et al., 1995). Le pulse est injecté pendant 10 jours à une distance de 3 mètres en amont, la vitesse de pore est de 1.5 m/j.

La figure 8 montre le fort potentiel diagnostique offert par les courbes de percées : les réponses transitoires permettent de distinguer, de par leur forme, les mécanismes de transfert de masse intervenant dans le transport souterrain. Ce formalisme a permis aux auteurs des deux dernières décennies d'établir que les interactions des virus avec le milieu solide sont plus justement représentées par une cinétique d'attachement-détachement que par le postulat d'équilibre de sorption classiquement fait pour le soluté. En d'autres termes, ces interactions sont de nature différente pour les virus et pour le soluté, elles se produisent à un taux plus faible pour les virus et par conséquent ne peuvent pas être approximées être instantanées au regard des transferts de masse par advection-dispersion. On remarque que l'écart entre ces deux modèles, équilibre et cinétique, est particulièrement marqué dans les temps longs, puisque le détachement induit un lent relargage des virus au sein de la phase aqueuse, ce qui étire considérablement la courbe de percée pour former une longue trainée (e.g., Forhnert et al., 2014). Cette décroissance tend à être linéaire sur un diagramme semi-logarithmique, de pente inversement proportionnelle au taux de détachement (Fig. 8, courbes E et F) : plus le détachement est faible, plus la concentration en virus demeurera élevée longtemps dans l'aquifère.

En revanche, cette trainée n'est pas une caractéristique discriminante du modèle cinétique puisqu'une forte dispersion peut produire une courbe relativement semblable (Fig. 8, courbe D). L'élément le plus caractéristique du modèle cinétique est l'épaule, autrement dit le décalage vertical entre la réponse *temps courts* (le pic) et la réponse *temps longs* (la trainée). Cet épaule est particulièrement bien visible sur la courbe F de la Figure 8.

Cette tentative de formalisme des courbes de percée par la simulation analytique proposée par Schijven et al. (1999) a été investiguée ici en simulation numérique (Fig. 9-A). Sur cette figure, chacune des quatre couleurs correspond aux variations de l'un des quatre taux des réactions et les variations sont d'un ordre de grandeur entre chaque courbe. Deux observations flagrantes sur cette figure sont : 1) l'impact considérable du taux d'inactivation des virus fixés, μ_s , sur la pente de la trainée et 2) le fait que la hauteur de l'épaule soit quasi-proportionnellement contrôlée par le taux de détachement, K_{det} . L'attachement exerce une influence très marquée sur la forme générale de la courbe : on voit qu'une augmentation d'un ordre de grandeur, à $K_{att} = 10/j$, tous autres paramètres demeurant constants, engendre un « arrondissement » très net du pic, une diminution des concentrations en virus à court terme tandis que la réponse à long terme demeure moins impactée. À l'inverse, le détachement ne modifie aucunement la dynamique globale du système puisqu'il induit une translation verticale des courbes sans en modifier la forme.



En conclusion, cette analyse des courbes de percée montre que les interactions entre les quatre réactions impliquées induisent une dynamique très complexe de réduction des virus. Les observations sont synthétisées de manière schématique sur la Fig. 9-B. Les tendances suivantes se dessinent et confirment pour l'essentiel les résultats de l'analyse de Schijven et al. (1999) :

- Le taux d'attachement détermine globalement la forme de la courbe et la dynamique du système, toutefois il a un impact relativement limité sur la réponse à long terme.
- L'inactivation des virus mobiles et immobiles a un faible impact sur la réponse à court terme, davantage contrôlée par l'attachement-détachement.
- La réponse à long terme est gouvernée de manière extrêmement prononcée par l'inactivation de la phase immobile : ce mécanisme exerce donc le plus fort impact sur le transport souterrain des virus au-delà de 2 mois après la contamination.

Rappelons toutefois que, considérant l'interdépendance des réactions en jeu et la complexité du système, le formalisme présenté sur la figure 9-B n'est pas trivialement généralisable à toutes les configurations des paramètres, même s'il en indique des tendances fortes. La dynamique de réduction des virus, telle que prédite par le modèle *mobile-immobile purement cinétique*, sera rigoureusement et exhaustivement investiguée par l'analyse de sensibilité présentée au chapitre suivant.

5. ANALYSE DE SENSIBILITÉ ET PRÉDICTIONS

Cette section investigate l'influence de différents facteurs biochimiques, environnementaux et anthropiques sur le devenir des virus dans le milieu aquifère. Les résultats des simulations numériques sont analysés sous la forme de chroniques de concentrations annuelles, converties en probabilité de contamination et en incidence sur la santé. Ce travail vise à fournir les bases scientifiques d'une gestion du risque sanitaire et des aspects prioritaires à considérer.

L'analyse de sensibilité est réalisée au moyen de simulations en série suivant un processus de type Monte Carlo : balayage multi-dimensionnel des valeurs des paramètres d'entrée à travers des boucles imbriquées. Dans un premier temps, les paramètres biochimiques d'inactivation, d'attachement et de détachement sont analysés. Ceci permettra de mieux comprendre le comportement global des virus dans le *modèle mobile-immobile purement cinétique* retenu dans cette étude, validé dans la littérature ainsi qu'au chapitre précédent pour ce qui est de son implémentation numérique. Dans un deuxième temps, l'impact des facteurs environnementaux, essentiellement de nature hydrogéologique, sur le devenir des virus dans le milieu aquifère est investigué. Enfin, l'analyse des facteurs anthropiques est examinée dans un troisième temps, spécifiquement les effets cumulatifs induits par la densification des sources, afin de renseigner la problématique des risques de contamination en contexte de développement résidentiel dense.

5.1. Paramètres d'inactivation, d'attachement et de détachement

Dans le milieu aquifère, l'abattement des virus se produit, outre par la dispersion, par inactivation métabolique ainsi que par les interactions avec le milieu solide, représentés par des réactions cinétiques de premier ordre dans le modèle *mobile-immobile purement cinétique*. Ce comportement est donc paramétré par les taux de ces quatre réactions : taux d'attachement K_{att} , taux de détachement K_{det} , taux d'inactivation des virus mobiles (libre) μ_l , taux d'inactivation des virus immobile (fixe) μ_s . La littérature fournit sporadiquement des estimations de ces paramètres à partir d'essais en colonne et *in-situ*, dont la synthèse est présentée ci-dessous. La sensibilité du modèle à ces quatre paramètres biochimiques est investiguée ensuite par des simulations en série.

5.1.1. Synthèses des valeurs expérimentales

La figure 10 présente une synthèse des valeurs des paramètres biochimiques publiées dans la littérature. À l'exception de l'étude *in-situ* de Schijven et al. (1999) mentionnée précédemment, toutes ces estimations sont réalisées à partir de tests expérimentaux en colonne. Les taux d'attachement, de détachement et d'inactivation des virus immobiles (fixes) sont estimés par inversion des chroniques de concentration mesurées expérimentalement. Le taux d'inactivation des virus mobiles (libres) peut-être aussi mesuré directement lors de tests d'inactivation, ce qui explique le plus grand nombre de valeurs publiées pour ce paramètre.

Les gammes de valeurs publiées dans la littérature sont remarquablement larges, ce qui dénote, au moins partiellement, une certaine sensibilité aux conditions expérimentales de chaque test (biais méthodologique). Plus spécifiquement, les valeurs estimées par le test *in-situ*, d'un réalisme supérieur, sont généralement plus faibles que celles estimées par les tests en laboratoire. De plus, la grande variabilité des valeurs expérimentales obtenues pour le taux d'inactivation libre reflète la sensibilité de ce paramètre aux conditions physico-chimiques de l'eau : température, force

ionique, pH, Eh. Ces aspects sont approfondis dans la revue littéraire (voir première partie, chapitre 7). La température exerce le plus fort contrôle positif sur ces quatre paramètres : Jin et al. (2002) rapportent qu'un abattement de 2 intervalles log de poliovirus est obtenu en 42 jours à 25°C contre 175 jours à 18°C. Les essais en colonne saturée de Frohnert et al. (2014) indiquent une faible influence négative de la force ionique sur le taux d'attachement, toutefois ce résultat n'est pas corroboré par l'ensembles de résultats expérimentaux (Chu et al., 2000 ; Sadeghi et al., 2011).

Un des résultats marquants exprimé par la figure 10 est le très large écart entre les taux de détachement obtenus *in-situ* (Schijven et al., 1999) et lors de tests en colonne (Frohnert et al. 2014). Ceci pourrait être attribuable à la nature du matériel poreux, le test en laboratoire permet un contrôle granulométrique et une homogénéité des propriétés que ne permet pas le test *in-situ*. Il est aussi possible les effets de dilution du pulse dans l'écoulement régional pour les tests *in-situ*, inexistant dans les tests en colonne, ne soient pas parfaitement pris en compte par les solutions analytiques de CXTFIT utilisées par Schijven et al. (1999). On peut s'étonner que cet écart ne se retrouve pas sur le taux d'attachement.

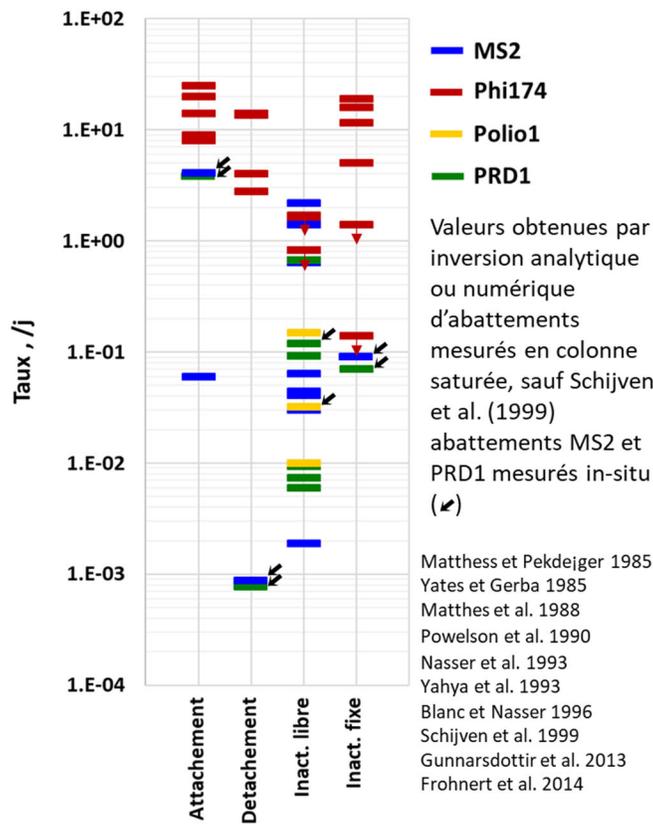


Figure 10. Synthèse des valeurs expérimentales de paramètres biochimiques publiées dans la littérature. D'après la compilation décrite en première partie. La flèche rouge signifie que la valeur indiquée est un maximum.

En conclusion, notre connaissance des valeurs expérimentales des paramètres biochimiques des virus dans le milieu souterrain est encore extrêmement lacunaire et souffre de biais méthodologiques majeurs. Ces biais apparaissent particulièrement entre les études *in-situ* et en laboratoire. Un autre biais méthodologique existe entre les différents paramètres puisque le taux d'inactivation des virus mobiles peut être mesuré de manière directe (tests d'inactivation) tandis que les autres paramètres ne sont estimables que par méthode inverse. De plus, seules deux études, celle *in-situ* de Schijven et al. (1999) et celle en laboratoire Frohnert et al. (2014) fournissent le jeu complet des quatre paramètres et permettent par conséquent de documenter les contraintes relationnelles. Ces résultats pionniers ne font apparaître aucune cohérence pour l'attachement-détachement puisque les mesures *in-situ* de Schijven et al. (1999) avancent un ratio K_{att}/K_{det} de l'ordre de 4 500 pour les virus MS2 et PRD1, ce qui est extrêmement loin de conclusions de Frohnert et al. (2014) en laboratoire : entre 0.5 et 20 pour PhiX174. Pour le ratio μ_l/μ_s la première étude obtient les valeurs 0.3 et 1.7 respectivement pour MS2 et PRD1, la deuxième 0.14 et 16.

Les tendances suivantes sont suggérées par cette synthèse :

- Les taux d'inactivation sont plus variables que les taux d'attachement-détachement (biais méthodologique ?).
- Le taux d'attachement est plus fort que le taux de détachement.
- Le ratio du taux d'attachement sur le taux de détachement est hautement variable.
- Le ratio des taux d'inactivation des virus mobiles et immobiles sont moins variables et demeurent inférieurs à un ordre de grandeur.

5.1.2. Influence sur le transport des virus

L'analyse de sensibilité du modèle de transport aux paramètres biochimiques est réalisée au moyen d'un processus de simulations en série (> 1200 simulations) couvrant toutes les combinaisons possibles des quatre paramètres K_{att} , K_{det} , μ_l , μ_s , au sein de fenêtres de valeurs prédéfinies. Les simulations sont en 1D et solutionnent numériquement le transport d'un pulse de virus d'une durée de 11 jours dans le milieu poreux continu saturé. La propagation et la réduction du pulse au cours du transport dans l'aquifère sont examinées dans le temps et dans l'espace, pour chaque simulation, tel qu'illustré sur la figure 11. L'évolution du pulse est particulièrement appréciable sur le diagramme en échelle linéaire de la Fig. 11-A.

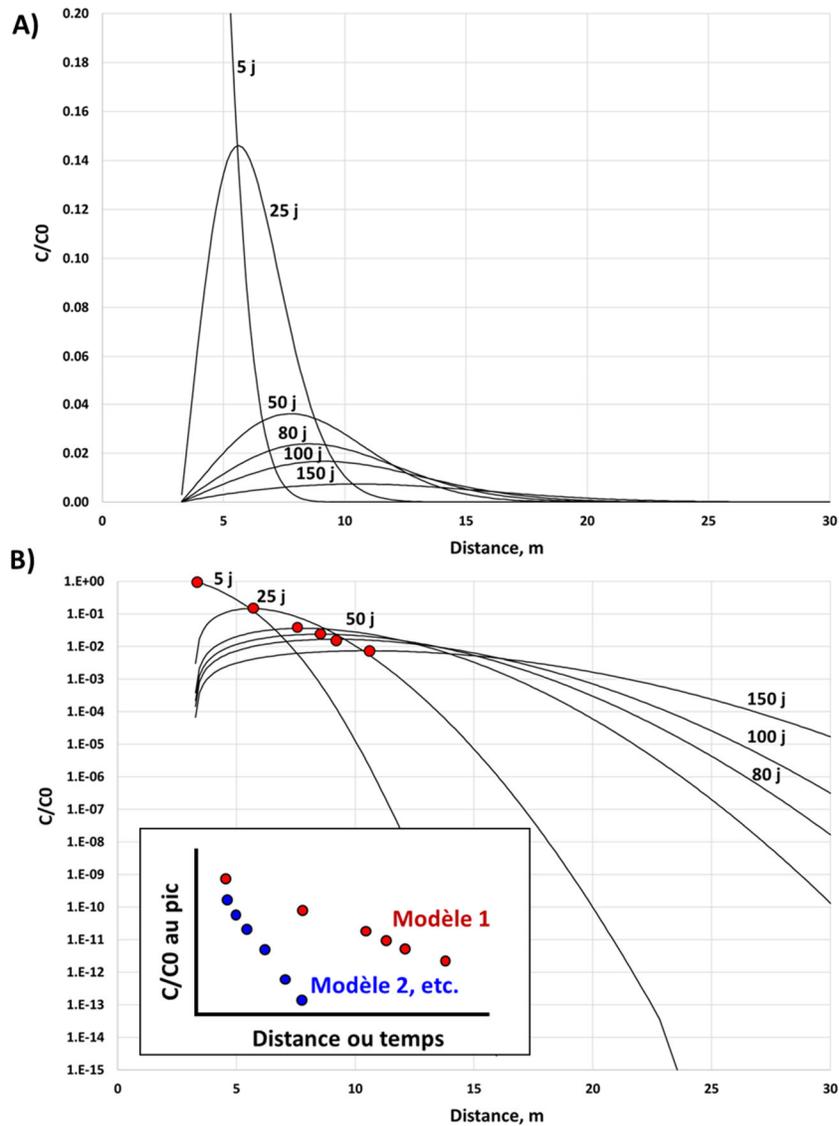


Figure 11. Résultat type de la simulation de la propagation d'un pulse de virus dans un aquifère homogène et continu. A) échelle verticale linéaire, B) échelle verticale logarithmique. Les pics des pulses sont soulignés par des points rouges. Le diagramme en encart illustre la manière dont les résultats des simulations en série seront comparés en termes de propagation et de réduction au pic. Paramètres de la simulation (modèle 1) : $v = 0.028$ m/j, $K_{att} = 0.01$ /j, $K_{det} = 0.001$ /j, $\mu_t = 0.001$ /j, $\mu_s = 0.001$ /j.

Dans chacune des simulations, deux paramètres de sortie sont retenus pour l'analyse (Fig. 11-B, Fig. 12) : i) la propagation du pic du pulse, ii) la réduction au pic du pulse. La Fig. 11-B illustre la manière dont sont calculés ces deux paramètres : à chaque temps de sortie (5, 25, 50, 80, 100, 150 jours, etc.), la position du pic est calculée par le maximum du pulse. Puis, sont enregistrées la position du pic ainsi que la réduction de la concentration en virus au pic, afin d'établir, pour chaque simulation, les fonctions distance vs temps et réduction vs temps.

Le mode opératoire par balayage en série a été choisi car les influences respectives de ces différents paramètres sur le comportement du virus dans le milieu aquifère sont interdépendantes, comme le montrent les résultats à 300 jours présentés à la Figure 12. Ceci est particulièrement

marqué pour la réduction des virus (Fig. 12-A) : la non-linéarité des surfaces reflète la complexité du comportement des virus et l'interdépendance des différentes actions exercées. Enfin, notre niveau de connaissance actuel sur les valeurs réelles de ces paramètres nous permet d'en suggérer des gammes de valeurs, encore discontinues, mais il ne ressort pas encore de systématique fiable concernant leurs contraintes relationnelles, de sorte que toutes les combinaisons sont investiguées au sein de ces gammes de valeurs.

