

REVUE DE LITTÉRATURE SUR

LE 1,4-DIOXANE

VERSION FINALE

Rapport de recherche No. R1673

Octobre 2016



REVUE DE LITTÉRATURE SUR LE 1,4-DIOXANE

VERSION FINALE

Rapport final préparé pour le :

Ministère du Développement durable, de l'Environnement

et de la Lutte contre les changements climatiques

(MDDELCC)

Rédigé par :

Richard Martel, Thomas Robert et Clarisse Deschênes-Rancourt

Institut National de la Recherche Scientifique

Centre Eau Terre et Environnement

490 Rue de la Couronne, Québec, QC G1K 9A9

Rapport de recherche No.R1673

Octobre 2016

TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux	vii
Liste des figures	vii
Liste des annexes	vii
Remerciements	viii
Liste des acronymes	1
1.0 Introduction	2
2.0 Documentation consultée	4
3.0 Propriétés physico-chimiques du 1,4-dioxane.....	5
4.0 Occurrence du 1,4-dioxane et activités anthropiques susceptibles de générer une contamination du sol et de l'eau souterraine	7
4.1 Origine du 1,4-dioxane	7
4.2 Activités anthropiques et source de contamination potentielle.....	7
4.3 Occurrence du 1,4-dioxane dans l'environnement	11
5.0 Comportement du 1,4-dioxane dans l'environnement.....	15
6.0 Critères, seuils et normes pour le 1,4-dioxane utilisés par différentes juridictions ..	20
6.1 Critères de qualité pour l'eau	20
6.1.1 États-Unis.....	20
6.1.2 Canada.....	21
6.1.3 Ontario.....	21
6.1.4 Québec.....	22
6.1.5 Ailleurs dans le monde.....	22
6.2 Critères de qualité pour les sols	23
7.0 La stratégie à privilégier pour la caractérisation d'un site contaminé en 1,4-dioxane.....	24
7.1 Identification des sites contaminés qui devraient faire l'objet d'analyses pour le 1,4-dioxane.....	24
7.2 Localisation des puits d'observation permettant le suivi environnemental du 1,4-dioxane.....	24
7.3 Échantillonnage des sols lors des forages.....	25
7.4 Méthode d'aménagement des puits d'observation.....	26
7.5 Fréquence d'échantillonnage	26
8.0 Méthodes d'échantillonnage des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines à privilégier	27
8.1 Échantillonnage de sols.....	27
8.2 Échantillonnage de l'eau	28
8.2.1 Échantillonnage de l'eau du robinet (méthode EPA 522) :.....	30
8.2.2 Méthode d'échantillonnage de l'eau souterraine	30
8.2.3 Méthode d'échantillonnage pour l'eau de surface	36

8.3	Méthodes analytiques en laboratoire.....	36
8.3.1	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.....	36
8.3.2	Méthodes EPA	36
8.3.3	Autres méthodes récentes.....	37
8.3.4	Disponibilité des analyses au Québec	37
9.0	méthodes de traitement existantes pour les sols et les eaux souterraines (méthodes <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>).....	38
9.1	Traitement des sols	38
9.2	Traitement de l'eau souterraine.....	39
9.2.1	Contrôle hydraulique et traitement <i>ex situ</i>	39
9.2.2	Traitement <i>in situ</i> de l'eau souterraine.....	40
9.3	Suivi de l'atténuation naturelle	43
10.0	La façon dont sont gérés les sites comportant du 1,4-dioxane aux États-Unis	43
11.0	Références	46

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1. Propriété physico-chimiques du 1,4-dioxane

Tableau 4.1 : Activités anthropiques et sources de contamination potentielle

Tableau 6.1 Critères de qualité en 1,4-dioxane dans l'eau en vigueur aux États-Unis et ailleurs dans le monde.

Tableau 6.2 Critères de qualité en 1,4-dioxane dans l'eau en vigueur au Canada

Tableau 6.3 : Critères de qualité en 1,4-dioxane pour les sols

Tableau 8.1 : Agents de conservation utilisés selon la méthode EPA 522

Tableau 8.2 : Méthodes analytiques pour le 1,4-dioxane dans différents média

Tableau 9.1 : Technologies de traitement *ex situ* du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine

Tableau 9.2 : Technologies éprouvées de traitement *in situ* de l'eau souterraine

Tableau 9.3 : Technologies en développement de traitement *in situ* de l'eau souterraine

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1 Occurrence du 1,4-dioxane et des co-contaminants

Figure 4.2 Occurrence du 1,4-dioxane dans l'eau potable aux États-Unis à partir de l'étude de l'EPA

Figure 5.1. Modèle conceptuel général de distribution du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine (et comparaison avec le TCA)

Figure 5.2. Comparaison des longueurs de panache en 1,4-dioxane avec des composés chlorés (TCE et 1,1-DCE)

Figure 8.1 Évolution d'un panache de 1,4-dioxane en fonction de la distance et du temps tel que défini par l'échantillonnage des sols

Figure 8.2 : Écote

Figure 8.3 Pompe à inertie

Figure 8.4 : Pompe péristaltique

Figure 8.5 : Pompe à vessie

Figure 8.6: Sac de diffusion passif

Figure 8.7 : Échantillonneur discret (*Snap sampler*)

Figure 8.8 : Échantillonneur passif par diffusion

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Fiche technique sur le 1,4-dioxane

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Marco Boutin pour la mise en forme des figures et des tableaux présentés dans ce document.

LISTE DES ACRONYMES

CCME :	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ :	Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec
COV :	Composé organique volatil
Cr :	Chrome
DCE :	1,1-Dichloroéthylène
DCM :	Dichlorométhane
GC/MS-SIM :	Chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse, avec suivi d'un ion sélectionné
HDPE :	Polyéthylène haute densité
K _{ow} :	Coefficient de partage octanol-eau
µg/L :	Microgramme par litre (ou ppb, partie par milliard)
PCE :	Tetrachloroéthylène
PTFE :	Polytétrafluoroéthylène
RPP :	Échantillonneur statique passif par diffusion (sans purge) (<i>Rigid Porous Polyethylene Samplers RPP</i>)
SCOV :	Composé organique semi-volatil
SDP :	Sac de diffusion passif
TCA :	1,1,1-Trichloroethane
TCE :	Trichloroéthylène
TeCA :	1,1,2,2-Tétrachloroéthane
EPA :	United States Environmental Protection Agency (ou US EPA)

1.0 INTRODUCTION

Le 1,4 dioxane est un composé chimique soluble dans l'eau qui est présent historiquement dans de nombreux produits tels que les solvants, plastiques, adhésifs, peintures et produits dégivants. Son usage principal est la stabilisation chimique de certains solvants chlorés, en particulier le 1,1,1-trichloroéthane (TCA) et le trichloroéthylène (TCE). Il est également inclus en petite dose à l'intérieur de produits domestiques tels que les détergents ou les produits cosmétiques.

En plus du Canada, l'apparition du 1,4-dioxane dans les eaux de surface et souterraines a été rapportée aux États-Unis, au Japon, en Allemagne, aux Pays-Bas et au Royaume Uni (Water Research Foundation, 2014). Les sources principales de 1,4-dioxane dans les sources d'approvisionnement en eau potable sont les effluents d'eaux usées, les déversements accidentels, les fuites et les pratiques historiques de gestion des solvants chlorés usés qui contiennent ce composé. Le 1,4-dioxane a notamment été détecté dans l'eau souterraine de sites contaminés par des solvants chlorés ou de dépotoirs/sites d'enfouissement. Contrairement aux solvants chlorés, le 1,4-dioxane est soluble dans l'eau. De plus, ce composé ne s'adsorbe pas aux particules de sol, n'a pas tendance à être transféré dans la phase gazeuse lorsque dissous dans l'eau et est récalcitrant à la biodégradation.

Peu de juridictions présentent des lignes directrices en lien avec ce composé. Aux États-Unis, le 1,4-dioxane a été classé par l'Environmental Protection Agency (EPA) comme cancérigène probable vis-à-vis les humains. Ce potentiel cancérigène est associé à des tumeurs potentielles au nez et au foie. Des effets non cancérigènes au système nerveux, au foie et aux reins sont également associés au 1,4-dioxane. La principale voie d'exposition vis-à-vis le 1,4-dioxane chez l'humain en termes de dose et de risque est l'ingestion d'eau contaminée (MassDEP, 2015c).

Au Canada, Santé Canada ne propose pas de recommandation pour la qualité de l'eau potable au sujet du 1,4-dioxane, mais des travaux, en vue de l'élaboration d'une telle recommandation, ont été initiés.

Dans cette perspective, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques (MDDELCC), a octroyé un mandat à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) afin de procéder à une revue de littérature sur le composé chimique 1,4-dioxane.

L'objectif principal de la présente étude consiste donc à rédiger un rapport scientifique couvrant les différents aspects liés au 1,4-dioxane et à la gestion des terrains contaminés par ce composé. Les aspects couverts par le rapport sont les suivants :

- 1) L'occurrence du 1,4-dioxane et les activités anthropiques susceptibles de générer une contamination du sol et/ou de l'eau souterraine en 1,4-dioxane;

- 2) La description du comportement du 1,4-dioxane dans l'environnement;
- 3) Ses propriétés physico-chimiques;
- 4) La stratégie à privilégier pour la caractérisation d'un site contaminé en 1,4-dioxane, incluant le choix de la localisation des puits d'observation de l'eau souterraine, leur aménagement et le choix de la localisation des échantillons de sol;
- 5) Les critères, seuils et normes pour le 1,4-dioxane utilisés par différentes juridictions;
- 6) Les méthodes d'échantillonnage des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines à privilégier;
- 7) Les méthodes de traitement existantes pour les sols et les eaux souterraines (méthodes *in situ* et *ex situ*);
- 8) La façon dont sont gérés les sites comportant du 1,4-dioxane aux États-Unis.

Outre la rédaction de ce rapport scientifique, le mandat inclut également la rédaction d'une fiche technique à partir des informations qui sont présentées dans le rapport. Cette fiche technique est destinée aux directions régionales du MDDELCC, et est présentée à l'annexe A. Elle a été rédigée de manière concise dans le but d'en faire un outil facilement utilisable et applicable par les différents intervenants régionaux du MDDELCC.

2.0 DOCUMENTATION CONSULTÉE

La revue de littérature présentée dans ce rapport a été élaborée à partir des différentes sources d'informations suivantes :

- Un ouvrage de référence: “*Environmental Investigation and Remediation – 1,4-Dioxane and other solvent stabilizers*” (Mohr et al., 2010);
- Une revue de littérature existante: “*La problématique du 1,4-dioxane associé aux solvants chlorés dans le traitement de l'eau souterraine*” (Houde, 2012);
- Le contenu de conférences scientifiques récentes :
 - *Emerging Contaminants Summit – Detection, Treatment, Regulation* (mars 2016, Westminster, CO);
 - *Northeast Waste Management Officials Association (NEWMOA), 1,4-Dioxane Assessment and Remediation Workshop* (septembre 2015, Westford, MA) (<http://www.newmoa.org/events.cfm?m=175>);
- Des articles publiés à l'intérieur de journaux scientifiques;
- De la documentation en provenance d'instances gouvernementales fédérales, provinciales, d'états américains ou d'autres pays: Santé Canada, Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), *U.S. Environmental Protection Agency* (EPA), Ministère de l'environnement de l'Ontario (MOE), MDDELCC et départements environnementaux d'états américains et d'autres pays;
- De l'information fournie par des entreprises en environnement (entreprises de réhabilitation environnementale et laboratoires scientifiques).

La section des références présentées à la fin du texte liste l'ensemble des documents cités dans ce rapport.

3.0 PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU 1,4-DIOXANE

Dans des conditions ambiantes normales, le 1,4-dioxane est un liquide volatil, inflammable et incolore. Les propriétés physico-chimiques du 1,4-dioxane sont présentées au tableau 1. Parmi ces propriétés, celles qui influencent le plus le comportement du 1,4-dioxane dans les sols et l'eau souterraine sont les suivantes :

- Solubilité : le 1,4-dioxane est miscible dans l'eau et peut donc voyager à l'intérieur d'un panache d'eau souterraine contaminée, il a plus d'affinité pour l'eau que pour les composés organiques, tel que l'indique son coefficient de partage octanol-eau K_{ow} ;
- Adsorption : le composé en phase dissoute s'adsorbe peu à la matière organique des sols et sa progression n'est donc pas retardée par rapport à celle de l'eau souterraine;
- Partition air/eau : la constante de Henry faible du 1,4-dioxane témoigne d'une partition préférentielle dans l'eau par rapport à l'air. Il n'aura donc pas tendance à transférer de la phase aqueuse vers la phase gazeuse. Par contre, il est volatil lorsqu'exposé directement à l'air, tel que défini par sa pression de vapeur élevée;
- Biodégradation : le composé est récalcitrant aux mécanismes naturels de biodégradation qui existent dans un environnement contaminé.