En premier lieu, **cette analyse révèle une très large amplitude de comportements (Fig. 12) : la réduction de virus après 300 jours de transport dans l'aquifère varie entre 1 et 15 log, la distance de propagation après 300 jours évolue, elle, entre 1 et 60 m.** Ces larges amplitudes sont une conséquence directe et accrue des forts écarts de valeurs des taux d'inactivation et d'attachement-détachement mesurés expérimentalement (section précédente). La Fig. 12-A montre que la propagation des virus dans le milieu saturé est contrôlée essentiellement par la dynamique d'attachement-détachement, tandis que l'inactivation aussi bien des virus mobiles qu'immobiles ne l'influence que très peu. On note toutefois que l'inactivation des virus immobiles influence la propagation des virus dans les configurations particulières où un fort attachement est combiné à un faible détachement, autrement dit pour les fortes valeurs du ratio K_{att}/K_{det} . Une telle configuration des paramètres, très réaliste si l'on se base sur l'essai *in-situ* de Schijven et al. (1999), implique une certaine accumulation des virus immobiles retenus sur le milieu solide, suivi d'un lent relargage des virus dans le fluide si ceux-ci ne sont pas inactivés à l'état immobile, autrement dit en cas de faibles valeurs de μ_s . Ceci explique la faible propagation des virus observée sur la figure 12-A, pour K_{att}/K_{det} élevé, accentué par un μ_s faible. Les simulations avec un fort détachement (Fig. 12-A, diagrammes du haut) prédisent une distance de propagation après 300 jours comprise entre la dizaine et la trentaine de mètres, tandis que celle-ci ne dépasse 5 mètres dans les cas d'un faible détachement. **Globalement, la vitesse de propagation des virus dans l'aquifère est contrôlée de manière prédominante par la dynamique d'attachement-détachement et par le ratio K_{att}/K_{det} .**

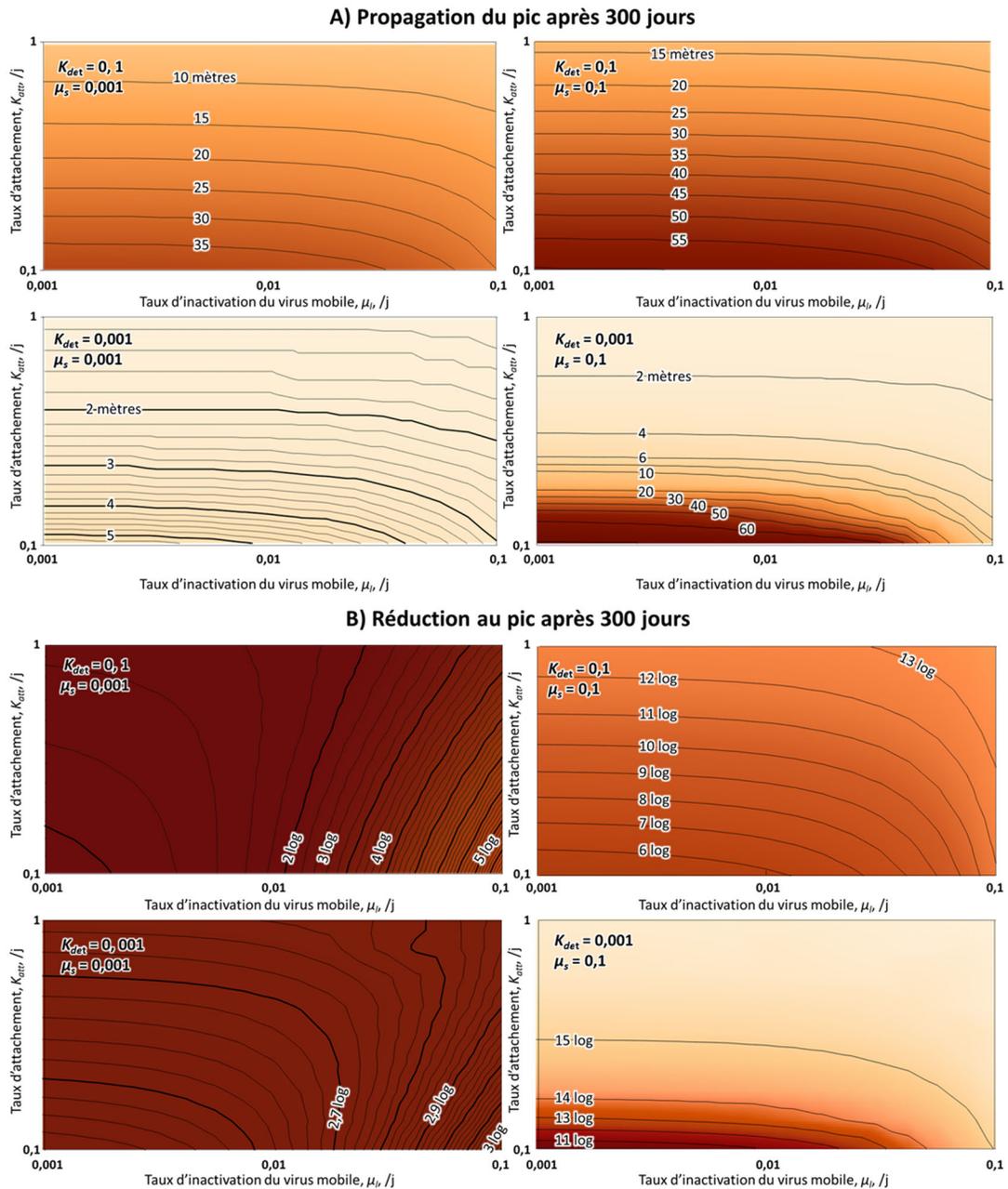


Figure 12. Sensibilité du transport souterrain des virus aux paramètres d'inactivation et d'attachement-détachement, exprimée en termes de A) propagation des virus et B) réduction de la concentration en virus. Les valeurs reportées sont prises au pic du pulse (voir texte pour détails). Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$.

La figure 12-B montre que les taux d'inactivation exercent un très fort contrôle sur la réduction des virus. La réduction demeure très faible pour $\mu_s = 0.001$ /j, quelles que soient les valeurs des autres taux. La réduction apparaît donc ici gouvernée davantage par le taux d'inactivation de la phase immobile, et dans une moindre mesure par le taux de détachement, que par les paramètres de la phase mobile, ce qui corrobore les réponses à long terme observées précédemment sur le formalisme des courbes de percée : hauteur et pente de la trainée déterminées par μ_s et K_{det} . La

faible connaissance de ces paramètres, due à la difficulté de les mesurer directement lors des expérimentations, constitue un des enjeux importants de notre compréhension du comportement des virus en milieu aquifère.

5.1.3. Ralentissement et retrait du pulse

L'analyse de sensibilité a montré que le ratio K_{att}/K_{det} exerce un très fort contrôle sur la propagation des virus dans l'aquifère, sans avoir un impact comparable sur la réduction qui est davantage gouvernée par l'inactivation. Cet effet retardant peu réducteur s'explique par la capture puis le relargage des virus par le milieu solide. Le relargage des virus dans le fluide se produit en amont du pulse hydrodynamique, c.a.d. en amont du pulse transporté par convection-dispersion, ce qui a pour effet de ralentir celui-ci. Ce ralentissement est particulièrement efficace si le taux d'attachement est élevé et le taux d'inactivation des virus immobilisés est faible, ce qui semble être une situation réaliste d'après les mesures expérimentales, puisque la charge accumulée sur le milieu solide est importante et se réduit peu. Plus le détachement est faible, plus ce relargage est prolongé dans le temps et maintient à long terme un niveau de virus élevé dans le milieu souterrain.

Cette dynamique très particulière des virus et du modèle *mobile-immobile purement cinétique*, induit un ralentissement de la propagation du pulse pouvant, dans certains cas, aller jusqu'à engendrer un retrait apparent. La figure 13 présente l'évolution du pic du pulse pour différentes combinaisons des valeurs des taux d'inactivation, tandis que les taux d'attachement-détachement sont fixes. Pour comparaison, le transport non-réactif et conservatif, autrement dit uniquement convectif-dispersif, est indiqué par le traceur. L'inactivation de la phase immobile exerce un contrôle drastique sur la réduction tout en ralentissant la propagation au point d'entraîner la stagnation puis un mouvement rétrograde du pic.

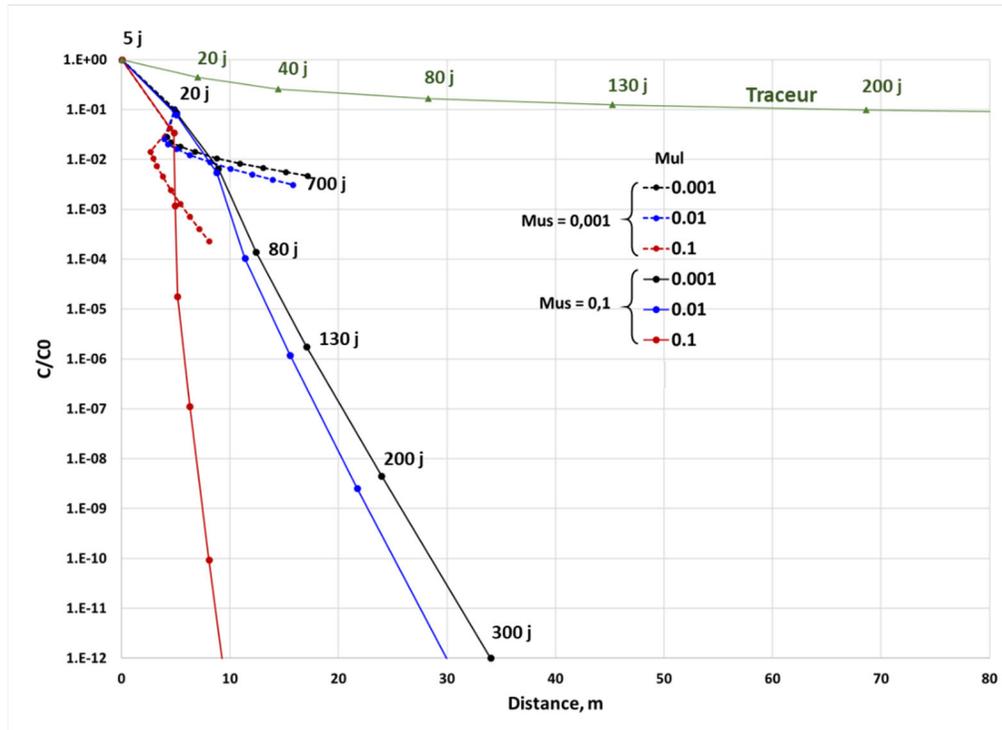


Figure 13. Influence de l'inactivation sur l'évolution du pic du pulse. Paramètres des simulations : $v_D = 0.1 \text{ m/j}$, $\alpha = 2 \text{ m}$, $\theta = 0.3$, $K_{att} = 0.1 /j$, $K_{det} = 0.01 /j$.

Ce phénomène de retrait apparent du pulse est illustré sur la figure 14. Tandis que le composé non réactif, le traceur, évolue très rapidement (Fig. 14-B), le virus (Fig. 14-A) est d'abord retardé puis présente, après 20 jours, un mouvement rétrograde causé par le détachement des virus en amont du pic.

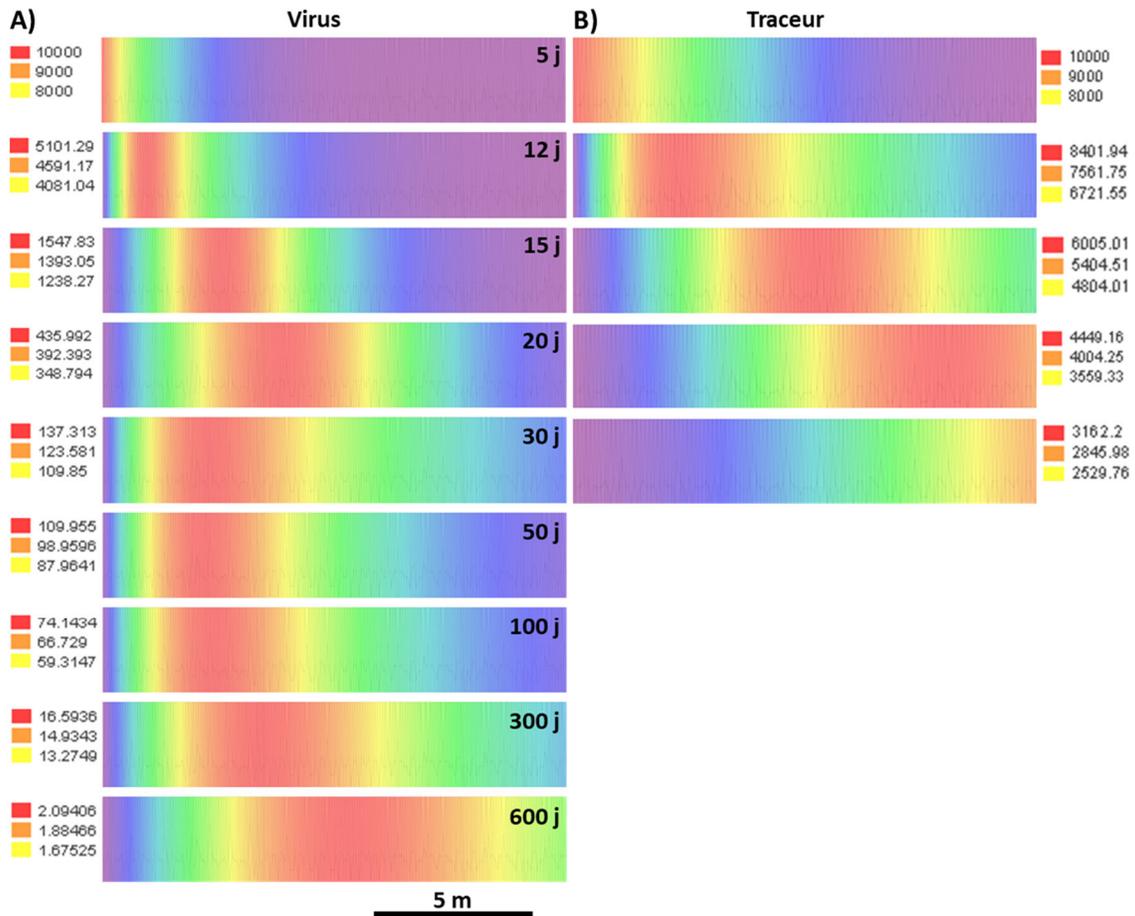


Figure 14. Évolution du pulse A) de virus et B) de traceur dans le milieu poreux saturé et illustration du phénomène de retrait du pulse (entre 20 et 30 jours) induit par un détachement important en amont du pic. Le pulse est d'une durée de 11 jours, injecté à la bordure gauche, et de concentration adimensionnelle de 10000 []. L'échelle de couleur est différente pour chaque image à des fins de qualité visuelle. Paramètres des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$, $K_{att} = 0.1$ /j, $K_{det} = 0.01$ /j, $\mu_l = 0.1$ /j, $\mu_s = 0.001$ /j.

La figure 15 présente, pour chaque élément de la maille, une décomposition du bilan massique en termes de transport et de réactions. Le bilan de ces deux termes constitue l'emmagasinement, qui peut être positif ou négatif, dans chacun des éléments. Les données représentées sur cette figure sont à 25 jours de simulation, un temps marqué par un fort retrait du pulse, comme illustré sur la figure 14-A. Les paramètres de simulation sont identiques pour les deux figures 14 et 15. La décomposition du budget permet une visualisation directe du fait que le phénomène de retrait du pulse est causé par un détachement particulièrement important en amont hydraulique du pic. Dans cette zone, l'accumulation de virus retenus par attachement sur le milieu solide est importante (Fig. 15, courbe S*), en raison des concentrations élevées dans le fluide ayant transité proche de la source lors de l'injection des virus. Après le passage du pulse de transport, le bilan des réactions affectant les virus dans le fluide, autrement dit le bilan $D - (A + I)$ suivant les symboles utilisés dans la figure, est de moins en moins négatif et devient même positif à proximité de la source. La perte massique par le transport, T sur la Fig. 15, y demeure toutefois supérieure au gain par détachement, de sorte que l'emmagasinement demeure négatif en dépit de cette augmentation du détachement. En d'autres termes, la concentration diminue sur l'ensemble du pulse, mais cette diminution est très significativement freinée en amont du pic par un détachement important, ce qui

produit un retrait du pulse. À l'inverse, directement en aval du pic, le bilan des réactions dans la phase fluide est très négatif, et cette perte de masse est supérieure au gain par transport, on a donc $A + I - D > T$ (Fig. 15). Enfin, l'emmagasinement est positif plus en aval du pic, au-delà de 16 m approximativement, où le gain massique par transport devient supérieur à la perte par attachement et inactivation, on a alors $A + I - D < T$. Le changement de masse par transport, T , est positif en aval du pic et négatif en amont, un résultat tout à fait attendu.

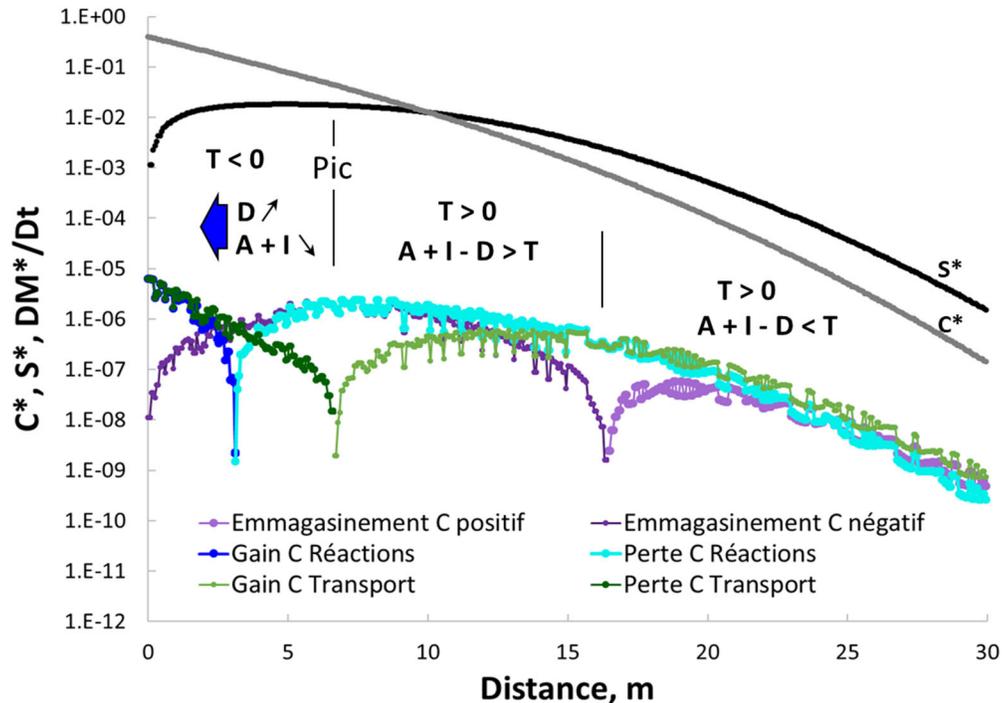


Figure 15. Profil du budget des changements de masse par transport convectif-dispersif (T) et par les réactions d'attachement (A), détachement (D) et inactivation des virus mobiles (I), pour chaque élément de la maille spatiale, à $t = 25$ jours. C^* et S^* sont les profils de concentrations normalisées sur la concentration à la source, respectivement pour les virus mobiles et immobiles. Les flux massiques sont aussi normalisés sur la concentration à la source, l'unité de temps est le jour. Paramètres de simulation égaux à ceux de la figure 14.

Pour résumer, le retrait du pulse de virus est dû au relargage par détachement, en amont du pic, des virus préalablement accumulés par attachement lors du passage du pic à fortes concentrations. Ce phénomène n'est pas identifié dans la littérature et sa dynamique requiert davantage d'investigations.

5.2. Analyse du risque sanitaire

L'analyse de l'évolution spatio-temporelle du pic a permis d'investiguer la dynamique de transport. Sur le plan du risque sanitaire, cependant, c'est davantage la courbe de percée des virus à un emplacement fixé qui est déterminante puisque le risque annuel se calcule à partir des chroniques de concentration quotidienne.

5.2.1. Modèle dose-réponse

Le risque annuel d'infection à des virus *via* l'ingestion d'eau potable peut-être calculé à l'aide de modèle doses-réponse. Dans le cadre de ce projet, nous avons retenu le modèle dose-réponse de Santé Canada établi pour évaluer le risque d'infection aux rotavirus (Santé Canada 2019). Cette décision vise à s'assurer que le travail de modélisation soit cohérent avec l'environnement réglementaire canadien. Par ailleurs, parmi les 34 épidémies virales en lien avec l'eau potable et documentées au Canada entre 1974 et 2001, rotavirus apparaît comme la troisième cause la plus commune (après l'hépatite A et norovirus). Selon le document de Santé Canada (2019), ces virus possèdent les caractéristiques suivantes :

- Les rotavirus sont des virus non enveloppés à ARN double brins d'une taille d'environ 70 nm.
- La dose médiane d'infection est très faible (6 virions) ce qui en fait une cause très commune de gastro-entérites chez les enfants (Haas et al., 1999). Globalement, c'est également la cause la plus fréquente de gastro-entérites chez les humains (Estes et Greenberg, 2013).
- Le virus peut être excrété dans les selles à des concentrations pouvant atteindre jusqu'à 10^{11} virions par gramme de matière fécale.

Le risque journalier d'infection à rotavirus chez l'humain obéit à loi de Bêta-Poisson (Éq. 15) :

$$P_k = 1 - \left[1 + \frac{D}{\beta} \right]^{-\alpha} \quad \text{Éq. 15}$$

Avec P_k : probabilité d'infection suite à l'exposition journalière k avec une dose D (nombre d'organismes ingérés), $\alpha = 0.265$, $\beta = 0.4415$. Les paramètres α et β sont spécifique aux rotavirus.

Pour l'ingestion via l'eau potable, la dose D est évaluée en posant une consommation de 1,5 L par personne d'eau non bouillie (Éq. 16).

$$D = C \times 1.5 L \quad \text{Éq. 16}$$

Avec C = concentration de virus dans l'eau (virions/L)

5.2.2. Choix d'un objectif de risque acceptable

En Amérique du Nord, le risque acceptable utilisé dans la réglementation est un risque annuel de 1 infection/10 000 personnes par an. Ce risque est souvent appelé le risque 10^{-4} . Dans le cadre de ce projet, cet objectif de risque a été retenu par souci de cohérence avec la réglementation en vigueur. Les résultats de la modélisation permettent de prédire les concentrations de virus présentes dans un puits domestique sur une base journalière. Nous avons donc transformé les risques journaliers en risque annuel à l'aide de l'équation 17 qui considère que les risques journaliers sont indépendants.

$$P_{an} = 1 - \prod_{k=1}^{365} (1 - P_k) \quad \text{Éq. 17}$$

Avec P_{an} : risque annuel d'infection et P_k : risque journalier d'infection au jour k .

5.2.3. Choix de la condition de contamination à l'entrée du système épurateur

Pour le calcul du risque, la concentration de virus entrante dans l'aquifère est fixée à $C_0 = 9.2 \log/L$, ce qui correspond à une valeur conservative d'après la revue littérature. Il s'agit ici de la concentration rejetée dans le milieu naturel, mesurable à la base de l'ouvrage d'infiltration, autrement dit en sortie de l'élément épurateur qui est considéré comme étant le dernier élément de l'Installation Septique Autonome (ISA). Cette valeur de $9.2 \log/L$ se situe dans les maxima des concentrations mesurées en sortie d'ISA lors de pics de maladie. La durée de la contamination virale est posée à 11 jours. Cette durée correspond à un événement de gastro-entérite chez un usager de l'ISA. En pratique, la charge virale décline durant la maladie. Cependant, d'autres membres de la famille peuvent être à leur tour contaminés durant un événement de gastro-entérite familial ce qui aurait alors pour effet de prolonger la durée de la contamination. Nous avons donc posé que la charge virale excrétée par le malade était constante durant la période de 11 jours afin de simplifier l'analyse des résultats de simulation. La fonction d'entrée prend donc la forme d'un palier unique à des fins de simplicité numérique et dans le but de pouvoir accommoder un degré de complexité plus élevé au niveau des paramètres de transport. La sensibilité des modèles de transport à la concentration imposée dans la fonction source est analysée dans la section suivante.

5.3. Influence des paramètres biochimiques des virus sur le risque

Les taux des réactions d'attachement, détachement et inactivation utilisés dans le calcul du risque doivent représenter la gamme étendue de valeurs connues expérimentalement (Fig. 10). Comme expliqué précédemment, les mesures expérimentales sont lacunaires dans la littérature et souffrent de biais méthodologiques majeurs. Les études expérimentales notamment *in-situ* sont trop peu nombreuses, et les résultats trop variables, pour contraindre correctement ces paramètres. Pour parer cette lacune, plusieurs combinaisons de paramètres sont investiguées dans la perspective de documenter une gamme élargie et réaliste de comportements (tableau 2).

Tableau 15. Paramètres biochimiques des virus retenus pour la modélisation.

# Modèle	Désignation	Résistance du virus	Taux, /j			
			K_{att}	K_{det}	μ_i	μ_e
Modèle 1	Abattement minimum, propagation maximum - Risque max	Très forte	0.1	0.1	0.001	0.01
Modèle 2	Abattement maximum, propagation minimum - Risque min	Très faible	10	0.001	2	10
Modèle 3	Taux mesurés <i>in-situ</i> par Schijven et al. (1999) pour MS2	Faible	4	0.0009	0.03	0.09
Modèle 4	Taux mesurés <i>in-situ</i> par Schijven et al. (1999) pour PRD1	Faible	4	0.0007	0.12	0.07
Modèle 5	Taux mesurés en colonne saturée par Frohnert et al. (2014) pour PhiX174	Faible	8	13.5	1.62	19
Modèle 7	Valeurs intermédiaires	Moyenne	1	0.01	0.03	0.09
Modèle 8	Valeurs intermédiaires	Moyenne	1	0.001	0.03	0.09
Modèle 9	Valeurs intermédiaires	Moyenne	1	0.1	0.03	0.09

Le risque journalier est calculé à partir des chroniques de concentration journalières issues des simulations numériques, en utilisant l'Eq. 15. Par la suite, le risque annuel est calculé à partir de l'intégration des risques journaliers, suivant l'Eq. 16. Les résultats obtenus pour plusieurs modèles du Tableau 2 sont présentés à la figure 16. Cette figure présente les valeurs du risque sanitaire annuel en fonction de la distance en aval hydraulique d'un point d'entrée de virus dans l'aquifère. Le détail des risques journaliers est présenté sur la figure 17, ainsi que les chroniques de concentration, pour trois modèles représentatifs de conditions de risque faible, intermédiaire, et élevé : il s'agit des modèles 3, 7 et 1, respectivement.

Ces simulations prédisent un écart extrême du risque journalier et annuel selon les paramètres biochimiques des virus (taux d'attachement, détachement et inactivation), tout en restant dans les gammes de valeurs réalistes d'après la synthèse des valeurs expérimentales présentée précédemment. Suivant les paramètres mesurés *in-situ* par Schijven et al. (1999) pour les virus MS2 et PRD1 (modèles 3 et 4), le risque est très proche de 100 % à 5 mètres puis diminue très rapidement. Le seuil de 10^{-4} , recommandé par les organisations sanitaires, est atteint à 15 m. À l'opposé, avec le jeu de valeurs du modèle 1 (*abattement minimum, propagation maximum : risque maximum*), qui combine un ratio K_{att}/K_{det} très faible avec des taux d'inactivation très faibles (Tableau 2), les simulations prédisent que le risque annuel est unitaire jusqu'à plus de 100 mètres de la source. Dans ce modèle, la dynamique d'attachement-détachement est inefficace à retenir le virus sur le milieu solide tandis que les faibles taux d'inactivation traduisent une grande résistance du virus. Les courbes de percée (Fig. 17-E) montrent un très fort étalement du pic combiné avec un abattement très faible, de sorte que le risque journalier atteint l'unité, même à une grande distance de la source (100 m, Fig. 17-F). Le pic de risque est très étalé, il ne commence à décroître, à 10 mètres, qu'après 400 jours, approximativement.

Rappelons que le jeu de données du modèle 1 (Tableau 2), dit *risque maximum*, correspond aux valeurs extrêmes de gammes mesurées expérimentalement (Fig. 10). À la différence des jeux de données issus des mesures *in-situ* de Schijven et al. (1999), ces paramètres n'ont pas été mesurés sur un même essai. En effet, la plupart des études présentées dans la synthèse ne publient pas le

jeu complet des quatre paramètres. En conclusion, s’il n’est pas démontré que le modèle 1 existe, les valeurs des paramètres prises indépendamment les unes des autres sont réalistes ; un tel comportement n’est donc pas impossible.

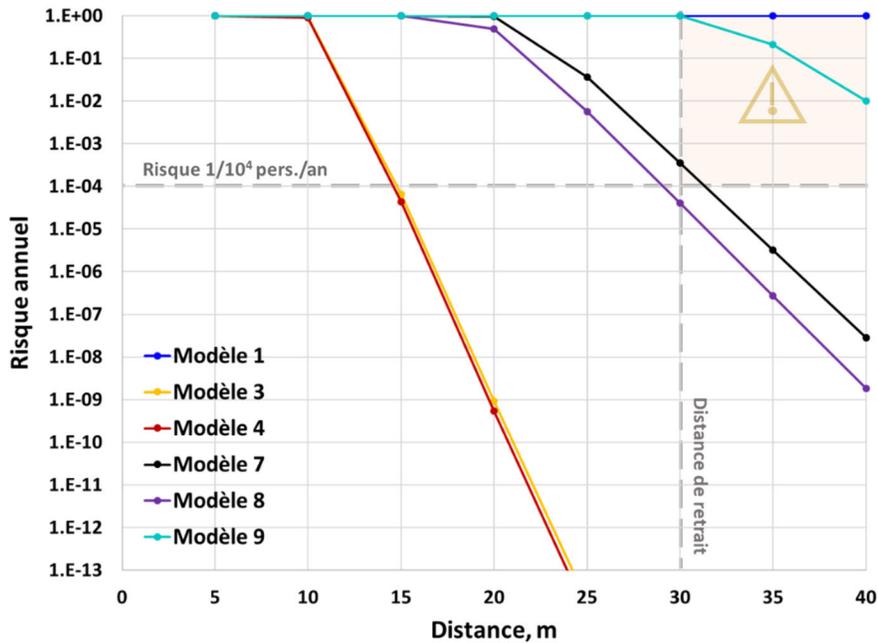


Figure 16. Influence des paramètres biochimiques des virus sur le risque sanitaire annuel à différentes distances en aval d’une ISA transmettant un pulse de virus pendant une durée de 11 jours. Les paramètres biochimiques des quatre modèles sont présentés dans le tableau 2. Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1 \text{ m/j}$, $\alpha = 2 \text{ m}$, $\theta = 0.3$. Les modèles 2 et 5 du tableau 2 n’ont pas pu être simulés pour des raisons techniques (délai de compilation). Le seuil indiqué de 10^{-4} est recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine. La zone orangée correspond à un risque supérieur aux recommandations sanitaires tout en respectant la distance de retrait de 30 m en vigueur.

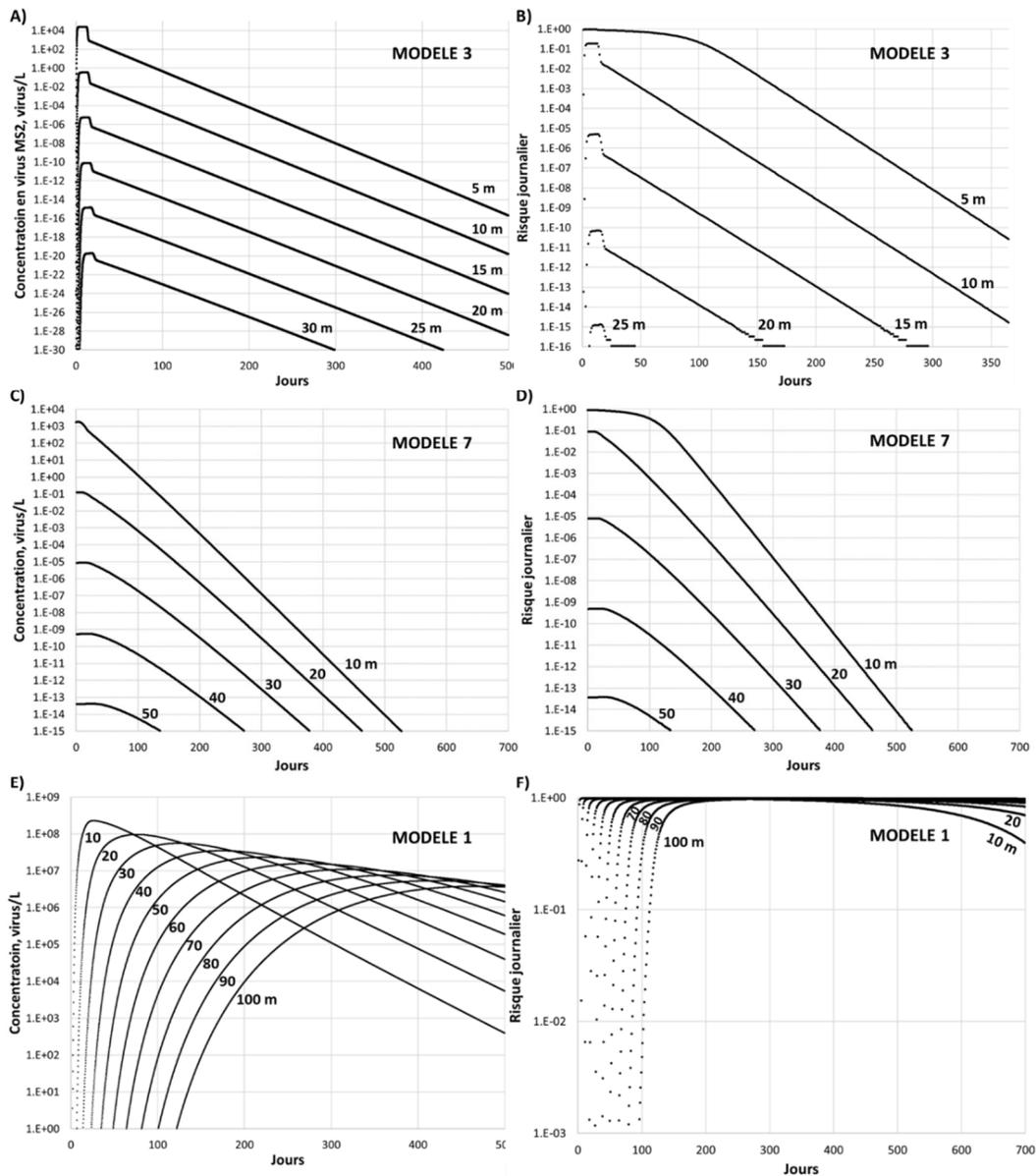


Figure 17. Chroniques de concentration et risque journalier calculés pour le modèle 3 (A, B), pour le modèle 7 (C, D), et pour le modèle 1 (E, F), à différentes distances d'une ISA. Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Durée du pulse : 11 jours.

La figure 18 présente la sensibilité du risque annuel aux taux d'attachement et de détachement des virus sur le milieu solide. Le risque indiqué est celui calculé pour une distance de 30 mètres de l'ISA. On observe que le risque est très largement déterminé par le taux d'attachement, davantage que par le taux de détachement. En dessous de $K_{att} = 1$ /j, le risque à 30 m demeure élevé (supérieur au seuil recommandé de 10^{-4}) quel que soit le taux de détachement. En contrepartie, il apparaît que le risque est faible à nul, indépendamment du taux de détachement, dès lors que le taux d'attachement est supérieur à $K_{att} = 8$ /j approximativement. Il existe une fenêtre critique entre ces deux valeurs seuil au sein de laquelle le taux de détachement du virus exerce une influence déterminante sur le risque sanitaire. Pour finir, rappelons que ces seuils varient avec les taux d'inactivation fixés – des paramètres moins variables, cependant.