Tableau 3.1 : Propriété physico-chimiques du 1,4-dioxane

Propriété	Valeur	Temp. (°C)	Référence
Numéro CAS	123-91-1		PubChem, 2016
Formule chimique	C ₄ H ₈ O ₂		Environnement Canada et Santé Canada, 2010
Composition (massique)	C 54,53%; H 9,15%; O 36,32%		Mohr et al., 2010
Classe chimique	Composé organique hétérocyclique		Environnement Canada et Santé Canada, 2010
Couleur	Claire		PubChem, 2016
Odeur	Faible odeur étherée		PubChem, 2016
Masse moléculaire	88,10512 g/mol	n/d	PubChem, 2016
	85,8 cm ³ /mol	25	Mohr et al., 2010
Masse volumique	1,028 g/cm ³	20	Mohr et al., 2010
Solubilité dans l'eau	>800 g/L (Miscible)	25	PubChem, 2016
Température d'auto-ignition	180 °C		PubChem, 2016
Point d'ébullition	varie selon l'auteur entre :		Mohr et al., 2010
	101,1 - 101,5 °C		Environnement Canada et Santé Canada, 2010
Point de fusion	11,80 °C		EPA, 2014
Point d'ignition	12 °C		Mohr et al., 2010
Limite d'explosivité	2% (inf.) 22% (sup.)	25	Mohr et al., 2010
Pression de vapeur	29,0 mm Hg (3,9 kPa)	20	PubChem, 2016
	38,1 mm Hg (5,08 kPa)	25	EPA, 2014
Taux relatif d'évaporation	2,70 (Butyl acetate = 1)		PubChem, 2016
	2,42		Mohr et al., 2010
Densité de vapeur	3,03 (Air =1)		PubChem, 2016
Constante de la loi de Henry	0,49 Pa*m ³ /mol	25	EPA, 2014
	4,80 x 10 ⁻⁶ atm*m ³ /mol		Environnement Canada et Santé Canada, 2010
Coefficient d'adsorption sur le carbone organique (K _{oc})	17		Mohr et al., 2010
	1,23		EPA, 2014
Coefficient de partage octanol-eau (K _{ow})	-0,27		EPA, 2014
	-0,27		PubChem, 2016
Tension de surface (liquide pur)	32,75 mN/m	25	PubChem, 2016
	29,28 mN/m	50	
Viscosité	0,012 cp (Eau = 0.9 cp)	25	PubChem, 2016
Polarité	16,4 (Eau = 100)		Mohr et al., 2010
Index de réfraction	1,4224	20	Mohr et al., 2010
Constante de dissociation acide (P _{ka})	-2,92		Mohr et al., 2010
Constante diélectrique	2,209		Mohr et al., 2010
Absorption maximum de lumière Ultraviolet	180 nm		Mohr et al., 2010
Chaleur de vaporisation	98.6 cal/g		Mohr et al., 2010
Chaleur spécifique	36,01 cal/(mol K)	n/d	Mohr et al., 2010
	0,420 cal/g	20	
Biodégradation	Réclacitrant en raison de sa structure moléculaire		Li et al., 2010

4.0 OCCURRENCE DU 1,4-DIOXANE ET ACTIVITÉS ANTHROPIQUES SUSCEPTIBLES DE GÉNÉRER UNE CONTAMINATION DU SOL ET DE L'EAU SOUTERRAINE

4.1 Origine du 1,4-dioxane

Le 1,4-dioxane n'a pas de source naturelle connue (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). Sa production a débuté en 1951. Ce composé fut breveté en 1957 par la compagnie *Dow Chemical* pour stabiliser des solvants chlorés (Bachtel, 1957; Jacobs, 2013). Il a été produit par l'industrie chimique (par exemple BASF Corp, Californie). Au moins trois procédés chimiques peuvent être utilisés pour le produire (Surprenant, 2000; Lewis, 2007):

- *la déshydratation et la fermeture d'un anneau de diéthylène glycol*
- *la déhydrohalogénéation du 2-chloro-2-hydroxydiéthyl ether*
- *du traitement alcalin du beta-dichloroéthyl-éther*

4.2 Activités anthropiques et source de contamination potentielle

Par le passé, la libération de 1,4-dioxane dans l'environnement était surtout associée à son usage comme stabilisateur pour les solvants chlorés, notamment le TCA. Le TCA était un solvant utilisé pour le dégraissage de pièces métalliques. Les formulations de TCA utilisées pour cette fonction contenaient entre 1 et 10% de 1,4-dioxane, sur une base volumique (MassDEP, 2015c). Conséquemment, les sources les plus importantes de 1,4-dioxane dans les eaux souterraines sont associées à l'utilisation du TCA, le déversement d'eaux usées, les déversements accidentels dans l'environnement et le mode de gestion des solvants (entreposage, élimination).

Depuis 1996, date à laquelle la production de TCA a été bannie pour préserver la couche d'ozone (Protocole de Montréal et EPA Clean Air Act), le relargage de 1,4-dioxane dans l'environnement devrait être significativement moindre qu'à l'époque où le TCA était en usage (ATSDR, 2012). Cependant, le 1,4-dioxane est encore produit aujourd'hui pour d'autres usages aux États-Unis et utilisé dans plusieurs produits industriels tels que les plastiques, les adhésifs, les résines, etc. L'utilisation annuelle de ce composé au Canada se situerait entre 10 000 et 100 000 kg (Environnement Canada, données pour 2006). Le 1,4-dioxane est principalement utilisé comme solvant dans la recherche et le développement (Environnement Canada et Santé Canada, 2010). Il a également été utilisé comme dégivrant, agent mouillant et dispersant.

On le trouve également sous la forme d'impureté dans des produits de soins personnels : savons, shampoings et détergents, etc. Dans ces cas, le 1,4-dioxane est le sous-produit d'une réaction chimique impliquée dans la manufacture des produits, qui consiste à ajouter un oxyde d'éthylène aux formulations dans le but d'adoucir les produits de soins personnels (MassDEP, 2015c). Des résidus de 1,4-dioxane peuvent également se retrouver dans des agents de conservation alimentaires, des produits d'emballage alimentaire, et aussi à l'intérieur de pesticides (ex. tomate

murie sur vigne) (Environnement Canada et Santé Canada, 2010, et MassDEP, 2015c). Récemment, Santé Canada a émis l'interdiction d'avoir du 1,4-dioxane dans les cosmétiques (Santé Canada, 2015).

Les principales activités anthropiques générant une contamination potentielle de l'environnement par du 1,4-dioxane sont résumées au tableau 2.

Tableau 4.1 : Activités anthropiques et sources de contamination potentielle

<i>Utilisation</i>	<i>Exemple de produit*</i>	<i>Source</i>
Solvant dans la fabrication et le traitement chimique de nombreux produits dont les suivants :	<i>plastiques</i>	<i>fumigènes</i>
	<i>caoutchoucs</i>	<i>acétates de cellulose</i>
	<i>adhésifs</i>	<i>produits pharmaceutiques</i>
	<i>pâtes de bois</i>	<i>médicaments vétérinaires</i>
	<i>pâtes à polir</i>	<i>produits de santé naturels</i>
	<i>résines</i>	<i>laques</i>
	<i>graisses</i>	<i>verniss</i>
	<i>huiles</i>	<i>peintures</i>
Produits domestiques (ingrédients ou impureté)	<i>colorants</i>	<i>cires</i>
	<i>agents de nettoyage et détergents</i>	
	<i>cosmétiques</i>	
	<i>désodorisants</i>	
	<i>shampoings</i>	
Agent mouillant et dispersant	<i>savons liquides (ex. : gels douche, bains moussants, etc)</i>	
	<i>crèmes hydratantes</i>	
Agent mouillant et dispersant	<i>industrie textile (catalyseur de polymérisation)</i>	<i>CCME, 2008</i>
Dégivrant (utilisé jusqu'en 2000)	<i>liquides de déglçage pour les avions</i>	<i>liquides antigel</i>
Domaine médical et recherche		<i>Mohr et al., 2010</i>
	<i>liquide pour le comptage à scintillations</i>	
	<i>spectroscopie</i>	
	<i>photochimie</i>	
	<i>réactif ou élément en chromatographie</i>	<i>CCME, 2008</i>
	<i>agent déshydratant dans la préparation de coupes histologiques</i>	
* Liste non exhaustive et ne tenant pas compte de la proportion de dioxane dans le mélange		

Les principales sources de 1,4-dioxane dans l'environnement sont conséquemment associées à la fabrication de produits associés aux usages présentés au tableau 2, et à la gestion/disposition des produits correspondant à ces usages suivant leur utilisation (Commission européenne, 2002). Les principales sources de 1,4-dioxane dans l'environnement sont les suivantes (avec exemples issus de la littérature) :

- **Les lieux où les solvants chlorés ou le 1,4-dioxane sont utilisés** : Les manufactures de solvants chlorés, les laboratoires de recherche utilisant le 1,4-dioxane comme réactif, les sites militaires où des solvants chlorés ont été utilisés et les aéroports où des déglaçants ont été utilisés. Dans les produits associés au 1,4-dioxane on peut se retrouver directement dans les fosses septiques et les champs d'épuration (en l'absence de réseau d'égout sanitaire), ou directement dans l'environnement suite à l'utilisation (ex. fossés de drainage;
- **Les eaux usées municipales ou industrielles**: Des concentrations de l'ordre de 3 ppb ont été mesurées dans des eaux usées au Michigan avant leur traitement (affluent). Le traitement des eaux usées a réduit ces concentrations à 2 ppb (effluent) (Skadsen et al., 2004). Des concentrations de 16 ppb (affluent) et 11 ppb (effluent) ont également été mesurées au Japon. Dans le cas du Japon, la source a été identifiée comme une pollution industrielle et liée à l'utilisation de tensioactifs (Abe, 1999, cité dans Mohr et al., 2010). Une étude réalisée par l'Université de la Caroline du Nord avait comme objectif d'identifier les sources d'émission de 1,4-dioxane dans le plus important bassin versant de l'état, soit la rivière Cape Fear. Des échantillons d'eau de surface furent prélevés entre octobre 2014 et juillet 2015 et les résultats de l'étude montre que les effluents de trois usines de traitement d'eaux usées seraient en majorité responsables des concentrations élevées en 1,4-dioxane dans l'eau du bassin versant de la Cape Fear (Sun, M. et al., 2016). Les concentrations mesurées varient de $<0.15 \mu\text{g/L}$ dans l'eau non contaminée de la rivière à plus de $436 \mu\text{g/L}$ en aval des effluents des usines de traitement. Directement dans l'effluent de l'usine les concentrations varient grandement avec des valeurs 1.3 à $2.7 \mu\text{g/L}$ à un endroit et de 105 à $1\ 405 \mu\text{g/L}$ à un autre;
- **Les lixiviats des sites d'enfouissement** : Le 1,4-dioxane serait fréquemment détecté dans les lixiviats issus de sites d'enfouissement municipaux et industriels, de même que dans les gaz produits par ces dépotoirs. Les sites d'enfouissement les plus susceptibles de relarguer le 1,4-dioxane dans les eaux souterraines et l'air sont ceux où ont été enfouis des résidus de distillation, des solvants usés, des filtres à peinture, des rejets de laboratoire, des résidus d'encre, des contenants de pesticides, des produits d'entretien ménager contenant du TCA (aussi appelé chloroforme de méthyl), et des boues en provenance d'industrie du

textile, de la production de résine et de membranes de cellulose d'acétate (Mohr, T., 2010, p.105). Les sites d'enfouissement ayant reçu des cendres d'incinérateurs de déchets et les résidus de compaction à chaud des plastiques seraient également une source de relargage de 1,4-dioxane dans les eaux souterraines par l'entremise du lixiviat (Fujiwara et al., 2008; Yasuhara et al., 2003, cité dans Houde, H. 2012). Au New-Hampshire, le *Hazardous Remediation Bureau du New Hampshire Department of Environmental Services* a présenté un résumé des détections en 1,4-dioxane à partir des résultats obtenus par les différents programmes américains (*Contaminated site program (Hazardous waste sites/Unlined and lined landfills); Contaminated well program; Drinking water program; Groundwater discharge program*) (NEWMOA, 2015). Le constat pour les sites contaminés était que les détections dans l'eau se retrouvaient dans les sites *Superfund* et les enfouissements sanitaires la plupart du temps sans membrane ou dans le lixiviat des sites d'enfouissement avec membranes. La plupart de ces sites comportait la présence de solvants. Quelques puits d'approvisionnement en eau ont été impactés dans le cas d'un grand site. Les implications/impacts sur la gestion des sites contaminés impliquent de procéder à de la réhabilitation supplémentaire, à poursuivre la réhabilitation en cours, à observer des panaches de contamination en expansion et ainsi trouver des sources d'approvisionnement en eau alternatives, à reporter la fermeture des sites et à ajouter les sites au programme d'échantillonnage. Le *drinking water program* qui est un programme volontaire d'échantillonnage a permis de vérifier la qualité de 215 sources d'approvisionnement en eau. Il présente les détections en 1,4-dioxane dans l'eau en trois classes : $>3 \mu\text{g/L}$, de $>0,35$ à $3 \mu\text{g/L}$, et $>LD$ (limite de détection de la méthode) à $0,35 \mu\text{g/L}$. Sur les 215 sources dix (4,7%) avaient des détections selon la répartition de 4 (1,9%), 3 (1,4%) et 3 (1,4%) pour chacune des classes respectives;

- **La mauvaise gestion des solvants chlorés usés :** Les anciens lieux de disposition des résidus de nettoyage des pièces métalliques (fonds de cuves) ainsi que les lieux de disposition utilisés par les entreprises de récupération de solvants seraient les plus à risque d'être à l'origine d'une contamination en 1,4-dioxane dans les eaux souterraines. La contamination en 1,4-dioxane est alors associée à une contamination en solvants chlorés (Mohr et al., 2010) (Houde, H. 2012). L'exemple d'Ann Arbor au Michigan illustre bien un tel cas : La contamination en 1,4-dioxane dans l'eau souterraine a été découverte au début des années 80, et la source de contamination est connue et provient d'une manufacture de filtres médicaux (Gelman Sciences qui est devenu plus tard Pall Life sciences). Le panache d'eau souterraine contaminée fait 4,8 km de long par 1,6 km de largeur. Le panache a entraîné la fermeture d'un puits municipal située à l'ouest de la ville d'Ann Arbor (Stanton, 2016 a,b,c). Le panache a été tracé selon deux zones de concentration en 1,4-dioxane : une supérieure à $85 \mu\text{g/L}$ et une autre entre 1 et $85 \mu\text{g/L}$. Une carte illustre l'étendue de la contamination :

http://www.ewashtenaw.org/government/departments/environmental_health/card/1-4-dioxane-plumes-and-well-locations-map-1;

- **Déversements et fuites accidentels:** En milieu industriel il arrive parfois que des fuites et des déversements accidentels se produisent lors d'opérations de transbordements ou par des conduites enfouies ou hors terre.

4.3 Occurrence du 1,4-dioxane dans l'environnement

La figure 4.1 présente les résultats d'une enquête récente (Dombrowski, 2015) sur plus de 70 sites américains affectés par le 1,4-dioxane. Elle met en évidence le type d'utilisation des sites où le composé a été détecté, de même que les autres contaminants associés à la présence de 1,4-dioxane.

Les sites industriels (industries chimiques et pharmaceutiques) représentent la majorité (58%) des sites où le 1,4-dioxane a été détecté. Ces sites incluent les manufacturiers et utilisateurs de solvants chlorés. Les sites gouvernementaux et militaires représentent quant à eux chacun 20% de ces sites. De façon plus marginale, les sites associés à l'énergie (incluant les sites de production de pétrole et de gaz) totalisent 2% des sites où du 1,4-dioxane est détecté.

Conformément à son principal usage de stabilisateur de solvants chlorés, le 1,4-dioxane a été détecté en compagnie du trichloroéthylène (TCE), du 1,1-dichloroéthylène (DCE) ou du TCA dans 15 à 40% des cas répertoriés. En effet, il a été rencontré à près de 80% en compagnie de proportions variables de ces composés organiques (TCE/DCE/TCA). Il peut se retrouver parfois associé à une contamination au chrome (Cr), et à d'autres composés organiques. Le 1,4-dioxane a été rencontré seul (sans autres contaminants) dans 10% des cas analysés.

Une autre source qui étudia la co-occurrence du 1,4-dioxane avec les solvants chlorés TCA et TCE dans 49 sites de la U.S. Air Force rapporte que 94% des détections en 1,4-dioxane dans les puits d'observation étaient associées à la présence de TCA ou TCE (64% des détections étant associées au TCE seulement) (Anderson et al., 2012).