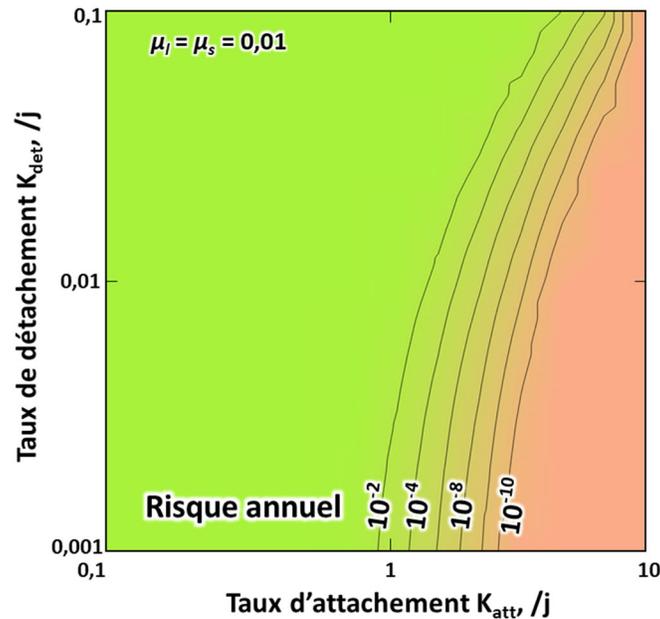


Figure 18. Risque sanitaire annuel en fonction des paramètres d'attachement et de détachement à 30 mètres en aval d'une ISA transmettant un pulse de virus pendant une durée de 11 jours. Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$.

Il est impossible de quantifier indépendamment la sensibilité du transport des virus et du risque sanitaire aux différents paramètres biochimiques, du fait de leurs interactions complexes pendant le transport (voir section précédente). À des fins de comparaison avec les autres facteurs, l'influence du taux d'attachement sur le risque annuel à 30 m d'une ISA a tout de même été quantifié pour différentes valeurs du taux de détachement (Fig. 19, cet exercice revient à suivre des droites horizontales sur le diagramme de la figure 18). Le coefficient de sensibilité ainsi calculé est légèrement supérieur à la vingtaine, ce qui signifie qu'une variation d'un ordre de grandeur du taux d'attachement induit une variation de plus de 20 ordres de grandeur du risque à 30 m. Ces résultats illustrent l'importance critique d'une amélioration de nos connaissances sur les paramètres biochimiques des virus dans le milieu souterrain, au moyen de mesures expérimentales. La figure 18 permet d'apprécier les variations de ce coefficient de sensibilité en fonction des valeurs de K_{det} ainsi que la sensibilité au taux de détachement dont le maximum serait $S_{K_{det}} \approx 10$.

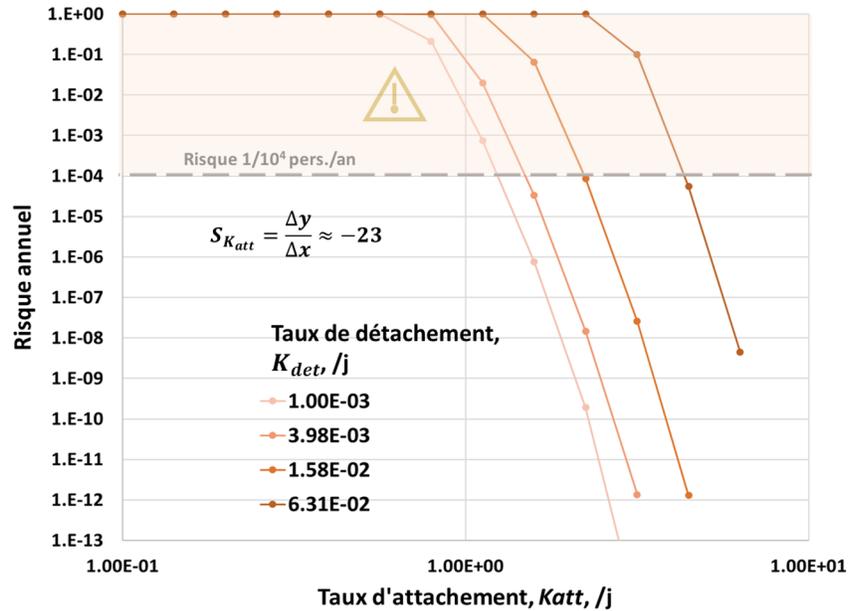


Figure 19. Influence du taux d'attachement K_{att} sur le risque sanitaire annuel à 30 m de la source pour différentes valeurs du taux de détachement, K_{det} . Le paramètre $S_{K_{att}}$ est le coefficient de sensibilité du risque à K_{att} , il est donné par la pente de la partie linéaire des courbes, en projection bilogarithmique. Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Durée du pulse : 11 jours. Le seuil indiqué de 10^{-4} est recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine. La zone orangée correspond à un risque supérieur aux recommandations sanitaires tout en respectant la distance de retrait de 30 m en vigueur.

En conclusion, dans l'état actuel des connaissances, les paramètres biochimiques des virus mesurés expérimentalement sont très variables (Fig. 10), probablement au moins partiellement en raison de biais méthodologiques, ce qui conduit à une variabilité extrême de comportements prédits dans l'aquifère. Les courbes de percée présentées sur les Fig. 17-A, C, E illustrent cette variabilité : dépendamment des paramètres d'inactivation et d'attachement-détachement utilisés (modèles 1, 3 ou 7), les chroniques de concentration prédites par les simulations sont extrêmement différentes en forme et en amplitude. Ceci se répercute sur les chroniques de risque sanitaire journalier (Fig. 17-B, D, F) et enfin sur le risque annuel tel qu'indiqué sur la Fig. 16. Dépendamment des paramètres de virus retenus dans la gamme de valeurs expérimentales publiées dans la littérature scientifique, le risque de contamination calculé à 30 m évolue entre 0 à 100 % ! **Il ressort donc de cette analyse que la sensibilité du transport aux paramètres biochimiques des virus est telle que, dans l'état actuel lacunaire de nos connaissances de ces paramètres, une évaluation précise et absolue du risque n'est pas possible. Davantage de mesures expérimentales de ces paramètres est requis.**

5.4. Représentation de la fonction source et influence sur le risque

La fonction source des modèles constitue la chronique de concentration et de flux massique pénétrant dans le milieu naturel à partir du point de sortie de l'installation septique autonome (ISA). La limite entre l'ISA et le « milieu naturel » est fixée à la base de l'ouvrage d'infiltration. Puisque l'installation d'un élément épurateur requiert au minimum 1.8 m de milieu non-saturé, le point de sortie de l'ISA est considéré à 1.8 m de profondeur sous la surface du champ d'épuration. Il en découle que la concentration à la source inclut l'abattement dans l'élément épurateur, évalué à 2 log dans les conditions optimales (hors battement de la nappe). Par ailleurs, la revue littéraire

rapporte que l'abattement attendu dans la fosse septique varie entre 0 et 2 log selon l'étude et le virus. Par conséquent, l'abattement total attendu dans l'ISA est compris entre 0 et 4 log, selon les performances du système.

5.4.1. Choix de la concentration en virus à la source des modèles

La concentration fixée à la source des modèles correspond à une estimation des concentrations en virus émanant de l'ISA dans une résidence de quatre personnes lors d'un épisode de maladie. Les valeurs calculées ou rapportées dans la littérature pour ces concentrations présentent une forte variabilité selon le type de virus, la méthode de mesure ou de calcul et l'emplacement de la mesure dans l'ISA (en amont de la fosse, en sortie de la fosse, en sortie de l'élément épurateur). Lors d'une gastro-entérite, la concentration de virus de pointe peut atteindre 12 log/gramme de matière fécale. Pour rotavirus, un virus très commun, la valeur de 10-11 log/gramme est rapportée par Anderson et Weber (2004). Considérant une production fécale médiane de 128 grammes/jour et une consommation d'eau de 1 500 L/jour, la concentration moyenne stabilisée sur une journée dans l'eau usée est égale à $10^{12} \times 128 / 1\,500 = 8.5 \times 10^{10}$ virus/L, autrement dit 10.9 log/L, si l'on retient la valeur conservatrice de 12 log/gramme. Ce calcul est d'autant plus conservateur qu'il considère une concentration de pointe, tandis que les travaux rapportent une décroissance d'un log/jour pendant les 10 premiers jours d'un épisode de maladie de gastro-entérite, suivie d'une diminution progressive jusqu'à 0.2 log/jour 30 jours après le pic (Bennett et al., 2020). L'intervalle de 10-11 log/gramme de matière fécale en rotavirus mesuré par Anderson et Weber (2004) conduit à des concentrations dans l'eau usée comprises entre 8.9 et 9.9 log/L. On retient donc de ces deux études des valeurs comprises entre 8.9 et 10.9 log/L dans les eaux usées ce qui, après un abattement dans l'ISA compris entre 0 et 4 log, donne des concentrations en sortie d'ISA dans l'intervalle $C_0 = [4.9 - 10.9] \text{ log/L} = [7.9 \times 10^4 - 7.9 \times 10^{10}] \text{ virus/L}$. La borne supérieure de cet intervalle correspond à une ISA défaillante, soit mal conçue ou entretenue. Par exemple, l'absence de vidange de la fosse, un élément épurateur colmaté ou partiellement saturé, sont des éléments déficients qui reviennent souvent dans les installations réelles et influencent l'abattement des virus dans l'ISA (voir première partie) de sorte qu'ils doivent être pris en considération dans le terme source. À l'opposé, la revue littéraire procure une compilation des mesures directes de concentration en différents points de l'ISA ainsi que des valeurs retenues par différents auteurs. Ces concentrations sont globalement du même ordre de grandeur que celles calculées précédemment, avec des maxima de l'ordre de $C_0 = 10^8$, jusqu'à $C_0 = 2.3 \times 10^9$ virus/L (Blaschke et al., 2016). En conclusion, **la valeur retenue pour les simulations est $C_0 = 9.2 \text{ log/L} = 1.5 \times 10^9 \text{ virus/L}$, ce qui correspond à un choix conservateur** sans pour autant être la limite supérieure des intervalles présentés, davantage de l'ordre de 7.9×10^{10} virus/L.

Il est important de rappeler par ailleurs que le règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Gouvernement du Québec, 2019a) prévoit un certain nombre de dispositifs d'assainissement alternatifs dans les contextes où les ISA conventionnelles ne peuvent être installées. Ces systèmes sont spécifiquement conçus pour accommoder les milieux présentant un faible potentiel d'infiltration, ne satisfaisant pas les épaisseurs critiques de matériel granulaire filtrant et épurateur (communément appelés *sol*, au sens davantage textural que pédogénétique) des systèmes conventionnels. Il s'agit donc essentiellement des ISA installées directement sur le roc, ce qui est très commun dans plusieurs régions montagneuses du Québec (Bouclier Canadien, Appalaches), mais aussi des contextes de plaines argileuses répandues dans le sud de la Province (plaine argilo-glaciaires du lac Ojibway en Abitibi et des mers postglaciaires de Champlain dans la

Vallée du Saint-Laurent et de Laflamme dans la région de Saguenay-Lac Saint-Jean). Lorsque ce critère ne peut être satisfait, une solution alternative à l'infiltration est considérée (fosse à rétention totale, point de rejet avec traitement par biofiltration, UV, etc.).

La discussion ci-dessus sur les concentrations attendues en sortie d'ISA porte exclusivement sur les systèmes conventionnels avec infiltration, ce qui ne représente pas la totalité des installations sur le territoire Québécois, comme nous venons de le voir.

Les implications du choix de la valeur de concentration à la source sont évaluées au moyen d'une analyse de sensibilité (Fig. 20). De façon attendue, **le risque évolue proportionnellement à la concentration entrante**. Le coefficient de sensibilité à ce facteur, S_{C_0} , est donc égal à 1.

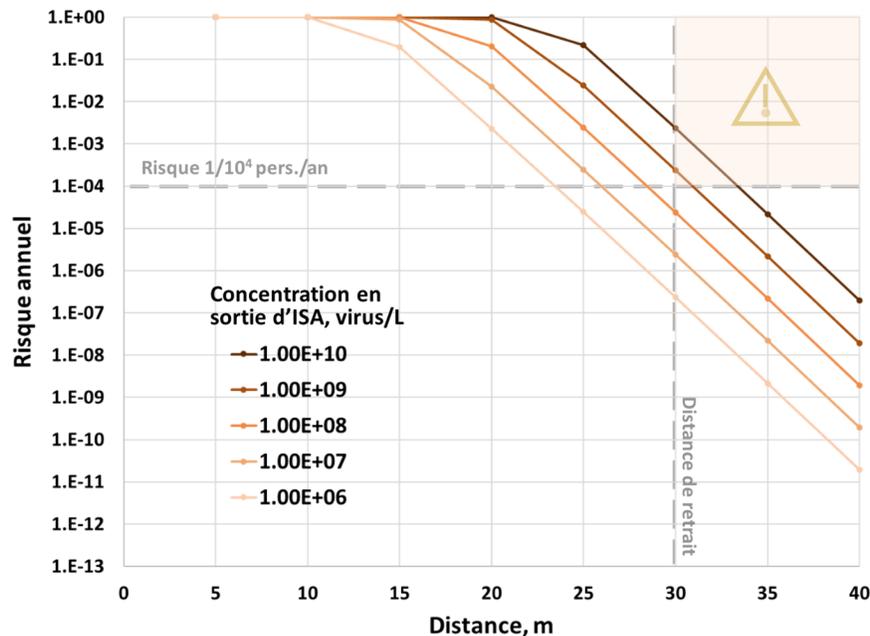


Figure 20. Influence de la concentration à la source sur le risque sanitaire annuel à différentes distances en aval d'une ISA transmettant un pulse de virus pendant une durée de 11 jours. Les paramètres biochimiques utilisés sont ceux du modèle 7 (Tableau 2). Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1 \text{ m/j}$, $\alpha = 2 \text{ m}$, $\theta = 0.3$. Le seuil indiqué de 10^{-4} est recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine. La zone orangée correspond à un risque supérieur aux recommandations sanitaires tout en respectant la distance de retrait de 30 m en vigueur.

5.5. Influence des facteurs hydrogéologiques sur le risque

5.5.1. Gradient hydraulique et conductivité hydraulique du milieu

L'effet du gradient hydraulique i et de la conductivité hydraulique K du milieu continu sont investigués ici interchangeablement à travers le paramètre v_D , qui est la vitesse de Darcy, autrement dit le débit rapporté à une surface unitaire transversale à l'écoulement. En effet, ces trois paramètres sont liés par la loi de Darcy,

$$v_D = -K \cdot i$$

Éq. 18

Notons que v_D est liée à la vitesse de pore, v , déjà mentionnée dans ce texte, par la relation $v_D = v \cdot \theta$, où θ est la porosité.

Le gradient de charge hydraulique découle globalement de la différence d'altitude entre les zones de recharge et le point d'intérêt, c'est donc un paramètre relié à la topographie du milieu. Étant donnée la diversité morphologique des zones habitées au Québec, ce paramètre présente une certaine variabilité. Il est faible, typiquement de l'ordre de 0.001 dans les plaines des régions Centre du Québec et Montérégie, et peut atteindre 0.1 dans les régions montagneuses du Bouclier (Charlevoix, Mauricie, Laurentides etc.) et des Appalaches (Estrie). À toutes fins pratiques, nous nous fixerons dans le cadre de ces valeurs limites.

La conductivité hydraulique montre sur le territoire Québécois une grande variabilité, tant qualitative que quantitative, directement liée à la grande diversité lithologique. Nous n'aborderons pas, à ce stade la question de l'hétérogénéité et de la discontinuité de ce paramètre, ce qui nous place dans un cadre très théorique. Nous considérerons donc ce paramètre homogène et couvrant un spectre de valeurs borné par 10^{-6} m/s et 10^{-3} m/s (0.0864 et 86.4 m/j), ce qui englobe la conductivité d'un aquifère granulaire moyen et le milieu rocheux superficiel. Dans le deuxième cas, le milieu rocheux, il convient de faire la distinction entre la conductivité des drains individuels discontinus et la conductivité de « masse » continue assimilable à un milieu poreux équivalent. La borne supérieure 10^{-3} m/s inclut de tels drains très conducteurs. **En conclusion, nos investigations balayent des valeurs de v_D comprises entre de $8.64 \cdot 10^{-5}$ et 8.64 m/j.**

Les résultats de l'analyse de sensibilité du transport des virus à la vitesse de Darcy sont exprimés directement en termes de risque annuel (Fig. 21) et journalier (Fig. 22-B).

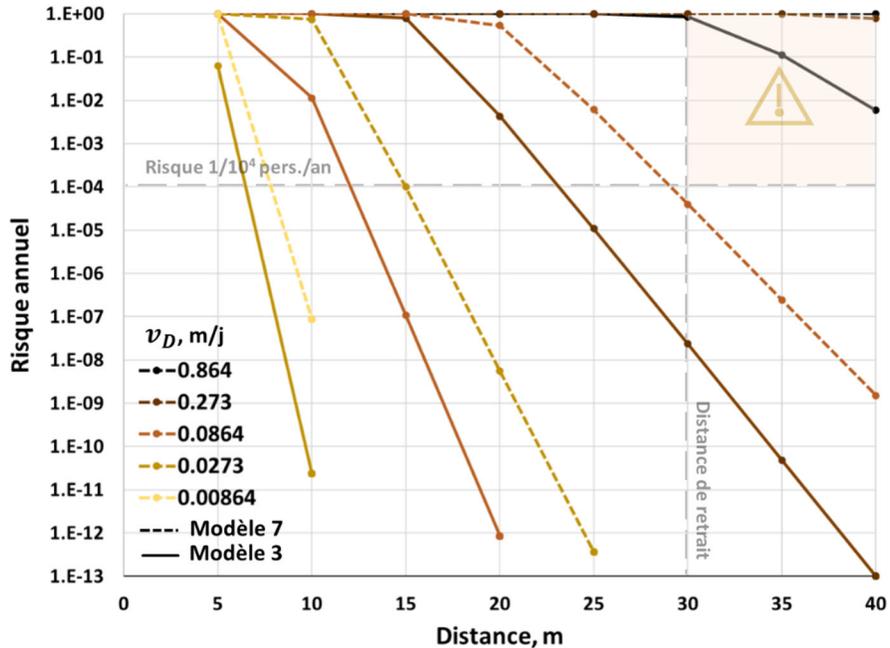


Figure 21. Influence de la vitesse de Darcy sur le risque sanitaire annuel à différentes distances en aval d'une ISA transmettant un pulse de virus pendant une durée de 11 jours. Les paramètres biochimiques sont ceux des modèles 3 et 7 (Tableau 2). La variation du paramètre d'entrée v_D entre deux simulations est de 0.5 ordre de grandeur (facteur 3.16).