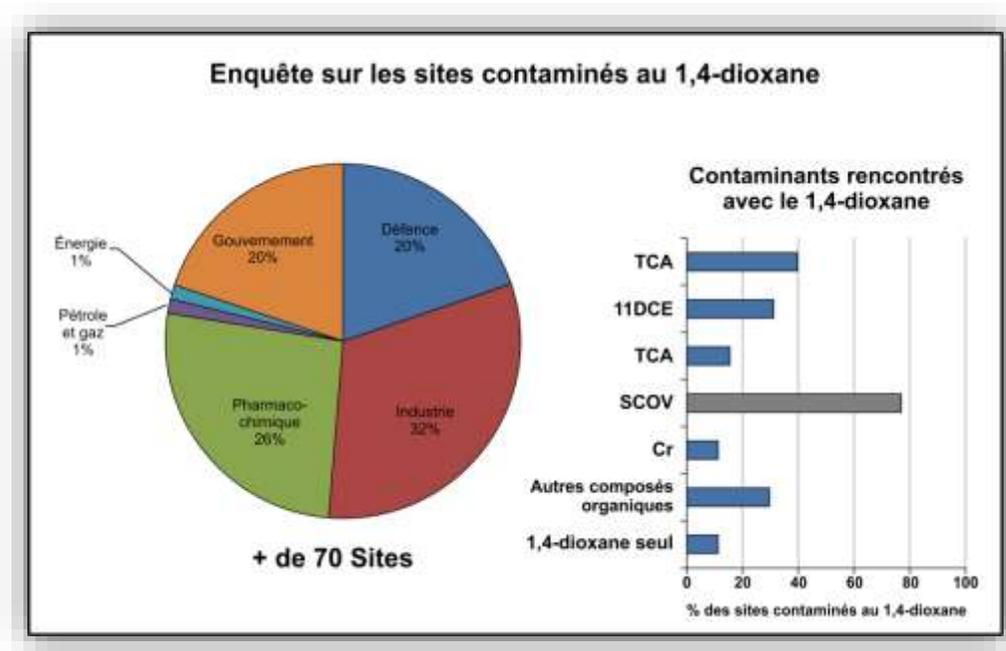


Figure 4.1 : Occurrence du 1,4-dioxane et des co-contaminants (d’après Dombrowski, 2015)

Au Québec, l’occurrence en 1,4-dioxane est peu connue. Pour le site de production de solvant chloré localisé à Shawinigan, le solvant produit ne contiendrait pas de 1,4-dioxane (Communication personnel, Jean Paquin, Sanexen). La manufacture de Shawinigan produisait du TeCA (1,1,2,2-tétrachloroéthane) un composé intermédiaire pour la production aux États-Unis de TCE et de PCE auxquels du 1,4-dioxane était ajouté (Morrison, 2014).

Dans le cadre du *Programme de surveillance de la qualité de l’eau potable*, le MDDELCC a procédé à l’échantillonnage pour l’analyse du 1,4-dioxane lors de projets portant sur les composés organiques volatils et semi volatils ainsi que sur les produits pharmaceutiques et de soins pressonnels. Ainsi, entre 2010 et 2016, 24 installations de production d’eau potable alimentées en eau souterraine ou de surface ont fait l’objet de 1 à 4 campagnes d’échantillonnage. Le 1,4-dioxane n’a été détecté dans aucun des échantillons prélevés (limite de détection entre 0,03 et 0,5 µg/L.) Aux États-Unis, un programme de l’EPA (UCMR3) ayant suivi plus de 5000 systèmes publics d’approvisionnement en eau potable a permis quelques 32 000 analyses de 1,4-dioxane entre le 1^{er} janvier 2013 et le 31 décembre 2015 (Figure 4.2) Environ 800 analyses (2,4%) ont détecté la présence de 1,4-dioxane au-dessus de la valeur seuil de 0,46 µg/L.

Aux États-Unis, le 1,4-dioxane a été inclus au programme fédéral UCMR3 (Unregulated Contaminant Monitoring Rule (UCMR3) 2013-2015) de l’EPA. Ce programme avait comme objectif d’évaluer si une réglementation fédérale était nécessaire pour suivre les concentrations en 1,4-dioxane dans l’eau potable. Les niveaux en 1,4-dioxane ont été mesurés par la méthode EPA 522 à travers les États-Unis dans 34684 échantillons et les résultats de 2016 ont démontré que 7%

des échantillons avaient des concentrations supérieures à la limite de détection la plus basse (0,07 µg/L) et 3% des échantillons possédaient des valeurs supérieures à 0,35 µg/L (critère pour 10⁻⁶ risque de cancer) (EPA, 2016).

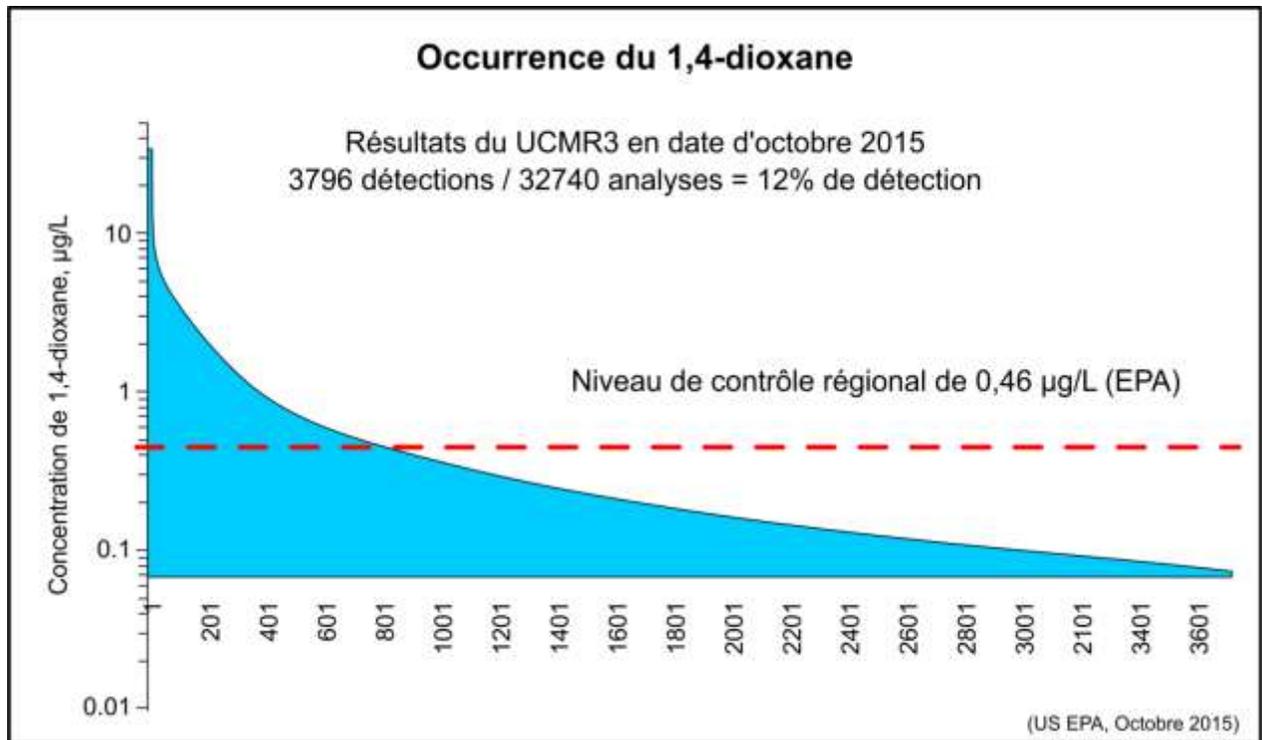


Figure 4.2 : Occurrence du 1,4-dioxane dans l'eau potable aux États-Unis à partir de l'étude de l'EPA (d'après Diguseppi, 2016)

5.0 COMPORTEMENT DU 1,4-DIOXANE DANS L'ENVIRONNEMENT

Le comportement du 1,4-dioxane dans l'environnement sera affecté par la composition et les propriétés du mélange ou du produit qui le contenait à l'origine, et le type d'utilisation de ce mélange ou de ce produit (Jacobs, 2013). Par exemple, au moment de s'infiltrer dans les sols, le 1,4-dioxane peut être déjà sous forme dissoute dans l'eau (ex. lixiviation de site d'enfouissement, émissions de champs d'épuration, exfiltration d'eaux usées dans les sols, etc.). Au moment de s'infiltrer dans les sols, il peut également exister sous forme de phase organique immiscible avec l'eau (ex. déversement accidentel ou intentionnel de solvants chlorés (TCE ou TCA), fuite d'une conduite ou d'un réservoir, mauvaise pratique de disposition de solvants usés, etc.).

Un modèle conceptuel qui présente le comportement général du 1,4-dioxane associé à un déversement de solvants chlorés (mélange de TCA et 1,4-dioxane) est présenté à la figure 5.1. À partir du point de déversement, le mélange de TCA et de 1,4-dioxane, qui est immiscible dans l'eau et plus dense que l'eau, migre en profondeur dans le sol sous l'effet de la gravité. Cette migration entraîne la présence dans les sols non saturés et saturés d'accumulations locales et d'une phase résiduelle de solvants. La phase résiduelle est trappée dans les pores du sol par des forces capillaires, alors que les accumulations locales reposent sur des couches de perméabilités plus faibles (Mercer et Cohen, 1990).

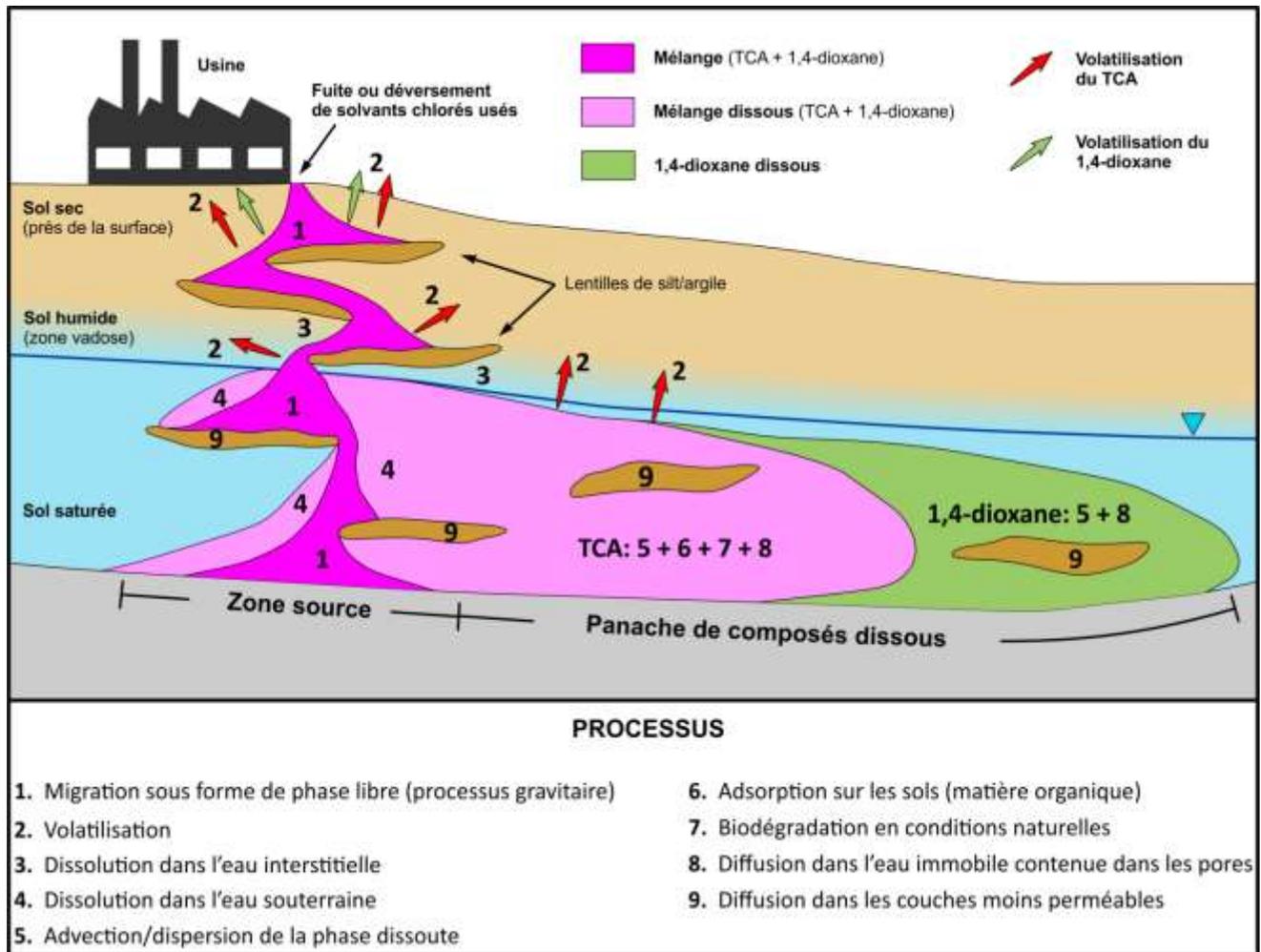


Figure 5.1 : Modèle conceptuel général de distribution du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine (et comparaison avec le TCA)

Les sols non saturés et saturés qui renferment ces accumulations locales et cette saturation résiduelle constituent la zone source. À l'intérieur de cette zone source, les processus suivants ont cours :

- Le 1,4-dioxane et le TCA seront volatilisés dans l'air (sols secs);
- Pour le 1,4-dioxane, sa faible constante de Henry fait en sorte qu'en présence d'humidité dans les sols, le 1,4-dioxane va transférer préférentiellement dans l'eau plutôt que dans l'air;
- Son adsorption aux particules de sol étant limitée en raison de son coefficient de partition octanol-eau faible (Mohr 2001; Walsom and Tunnicliffe 2002), sa migration dans l'eau sera donc favorisée (US EPA, 2006; Dumbrowski, 2015). La masse de 1,4-dioxane retenue à l'intérieur de la zone source est donc généralement faible et rend les technologies

d'enlèvement de masse moins intéressantes à appliquer (Adamson et al., 2016);

- Contrairement au 1,4-dioxane, le TCA est immiscible dans l'eau et ce composé aura plus tendance à s'adsorber à la matière organique des sols. Les sols en contiendront donc davantage;
- Dans la zone saturée des sols, le 1,4-dioxane sera dissous dans l'eau. Aussi, il va diffuser sous l'effet d'un gradient de concentration dans la porosité immobile des sols (plus petits pores, cul-de-sac) et dans les couches de plus faible perméabilité, ce qui contribuera à son emmagasinement dans le milieu.

Cette zone source est alors responsable de la contamination des eaux souterraines qui la traverse, et elle générera un panache en composés dissous dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine. À l'intérieur de ce panache, le TCA et le 1,4-dioxane en phase dissoute auront des comportements différents de par leurs propriétés physico-chimiques. Ce comportement différent, illustré à la figure 5.1, se résume ainsi :

- Le TCA sera soumis aux processus d'advection/dispersion de l'eau souterraine, d'adsorption aux particules de matière organique, qui entraînera un retard dans la migration de la phase dissoute par rapport à celle de l'eau souterraine, de volatilisation dans l'air située au-dessus de la zone saturée et de diffusion dans la porosité immobile et dans les couches de sol de perméabilité plus faible (ex. silt ou argile). Des processus de biodégradation peuvent également contribuer à la réduction des concentrations en TCA à l'intérieur du panache;
- Le modèle conceptuel de la figure 5.1 est basé sur la nature hydrophile du 1,4-dioxane. Cette nature hydrophile se traduit par une grande solubilité dans l'eau et par une faible adsorption à la matière organique (Adamson et al. 2014). Le 1,4-dioxane sera donc soumis aux processus d'advection/dispersion de l'eau souterraine et de diffusion dans la porosité immobile et dans les couches de sol de perméabilité plus faible. Sa nature hydrophile favorise un mélange rapide avec l'eau souterraine et augmente son potentiel de migration dans l'eau souterraine. Comme le composé n'est pas adsorbé, le front du panache en 1,4-dioxane n'est pas retardé par rapport à l'eau souterraine et la longueur du panache de 1,4-dioxane peut être plus grande que celle en TCA. De plus, lorsqu'en présence d'un autre composé organique (ex. TCA), le potentiel d'adsorption est encore plus réduit car le composé organique aura tendance à occuper préférentiellement les sites d'adsorption, ce qui augmente la présence du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine (Zenker et al., 2003). Finalement, il n'y a pas de transfert du 1,4-dioxane dans l'air (faible constante de Henry) et la biodégradation est faible, ce qui contribue également à l'étendu du panache en composés dissous.

La diffusion dans la porosité immobile et dans les couches granulométriques de perméabilité plus faible (Adamson et al., 2016) peuvent entraîner une réduction des concentrations en 1,4-dioxane. Cependant, la porosité immobile a alors le potentiel d’agir comme « réservoir » pour la diffusion (« back diffusion ») de 1,4-dioxane à long terme. Si la proportion d’eau immobile est élevée dans le panache, alors la masse ainsi stockée sous forme dissoute peut-être importante (Horst, 2005). La maturité du panache doit donc être considérée car elle influence la durée d’émission de 1,4-dioxane dans le milieu, et la présence de 1,4-dioxane dans l’eau sera détectée bien après l’enlèvement ou le contrôle de l’émission de la source (US EPA, 2006).

De façon générale et en accord avec ce modèle conceptuel, les panaches de 1,4-dioxanes occupent donc de grandes superficies sur la majorité desquelles les concentrations en 1,4-dioxane sont faibles (Li et al., 2014). Aussi, comme les programmes de caractérisation des eaux souterraines incluant les composés chlorés excluent souvent le 1,4-dioxane, les limites géographiques des panaches de 1,4-dioxane sont souvent incertaines (Mohr et al., 2010).

En plus des propriétés physico-chimiques du 1,4-dioxane, le modèle conceptuel doit tenir compte de de l’historique d’utilisation des solvants chlorés. Un historique différent pourrait par exemple entraîner un panache en solvants chlorés (ex. TCA) qui excède en longueur celui du 1,4-dioxane, tel que le démontre un recensement récent de 103 sites contaminés en Californie (figure 5-2, Adamson et al. 2014). Seuls 21% de ces sites montrent un panache en 1,4-dioxane qui excède en longueur celui des autres composés (solvants chlorés), et dans la plupart des cas (56%) le panache en autres composés chlorés excède en longueur celui en 1,4-dioxane. Par exemple, une industrie a pu privilégier l’utilisation historique de TCE (sans 1,4-dioxane) avant de remplacer le TCE par du TCA (avec 1,4-dioxane), ce qui expliquerait un panache plus étendu en TCE qu’en 1,4-dioxane.

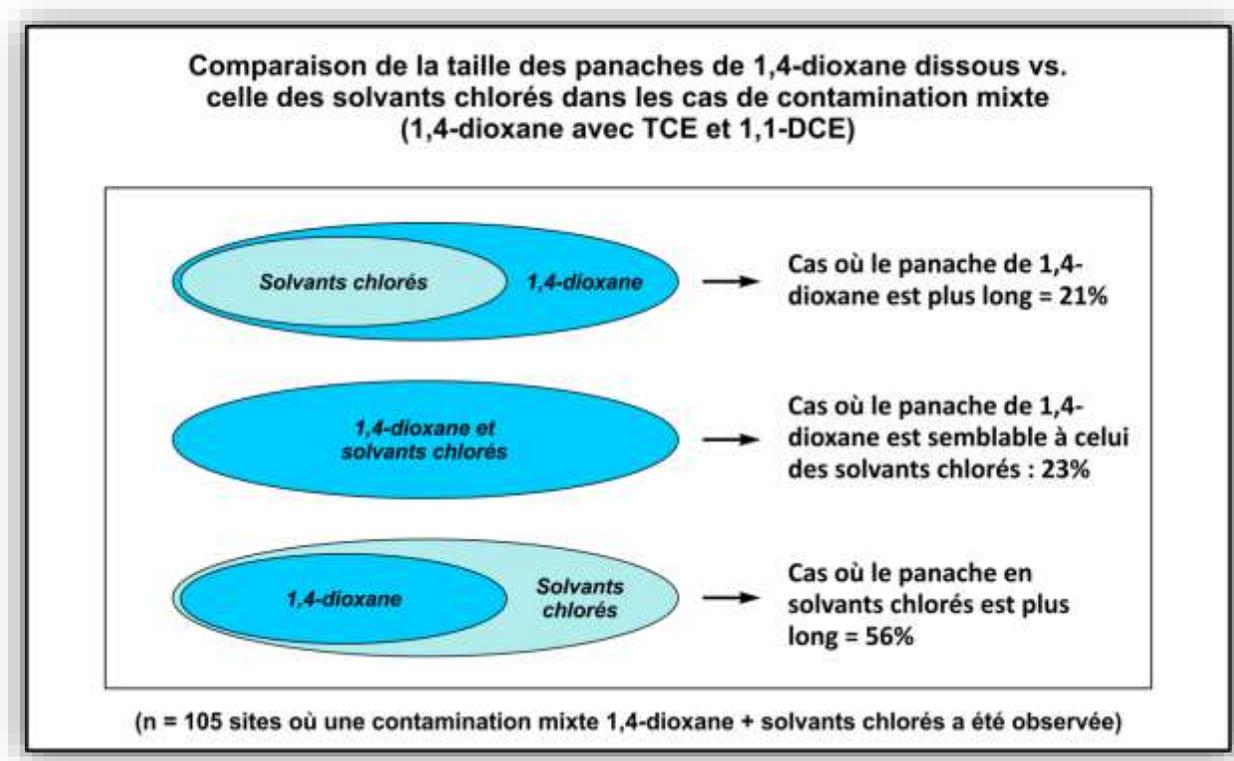


Figure 5.2 : Comparaison des longueurs de panache en 1,4-dioxane avec des composés chlorés (TCE et DCE) (d'après Adamson et al. 2016)

6.0 CRITÈRES, SEUILS ET NORMES POUR LE 1,4-DIOXANE UTILISÉS PAR DIFFÉRENTES JURIDICTIONS

Cette section fait un survol des critères pour le 1,4-dioxane dans l'eau et les sols provenant de différents pays dont le Canada, la France, l'Allemagne, le Japon et l'Australie et différents provinces/états dont le Québec, l'Ontario et 33 états américains. Étant donné leur taille, les tableaux 6.1 et 6.2 auxquels le texte fait référence dans cette section sont placés à la fin du rapport.

6.1 Critères de qualité pour l'eau

6.1.1 États-Unis

Aux États-Unis, il n'existe pas de norme fédérale qui régleme le 1,4-dioxane dans l'eau souterraine utilisée comme eau potable. Cependant, l'US EPA rend publique la concentration correspondant à un cas additionnel de cancer de 1 000 000 (1×10^6) et certaines directions régionales ont émis une ligne directrice portant sur la concentration pour un niveau de dépistage dans l'eau du robinet. Les États adoptent leurs propres critères et lignes directrices. Certains états ont adopté un seuil auquel les autorités doivent aviser le public lorsqu'il est atteint. Il existe également des limites auxquelles la production d'eau potable doit être interrompue.

Le tableau 6.1 présente un portrait des différents critères en vigueur aux États-Unis. Il a été construit en mettant à jour celui de Mohr et al., 2010 et celui de Houde, 2012. En tout 33 états possèdent des critères pour le 1,4-dioxane dans l'eau. Les critères pour l'eau potable sont présentés à la première colonne. Bien que la majorité des valeurs soient comprises entre 3 et 85 µg/L, certaines sont nettement plus élevées en raison de la durée d'exposition prise en compte dans le calcul du critère. La plupart des valeurs correspondent à une consommation quotidienne. Certains états tels le Michigan ou le Dakota du Sud précisent une durée d'exposition d'un ou dix jours associée à leur critère, ce qui donne lieu à des valeurs beaucoup plus grandes (85 et 350 : 300 et 4 000 µg/L respectivement). Les critères les plus sévères sont ceux du New-Hampshire à 0,25 µg/L, du Massachusetts à 0,30 µg/L, du Colorado à 0,35 µg/L et du New-Jersey à 0,40 µg/L. Le critère le plus élevé est celui du Dakota du Sud pour une exposition d'une journée à 4000 µg/L. La seconde colonne présente les critères pour l'eau souterraine en général, sans préciser si elle constitue une source d'eau potable ou non. Les limites qu'on y retrouve varient de 1 à 77 µg/L, à l'exception de celle du Nouveau-Mexique qui présente une limite pour une exposition de 10 jours à 568 µg/L. Deux états (Pennsylvanie et Massachusetts) possèdent un critère pour l'eau souterraine non potable avec des plages de valeurs de 64 à 240 µg/L et 6000 à 50000 µg/L respectivement (colonne 3 du Tableau 6.1). Au Colorado un critère de 3,2 à 6,1 µg/L s'applique pour la résurgence de l'eau souterraine dans l'eau de surface destinée à la consommation. Différents seuils ont été établis par certains états en tant qu'alerte ou nécessitant une intervention à la source (tableau 6.1)

Plusieurs états ont basé leurs critères de potabilité sur la ligne directrice émise par leur direction régionale de l'US EPA. Certaines régions l'ont établie à 6,1 µg/L (US EPA, 2009), alors que d'autres ont utilisé la valeur de 0,35 µg/L correspondant à un risque additionnel de cancer de

1×10^{-6} . Cette valeur qui était de 3 µg/L en 1998 a été révisée en 2010 à 0,35 µg/L (CDPH, 2011; US EPA, 2012). La Californie a abaissé la concentration d'avis au public à 1 µg/L (CDPH, 2011) et le Massachusetts a révisé sa ligne directrice dans l'eau potable à 0,3 µg/l en 2011 (MassDEP, 2015a) pour cette raison.

Il existe une incertitude quant à la toxicité et la façon dont sont calculés les critères de 1,4-dioxane pour l'eau potable. Les données toxicologiques présentent une courbe dose-réponse non linéaire alors que les calculs sont effectués en supposant une extrapolation linéaire. Ainsi l'US EPA a produit un document qui suggère une courbe plus accentuée impliquant que le risque pour la santé serait plus faible (Jacobs, 2013). Aussi selon Teaf (2015), les risques du 1,4-dioxane pour la santé humaine seraient incertains.

6.1.2 Canada

Au Canada, Santé Canada (Tableau 6.2) ne propose pas de Recommandation pour la qualité de l'eau potable au sujet du 1,4-dioxane, mais des travaux, en vue de l'élaboration d'une telle recommandation, ont été initiés.

Pour les lignes directrices touchant la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (eau douce et salée) et la protection de l'agriculture (irrigation et abreuvement le bétail) le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) n'a émis aucune recommandation (CCME 2008). Il semble que les données de toxicité marine n'ont pas été évaluées et que les études disponibles ne répondaient pas aux exigences minimales nécessaires pour se prononcer. Par contre, une évaluation conjointe d'Environnement Canada et Santé Canada en 2010 estime à 57 500 µg/L le seuil sans effet sur la vie aquatique (Environnement Canada et Santé Canada, 2010).

6.1.3 Ontario

En Ontario (Tableau 6.2) la norme pour la concentration en 1,4-dioxane dans l'eau souterraine utilisée aux fins de consommation est de 50 µg/l (MOE, 2011) et correspond à celle de l'OMS. La norme provient de la section XV.1 de la *Loi sur la protection de l'environnement* (L.R.O. 1990, c. E.19) portant sur les dossiers de l'état des sites et le règlement qui en découle, le *Records of site condition – part XV.1 of the Act* (O. Reg. 153/04) et aussi des critères provinciaux pour la qualité de l'eau (PWQG, 2011). La *Loi sur l'eau saine* (L.O. 2006, c. 22) identifie le 1,4-dioxane dans ses tableaux de menaces pour l'eau potable, lors de la manipulation et de l'entreposage de liquides denses non miscibles avec l'eau, ainsi que lors de la gestion de liquides de déglçage pour les avions (MOE, 2008).

La section XV.1 de la *Loi sur la protection de l'environnement* (L.R.O. 1990, c. E.19) et le règlement qui en découle, le *Records of site condition – part XV.1 of the Act* (O. Reg. 153/04) présentent des normes en 1,4-dioxane pour l'eau souterraine non potable. Celles-ci varient de 190 000 µg/L à 7 300 000 µg/L dépendant de la granulométrie du sol, l'épaisseur des dépôts

meubles dans lesquels se trouvent l'eau souterraine et la proximité de l'eau de surface (MOE, 2011). Par exemple, la norme serait de 190 000 µg/L pour un dépôt meuble de moins de 2 mètres au-dessus du roc, de 7 300 000 µg/L pour un dépôt meuble de plus de 2 mètres constitué de sol fin et de 1 900 000 µg/L pour un dépôt de plus de 2 mètres constitué de sol grossier, ou pour tous les types de dépôts situés à moins de 30 mètres d'une étendue d'eau de surface. Un critère de la qualité des eaux de résurgence dans les eaux de surface est établi à 20 µg/L en 1,4-dioxane via les objectifs provinciaux de la qualité d'eau (MOEE, 1994).