Paramètres hydrodynamiques des simulations : $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Le seuil indiqué de 10^{-4} est recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine. La zone orangée correspond à un risque supérieur aux recommandations sanitaires tout en respectant la distance de retrait de 30 m en vigueur.

Cette analyse prédit une sensibilité extrêmement élevée du risque aux paramètres d'écoulement. Cette sensibilité augmente en s'éloignant de la source de contaminant (Fig. 21). La figure 23 synthétise la relation entre le risque à 30 m et la vitesse de Darcy pour les trois modèles 3, 7 et 9 (Tableau 2). Cette figure révèle d'une part que la sensibilité du risque à 30 m en fonction de v_D est en grande partie log-linéaire – pour des valeurs du risque inférieure à 10^{-3} , mais surtout que le coefficient de sensibilité S_{v_D} , incarné par la pente de cette relation log-linéaire, est prodigieusement élevé et *ne dépend pas significativement des modèles*. En d'autres termes, **que le virus soit résistant ou non, sa réduction et sa propagation dans le milieu souterrain est très fortement influencée par la vitesse de transport hydrodynamique**, soit le gradient i hydraulique et la conductivité hydraulique K . Le coefficient de sensibilité S_{v_D} est de l'ordre de 25, ce qui signifie que, pour une augmentation d'un ordre de grandeur de la conductivité ou du gradient hydraulique, le risque à 30 m augmente de 25 ordres de grandeur, ce qui est absolument colossal.

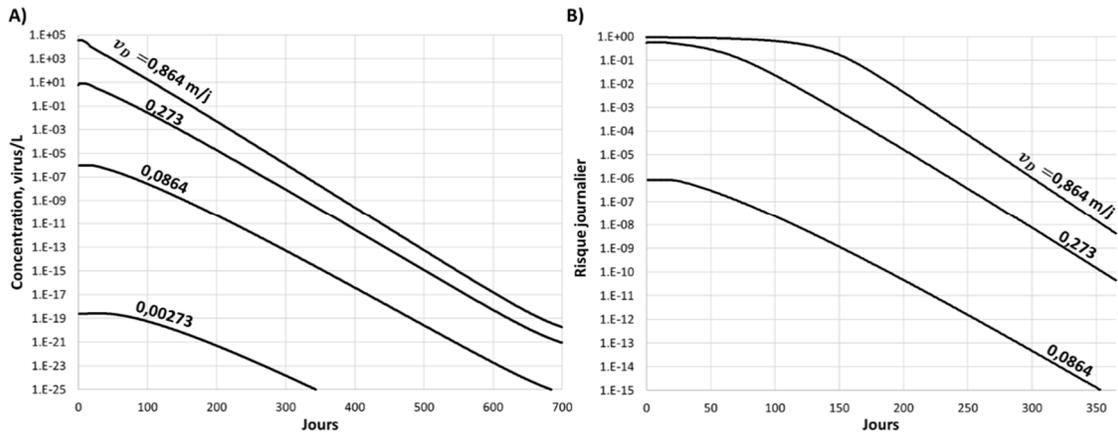


Figure 22. Influence de la vitesse de Darcy sur les chroniques A) de concentration et B) du risque journalier, à 30 m d'une ISA. La variation du paramètre d'entrée v_D entre deux simulations est de 0.5 ordre de grandeur (facteur 3.16). Les paramètres biochimiques sont ceux du modèle 7 (Tableau 2). Paramètres hydrodynamiques des simulations : $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Durée du pulse : 11 jours.

On observe sur la figure 23 que, pour des vitesses de pores supérieures à 1 m/j, le risque annuel à 30 m est de 100 % pour les trois modèles investigués, incluant le modèle 3 correspondant aux paramètres in-situ de Schijven et al. (1999). Des vitesses de cet ordre sont peu probables dans les aquifères poreux granulaires, toutefois elles sont la norme dans les milieux fracturés comme ne le verrons dans la section suivante. Ces résultats mettent en lumière l'importance du risque dans les aquifères de roc.

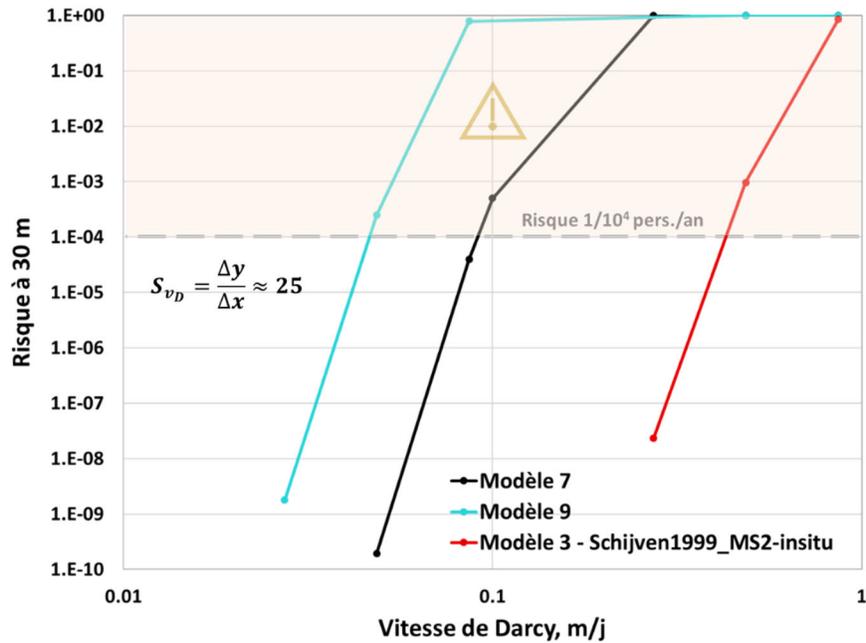


Figure 23. Influence de la vitesse de Darcy sur le risque sanitaire annuel à 30 m de la source pour trois modèles différents. Le paramètre S_{v_D} est le coefficient de sensibilité du risque à v_D , il est donné par la pente de la partie linéaire des courbes. Le seuil indiqué de 10^{-4} est recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine.

Paramètres hydrodynamiques des simulations : $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Durée du pulse : 11 jours. Le seuil indiqué de 10^{-4} est recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine. La zone orangée correspond à un risque supérieur aux recommandations sanitaires tout en respectant la distance de retrait de 30 m en vigueur.

5.5.2. Milieu fracturé

5.5.2.1. Modèle conceptuel de l'aquifère de socle

Une caractéristique universelle des milieux fracturés est que leurs propriétés hydrauliques dépendent de l'échelle d'observation, tant sur le plan quantitatif que qualitatif. Ceci résulte du fait que les structures porteuses des transferts de pression et de masse ont des propriétés géométriques hétérogènes et variables à toutes les échelles, depuis le plan de fracture (distribution d'ouverture hydraulique) jusqu'aux réseaux de fractures (connectivité, attitude, densité). Une représentation conceptuelle adéquate d'un système aquifère rocheux doit donc prendre en compte la dimension du problème posé. Aux échelles d'investigation standard de l'hydrogéologie appliquée, c.a.d. d'ordre décimétrique à hectométrique, la réponse transitoire des aquifères de socle – p. ex à un essai de pompage – révèle dans la grande majorité des cas la coexistence de plusieurs types d'écoulement (Ferroud et al., 2018, 2019) : un écoulement discontinu, très rapide, et un écoulement « de masse », dit matriciel, plus lent, de nature continue et assimilable à un milieu poreux équivalent. Le premier indique l'existence de chemins d'écoulement préférentiels, sporadiques et rapides, lesquels reflètent la présence de drains hydrauliques discrets, très conducteurs, linéaires (chenaux, conduits) ou tabulaires (fractures, failles). Ce type de conduit s'observe aussi bien dans des roches sédimentaires (Fig. 24-A) que dans des roches ignées ou métamorphiques (Fig. 24-B). Le deuxième est l'expression des fractures de dimension faible devant l'échelle d'investigation de sorte qu'ils forment des réseaux sensiblement homogènes et se comportent comme des milieux continus, superposés éventuellement à une porosité primaire non-nulle dans certaines lithologies. Ce type de porosité est fortement dépendant de la lithologie de l'aquifère, il est particulièrement bien marqué dans les roches carbonatées (Fig. 24-C). Notons que les failles peuvent aussi jouer le rôle de barrières à l'écoulement régional entraînant une compartimentation de l'aquifère (Gleeson et Novakowski, 2009). L'importance relative de ces deux types d'écoulement est le paramètre fondamental derrière toute typologie des aquifères de socle ; il est fonction essentiellement de paramètres géologiques : lithologie, déformations.

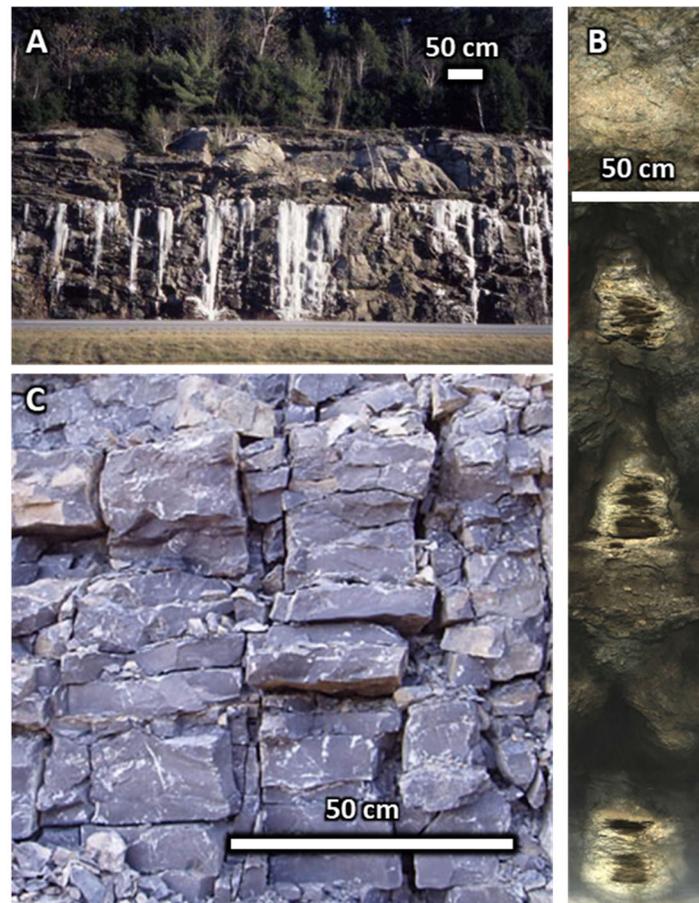


Figure 24. Photos de chenaux d'écoulement et fractures. A) Écoulement depuis une fracture horizontale dans les calcaires Siluriens du Maine, E.U. (www.maine.gov) ; B) large conduit ouvert observé en forage à 76 m de profondeur par diagraphie (imagerie optique) dans le socle précambrien du Bouclier Canadien, Lanaudière, QC (échelle isotrope) ; C) réseau de fractures denses dans les calcaires Ordoviens du Groupe de Trenton, région de Montréal (www.mern.gouv.qc.ca).

Notons que le modèle conceptuel décrit ici n'est pas le modèle à double porosité, lequel implique la superposition de deux milieux continus. Au contraire, **le modèle conceptuel utilisé inclut la représentation explicite de drains conducteurs ainsi que les transferts de masse transitoires entre ces drains et la matrice environnante, moins conductrice et plus capacitive**. Bien qu'elle constitue un niveau de difficulté élevé en modélisation, cette représentation explicite des drains est nécessaire dans la problématique qui nous occupe puisque ces drains et les potentiels effets de relargage par la matrice constituent le risque principal de contamination des résidences isolées, en contexte d'aquifère de socle.

Les données de débitmétrie en forage permettent d'évaluer l'importance de la ségrégation de l'écoulement au sein de drains ponctuels, dans les aquifères de socle de différentes lithologies (Fig. 25-A). La compilation de Worthington et al. (2016) rapporte ainsi qu'**en moyenne environ 90 % de l'approvisionnement des puits d'alimentation est fourni par les deux fractures les plus productrices** dans les lithologies granitiques, cette proportion descend à 75 % dans les roches carbonatées et pélitiques (shales), puis environ 60 % dans les roches détritiques et basaltiques. Ces drains sont eux-

mêmes alimentés par la porosité matricielle, suivant une interaction hydrodynamique transitoire très caractéristique (Rafini et Larocque, 2009).

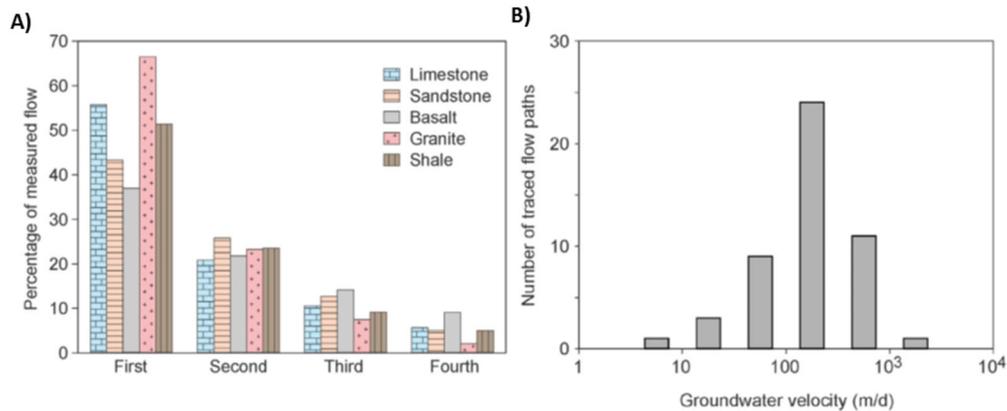


Figure 25. A) Contribution moyenne au débit de pompage des quatre fractures les plus productives, d'après une compilation de 77 jeux de données débitométriques. B) Distribution des vitesses d'écoulement compilées sur 49 tests de traçage *sink-to-spring* dans des roches silicatées sédimentaires, volcaniques (basaltes) ou plutoniques (granites). Worthington et al. (2016).

5.5.2.2. Vitesse de transfert de masse en milieux fracturés

De façon usuelle, la vitesse de Darcy est obtenue en mesurant la conductivité hydraulique de l'aquifère ainsi que le gradient de charge hydraulique. Cette simple application de la loi de Darcy est inapte à rendre compte des vitesses réelles de l'écoulement dans le milieu fracturé, à moins que les mesures soient faites sur les fractures individuelles, ce qui requiert des investigations avancées (obturateurs, *packer tests*). Les mesure *in-situ* de vitesse d'écoulement au sein de fractures, sous un gradient de charge régional c.a.d. sans pompage ni injection, sont d'une extrême rareté dans la littérature. Novakowski et al. (2006) ont réalisé des tests de traçage avec isolement des fractures par obturateurs, sans perturbation du gradient régional, sur deux différents sites expérimentaux localisés en Ontario : **les vitesses de pore mesurées dans les fractures isolées sont comprises entre 6 et 22 m/jour, avec une médiane à 11 m/j** (8 mesures). Ces résultats corroborent des valeurs avoisinant 7 m/j obtenus précédemment par une méthode analogue sur un autre site par Novakowski et al. (1995). L'étude de Novakowski et al. (2006) compare également ces mesures de vitesses d'écoulement au sein de fractures individuelles avec celles obtenues à plus grande échelle par des tests de traçage **sur le réseau de fractures complet. Les vitesses obtenues sont plus variables, comprises entre 2 et 388 m/j, et sont aussi globalement plus élevées avec une médiane à 55 m/j** (13 mesures). Ces valeurs sont cohérentes avec celles issues de la compilation par Worthington et al. (2016) de données de traçage de type *sink-to-spring* dans les aquifères silicatés : ces auteurs ont pu compiler 49 tests et obtenir une vitesse de pore médiane de l'ordre de 170 m/j (Fig. 25-B). Dans les roches carbonatées, ces mêmes auteurs ont compilé 3 015 tests de traçage à partir de la littérature, et rapportent une vitesse médiane de 1 940 m/j, ce qui reflète sans équivoque la présence de drains ouverts, autrement dit de karsts.

Pour comparaison, un aquifère poreux granulaire avec un gradient hydraulique régional de 1%, un sable moyen de conductivité hydraulique 10^{-5} m/s et une porosité effective de 38%, amène à des valeurs de vitesse réelle de l'ordre de $v = 0.01 \times 10^{-5} / 0.38 = 0.023$ m/j. Les vitesses d'écoulement

dans un roc fracturé sont donc de plusieurs ordres de grandeur supérieures à celles dans un matériau granulaire, donc des temps de transferts de plusieurs ordres de grandeur inférieurs dans un aquifère de roc que dans un aquifère granulaire.

La chenalisation de l'écoulement est une forme marquée de ségrégation hydraulique qui se traduit par l'existence **de quelques chemins d'écoulement unidimensionnels extrêmement conducteurs au sein même des fractures** (e.g. Figueiredo et al., 2016). L'existence de quelques chemins d'écoulement préférentiels rapides est observé notamment à l'échelle décimétrique à hectométrique lors de caractérisations *in-situ* très avancées provenant de sites expérimentaux pour l'enfouissement de déchets radioactifs (Brixel et al., 2020 ; Klepikova et al., 2020). Elle est visible aussi sur les courbes de percées, lors de tests de traçage tant en laboratoire qu'*in-situ*, qui ont communément une forme complexe, contenant plusieurs pics successifs et une longue trainée (Abelin et al., 1990 ; Raven et al, 1988 ; Andersson et al., 1990 ; Novakowski et al, 2006 ; Worthington et al, 2016).

En conclusion, l'hétérogénéité de la conductivité hydraulique tant à l'échelle du réseau des fractures que de la fracture individuelle a pour conséquence une très grande hétérogénéité des champs de vitesse à toutes les échelles dans les aquifères de socle (Kang et al., 2015) ainsi que la formation de chemins d'écoulement préférentiels discrets et très rapides. Cela induit très ponctuellement des vitesses extrêmement élevées de transfert de masse. Sur le plan du risque sanitaire, l'existence de tels chemins d'écoulement préférentiels constitue un enjeu de premier ordre. En effet, il a été démontré à la section précédente que le risque de contamination présente une sensibilité extrême à la vitesse d'écoulement : en utilisant le jeu de paramètres biochimiques mesurés *in-situ* par Schijven et al. (1999) (modèle 3, tableau 2), qui correspondent à un virus dans la catégorie des plus résistants de revue littéraire (Fig. 10), les simulations prédisent que le risque annuel à 30 mètres atteint l'unité pour des vitesses de pore dépassant le mètre par jour (Fig. 21). Or, les mesures expérimentales *in-situ* mentionnées ci-dessus rapportent systématiquement des valeurs supérieures à 1 m/j dans les milieux fracturés naturels. Il en résulte que, **advenant l'existence d'un chemin d'écoulement préférentiel connectant une ISA avec un puits d'alimentation, le risque de contamination à 30 m avec un intrant direct dans l'aquifère à partir d'une ISA peut potentiellement avoisiner 100 %.**

L'importance des phénomènes de ségrégation/chenalisation constitue un défi majeur pour la modélisation de ces aquifères. En pratique, la géométrie exacte des drains n'est accessible que par des investigations avancées (essai de pompage avec réseau de piézomètres, diagraphies), difficilement irréalisables en routine dans le contexte domestique résidentiel. En revanche, l'intensité de la ségrégation de l'écoulement, et donc l'importance relative des deux types d'écoulement continu et discontinu, étant en grande partie déterminée par la nature lithologique du socle, peut être anticipée sur le terrain. La modélisation s'attachera donc à investiguer les risques de contaminations croisées, causées par un écoulement très rapide le long de drains ponctuels, pour divers degrés de ségrégation hydraulique.

À ce stade, la conductivité hydraulique des fractures est considérée homogène afin de concentrer l'analyse sur les interactions avec la matrice et effets de relargage, pour différentes valeurs du contraste de conductivité hydraulique. La méthodologie employée consistera donc à modéliser la superposition de drains ponctuels, de conductivité hydraulique K_f et représentés explicitement, sur une porosité matricielle K_m représentant la porosité « de masse ». Les résultats présentés dans ce rapport sont des essais préliminaires visant essentiellement à fournir un aperçu de la

problématique des aquifères fracturés en ce qui concerne le transport des virus et le risque sanitaire associé.

Étant donné que ces modèles 2D sont conçus spécifiquement pour analyser la réponse du milieu fracturé sur une grande distance, l'élément épurateur incluant son épaisseur conventionnelle de matériel granulaire filtrant n'est pas représenté explicitement. Par contre, cette épaisseur de matériel filtrant est prise en compte implicitement dans la fonction source à travers la concentration d'entrée (estimée *en sortie*, autrement dit à *la base*, de l'élément épurateur; voir plus haut pour discussion sur la fonction source). Par ailleurs, la disposition représentée ici est le cas extrême où le roc n'est recouvert d'aucune épaisseur significative de sédiments au-delà de l'épaisseur réglementaire incluse dans l'élément épurateur. Il ne fait aucun doute que la présence d'une épaisseur de matériel granulaire filtrant entre l'élément épurateur et le roc aura un effet barrière sur le transport de virus. Il en va de même pour une épaisseur de matériel non-saturé. Ces effets barrière pourront être investigués dans de futures investigations.

Rappelons d'autre part que les résultats présentés ici sont des **résultats relatifs**, en d'autres termes **les patrons de propagation obtenus ne sont pas des prédictions absolues – l'état actuel des connaissances des paramètres biochimiques des virus ne permettant pas un tel calcul. Les simulations présentées ici visent à mettre en lumière les contextes et facteurs d'influence sur le risque sanitaire**, sans pour autant pouvoir quantifier ce risque de manière absolue.

La figure 26 présente les résultats des simulations 2D du transport d'un pulse de traceur, c.a.d. un composant conservateur non-réactif, dans le milieu fracturé. À ce stade, il s'agit de modèles déterministes géométriquement simples : deux familles de fractures caractérisées par un angle de pendage moyen avec une faible dispersion autour de cette moyenne, séparées par un angle mécaniquement réaliste de 60° (système conjugué). L'espacement entre les fractures varie de 5 à 20 m. Ce réseau de fractures est simpliste en ce qu'il n'inclue aucune contrainte de nature structurale, à l'exception de l'angle entre les deux familles et de l'absence de recoupement entre les fractures. Une conductivité unique est appliquée aux fractures, si bien qu'aucune hiérarchisation hydraulique n'est introduite. Des résultats de simulations de transport de traceur dans un aquifère granulaire sont montrés aux figures 26-A et 26-B à titre comparatif.

Ces tests préliminaires pointent l'importance des interactions transitoires entre la matrice et les fractures. On observe en effet :

- 1) Une propagation très rapide du pulse de virus au sein du réseau de fractures, la concentration en virus est alors plus élevée dans les fractures que dans la matrice (Fig. 26-C)
- 2) Un transfert vers les blocs matriciels entre les fractures, la concentration est alors plus élevée dans la matrice que dans les fractures (Fig. 26-D).

Cette dynamique en deux temps est typique des milieux fracturés et bien connue des modélisateurs d'aquifères de socle, toutefois son impact sur le transport demeure complexe à quantifier. Cette dynamique relève de propriétés hydrauliques opposées des deux types de milieux coexistant : les fractures très conductrices et peu capacitives réagissent très rapidement aux

perturbations tandis que la matrice, peu conductrice et très capacitive, a une réaction déphasée et est imprégnée sur un large volume par le transfert depuis les fractures.

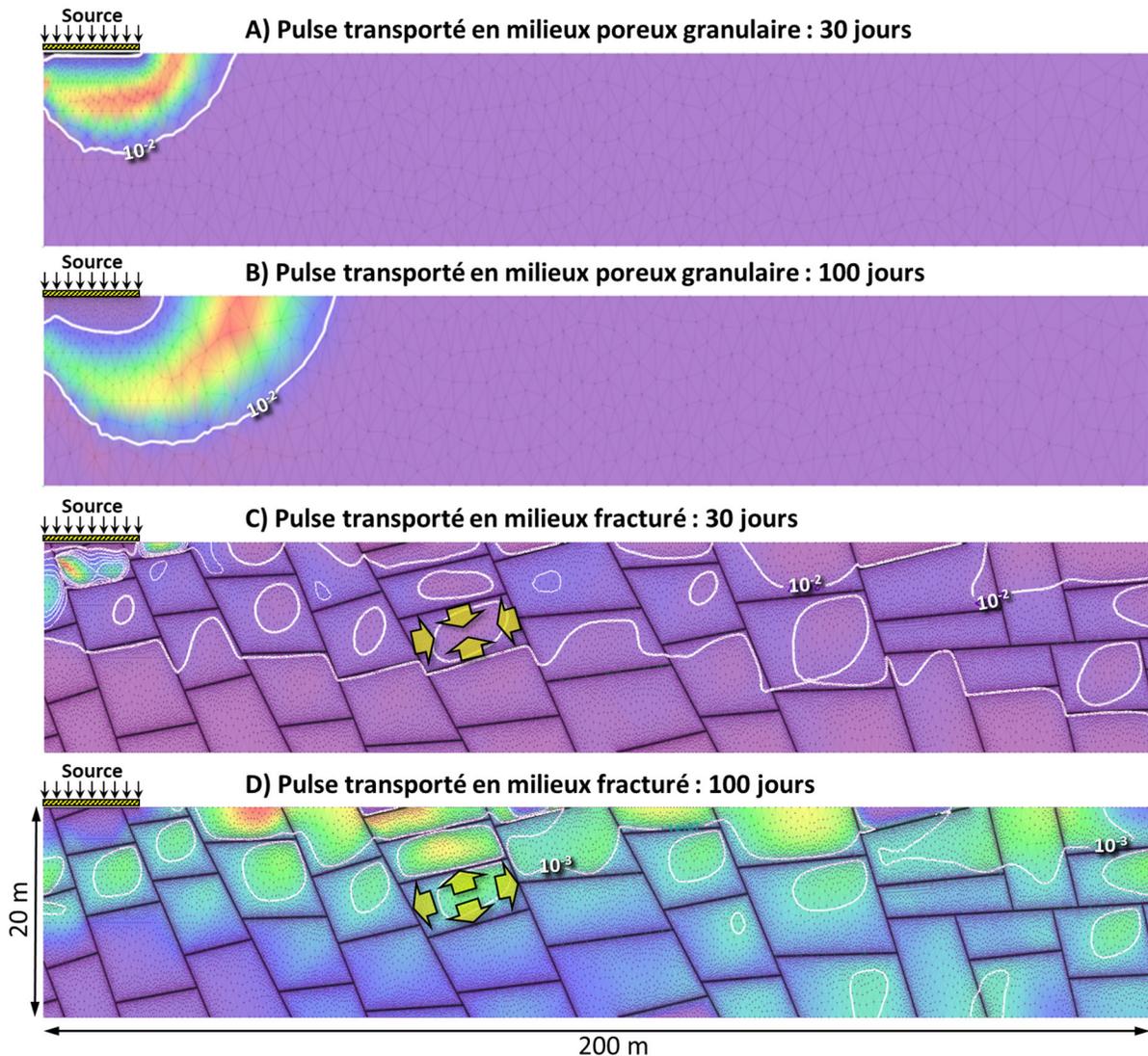


Figure 26. Simulations du transport d'un pulse de traceur après 30 jours et 100 jours A, B) dans un aquifère poreux granulaire et C, D) dans un aquifère de roc fracturé. Couleurs et isolignes : C/C_0 . Exagération verticale $\times 2$. Le pulse est injecté à la source (ISA) pendant 11 jours, au moyen d'une concentration fixe (frontière Dirichlet) combinée à un débit surfacique entrant de $0.0088 \text{ m}^3/\text{j}$ ($1.5 \text{ m}^3/\text{j}$: valeur moyenne pour résidence de 4 personnes). Paramètres hydrodynamiques : $\alpha = 2 \text{ m}$, $\theta = 0.05$, $K_m = 1 \text{ m/j}$, $K_m = 1 \text{ m/j} = 1.1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$, $K_f = 1000 \text{ m/j} = 1.1 \times 10^{-2} \text{ m/s}$, $i = 0.01$. Les flèches jaunes indiquent le sens du gradient de masse entre les fractures et les blocs matriciels.

Une conséquence remarquable de cette dynamique de transfert de masse déphasés entre les fractures et la matrice est que, d'une part, **le panache se propage très vite, très loin et sur une très grande étendue** (Fig. 26-C), d'autre part, **sa distribution apparait très hétérogène, découpée, morcelée selon la géométrie des compartiments formés par les fractures et blocs matriciels** (Fig. 26-

D). Puisque la limite supérieure de la nappe phréatique, la surface piézométrique, agit sur les transferts de masse comme une frontière, on observe une certaine persistance du panache dans les premiers mètres sous la surface de la nappe, vers le centre des compartiments matriciels. Cet effet, très visible sur la figure 26-D, est d'importance relativement variable entre les différents compartiments, ce qui contribue à l'hétérogénéité des concentrations. Les différents comportements mentionnés ici ont des implications directes sur les chroniques de concentrations en virus et sur le risque sanitaire, qui sont validées par nos résultats préliminaires (courbes non-présentées) :

- Une propagation très rapide du panache induit le fait que les pics des courbes de percées arrivent systématiquement très tôt et très peu réduits jusqu'à de grandes distances (centaine de mètres). Il en découle que le risque journalier est très élevé jusqu'à de grandes distances durant la libération du pulse dans l'aquifère et les jours suivants. Les simulations préliminaires effectuées dans le modèle présenté à la figure 27 prédisent que cet effet est suffisamment fort pour engendrer un risque de 100 % dans des puits distants de plus de 100 mètres de l'ISA (paramètres biochimiques de Schijven et al., 1999 ; modèle 3, tableau 2).
- L'hétérogénéité de la distribution spatiale des concentrations a pour conséquence que l'abaissement des virus ne présente pas une corrélation directe et systématique avec la distance à la source. Les concentrations mesurables dans un puits d'alimentation en eau sont beaucoup plus variables et peu prévisibles que dans un milieu poreux granulaire, dépendamment des compartiments et fractures interceptées. Certains puits distaux montrent des chroniques de concentration supérieures à des puits plus proximaux.

La **percée rapide du pulse de virus** dans le réseau de fractures et le **transfert de masse vers l'intérieur des blocs matriciels** sont parfaitement visualisés dans la figure 27 (modèle préliminaire). On comprend par ailleurs que les chroniques de concentration seront fortement influencées par le nombre de fractures interceptées par le puits, indépendamment de la distance à la source du pulse.

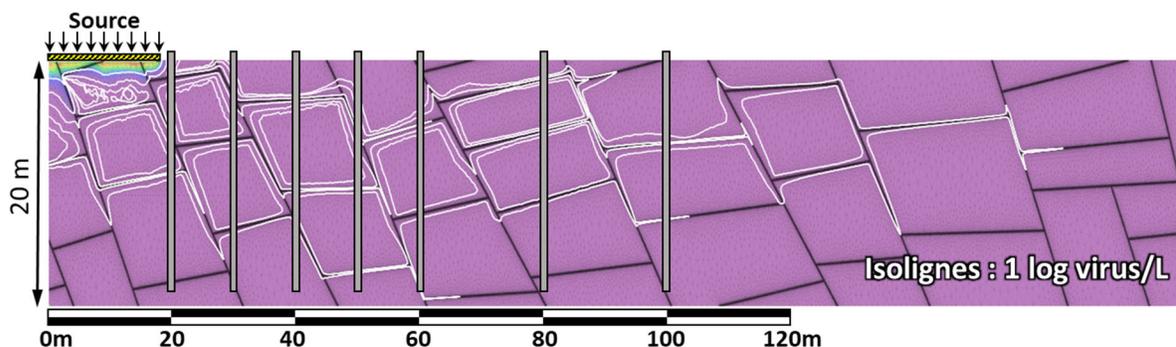


Figure 27. Simulation du transport d'un pulse de virus dans le roc fracturé, 30 jours après le début de l'injection. Isologues de concentration en virus : 1 log (première ligne = 10 virus/L, deuxième ligne = 100 virus/L, etc.). Exagération verticale x2.

Le pulse est injecté à la source (ISA) pendant 11 jours, au moyen d'une concentration fixe égale à 9.2 log/L (frontière Dirichlet) combinée à un débit surfacique entrant de 0.0088 m³/j (1.5 m³/j : valeur moyenne pour résidence de 4 personnes). Paramètres hydrodynamiques : $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.05$, $K_m = 0.1$ m/j = 1.1×10^{-6} m/s, $K_f = 10$ m/j = 1.1×10^{-4} m/s, $i = 0.01$. Paramètres biochimiques : modèle 3 (Schijven et al., 1999). 7 puits ont été représentés à différentes distance de l'ISA, au sein desquels les chroniques de concentration ont été suivies (voir texte).

5.6. Influence des facteurs anthropiques sur le risque

5.6.1. Densification résidentielle et effets cumulatifs

La densification résidentielle induit la coexistence d'un nombre croissant d'ISA dans un même secteur, générant potentiellement des effets cumulatifs reliés à la multiplication des intrants de virus dans l'aquifère et la superposition des signaux. Cette problématique revêt actuellement une importance spécifique au Québec, du fait qu'il existe un grand nombre de développements domiciliaires périurbains dans lesquels les domiciles demeurent assujettis à la réglementation de résidences isolées autonomes, c.a.d. non desservis par des réseaux collectifs, en dépit d'une densité croissante.

Les effets cumulatifs sont investigués en modélisation 1D en modifiant les chroniques de concentration à la source du système, suivant deux différentes approches. Il est important de noter d'emblée que l'objectif n'est pas ici d'investiguer l'aspect spatial du problème de densification, c.a.d. la probabilité, croissante avec la densification, qu'un puits d'alimentation se trouve localisé sur le chemin d'écoulement d'un pulse émanant d'une ISA située en amont. On se fixe ici, en prémisses, dans la situation où, non seulement cette condition est vraie, mais de plus le puits se trouve sur le chemin d'écoulement de *plusieurs* pulses. Cette méthodologie vise à évaluer en première approximation l'importance des effets cumulatifs au sens propre, c.a.d. des effets de *superposition* des pulses libérés dans l'aquifères à différents temps et distances. Les deux approches envisagées sont les suivantes :

- 1) Superposition temporelle : la fonction source est modifiée par la prise en compte de plusieurs pulses successifs, avec une fréquence évoluant entre 1 et 33.18 par an, ce dernier cas étant celui d'une source continue ;
- 2) Superposition spatiale : la fonction source est modifiée en y réinjectant les chroniques de concentrations calculées à une distance avale variable.

Fréquence des pulses

Les effets cumulatifs sont investigués ici par l'usage d'une fonction source contenant plusieurs pulses successifs. La fréquence de ces pulses varie entre 1 et 33.18 par an, ce qui correspond à des gaps entre les pulses évoluant de 355 et 0 jours qui est le cas extrême d'une source continue. L'analyse est réalisée sur les modèles 3 et 7 du Tableau 2, autrement dit pour les paramètres *in-situ* de Schijven et al. (1999) et pour un jeu de paramètres intermédiaire au sein des gammes de valeurs compilées dans la revue littéraire (Fig. 10). La concentration des pulses demeure inchangée, $C_0 = 9.2 \text{ log/L}$ ce qui correspond à l'ordre de grandeur des maxima mesurés en sortie d'ISA, par conséquent il s'agit d'une valeur conservatrice : les risques calculés peuvent être considérés comme des risques maximaux. La durée des pulses est de 11 jours.

Les résultats sont exprimés directement en termes de risque annuel (Fig. 28). Ils révèlent une influence très faible de la fréquence des pulses de virus sur le risque. En effet, l'écart de risque annuel entre un pulse unique et un intrant continu n'atteint pas 2 ordres de grandeur. Ce résultat semble relativement peu varier en fonction des paramètres biochimiques des virus, puisque les deux modèles analysés présentent une sensibilité équivalente.