6.1.4 Québec

Au Québec, le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (c. Q-2, r. 40) ne possède pas de norme pour le 1,4-dioxane (Tableau 6.2). La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDELCC, 1998) n'a pas de critère pour le 1,4-dioxane.

En l'absence de recommandation canadienne et de norme québécoise pour la qualité de l'eau potable, l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) considère que l'approche de l'EPA est la plus sécuritaire : 0,35 µg/L pour un risque d'un cas additionnel de cancer pour 1×10^6 (communication personnelle, D. Gauvin, 2016-10-07).

Au Québec, la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MDDELCC, 1998) ne présente pas de critère pour le 1,4-dioxane en ce qui a trait à la résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts (RESIE). Cependant, la politique précise que les critères pour cet usage sont calculés à partir des valeurs énoncées dans le document « *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* » en choisissant la valeur la plus faible entre les suivantes : le critère pour la vie aquatique aiguë; 100 fois le critère pour la vie aquatique chronique; 100 fois le critère pour la prévention de la contamination des organismes aquatiques; ou le critère pour la faune terrestre piscivore. Bien que ce document ne présente aucune valeur pour la protection de la faune terrestre piscivore, le critère de la vie aquatique aiguë y est fixé à 200 000 µg/L, le critère de vie aquatique chronique à 2 200 000 µg/L et le critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques à 28 000 µg/L (MDDEP, 2008). Suivant la règle établie, le critère RÉSI serait de 28 000 µg/L en 1,4-dioxane dans l'eau souterraine.

6.1.5 Ailleurs dans le monde

La France possède un seuil d'alerte pour le 1,4-dioxane à 37,5 µg/L, et un critère pour l'eau potable de 6,6 µg/L (Tableau 6.1). Le Japon utilise le critère d'eau potable suggéré par l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2005). L'Allemagne utilise un critère de 0,1 µg/L pour l'eau souterraine en général, alors que l'Australie en a un seuil d'intervention à 77 µg/L. Des seuils causant un effet sur la vie aquatique et les microorganismes (à partir de 57500 à 2700000 µg/L) ont aussi été établis par la Commission Européenne (2002).

6.2 Critères de qualité pour les sols

Le Canada et le Québec ne possèdent pas de critère de qualité pour les sols impactés par le 1,4-dioxane. L'Ontario (MOE,2011) est le seul endroit où un critère pour le 1,4-dioxane (0,2 mg/Kg) existe pour la qualité des sols agricoles (Tableau 6.3). Ce même niveau s'applique aux sols en zone résidentielle au Massachusetts, alors qu'il se situe à 1,8 mg/Kg en Ontario et en Californie pour cet usage. L'US EPA propose des valeurs de 4,9 à 5,3 mg/Kg pour un sol en milieu résidentiel et de 17 à 24 mg/Kg pour un usage industriel. Ce critère peut atteindre 2000 mg/Kg en Pennsylvanie dépendant de l'utilisation de l'aquifère environnant de la teneur en solide dissous dans l'eau. Des critères de sol pour la protection des eaux souterraines sont disponibles au Colorado à 0,031 mg/Kg et à l'US EPA à $9,4 \times 10^{-5}$ mg/Kg. L'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS, 2014) suggère un seuil de 14 à 43,5 mg/Kg sans effet prévisible sur la santé et l'environnement.

Tableau 6.3 : Critères de qualité en 1,4-dioxane pour les sols

	Zone Agricole mg/kg	Zone Résidentielle mg/kg	Zone Industrielle mg/kg	Terrain à accès restreint et à potentiel limité d'exposition mg/kg	Protection de l'eau souterraine mg/kg	Seuil prévisible sans effet (SPSE) mg/kg	Référence
QUÉBEC							
(MDELCC) ⁸	-	-	-	-	-	-	MDELCC, 2008
ONTARIO							
(MEAMCC) ⁹ Loi sur la protection de l'environnement	0,2	1,8	1,8	-	-	-	MOE, 2011
ÉTATS-UNIS							
Californie	-	1,8	6,4	-	-	-	OEHHA, 2016
Colorado	-	12 (2007) 7,5 (2011)	-	30 (2007) ¹ 10 (2011) ¹	N/D (2007) 0,031 (2011)	-	CODEPHE (2011)
Massachusetts	-	0,2 (S-1)	6 (S-2)	20 -500 ² (S-3)	-	-	MassDEP (2015c)
Pennsylvanie	-	58	290-330 ³	-	-	-	PADEP (2011)
USA State	-	2,6 – 260 ⁴	2,6 - 2000 ⁴	-	-	-	PADEP (2011)
US EPA	-	0,2 – 500	-	-	0,00016 – 1,7	-	Teaf, 2015
US EPA	-	4,9 ⁷ – 5,3 ⁶	17 ⁷ - 24 ⁶	-	9,4 x 10 ⁻⁵	-	Teaf, 2015
INTERNATIONAL							
(INRSIS) ¹⁰	-	-	-	-	-	14 43,3 ⁵	INERIS (2014)
¹ Critère applicable pour la protection des travailleurs en contact avec des sols contaminés sur une base occasionnelle seulement							
² Critère variable en fonction de l'utilisation de l'eau souterraine y circulant							
³ Valeurs pour site "non-résidentiel" en surface (0-2 pieds) et sous la surface (2 à 25 pieds)							
⁴ Critère variable selon l'utilisation de l'aquifère environnant et de la valeur TDS de l'eau							
⁵ Valeurs respectives pour sol et sédiments							
⁶ Contact direct							
⁷ Soil Screening level (SSL)							
⁸ Ministère du Développement Durable, Environnement et Lutte contre les Changements Climatiques							
⁹ Ministre de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique							
¹⁰ Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques							

7.0 LA STRATÉGIE À PRIVILÉGIER POUR LA CARACTÉRISATION D'UN SITE CONTAMINÉ EN 1,4-DIOXANE

7.1 Identification des sites contaminés qui devraient faire l'objet d'analyses pour le 1,4-dioxane

Houde (2012) présente un ordre de priorité des sites pour lesquels une contamination en solvants chlorés est connue et qui devraient faire l'objet d'un suivi environnemental pour le 1,4-dioxane. Cet ordre de priorité est le suivant :

- 1) Les sites qui sont connus pour avoir été contaminés au TCA, puisque le TCA est le solvant chloré le plus susceptible d'être à l'origine de la contamination d'un panache au 1,4-dioxane. Si possible, l'origine du TCA et sa composition originale permettra de valider si le 1,4-dioxane est susceptible d'être également présent en phase dissoute à l'intérieur du panache;
- 2) Les sites sur lesquels des panaches d'eau contaminée par les produits de dégradation du TCA, soit le dichlorométhane (DCM), le DCE, le chloroéthane et le chlorure de vinyle sont également des candidats pour le suivi du 1,4-dioxane;
- 3) Les panaches contenant du DCM, puisque le 1,4-dioxane y a également été historiquement associé;
- 4) Les panaches contenant du tétrachlorure de carbone, du TCE et du tetrachloroéthylène (PCE), soient des solvants utilisés à des époques différentes par rapport au TCA. Houde (2012) note que leur présence pourrait servir d'indicateur dans des cas où le TCA serait entièrement dégradé.

Si la présence d'un panache d'eau souterraine contaminée renfermant des solvants chlorés en phase dissoute est suspectée mais pas encore confirmée par des forages et des analyses chimiques, alors le 1,4-dioxane devrait faire partie des paramètres de suivi, notamment si son usage ou l'usage de solvants chlorés qui le renfermait sont documentés.

7.2 Localisation des puits d'observation permettant le suivi environnemental du 1,4-dioxane

La localisation des puits à aménager devrait être abordée de façon spécifique à chacun des sites, en fonction du modèle conceptuel qui correspond au cas de contamination. Ce dernier doit témoigner d'une bonne compréhension de la stratigraphie et des conditions hydrogéologiques de chaque site (Houde, 2012), de même que de l'historique d'utilisation des solvants chlorés, la nature et l'étendue de la source de contamination dans l'environnement. Ce modèle devrait également tenir compte des résultats analytiques disponibles pour les composés chlorés que l'on retrouve typiquement avec le 1,4-dioxane, si disponibles.

Pour les cas où un panache en solvants chlorés (TCA, TCE, etc. et leurs sous-produits de dégradation) est déjà identifié ou défini et des puits d'observation sont déjà installés à l'intérieur (et à l'extérieur) d'un panache d'eau souterraine contaminée, alors le 1,4-dioxane devrait d'abord être analysé dans des échantillons prélevés à partir des puits existants. Ensuite, des puits additionnels pourraient être aménagés en aval hydraulique des limites du panache (solvants chlorés et leurs sous-produits de dégradation), afin de déterminer si le panache de 1,4-dioxane excède en longueur et en superficie celui des autres composés chlorés (MassDEP, 2015b). La détermination des directions aval doit être établie en fonction du modèle conceptuel et d'une carte piézométrique détaillée du secteur.

Si aucun puits n'existe sur le site potentiellement contaminé et le panache qui y serait potentiellement associé, alors une campagne de caractérisation ciblant les solvants chlorés et le 1,4-dioxane devrait être entreprise. Le choix des paramètres analytiques devra être validé par une étude de caractérisation environnementale de phase 1 abordant notamment l'historique d'utilisation des solvants chlorés et de leur composition. Les puits devraient être initialement aménagés dans la source potentielle de contamination, puis vers l'aval hydraulique de cette dernière (MassDEP, 2015b). Le modèle conceptuel du site devra être mis à jour au fur et à mesure de l'acquisition des nouvelles données sur la stratigraphie, les propriétés hydrogéologiques et la distribution des composés chlorés et du 1,4-dioxane. Les recommandations du guide de caractérisation des terrains quant à l'aménagement de puits en amont et en aval des sites contaminés doivent également être suivies (Gouvernement du Québec, 2003). De plus, dans les secteurs où la présence de liquide immiscible dense est suspectée, des précautions devraient être prises afin d'éviter d'entraîner la contamination à de plus grandes profondeurs. Des premiers forages devraient être réalisés à l'extérieur du secteur dans le but de caractériser la stratigraphie du site. Par exemple, en présence d'une zone moins perméable (aquifère) sous l'horizon contaminé, des précautions devraient être prises afin de ne pas forer au travers de cette couche, ce qui favoriserait la migration des solvants denses plus en profondeur.

7.3 Échantillonnage des sols lors des forages

En raison des propriétés du 1,4-dioxane, qui favorise sa dissolution et son transport dans l'eau souterraine, la masse de 1,4-dioxane associée au sol peut être difficile à quantifier, et les analyses de sol peuvent donc être d'une utilité limitée (MassDEP 2015b).

Cependant, si la masse de 1,4-dioxane associée au sol est suffisante pour permettre la caractérisation de la distribution du 1,4-dioxane (par exemple à l'intérieur d'une zone source), alors les sols devraient être échantillonnés en continu sur toute l'épaisseur de l'aquifère contaminé, et ce en raison de la densité élevée des solvants chlorés et de leur potentiel de migration verticale dans la partie saturée des sols (Mercer et Cohen, 1990).

Si des couches granulométriques différentes sont interceptées, alors les échantillons devraient être prélevés en fonction des différentes couches granulométriques. Ceci permettra de caractériser le degré de diffusion du 1,4-dioxane entre les couches plus perméables et celles moins perméables.

Ces résultats permettront de statuer sur la maturité de la zone source et de granulométrie différente rencontrée (Payne et al., 2008; Suthersan, 2010).

7.4 Méthode d'aménagement des puits d'observation

L'aménagement des puits d'observation pour le suivi environnemental du 1,4-dioxane devrait être réalisé conformément aux pratiques standards utilisées pour le suivi des solvants chlorés. Si le panache d'eau contaminée recoupe plusieurs unités hydrostratigraphiques (ex. roc, till, sable), alors l'aménagement des puits devrait permettre d'échantillonner individuellement ces différentes unités (ex. puits multi-niveaux ou nids de piézomètres). Une telle approche permet également de faire un suivi des niveaux d'eau par unité hydrostratigraphique, et ainsi déterminer les propriétés hydrauliques de chacune des unités interceptées (perméabilité et direction d'écoulement de l'eau souterraine, notamment).

7.5 Fréquence d'échantillonnage

Un suivi semestriel des concentrations en phase dissoute est recommandé (US EPA 2016). Une telle fréquence permet d'apprécier les variations annuelles en concentrations à l'intérieur du panache. Ces suivis peuvent être réalisés en condition de nappe basse (ex. en hiver juste avant la fonte des neiges), et en condition de nappes hautes (ex. au printemps et à l'automne).

8.0 MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE DES SOLS, DES EAUX DE SURFACE ET DES EAUX SOUTERRAINES À PRIVILÉGIÉ

8.1 Échantillonnage de sols

Très peu de publications discutent de l'échantillonnage des sols pour le 1,4-dioxane en raison principalement de sa grande solubilité dans l'eau et de sa très faible adsorption sur les particules de sol. Les échantillons de sol ont une utilité limitée particulièrement pour les vieux déversements (MassDep, 2015a). Cependant, il peut être intéressant d'échantillonner les sols de la zone source avec une haute résolution afin de connaître l'origine et la répartition du 1,4-dioxane, et dans le panache afin d'évaluer son degré de maturité et identifier les défis pour la réhabilitation (Quinnan et Curry, 2016). À la source le 1,4-dioxane se retrouve dans le solvant qui constitue une zone de stockage. Dans le panache le 1,4-dioxane circulera initialement dans les horizons les plus perméables et diffusera par la suite dans les horizons de sols fins qui l'emmagasineront (Payne et al., 2008; Suthersan et al., 2010). Lorsque la zone source sera enlevée ou épuisée et que la concentration en 1,4-dioxane dans les horizons les plus perméables sera réduite le 1,4-dioxane sera relargué dans les horizons perméables à partir des horizons fins (figure 8.1).

Les recommandations du Cahier 5 du Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales du CEAEQ (MDDEP, 2008 (révisé en 2010)) doivent être suivies. Celles associées aux composés volatils sont recommandées. Le laboratoire d'analyse doit être contacté pour l'obtention des contenants appropriés, de même que pour les délais de conservation. Étant donné que le 1,4-dioxane est photodégradable, il est recommandé de placer l'échantillon dans un pot en verre ambré ou recouvert d'un papier d'aluminium. Puisqu'il est non volatil en présence d'eau, un espace d'air dans le pot ne changera en rien le résultat d'analyse d'un sol humide. Par contre, si le sol est sec il est préférable de remplir complètement le pot. À moins que le déversement soit récent il serait surprenant de retrouver des concentrations importantes de 1,4-dioxane dans un sol sec. Puisque le 1,4-dioxane peut se retrouver dans le détergent, il est recommandé de vérifier sa présence *a priori* avant la campagne d'échantillonnage et de prendre des blancs de lavage d'équipement plus souvent sur le terrain pendant la prise d'échantillons afin de s'assurer qu'il n'y a pas de résidus de 1,4 dioxane sur les équipements d'échantillonnage (MassDEP, 2015c).