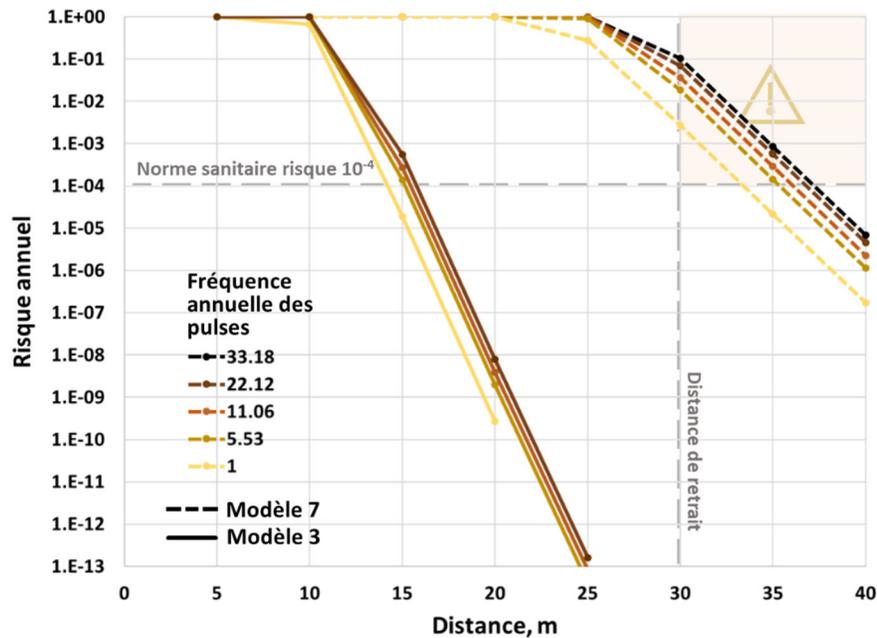


Figure 28. Influence de la fréquence annuelle des pulses de virus sur le risque sanitaire annuel à différentes distances en aval d'une ISA transmettant des pulses de virus de durées de 11 jours. Les paramètres biochimiques sont ceux des modèles 3 et 7 (Tableau 2). Le paramètre de fréquence en entrée varie d'un pulse de virus par an à 33.18 pulses par an ce qui correspond à une source continue. Le seuil de 10^{-4} , recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine, correspond à une infection pour 10 000 personnes et par an. Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Le seuil indiqué de 10^{-4} est recommandé par les agences sanitaires canadienne et américaine. La zone orangée correspond à un risque supérieur aux recommandations sanitaires tout en respectant la distance de retrait de 30 m en vigueur.

La figure 29 présente la sensibilité du risque à 30 m à la fréquence des pulses de virus. Le coefficient de sensibilité est proche de l'unité.

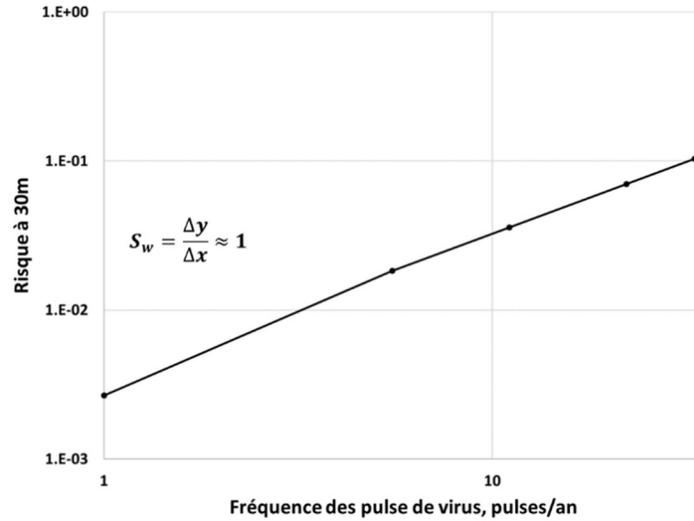


Figure 29. Influence de la fréquence annuelle des pulses sur le risque sanitaire annuel à 30 m pour le modèle 7. Le paramètre S_w est le coefficient de sensibilité du risque à v_D , il est donné par la pente de la droite. Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Durée des pulses : 11 jours.

Réinjection des chroniques de concentration distales

Les concentrations calculées à une distance d en aval de la source sont ajoutées en tout temps à la fonction source tel qu'illustré schématiquement par la figure 30 Cette méthodologie a pour objectif d'imiter l'existence d'autres ISA en amont de la source, espacées de la distance d , et dont émaneraient des pulses de virus simultanément au pulse local. Notons qu'un diachronisme pourrait être imposé entre les pulses émanant des ISA voisines, toutefois l'effet cumulatif investigué n'en serait que plus faible, le choix conservateur d'une émanation synchrone est donc préféré. Cette méthode est reproduite pour plusieurs valeurs de la distance d , correspondant à autant de valeurs de densité résidentielle, c.a.d. du nombre d'ISA au km².

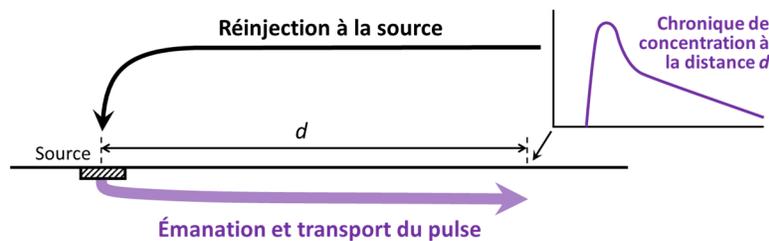


Figure 30. Illustration schématique de la méthode de modélisation des effets cumulatifs.

L'analyse prédictive de l'impact des effets cumulatifs lors de la densification résidentielle utilise pour paramètre d'entrée un espacement d entre les sources compris entre 20 et 200 m, ce qui correspond à des densités résidentielles comprises entre 2 500 et 25 résidences / km². La borne supérieure de cet intervalle de densité est intentionnellement fixée plus haute que la limite réaliste à des fins d'investigation.

Les résultats indiquent qu'aucun effet cumulatif n'est détectable à 30 mètres en aval de la source locale, quelle que soit l'espacement d considéré et le modèle comportemental utilisé. La figure 31 présente les chroniques de concentrations obtenues à la source locale et à 30 m, pour le modèle 7 qui correspond à un virus moyennement résistant, et pour des espacements entre ISA de 20, 30 et 60 m, autrement dit pour des densités irréalistes extrêmement fortes. On voit sur le diagramme de gauche (Fig. 31-A) que le modèle reproduit adéquatement la superposition des intrants distaux sur l'intrant local visible jusque 11 jours. Les pulses distaux ne sont pas visibles avant 11 jours car leur concentration est négligeable par rapport au pulse locale. Quel que soit l'espacement considéré entre les ISA voisines, aucune modification n'est détectée à 30 m en aval de la source locale (Fig. 31-B) par rapport à la courbe témoin *source locale seulement*. Il n'y a donc pas d'effet cumulatif détecté. Le même résultat a été obtenu pour le modèle 9 (Tableau 2), correspondant à un virus plus résistant que le modèle 7 puisque K_{det} y est supérieur d'un ordre de grandeur.

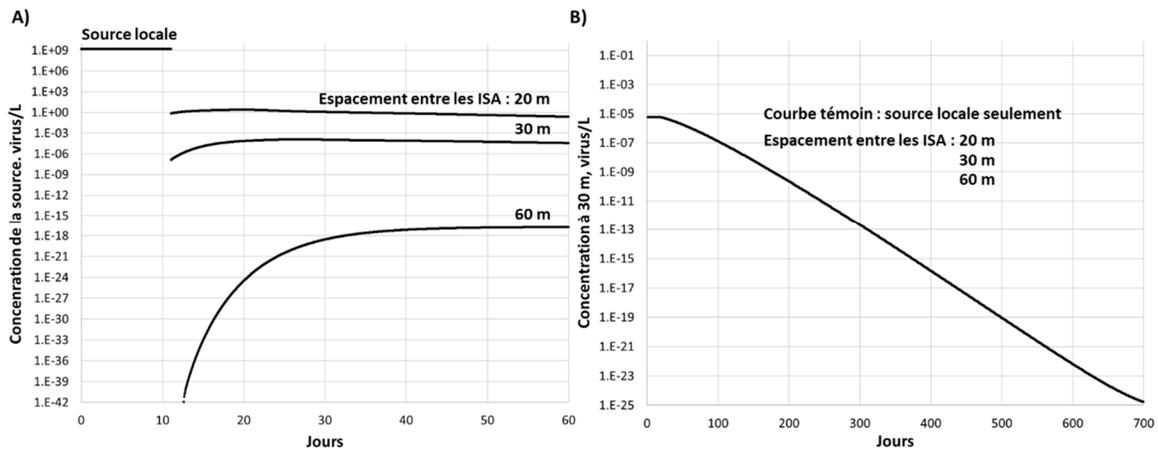


Figure 31. Influence de la densification des ISA sur les concentrations en virus dans l'aquifère. A) Effet cumulatif à la source. B) Effet cumulatif à 30 m. Les densités représentées sont intentionnellement exagérées : 2 500, 1 111 et 277 ISA/km² (respectivement, 20, 30 et 60 m d'espacement). Les paramètres biochimiques sont ceux du modèle 7 (Tableau 2). Paramètres hydrodynamiques des simulations : $v_D = 0.1$ m/j, $\alpha = 2$ m, $\theta = 0.3$. Durée des pulses : 11 jours.

En conclusion, ces résultats suggèrent que les effets cumulatifs (*sensu-stricto*, i.e., accumulation significative de concentrations émanant de sources distinctes) reliés à la densification résidentielle sont très faibles à inexistantes et n'ont pas un impact significatif sur le risque de contamination. La raison est que les pulses émanant d'ISA voisines sont déjà réduits de plusieurs ordres de grandeur lorsqu'ils se superposent à la source locale, ils ne constituent pas un ajout significatif. Ceci même pour des jeux de paramètres biochimiques correspondant à une propagation rapide, c.a.d. un relativement faible ratio K_{att}/K_{det} .

Rappelons toutefois que les modèles considérés dans cet exercice ont une conductivité hydraulique homogène et continue ; les résultats pourraient être très différents dans le cas d'aquifères plus complexes marqués par la présence de drains linéaires très conducteurs, une configuration courante aussi bien dans les milieux granulaires (chenaux) que rocheux (fractures).

Pour finir, l'absence d'effets cumulatifs *sensu stricto* ne signifie pas qu'il n'y a pas d'augmentation du risque lors de la densification des ISA. Il est bien évident que la multiplication des points d'entrée de pulses de virus dans l'aquifère augmente statistiquement la probabilité qu'un puits soit localisé

sur le chemin d'écoulement de l'un de ces pulses. Cet aspect du problème est purement géographique : dans un milieu homogène, le risque augmente proportionnellement à la densité des sources. Toutefois, la quantification de ce risque, de son augmentation linéaire, et le calcul d'une densité critique compte-tenu du risque nécessitent de connaître les surfaces des régions pour différentes valeurs du risque en aval d'une ISA. Ces aspects peuvent être traités dans une phase ultérieure au moyen de simulations 2D. Ils n'ont pas été investigués dans le présent mandat.

5.6.2. Interférences avec puits d'alimentation

L'activation d'un pompage d'alimentation induit un gradient de charge hydraulique artificiel centré sur le puit. Celui-ci va se superposer au gradient régional et ainsi modifier le patron de lignes équipotentielles et d'écoulement tel que représenté sur la figure 32. La *zone de capture* correspond à l'aire au sein de laquelle les lignes d'écoulement convergeront ultimement vers le puits. La distance L représentée sur la figure 32 correspond à la **largeur d'interception** de l'écoulement régional, autrement dit la largeur maximale de la zone de capture.

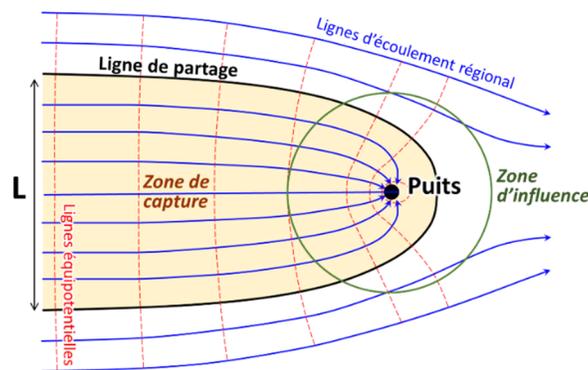


Figure 32. Représentation de l'écoulement régional et local aux alentours d'un puits d'alimentation en eau, dans un milieu poreux idéal homogène isotrope. La zone d'influence est représentée de manière arbitraire (voir texte).

Le risque de contamination d'un puits d'alimentation se produit lorsqu'un pulse émane d'une ISA localisée dans la zone de capture d'un puits, à une distance faible. Les interférences entre les perturbations hydrauliques causées par un puits d'alimentation et le transport d'un pulse de virus sont de deux natures :

- Lorsque des virus émanent d'une ISA non-positionnée en amont hydraulique selon le gradient régional sont captés par l'activation du pompage et les perturbations subséquentes des lignes d'écoulement. Les probabilités de telles interférences sont accrues lorsque la largeur d'interception L est élevée, autrement dit lorsque le débit de pompage est fort ou dans le cas d'un écoulement régional très lent ou encore d'une faible épaisseur efficace de l'aquifère activé par le pompage, un paramètre assimilable en première approximation à la hauteur efficace du puits (section ouverte ou crépinée).
- Dans la zone d'influence du puits, la vitesse d'écoulement augmente graduellement depuis la périphérie vers le centre, ce qui peut réduire le temps de résidence des virus des lors qu'ils sont captés, et ainsi accroître le risque de contamination.

La largeur d'intersection de l'écoulement régional, L , se calcule en posant l'égalité entre le débit de pompage, Q_p , et le débit régional capté, Q_r , marquant le point d'équilibre et l'entrée en régime stationnaire.

$$\begin{aligned} Q_r &= Q_p \\ Lb v_{Dr} &= Q_p \\ L &= \frac{Q_p}{b v_{Dr}} \end{aligned} \quad \text{Éq. 19}$$

où v_{Dr} est la vitesse de Darcy régionale.

Pour un débit domestique moyen $Q_p = 1$ L/mn, un ordre de grandeur valable pour une résidence de 4 personnes, une vitesse de Darcy régionale $v_{Dr} = 0.01$ m/j, qui est une valeur réaliste relativement moyenne, et une hauteur d'écoulement $b = 50$ m, on obtient une largeur d'intersection $L = 3$ m. Une telle valeur demeure relativement faible et permet d'appréhender l'importance probablement limitée de la problématique liée à ces interférences. On peut toutefois mentionner que le paramètre L est susceptible d'augmenter significativement dans les conditions suivantes : faible relief (faible gradient hydraulique), aquifère peu conducteur, faible hauteur efficace du puits. En contrepartie, les résultats précédents ont montré que les deux premiers paramètres, gradient et conductivité hydraulique, exerçaient un contrôle extrêmement fort sur le transport des virus si bien que le risque de contamination dans un tel aquifère seraient très faibles en dépit d'une augmentation de L .

Concernant le deuxième type d'interférence, on calcule le profil de vitesse $v_{Dp}(r)$ dans sa forme la plus simple, c.a.d. en régime permanent et en négligeant l'écoulement régional, par l'équation suivante :

$$v_{Dp}(r) = \frac{Q_p}{2\pi r b} \quad \text{Éq. 20}$$

Où r est la distance au puits, b est l'épaisseur effective de l'aquifère (hauteur de crépine ou du puits ouvert) et Q_p est le débit de pompage.

Avec les valeurs moyennes de Q et b prises pour exemple ci-dessus, la vitesse d'écoulement causée par le pompage est de l'ordre de 0.01 m/j à environ 1 mètre du puits, 0.001 m/j à 5 m et 5×10^{-4} m/j à 10 mètres. Ces valeurs augmenteront proportionnellement au débit de pompage comme l'indique l'Eq. 20. En première analyse, il n'est donc pas omis que les champs de vitesses causés par le pompage puissent accélérer significativement le transport, c.a.d. être du même ordre de grandeur ou supérieur à la vitesse d'écoulement régional, dans les conditions où cette dernière serait très faible : faible gradient régional et/ou aquifère peu conducteur. Toutefois, les modélisations présentées dans cette étude montrent que le risque sanitaire dans de telles conditions est, en tout état de cause, extrêmement faible. En conclusion, l'accélération des vitesses de transport dans la zone d'influence d'un pompage d'alimentation ne devrait pas constituer un facteur significatif d'augmentation du risque de contamination.

En conclusion, ces considérations très générales prédisent un impact très faible des problèmes d'interférence sur le risque de contamination par les virus dans les conditions d'alimentation autonome.

5. CONCLUSIONS

Le mandat de cette étude était d'investiguer par la modélisation numérique le comportement des virus dans les aquifères, afin de déterminer les facteurs d'influence sur le risque de contamination dans les contextes privés résidentiels isolés, autonomes en ce qui a trait à l'approvisionnement en eau et au traitement des eaux usées. Ces travaux visent aussi à fournir des arguments scientifiques en amont des politiques de gestion du risque sanitaire dans ces contextes, en particulier sur le renforcement de la protection des prélèvements d'eau effectués à des fins de consommation humaine.

L'étude s'est déroulée en trois grandes étapes : 1) revue des mécanismes intervenant dans le transport des virus dans le milieu souterrain et de leur formulation mathématique, compilation des paramètres publiés dans la littérature : il a été établi que le **modèle *mobile-immobile purement cinétique*** est le plus approprié à reproduire le comportement des virus ; 2) **validation du modèle numérique** : implémentation numérique du modèle *mobile-immobile purement cinétique*, **reproduction des chroniques de concentration** obtenues par les solutions analytiques 1D de Toride et al. (1995) (CXTFIT) et expérimentales *in-situ* de Schijven et al. (1999) ; 3) **analyses de sensibilité** aux facteurs biochimiques, hydrogéologiques, environnementaux, anthropiques et **prédiction du risque**.

L'un des points névralgiques de cette étude était donc d'établir un modèle comportemental valide, autrement dit **d'être en mesure de reproduire numériquement, dans le temps et dans l'espace, les réponses en concentration de virus mesurées sur le terrain lors des tests expérimentaux**. Ce travail a occupé une grande partie de l'étude. Il constitue une avancée importante dans notre compréhension du sujet puisqu'il a permis un décryptage en profondeur du comportement intrinsèque des virus dans le milieu souterrain. En plus des mécanismes hydrodynamiques classiques de transport par convection et dispersion, le modèle retenu prévoit que le comportement des virus est gouverné par quatre réactions cinétiques de premier ordre : **l'attachement, le détachement, l'inactivation des virus mobiles (libres dans la phase aqueuse), l'inactivation des virus immobiles (fixés sur le milieu solide)**. L'analyse systématique de ce modèle comportemental a montré que les quatre taux de ces réactions exercent des influences non-linéaires, interdépendantes, sur les vitesses de propagation et la réduction des virus dans l'aquifère. La **dynamique d'attachement-détachement induit dans la plupart des cas un très fort ralentissement de la propagation des virus**, voire dans certains cas un retrait apparent du pulse (mouvement apparent rétrograde). En contrepartie, **les virus montrent une forte persistance dans le temps**, visibles notamment par de très longues traînées sur les courbes de percées. Cette persistance à long terme est essentiellement gouvernée par les paramètres du milieu solide : taux de détachement et taux d'inactivation des virus immobiles.

Les chroniques de concentration en virus prédites en tout point des modèles ont été converties en risque sanitaire journalier puis en risque sanitaire annuel en utilisant le modèle dose-réponse de Santé-Canada. La méthodologie développée dans cette étude rend donc possible la prédiction du risque sanitaire annuel à différentes distances d'une ISA, pour différents paramétrages des facteurs biochimiques, anthropiques, environnementaux, hydrogéologiques. Elle a été exploitée ici à des fins **d'analyse de sensibilité et de prédiction du risque**.

Au Québec, la réglementation actuelle prévoit une distance séparatrice de 30 mètres entre un puits d'alimentation en eau et une installation septique conventionnelle dans les configurations les plus

communes. Cette distance a été utilisée comme référence tout au long de l'étude, parallèlement au seuil de risque annuel d'infection égal à 10^{-4} recommandé³² par Santé Canada et l'USEPA. Les prédictions de risque obtenues en modélisation ont été systématiquement mises en perspective avec ces deux critères.

L'analyse révèle une sensibilité extrême du risque sanitaire au taux d'attachement, avec un coefficient de sensibilité de l'ordre de 23 (Fig. 33). Le risque est évalué pour plusieurs jeux de valeurs de ces quatre taux, déterminés à partir de la compilation de mesures expérimentales publiées dans la littérature. Selon les jeux de valeurs utilisés, le risque annuel à 30 m varie entre 0 et 100 %. Il ressort donc de cette analyse que **la sensibilité du transport aux quatre paramètres biochimiques des virus est telle que, dans l'état actuel lacunaire de nos connaissances quantitatives de ces paramètres, il est impossible de produire une estimation absolue du risque sanitaire.** Seules des estimations relatives sont possibles, c.a.d. l'analyse des facteurs d'influence et des contextes à risque.

Un certain nombre de facteurs d'intérêt ont été préalablement identifiés dans une première phase de proposition méthodologique de modélisation (voir première partie). Dans le mandat de l'étude présentée ici, une partie seulement de ces facteurs ont été investigués par simulations de transport. L'analyse de sensibilité du transport souterrain des virus et du risque sanitaire a été réalisée avec les facteurs d'intérêt suivants (en plus des facteurs biochimiques) : conductivité hydraulique de l'aquifère et gradient hydraulique régional (vitesse de Darcy), concentration de virus entrante, fréquence des pulses, densité des installations septiques autonomes (effets cumulatifs *sensu stricto*). Les résultats de l'analyse de sensibilité synthétisés sur la figure 33. Ils sont quantifiés par le coefficient de sensibilité, qui exprime la variation du logarithme du risque pour une variation d'un intervalle log du facteur d'entrée.

³² Il est à noter que la courbe dose-réponse d'infection aux rotavirus a été utilisée dans le cadre de ce projet pour prédire le risque, le tout en accord avec le document technique de Santé Canada sur les virus dans l'eau potable.

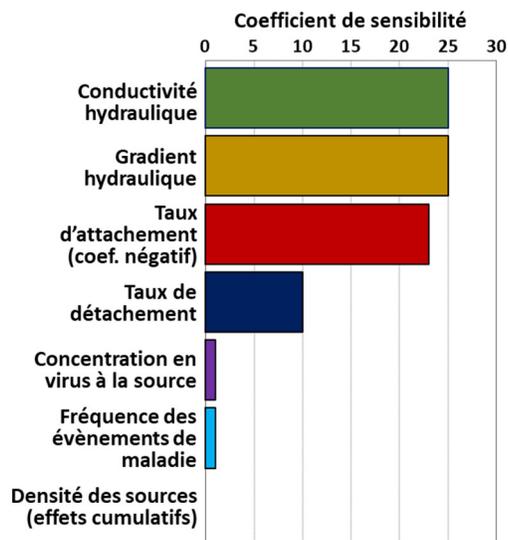


Figure 33. Comparaison de la sensibilité de plusieurs facteurs analysés sur le risque à 30 mètres d'une ISA. Les coefficients sont des valeurs absolues de la variation du risque une variation unitaire du paramètre d'entrée, en échelle

$$\text{logarithmique : } S_{\text{facteur}} = \frac{\Delta \log(\text{Risque@30m})}{\Delta \log(\text{Facteur})}$$

Cette analyse procure plusieurs éclairages importants sur notre compréhension de l'exposition au risque de contamination des résidences autonomes :

- Les paramètres exerçant le plus fort contrôle sur le risque sanitaire sont les paramètres hydrauliques : conductivité de l'aquifère K et gradient régional i . Cette conclusion rejoint celles obtenues par plusieurs études antérieures utilisant la modélisation numérique (Bhattacharjee et al., 2002 ; Masciopinto et al., 2008 ; Macías et al. 2017). Le coefficient de sensibilité obtenu est de l'ordre de 25 ce qui signifie qu'une variation d'un ordre de grandeur de K ou de i induit une variation de 25 ordres de grandeur du risque à 30 m. Par ailleurs, les calculs montrent que le risque annuel à 30 m atteint 100 % lorsque la vitesse de pore dépasse approximativement 1.5 m/j, quel que soit les paramètres de virus investigués. Si ce type de vitesse demeure peu courant dans un aquifère poreux granulaire, il est la norme dans un aquifère de roc fracturé. Les mesures de vitesse mesurées *in-situ* dans les aquifères de roc sont très rares dans la littérature, toutefois les valeurs entre 6 à 22 m/j sont rapportées dans des fractures isolées par obturateurs et entre 2 et 388 m/j dans des réseaux de fractures. En conclusion, **advenant l'existence d'un chemin d'écoulement préférentiel connectant une ISA avec un puits d'alimentation, le risque de contamination à 30 m par un intrant de virus direct dans l'aquifère à partir d'une ISA peut avoisiner 100%**, indépendamment des paramètres biochimiques des virus.
- Le taux d'attachement des virus sur le milieu solide exerce aussi une influence déterminante sur le risque sanitaire, avec un coefficient de sensibilité de l'ordre de 23. Cette valeur est probablement un maximum, elle varie en fonction des autres paramètres biochimiques. Ce résultat corrobore ceux obtenus par van der Wielen et al. (2006) par une approche analytique stochastique utilisant la solution de Schijven et al. (2002).

- Bien qu'il s'agisse d'un paramètre difficile à déterminer, **la concentration en virus à la source des modèles (ISA) ne constitue pas un facteur d'influence majeur sur le calcul du risque.** L'incertitude sur la représentativité de la valeur retenue dans les modèles n'est donc pas critique.
- Les **effets cumulatifs en lien avec la densification des ISA dans les développements résidentiels ont un impact négligeable sur le risque de contamination.** Précisons que l'effet analysé ici est un effet cumulatif au sens propre, soit l'impact de la *superposition des concentrations* émanant d'ISA voisines. Cet effet est négligeable, toutefois il y a naturellement, avec la densification des ISA, une augmentation statistique de la probabilité qu'un puits soit localisé sur le chemin d'écoulement d'un pulse. L'influence de cet aspect purement géographique sur le risque demeure à quantifier.

Cette étude ayant consacré une partie importante des efforts à l'établissement et la validation du modèle numérique de transport, l'exploitation du modèle à des fins d'analyse de sensibilité et de prédiction du risque pourrait être bonifiée.

Le modèle conceptuel utilisé dans le contexte des aquifères de roc fracturé inclue la superposition de deux porosités : la matrice, et les fractures qui sont représentées de manière explicite et non par l'approche équivalente continue classique du modèle à double continuum. Cette représentation explicite de drains a permis d'investiguer les transferts de masse différés entre les fractures et blocs matriciels, et leur influence sur le risque. Les résultats sont édifiants : **les fractures permettent une propagation très rapide et très distale des virus, suivis d'un transfert vers les blocs matriciels au sein desquels les concentrations sont persistantes.** Les panaches obtenus sont marqués par une forte hétérogénéité (surconcentrations locales dans certains compartiments), ce qui induit une variabilité des concentrations obtenues dans les puits d'approvisionnement selon les fractures et blocs interceptés. **Ces résultats préliminaires révèlent que la problématique du risque dans les contextes de roc fracturé est distincte et devrait faire l'objet d'une attention spécifique.** Bien que les estimations quantitatives soient incomplètes, il a été possible d'ores-et-déjà d'établir que le risque annuel à 30 m est de 100 % en utilisant les paramètres biochimiques des virus mesurés *in-situ* par Schijven et al. (1999), ceci en prenant des valeurs de conductivité hydraulique relativement conservatrices. À titre de comparaison, la distance séparatrice obtenue par Masciopinto et al. (2008) par des tests expérimentaux *in-situ* dans un aquifère fracturé est de l'ordre de 8 000 m (critère de réduction de 7 log). Au Québec, on estime à environ 50 % la proportion de puits d'approvisionnement localisés dans des aquifères rocheux.

6. RÉFÉRENCES

- Allen, A. S., Borchardt, M. A., Kieke, B. A., Dunfield, K. E., & Parker, B. L. (2017). Virus occurrence in private and public wells in a fractured dolostone aquifer in Canada. *Hydrogeology Journal*, 25(4), 1117-1136. doi:10.1007/s10040-017-1557-5
- Abelin, H., Birgersson, L., Ågren, T., & Neretnieks, I. (1988). A channeling experiment to study flow and transport in natural fractures. *MRS Online Proceedings Library (OPL)*, 127.
- Andersson, P., Nordqvist, R., Persson, T., Eriksson, C. O., Gustafsson, E., & Ittner, T. (1993). *Dipole tracer experiment in a low-angle fracture zone at Finnsjoen-results and interpretation. The fracture zone project-phase 3* (No. SKB-TR--93-26). Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. Anderson, E. J., Weber, S. G. (2004). Rotavirus infection in adults. *The Lancet infectious diseases*, 4(2), 91-99.
- Bhattacharjee, S., Ryan, J. N., & Elimelech, M. (2002). Virus transport in physically and geochemically heterogeneous subsurface porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 57(3-4), 161-187.
- Bennett, A., Pollock, L., Jere, K. C., Pitzer, V. E., Lopman, B., Bar-Zeev, N., ... & Cunliffe, N. A. (2020). Duration and Density of Fecal Rotavirus Shedding in Vaccinated Malawian Children With Rotavirus Gastroenteritis. *The Journal of infectious diseases*, 222(12), 2035-2040.
- Blaschke, A. P., Derx, J., Zessner, M., Kirnbauer, R., Kavka, G., Strelec, H., ... & Pang, L. (2016). Setback distances between small biological wastewater treatment systems and drinking water wells against virus contamination in alluvial aquifers. *Science of the total environment*, 573, 278-289. Bradford et Torkzaban, 2008
- Brixel, B., Klepikova, M., Lei, Q., Roques, C., Jalali, M. R., Krietsch, H., & Loew, S. (2020). Tracking fluid flow in shallow crustal fault zones: 2. Insights from cross-hole forced flow experiments in damage zones. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 125(4), e2019JB019108.
- Chu, Y., Jin, Y., & Yates, M. V. (2000). *Virus transport through saturated sand columns as affected by different buffer solutions* (Vol. 29, No. 4, pp. 1103-1110). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.
- Diersch, HJ. G. (2014) Flow in Saturated Porous Media: Groundwater Flow. In: FEFLOW. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-38739-5_9
- Estes, M. K. & Greenberg, H. B. (2013) Rotaviruses. Dans: Fields virology. Knipe, D.M. and Howley, P.M. 6th. Wolters Kluwer Health/Lippincott Williams & Wilkins, Philadelphia, Pennsylvania., pp. 1347–1401.
- Ferroud, A., Chesnaux, R., & Rafini, S. (2018). Insights on pumping well interpretation from flow dimension analysis: The learnings of a multi-context field database. *Journal of hydrology*, 556, 449-474.
- Ferroud, A., Rafini, S., & Chesnaux, R. (2019). Using flow dimension sequences to interpret non-uniform aquifers with constant-rate pumping-tests: a review. *Journal of Hydrology X*, 2, 100003.

- Figueiredo, B., Tsang, C. F., Niemi, A., & Lindgren, G. (2016). The state-of-art of sparse channel models and their applicability to performance assessment of radioactive waste repositories in fractured crystalline formations. *Hydrogeology Journal*, 24(7), 1607-1622.
- Frohnert, A., Apelt, S., Klitzke, S., Chorus, I., Szewzyk, R., & Selinka, H. C. (2014). Transport and removal of viruses in saturated sand columns under oxic and anoxic conditions–Potential implications for groundwater protection. *International journal of hygiene and environmental health*, 217(8), 861-870.
- Gleeson, T., & Novakowski, K. (2009). Identifying watershed-scale barriers to groundwater flow: Lineaments in the Canadian Shield. *Geological Society of America Bulletin*, 121(3-4), 333-347.
- Haas, C. N., Rose, J. B. & Gerba. C.P. (1999) Quantitative Microbial Risk Assessment, First Edition, Wiley, NY, USA. DOI:10.1002/9781118910030
- Haggerty, R., McKenna, S. A., & Meigs, L. C. (2000). On the late-time behavior of tracer test breakthrough curves. *Water Resources Research*, 36(12), 3467-3479.
- Jin, Y., Chu, Y., & Li, Y. (2000). Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 43(2), 111-128.
- Jin, Y., & Flury, M. (2002). Fate and transport of viruses in porous media. *Advances in agronomy*, 77, 39-102.
- Kang, P. K., T. Le Borgne, M. Dentz, O. Bour, and R. Juanes (2015), Impact of velocity correlation and distribution on transport in fractured media: Field evidence and theoretical model, *Water Resour. Res.*, 51, 940–959, doi:10.1002/2014WR015799.
- Klepikova, M., Brixel, B., & Jalali, M. (2020). Transient hydraulic tomography approach to characterize main flowpaths and their connectivity in fractured media. *Advances in Water Resources*, 136, 103500.
- Lindstrom, F. T. (1976). Pulsed dispersion of trace chemical concentrations in a saturated sorbing porous medium. *Water Resources Research*, 12(2), 229-238.
- Macías, J. A., Vargas, E. A., & Sracek, O. (2017). A Comparative analysis of two methodologies to estimate well protection zones for transport of viruses from septic tanks in volcanic aquifers in Costa Rica. *Environmental Earth Sciences*, 76(6), 244.
- Masciopinto, C., La Mantia, R., & Chrysikopoulos, C. V. (2008). Fate and transport of pathogens in a fractured aquifer in the Salento area, Italy. *Water Resources Research*, 44(1).
- Nkedi-Kizza, P., Shinde, D., Savabi, M. R., Ouyang, Y., & Nieves, L. (2006). Sorption kinetics and equilibria of organic pesticides in carbonatic soils from South Florida. *Journal of environmental quality*, 35(1), 268-276.
- Novakowski, K., Bickerton, G., Lapcevic, P., Voralek, J., & Ross, N. (2006). Measurements of groundwater velocity in discrete rock fractures. *Journal of contaminant hydrology*, 82(1-2), 44-60.
- Novakowski, K. S., Lapcevic, P. A., Voralek, J., & Bickerton, G. (1995). Preliminary interpretation of tracer experiments conducted in a discrete rock fracture under conditions of natural flow. *Geophysical Research Letters*, 22(11), 1417-1420.
- Ogata, A., & Banks, R. B. (1961). *A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media: fluid movement in earth materials*. US Government Printing Office.

- Rafini, S., & Larocque, M. (2009). Insights from numerical modeling on the hydrodynamics of non-radial flow in faulted media. *Advances in water resources*, 32(8), 1170-1179.
- Raven, K. G., Novakowski, K. S., & Lapcevic, P. A. (1988). Interpretation of field tracer tests of a single fracture using a transient solute storage model. *Water Resources Research*, 24(12), 2019-2032.
- Sadeghi, G., Schijven, J. F., Behrends, T., Hassanizadeh, S. M., Gerritse, J., & Kleingeld, P. J. (2011). Systematic study of effects of pH and ionic strength on attachment of phage PRD1. *Groundwater*, 49(1), 12-19.
- Schijven, J. F., Hoogenboezem, W., Hassanizadeh, M., & Peters, J. H. (1999). Modeling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, Netherlands. *Water Resources Research*, 35(4), 1101-1111.
- Schijven, J. F., & Hassanizadeh, S. M. (2000). Removal of viruses by soil passage: Overview of modeling, processes, and parameters. *Critical reviews in environmental science and technology*, 30(1), 49-127.
- Schulze-Makuch, D. (2005). Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Groundwater*, 43(3), 443-456.
- Toride, N., Leij, F. J., & Van Genuchten, M. T. (1995). *The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments* (Vol. 2). Riverside, CA: US Salinity Laboratory.
- Trimper, S. A. (2010). *The presence and transport of human enteric viruses in fractured bedrock aquifers*. (M.Sc.). Queen's University, Kingston, ON, Canada. Retrieved from <https://qspace.library.queensu.ca/handle/1974/6199>
- van der Wielen, P. W. J. J., Blokker, M., & Medema, G. J. (2006). Modelling the length of microbiological protection zones around phreatic sandy aquifers in The Netherlands. *Water Science and Technology*, 54(3), 63-69. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2006.449>
- Van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil science society of America journal*, 44(5), 892-898.
- Van Genuchten, M. T., & Wagenet, R. J. (1989). Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation: Theoretical development and analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 53(5), 1303-1310
- Worthington, S. R., Davies, G. J., & Alexander Jr, E. C. (2016). Enhancement of bedrock permeability by weathering. *Earth-Science Reviews*, 160, 188-202.