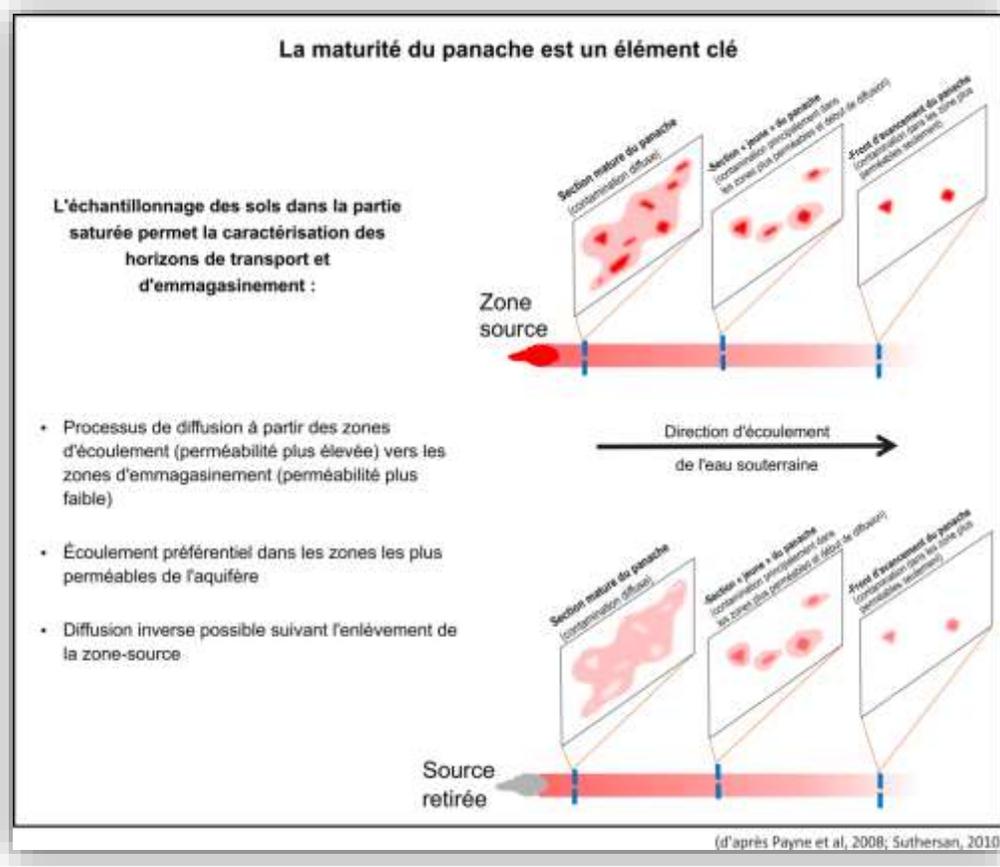


Figure 8.1 : Évolution d'un panache de 1,4-dioxane en fonction de la distance et du temps tel que défini par l'échantillonnage des sols (d'après Payne et al., 2008 et Suthersan, 2010). Le schéma représente l'évolution d'une vue en coupe du panache, en partant de la zone source et en se déplaçant vers l'aval hydraulique de cette dernière.

8.2 Échantillonnage de l'eau

Les spécifications présentées dans les méthodes analytiques MA 400 du CEAEQ et 522 de l'EPA sont recommandées. Les recommandations du Cahier 3 du Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales du CEAEQ (MDDEP, 2008) doivent également être suivies, notamment celles associées aux composés organiques volatils. Le laboratoire d'analyse doit être contacté pour l'obtention des contenants appropriés, de même que pour les agents de conservation et les délais de conservation.

Par exemple, la méthode EPA522 recommande :

- Des bouteilles en verre ambré avec des bouchons avec septum en polytetrafluoroéthylène (PTFE) et dont la capacité est de 500 mL ou 100 mL en fonction de la méthode d'extraction

utilisée en laboratoire; soit respectivement avec une cartouche SPE (extraction sur phase solide) contenant 2 g de charbon activé ou soit avec une cartouche « SPE Waters AC-2 Sep-Pak » ou « Supelco Supelclean ENVI-Carb Plus » ;

- Contrairement aux solvants chlorés, les bouteilles destinées à l'analyse du 1,4-dioxane uniquement n'ont pas besoin d'être remplies sans air, compte-tenu de la plus grande affinité du 1,4-dioxane pour l'eau que pour l'air; Pour la préservation des échantillons il est recommandé que des agents de préservation (tableau 8.1) soient ajoutés à chaque échantillon avant et au moment du prélèvement. Le sulfite de sodium (CASRN 7757-83-7) est d'abord mis sous forme sèche dans la bouteille avant son envoi sur le terrain. Du sulfite de sodium sous forme aqueuse ne doit être utilisé car cette solution est instable et n'est pas fiable pour la déchloration complète de l'échantillon d'eau. Le bisulfate de sodium anhydre (CASRN 7681-38-1) est ajouté à la bouteille seulement après que le sulfite de sodium ait été dissous dans l'échantillon d'eau. Ces deux agents de conservation sont nécessaires pour des échantillons d'eau du robinet ayant subi une chloration. Pour des échantillons d'eau de surface ou souterraine seul le bisulfate de sodium est ajouté dans l'échantillon sur le terrain;

Tableau 8.1 : Agents de conservation utilisés selon la méthode EPA 522

Composé	Quantité	Objectif
Sulfite de sodium	50 mg/L, ajouté sous forme sèche avant l'échantillonnage	Réduit les résidus de chloration de l'eau (chlore et chloramine)
Bisulfate de sodium	1 g/L, ajouté dans l'eau une fois l'échantillon prélevé	Inhibiteur microbiologique Acidifie l'échantillon à pH<4

- Pour l'expédition et l'entreposage des échantillons, il est recommandé que les échantillons soient refroidis pendant leur transport et n'excèdent pas 10 °C pendant les premiers 48 heures suivant leur prélèvement. Une température inférieure à 10 °C doit être confirmée à leur réception au laboratoire. Les échantillons doivent être entreposés au laboratoire à ou sous 6 °C jusqu'à leur extraction mais ne doivent pas être congelés. La congélation des échantillons peut compromettre leur scellement ou résulter en un bris de bouteille. Pour les échantillons au robinet vérifier la déchloration lors de leur réception au laboratoire. L'absence de chlore total peut être vérifiée par un essai rapide avec un « *DPD chlorine test kit* »;
- Pour le temps de rétention des extraits et des échantillons il est recommandé que suivant leur prélèvement les échantillons peuvent être entreposés pour une période de 28 jours. Les extraits sur cartouche SPE peuvent quant à eux être entreposés congelés à -5°C et protégés de la lumière pour une période de 28 jours additionnels.

8.2.1 Échantillonnage de l'eau du robinet (méthode EPA 522) :

Cette méthode recommande d'ouvrir le robinet et de laisser couler l'eau jusqu'à ce que la température soit stable (5 minutes approximativement) avant de prélever l'échantillon, tout en prenant soin de ne pas remplir la bouteille afin de ne pas perdre le réactif de déchloration qu'elle contient. La bouteille ne doit pas être remplie sans air. Une fois le bouchon vissé, bien agiter la bouteille jusqu'à ce que le sulfite de sodium soit dissous. Ajouter ensuite du bisulfate de sodium pour que la concentration finale soit de 1 g/L. Fermer la bouteille et agiter la jusqu'à la dissolution complète du bisulfate de sodium. À moins d'une vérification du pH sur le terrain, il faut conserver la bouteille fermée jusqu'à son extraction au laboratoire.

La méthode EPA 522 suggère (optionnel) de vérifier le pH de l'eau échantillonnée (après l'acidification et le mélange) sur le terrain afin de bien doser la quantité de bisulfate de sodium. Il est anticipé que 1 g/L soit suffisant pour acidifier la plupart des échantillons < pH 4. Pour effectuer cette vérification, verser une petite quantité de l'échantillon sur une bande de papier pH d'étendu restreinte (ne pas tremper la bande dans la bouteille d'échantillon) et lire la valeur correspondante en suivant les instructions indiquées sur le contenant. Si le pH de l'échantillon est égal ou supérieur à 4, ajouter davantage de bisulfate de sodium jusqu'à un pH < 4.

8.2.2 Méthode d'échantillonnage de l'eau souterraine

En raison des propriétés physico-chimiques du 1,4-dioxane dans l'eau, la plupart des méthodes d'échantillonnage sont applicables pour ce composé. Bien que les méthodes à fort débit soient applicables en raison de la faible volatilité du 1,4-dioxane, les méthodes d'échantillonnage favorisant un faible débit et un faible rabattement devraient être privilégiées conformément aux recommandations présentées dans le cahier 3 du guide du CEAEQ. Dans ce cas, une cellule d'écoulement (*flow through cell*) permet de suivre les paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau et ainsi identifier le moment d'échantillonnage lorsque la qualité de l'eau est stable (la stabilisation est atteinte lorsque trois valeurs consécutives sont à l'intérieure de 0.1 unité de pH ou température, de 3% pour la conductivité et de 10% pour l'oxygène dissous).

Les principales méthodes d'échantillonnage de l'eau souterraine sont les suivantes :

- Échantillonnage ponctuel avec une écope (Figure 8.2): Une écope est un cylindre creux en plastique mince sur lequel un clapet anti-recul à bille est fixé à une extrémité. Cette méthode requiert la purge du puits au préalable en enlevant 3 à 5 fois le volume d'eau contenu dans le tubage du puits et le gravier filtrant saturé autour de la crépine. Une écope en Téflon à usage unique et jetable est préférable car elle évite la contamination croisée liée à la décontamination de l'équipement. Une écope de polyéthylène jetable permet aussi de prélever des échantillons d'eau pour le 1,4-dioxane.

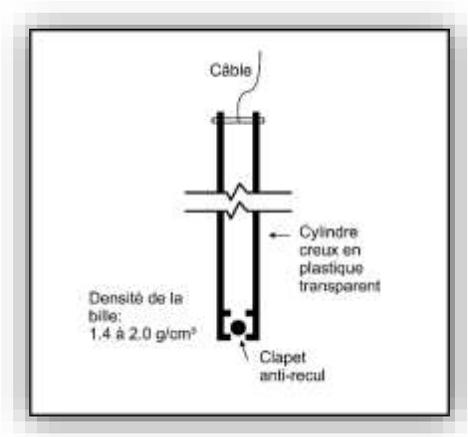


Figure 8.2: Écope

- Échantillonnage à fort débit avec pompe à inertie (*Waterra*) (Figure 8.3): Cette méthode utilise une tubulure en HDPE (polyéthylène haute densité) avec une valve anti-recul à bille à sa base. Le mouvement de va-et-vient vertical de la tubulure dans le puits permet le pompage de l'eau. Avec cette méthode, le puits peut être purgé de 3 à 5 fois son volume et celui du gravier filtre. Il est préférable d'utiliser ce système avec des tubulures dédiées et permanentes dans chaque puits.

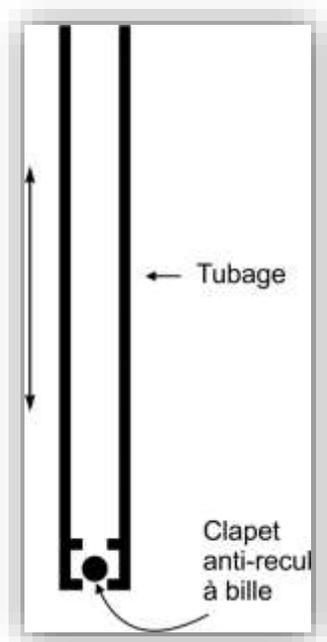


Figure 8.3 : Pompe à inertie

- Pompe péristaltique avec échantillonnage à fort ou faible débit (Figure 8.4): Cette méthode est applicable pour des niveaux d'eau inférieurs à 8 m par rapport à la tête du puits. Le prélèvement avec la pompe péristaltique s'effectue via une tubulure en Viton de petit diamètre (ex. 6 mm) connectée à une tubulure permanente en Téflon ou HDPE (ex. 6 mm) installée dans chaque puits. Les taux de pompage peuvent être rapide ou lent selon l'approche avec une purge du puits comprenant 3 à 5 fois le volume d'eau de la tubulure et du gravier filtre (méthode à fort débit) ou un volume correspondant à la stabilisation des paramètres physico-chimiques (méthode à débit lent). Ce système s'utilise avec des tubulures dédiées et permanentes dans chaque puits. Si des solvants chlorés sont présents en association avec le 1,4-dioxane il est préférable d'utiliser les tubulures en Téflon.



Figure 8.4 : Pompe péristaltique

- Pompe à vessie avec échantillonnage à fort ou faible débit (Figure 8.5) : Cette méthode est applicable pour tous les niveaux d'eau. La purge et l'échantillonnage peuvent se faire à faible ou à fort débit. Dans cette pompe l'eau est poussée vers le haut par des cycles de gonflement/dégonflement d'une membrane souple ou vessie (PTFE) dans le corps de la pompe, qui est fermé à ses extrémités par deux clapets anti-retour. Celui du bas permet à l'eau de pénétrer dans la pompe lors de la phase de dégonflement de la membrane alors que celui du haut empêche l'eau présente dans le tuyau de refoulement de redescendre. Inversement, lors de la phase de gonflement de la membrane, le clapet du bas empêche l'eau de redescendre pendant que l'eau est poussée vers le haut dans le tuyau de refoulement. L'approche à faible ou à fort débit est la même que pour la pompe péristaltique. Étant donné son coût ce système est rarement dédié à chaque puits et doit

donc être nettoyé entre chaque puits. Si des solvants chlorés sont présents en association avec le 1,4-dioxane il est préférable d'utiliser un système composé de Téflon, d'acier et de Viton.



Figure 8.5 : Pompe à vessie

- Sac de diffusion passif (SDP) en polyéthylène (*Equilibrator^R*) (Figure 8.6): Les SDP sont composés de polyéthylène basse densité qui agit comme membrane semi-perméable. Ils sont remplis d'eau dé-ionisée et placés dans les puits au niveau de la crépine. Après suffisamment de temps dans les puits, le contenu des sacs est vidé dans des fioles pour l'analyse des COVs. Cette technique ne fonctionne pas pour le 1,4-dioxane.



Figure 8.6 : Sac de diffusion passif

- Échantillonneur discret (*Snap sampler*) (Figure 8.7) : Le système consiste en un contenant (fiole) que l'on descend dans le puits au niveau voulu et que l'on ferme depuis la surface par un messenger afin de prélever l'échantillon. Une étude comparative de terrain menée sur un site de Los Angeles a démontré que l'échantillonneur discret procurait des concentrations en 1,4-dioxane dans l'eau souterraines 80% supérieures à celles mesurées

dans des échantillons prélevés par une méthode conventionnelle après une purge de 3 fois le volume d'eau dans le tubage du puits. (2330 µg/L au Snap Sampler versus 1310 µg/L par échantillonnage conventionnel) (S. Britt, communication personnel, 2007 dans Mohr et al., 2010). D'autres essais avec des prélèvements à faible débit ou avec des instruments statiques réalisés à la McClellan Air Force Base près de Sacramento, Californie, ont démontré que l'échantillonneur discret a produit des concentrations supérieures en 1,4-dioxane par rapport aux autres types d'échantillonnage (faible débit ou statique sans débit).



Figure 8.7 : Échantillonneur discret (*Snap sampler*)

- Échantillonneur statique passif par diffusion (sans purge) (Figure 8.8): (*Rigid Porous Polyethylene Samplers RPP*). L'échantillonneur rigide en polyéthylène poreux (RPP) de 6 po de long et 1,5 po de diamètre pouvant retenir approximativement 100 mL d'eau est placé dans le puits pour une période minimale de 14 jours et maximale de 28 jours au niveau de la crépine. Par diffusion l'analyte (1,4-dioxane) soluble à l'eau s'écoule à travers les pores (6 à 20 µm) de l'échantillonneur jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint avec l'eau de l'aquifère adjacent à la crépine. L'échantillonneur est vendu saturé en eau dans un sac en polyéthylène pour éviter que des bulles d'air ne bloquent le processus de diffusion. Lorsque déployé sur le terrain, il est enlevé du sac et descendu au niveau de la crépine. Il doit être maintenu à la verticale jusqu'à son transfert dans une bouteille d'échantillonnage, pour être finalement transporté au laboratoire (<http://www.caslab.com/Rigid-Porous-Polyethylene-RPP-Samplers/>). Une étude récente a démontré que la concentration en 1,4-dioxane dans l'eau à partir d'échantillons prélevés avec un RPP était comparable à celle obtenue avec des méthodes conventionnelles. Pour des temps de résidence de 14 jours, à une concentration de 74 µg/L en 1,4-dioxane a été obtenu avec un RPP, comparativement à 80 µg/L par méthodes conventionnelles. Après 28 jours de résidence, le résultat du RPP était de 67 µg/L comparativement à 64 µg/L par échantillonnage conventionnel. Ces résultats sont à l'intérieur des marges d'erreurs de la méthode analytique (O'Neill, 2006). Une autre étude comparative dans des puits d'observation ayant de faibles taux de recharge a démontré un coefficient de corrélation de 0.92 entre les résultats avec un RPP et les

échantillonnages conventionnels (O'Neill, 2006). Enfin, une troisième étude a démontré que le RPP était moins fiable pour l'échantillonnage du 1,4-dioxane que le *Snap sampler* en le comparant avec des méthodes à faibles débits (Parsons, 2005).



Figure 8.8 : Échantillonneur passif par diffusion

- Pompe submersible (Figure 8.9): La pompe submersible est insérée dans le puits à la profondeur visée pour l'échantillonnage. La pompe est contrôlée à partir de la surface. Dans certains cas, un contrôleur permet d'ajuster le débit de la pompe. Comme il s'agit d'une pompe à déplacement positif, il n'y a pas de limite de profondeur pour ce type de pompe. Cependant, la pompe et le tubage de renvoi d'eau doivent être dédiés pour un puits en particulier ou nettoyés après chaque échantillonnage.



Figure 8.9 : Pompe submersible et contrôle

8.2.3 Méthode d'échantillonnage pour l'eau de surface

La méthode d'échantillonnage d'eau de surface est la même que pour les autres contaminants organiques. Les contenants et les préservatifs, qui sont fournis par les laboratoires en fonction des paramètres d'analyse, sont les mêmes que pour les eaux souterraines. Un exemple d'application se retrouve dans Sun Mei et al. (2016) qui ont utilisé des bouteilles en verre ambré de 500 mL tel que prescrit par la méthode EPA 522. Les échantillons d'eau de surface ont été prélevés à partir de ponts avec un équipement qu'ils ont développé. Des pré-tests ont aussi été réalisés pour vérifier qu'il n'y avait pas sorption ou désorption de 1,4-dioxane à partir des instruments d'échantillonnage.

8.3 Méthodes analytiques en laboratoire

8.3.1 Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

La méthode d'analyse utilisée au CEAEQ est la méthode MA 400 1,4-dioxane 1.0. Cette méthode analyse uniquement le 1,4-dioxane par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC/MS) suite à une extraction liquide au dichlorométhane. Le 1,4-dioxane-d8 est utilisé comme étalon de recouvrement et le résultat obtenu est corrigé en tenant compte du recouvrement de cet étalon marqué.

8.3.2 Méthodes EPA

En 2008 l'EPA a développé la méthode 522 spécifiquement pour le 1,4-dioxane dans l'eau. Cette méthode est employée au Québec par des laboratoires commerciaux accrédités et par l'INRS, qui offrent cette analyse. Cette méthode exige d'extraire l'échantillon d'eau sur une phase solide avant d'en faire l'analyse par GC/MS, et comprenant le suivi d'un ion sélectionné (SIM) pour augmenter la sensibilité du détecteur SM (Lancaster 2003). Cette méthode CG/SM-SIM offre la plus faible limite de détection.

Plusieurs autres méthodes standards, approuvées/développées par l'EPA aux États-Unis sont disponibles en ligne (Source: [https://clu-in.org/contaminantfocus/default.focus/sec/1,4-Dioxane/cat/Detection and Site Characterization/](https://clu-in.org/contaminantfocus/default.focus/sec/1,4-Dioxane/cat/Detection%20and%20Site%20Characterization/)). Le tableau 8.2 fait un résumé de ces méthodes. Pour en savoir plus sur chacune de ces méthodes analytiques le site web suivant peut être consulté :

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+123-91-1>

Tableau 8.2 : Méthodes analytiques pour le 1,4-dioxane dans différents média

MATRICE	MÉTHODE	INSTRUMENTATION	LIMITE DE DÉTECTION
Sol, Eau	EPA SW 846 Méthode 8015	GC/FID	15 µg/L
Sol, Eau	EPA SW 846 Méthode 8240	GC/MS Purge and trap or direct injection	
Sol, Eau	EPA SW 846 Méthode 8260	GC/MS	*
Sol, Eau	EPA SW 846 Méthode 8260 SIM	GC/MS-SIM	0.5 - 10.0 µg/L
Sol, Eau, Tissu	EPA SW 846 Méthode 8261	VD/GC/MS	1.1 µg/L
Sol, Eau	EPA SW 846 Méthode 8270	GC/MS	0.23 - 1.0 µg/L
Sol, Eau	EPA SW 846 Méthode 8270 SIM	GC/MS-SIM	
Air	EPA Méthode TO-15	GC/MS	
Eau	EPA Méthode 1624	ID GC/MS	
Air	NIOSH 1602	GC/FID	
Eau	EPA Méthode 522	SPE, GC/MS-SIM	0.020 -0.036 µg/L
Sol, Eau	EPA Method 625 (Note: composé non inclus dans la liste des analytes de la méthode)	GC/MS	

* Une méthode d'extraction par purge and trap est généralement utilisée par défaut (SW 846 5030 ou 5035) pour d'autres composés chimiques lorsqu'une injection directe n'est pas effectuée. Cette méthode d'extraction est inappropriée pour le 1,4-dioxane et donnera une limite de détection élevée. Ce qui est nécessaire est une méthode d'extraction pour les composés volatils, non purgeable, solubles dans l'eau telle que la distillation azéotropique.

8.3.3 Autres méthodes récentes

Sun, M. et al. (2016) ont publié une méthode analytique rapide, nécessitant de petits volumes, ne produisant pas de déchets dangereux et applicable à plusieurs matrices environnementales. Li, M. et al., 2011 ont développé une procédure de micro-extraction congelée et rapide sur 200 µL d'échantillon d'eau naturelle (ayant 8 mg/ de carbone organique total). Lorsque combinée à la méthode d'analyse par CG/SM-SIM, la limite de détection est de moins de 1,6 µg/L.

8.3.4 Disponibilité des analyses au Québec

- **Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)**
 - o Méthode MA 400
 - o Limite de détection : 0,1 µg /L de base, mais il est possible d'atteindre une limite de 0,03 ug/L si requis.
- **Laboratoires commerciaux accrédités (Vérification faite auprès d'Agat Laboratoires)**
 - o Méthode EPA 522
 - o Limite de détection : 0,1 µg/L
- **Laboratoire INRS**
 - o Méthode EPA 522
 - o Limite de détection : 0,1 µg/L

9.0 MÉTHODES DE TRAITEMENT EXISTANTES POUR LES SOLS ET LES EAUX SOUTERRAINES (MÉTHODES *IN SITU* ET *EX SITU*)

La conception et la mise en œuvre d'un système de traitement pour l'eau souterraine, qu'il soit *ex situ* ou *in situ*, dépend des facteurs suivants (Huling and Pitez, 2006; ITRC, 2005; Houde, 2012) :

- Les infrastructures en surface et souterraines;
- Le type de sol et ses propriétés, notamment la perméabilité;
- La profondeur de la nappe;
- L'étendue et la concentration de la contamination;
- La nature des co-contaminants associés;
- Les critères de réhabilitation applicables;
- La disponibilité et la proximité des services (eau, électricité, gaz).

Bien que souvent associé à la présence de solvants chlorés (TCA, TCE, etc.), les technologies de traitement des sols et des eaux souterraines qui sont reconnues comme étant efficaces pour les solvants chlorés peuvent ne pas être efficace pour le traitement du 1,4-dioxane, en raison de ses propriétés physico-chimiques différentes (US EPA, 2006). Pour cette raison, il est souvent essentiel de combiner plus d'une technologie de traitement pour parvenir à éliminer complètement les contaminants présents dans l'eau souterraine. Par exemple, un premier procédé de traitement peut être utilisé pour éliminer les composés organiques volatils (TCA, TCE, etc.), tel que la filtration sur charbon activé, suivi d'un deuxième procédé qui permet la destruction du 1,4-dioxane, tel que l'oxydation à l'aide d'ultraviolets (Dombrowski, 2015). Kueper et al. (2014) et Stroo et Ward (2010) présentent les technologies de réhabilitation des sites contaminés aux solvants chlorés, respectivement pour les zones sources et les panaches d'eau souterraine contaminée. Cette section présente les technologies de traitement qui sont considérées dans la littérature consultée comme applicables aux cas de contamination des sols et de l'eau souterraine par le 1,4-dioxane.

9.1 Traitement des sols

En raison des propriétés du 1,4-dioxane, tel que présentées dans les sections précédentes celui-ci aura tendance à migrer rapidement à travers la zone non-saturée des sols et se retrouver dans l'eau souterraine (US EPA, 2006). Les cas de contamination en 1,4-dioxane dans les sols sont donc peu documentés.

Lorsque présent dans la zone non-saturée d'un site, par exemple sous forme de phase libre en compagnie d'autres solvants chlorés, le 1,4-dioxane est en théorie assez volatil pour être extrait par un système de ventilation forcée des sols. Cependant, en raison de la grande affinité qui existe entre le 1,4-dioxane et l'eau interstitielle qui constitue l'humidité du sol, les sols doivent être asséchés par le système de ventilation forcée pour que l'enlèvement du 1,4-dioxane puisse être efficace (Horst, 2005).

Dans la zone saturée des sols, en raison de la grande solubilité dans l'eau du 1,4-dioxane, les technologies de lavage des sols à l'aide de solutions aqueuses (surfactant, alcool) ou d'oxydation chimique *in situ* peuvent s'appliquer dans la zone source de contamination. Les technologies d'oxydation chimique applicables aux cas de 1,4-dioxane sont présentées plus en détails dans la section suivante portant sur le traitement de l'eau souterraine.

Finalement, le traitement thermique *ex situ* des sols excavés est une technologie efficace pour l'enlèvement du 1,4-dioxane. Dans ce cas, la chaleur augmente la pression de vapeur du 1,4-dioxane (ce qui le rend plus volatil) et augmente aussi sa constante de Henry (donc sa tendance à transférer dans l'air) (Oberley et al. 2015). Cependant, le traitement doit parvenir à éliminer l'humidité des sols de façon à pouvoir volatiliser le 1,4-dioxane dans l'air lors du traitement des sols (US EPA, 2006).

9.2 Traitement de l'eau souterraine

Il existe deux approches différentes pour le traitement de l'eau souterraine contaminée par le 1,4-dioxane :

- Le contrôle hydraulique et le traitement *ex situ* de l'eau souterraine extraite (système de « pompage et traitement »);
- Le traitement *in situ* de l'eau souterraine à l'intérieur de la portion contaminée de l'aquifère.

Un système de contrôle hydraulique peut être mis en place de façon à gérer autant une zone source qu'un panache d'eau souterraine contaminée. Le traitement *in situ* peut être appliqué à une zone source, ou à l'intérieur d'un panache d'eau contaminée. Cependant, les propriétés connues des panaches de 1,4-dioxane, qui sont caractérisés par de grandes superficies à l'intérieur desquelles les concentrations ne sont pas très élevées, peuvent rendre difficile tant aux niveaux technique qu'économique l'application d'un traitement *in situ* sur toute la superficie du panache. Dans certains cas, il peut donc être intéressant de procéder à l'aménagement d'une zone réactive *in situ* couvrant une superficie limitée du panache (ex. barrière de traitement aménagée aux limites aval d'un site contaminé).

Les sous-sections suivantes présentent les principales technologies de traitement de l'eau par des procédés *ex situ* et *in situ*.

9.2.1 Contrôle hydraulique et traitement *ex situ*

Dans le cas du contrôle hydraulique, des puits de pompage assurent le captage de l'eau souterraine contaminée qui est ensuite traitée en surface par un procédé *ex situ*. Le positionnement des puits de captage et les débits de pompage font en sorte que le panache est confiné hydrauliquement. Sous cette condition de confinement hydraulique, le panache ne prend plus d'expansion vers l'aval hydraulique du site contaminé. L'approche de contrôle hydraulique permet donc la récession du

panache d'eau contaminée, et peut être adaptée pour différentes tailles et configurations de panache.

Cependant, en fonction des propriétés de l'aquifère et de la distribution du 1,4-dioxane en phase dissoute dans les différentes couches de sol (voir section 5), l'enlèvement complet du 1,4-dioxane en phase dissoute dans l'aquifère requiert un maintien à long terme du contrôle hydraulique. L'utilisation de modèles numériques d'écoulement calibrés en fonction des propriétés hydrostratigraphiques des sites peut être très utile à la conception des systèmes de contrôle hydraulique, notamment par l'optimisation du nombre de puits de pompage, la détermination de leur localisation et la position des intervalles crépinés, de même que pour l'estimation des débits de pompage requis pour assurer le contrôle hydraulique.

Suivant son extraction d'un aquifère, l'eau contaminée doit être traitée avant son rejet. Les technologies permettant le traitement de l'eau extraite par des procédés *ex situ* sont de nature physiques (transfert vers la phase gazeuse), chimiques (oxydation, adsorption sur media filtrant) ou biologiques (biodégradation). Les points de rejet pour l'eau traitée peuvent être un réseau d'égouts sanitaires ou pluviaux, un cours d'eau, des fossés de drainage ou même des puits ou galeries de ré-infiltration dans l'aquifère.

Les technologies physiques basées sur le transfert des composés volatils de la phase aqueuse vers la phase gazeuse (ex. aération forcée ou « *air stripping* »), qui sont utilisées pour le traitement des solvants chlorés, ne sont pas applicables au 1,4-dioxane en raison de sa faible constante de Henry qui témoigne de la préférence du 1,4-dioxane pour l'eau souterraine en présence d'air. Cependant, cette technologie peut faire partie d'un train de technologies de traitement (où différents traitements sont appliqués successivement) qui permet de traiter l'ensemble des co-contaminants présents dans l'eau souterraine extraite.

Le tableau 9.1, qui se trouve à la fin du rapport, présente les technologies de traitement *ex situ* éprouvées qui sont applicables au 1,4-dioxane dissous. Ces dernières peuvent donc être intégrées à l'intérieur d'un train de traitement d'eau de procédé, qui comporterait également des technologies spécifiques au traitement des co-contaminants, notamment des solvants chlorés.

9.2.2 Traitement *in situ* de l'eau souterraine

Le traitement de l'eau souterraine par un procédé *in situ* peut être appliqué sur l'étendue d'une zone source, ou à l'intérieur du panache d'eau contaminée (sur toute sa superficie, ou sur une partie de celle-ci). Il s'agit d'aménager des puits sur l'ensemble de la zone à traiter, de façon à ce que les rayons d'influence des puits se superposent. Par la suite, des solutions de traitement (surtout des oxydants chimiques) sont injectées dans la partie saturée des sols. Les ingrédients actifs des solutions réagissent alors avec le milieu ou avec le 1,4-dioxane et permettent la destruction ou le transfert de phase du composé. Des pointes d'injection temporaires mises en place par enfouissement (« *direct push* ») ou des tranchées d'infiltration peuvent remplacer des puits permanent d'injection si les conditions le permettent. Le prélèvement d'échantillons d'eau

souterraine permet de valider l'efficacité du traitement. Le suivi de l'efficacité du traitement doit être prolongé après la fin des opérations afin d'évaluer d'éventuels effets de rebond des concentrations en 1,4-dioxane dans l'eau souterraine. De tels rebonds sont dus à la diffusion de 1,4-dioxane des zones d'emménagement (porosité immobile, couches de faibles perméabilités) vers les zones d'écoulement (voir section 5).

Tel que mentionné précédemment, le traitement *in situ* peut également être aménagé sous forme de barrière de traitement. Une telle barrière peut être positionnée entre une zone source et un récepteur potentiel, ou entre la zone source et la limite de propriété du site responsable de la contamination du secteur, afin de prévenir la migration d'eau contaminée sous une propriété voisine. Dans ce cas, cette barrière forme une zone réactive. De par son rôle de traitement à long terme, les réactifs doivent être remplacés périodiquement de façon à maintenir des conditions optimales de traitement.

Un essai à une échelle pilote permet généralement d'obtenir les paramètres utiles à la conception d'un système de traitement à plein échelle (autant dans le cas des zones sources que des barrières réactives) : espacement entre les puits, concentration en réactifs dans les solutions, débits d'injection, etc.

La principale technologie utilisée pour le traitement du 1,4-dioxane dans l'eau souterraine est l'oxydation chimique. Des procédés commerciaux utilisent une approche d'oxydation chimique avancée, qui fait intervenir plus d'un réactif. Les deux procédés les plus présents dans la littérature consultée pour le traitement du 1,4-dioxane sont les suivants :

- 1) Le perozone : du peroxyde d'hydrogène puis de l'ozone sont injectés dans la zone saturée par l'entremise de puits d'injection. Par la suite, le système injecte sous haute pression de l'oxygène afin de compléter la dispersion des oxydants dans l'eau et dans la zone non saturée. La réaction d'oxydation chimique qui se crée au contact des oxydants et du contaminant entraîne sa minéralisation (transformation en composés inoffensifs tels le gaz carbonique et l'eau). La combinaison peroxyde et ozone représente un potentiel d'oxydation plus puissant que lorsque les composés sont utilisés individuellement. De plus, l'oxygène dissous contribue à la biodégradation en conditions aérobies. Ce procédé est notamment commercialisé sous le nom de PULSEOXTM (Sadeghi et al., 2006, Sadeghi and Gruber, 2007, US EPA, 2007). Le système peut également être déployé en boucle de circulation dans un puits (variante In-Well Reactor)
- 2) Le persulfate de sodium : Le persulfate de sodium est injecté selon la méthode de forage par enfoncement "direct push", par l'entremise de puits d'injection ou dans un système de puits en recirculation. L'ajout d'un catalyseur ou un chauffage à haute température est requis avec le persulfate afin d'entraîner la formation de radicaux sulfates, qui sont des oxydants puissants. Les principaux catalyseurs utilisés sont une base (ex. hydroxyde de sodium) ou de la chaleur. L'activité du persulfate peut être maintenue sur une période de

quelques mois, ce qui permet à ce produit de diffuser dans des couches plus fines (de perméabilité plus faibles) pour y traiter le 1,4-dioxane. Ce procédé est notamment utilisé sous les noms commerciaux de PersulfOX™ (Regenesis) et Klozur™ (FMC).

Les avantages associés à ces deux procédés d'oxydation chimique avancée sont les suivants :

- Ces procédés peuvent être déployés autant dans une zone source que sous forme de barrière de traitement (ou zone réactive);
- Ces procédés d'oxydation chimique ne sont pas sélectifs vis-à-vis le 1,4-dioxane et permettent donc le traitement des autres contaminants organiques présents (COV, hydrocarbures pétroliers);
- En favorisant la transformation *in situ* des contaminants en composés inoffensifs, ces procédés ne requièrent pas de puits d'extraction et ne génèrent pas d'effluents liquides à traiter en surface;
- Les temps de traitement peuvent être rapides (de l'ordre de 6 à 12 mois);
- Ce sont des procédés qui peuvent être automatisés sur le terrain;
- Ces procédés favorisent un polissage post-traitement par biodégradation en conditions aérobies.

Des limitations sont également associées à l'oxydation chimique. Ces limitations ne sont pas associées spécifiquement au 1,4-dioxane, mais bien aux procédés d'oxydation chimique *in situ* (Siegrist et al., 2011) :

- La limitation principale provient du fait que les réactions d'oxydation chimique ont lieu au contact des oxydants et des contaminants à traiter. Les solutions oxydantes injectées doivent donc balayer efficacement l'ensemble de la zone à traiter. Sur les sites hétérogènes, les zones de plus faibles perméabilité peuvent donc être contournées par les solutions. Si ces dernières ne sont pas traitées, alors elles sont susceptibles de re-contaminer les zones plus perméables après leur balayage par les solutions oxydantes (procédé de diffusion inverse);
- Les réactions d'oxydations chimiques ne sont pas spécifiques et les oxydants peuvent donc être consommés dans le milieu par la matière organique présente dans les sols. Ainsi, la demande stœchiométrique en oxydant peut être difficile à prévoir et le dosage en oxydant dans les solutions peut ne pas être adéquats;
- Plusieurs épisodes d'injection sont généralement requises pour atteindre les critères de réhabilitation;
- Les réactions chimiques peuvent entraîner la formation de gaz et de sous-produits dans les eaux souterraines (ex. sulfates);
- Les réactifs utilisés peuvent être dommageable (corrosifs) pour l'équipement utilisé en surface et dans les sols, de même que pour les infrastructures souterraines présentes dans le secteur en traitement.

Une approche *in situ* par traitement thermique (ex. chauffage par résistivité électrique ou par injection de vapeur) peut également être utilisée pour le traitement de l'eau souterraine. Cependant, les approches thermiques sont généralement réservées aux zones-sources, et visent le traitement des sols dans les zones non-saturées et saturées (et accessoirement de l'eau souterraine). Tel que mentionné précédemment, les méthodes thermiques sont basées sur l'augmentation de la pression de vapeur et de la constante de Henry, ces deux effets favorisant la volatilisation des contaminants (donc du 1,4-dioxane) dans l'air qui est extrait par le système (Oberley et al. 2015; US EPA 2006). Le traitement thermique requiert donc des puits d'extraction et un traitement de l'air à la surface.

D'autres approches de traitement *in situ* sont au stade expérimental et ne font pas l'objet d'application à grande échelle. Parmi celles-ci, les plus intéressantes sont la phytoremédiation (Mohr et al., 2010, Diguiiseppi 2016) et la bioaugmentation associée à un bio-barbotage à l'aide de propane, qui constitue une source de carbone pour les microorganismes (Lippincott 2015, AMEC 2015).

9.3 Suivi de l'atténuation naturelle

Le suivi de l'atténuation naturelle est une option de gestion d'un panache d'eau souterraine contaminée. Celle-ci ne devrait être envisagée que si les méthodes de réhabilitation ne sont pas applicables. Ce mode de gestion implique un suivi périodique et à long terme de l'évolution de la concentration en 1,4-dioxane sur l'ensemble du panache. Il s'agit de déterminer, à partir des données du suivi, si le panache en composé dissous est en extension ou en récession. La diminution des concentrations en composés dissous avec le temps est associée aux phénomènes d'adsorption, de biodégradation et de dilution des composés dissous dans l'eau souterraine.

Ce mode de gestion implique la démonstration des processus de biodégradation du 1,4-dioxane. Comme ce produit est résistant à la biodégradation, les méthodes de suivi habituelles (ex. analyse des sous-produits connus de la biodégradation) ne sont pas directement applicables pour le 1,4-dioxane. Certaines études (Chiang, 2012; Pornwongthong et al., 2011) ont déjà confirmé l'existence de processus de biodégradation du 1,4-dioxane à l'aide d'outils avancés de biologie moléculaire et d'isotopes. Ces études ont identifié des souches bactériennes capables d'utiliser le 1,4-dioxane comme source de carbone. Des méthodes sont actuellement en développement pour identifier des biomarqueurs qui sont indicateurs de la biodégradation du 1,4-dioxane (Pornwongthong et al., 2011; Gedalanga et al. 2014; Li, 2016).

10.0 LA FAÇON DONT SONT GÉRÉS LES SITES COMPORTANT DU 1,4-DIOXANE AUX ÉTATS-UNIS

Pour répondre à cette question un échange de courriels est intervenu entre nous et une personne responsable de l'EPA : M. Stephen Dymont, U.S. EPA Office of Research and Development, Region 8 Superfund and Technology Liaison (dymont.stephen@epa.gov). Deux questions lui ont été posées et les paragraphes suivants résument ses réponses.

Quelle est la façon dont sont gérés les sites comportant du 1,4-dioxane aux États-Unis?

Le 1,4-dioxane est géré de la même façon que n'importe quel autre contaminant; c'est-à-dire dans le cadre d'un programme réglementaire. Aux États-Unis différents programmes réglementaires existent tels que CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act of 1980*), RCRA (*Resource Conservation and Recovery Act of 1976*), DWP (*Drinking water program*), etc., chacun possède ses propres exigences, et le 1,4-dioxane n'est pas traité différemment que le TCA ou le PCE.

Pour le programme CERCLA / *Superfund* il n'y a actuellement pas de norme nationale comme un niveau de concentration maximale pour le 1,4-dioxane dans l'eau, mais cela pourrait changer à l'avenir. Le *Superfund* permet cependant le développement de critères de décontamination spécifique pour un site basé sur le niveau d'exposition, le risque, la distribution des contaminants et d'autres facteurs. La plupart des États développent également des valeurs réglementaires pour les contaminants comme le 1,4-dioxane dans divers media. Pour la réhabilitation des sites *Superfund*, l'EPA examine les exigences applicables, pertinentes ou appropriés pouvant inclure des valeurs provenant des États ou d'autres valeurs en plus de celles du fédéral en vigueur comme le niveau de concentration maximal.

Il existe des nuances pour la gestion des sites à l'intérieur des différents programmes réglementaires. Les programmes peuvent gérer le 1,4-dioxane de différentes façons tels qu'agressivement ou passivement dans le traitement de divers media, l'enlèvement ou la gestion des voies de transport des contaminants vers les récepteurs ou la gestion du risque. L'approche dans le cadre réglementaire est fonction des concentrations et de la distribution du 1,4-dioxane ainsi que les voies de transport et du risque associé.

Est-ce que l'US EPA a un programme systématique de suivi du 1,4-dioxane sur des sites considérés comme réhabilités, et est-ce qu'un tel suivi pourrait entraîner la ré-ouverture d'un site autrement conforme?

La plupart des programmes aux États-Unis ont une façon de traiter le 1,4-dioxane, même s'il s'agit d'un ancien site. Pour les sites *Superfund* le 1,4-dioxane peut être identifié comme un problème potentiel et de l'échantillonnage est suggéré sur une période de 5 ans. Cet examen de 5 ans est effectué afin de s'assurer que la réhabilitation est adéquate. Si le 1,4-dioxane présente un risque significatif non abordé/traité par la réhabilitation en cours, alors la réhabilitation *Superfund* peut être modifiée pour répondre à la problématique du 1,4-dioxane. Deux documents peuvent être produits aux États-Unis pour justifier ce changement au ROD (*Record of Decision*) existant: un ROD modifié ou un ESD (*Explanation of Significant Difference*).

Le 1,4-dioxane a tendance à être un problème dans l'eau souterraine. Il peut être identifié et abordé sur une base spécifique à un site via les programmes basés sur le risque comme CERCLA, RCRA, et les États /tribus. Il peut aussi être identifié dans les programmes d'échantillonnage régionaux d'eau potable et d'eau de surface et par la suite référé au cadre réglementaire approprié.

Les programme RCRA et de nombreux programmes étatiques et tribaux peuvent permettre d'identifier une problématique en 1,4-dioxane mais notre interlocuteur ne sait pas s'il y a un mécanisme pour obliger à identifier s'il y a une problématique de 1,4-dioxane (non initialement identifiée) après la réhabilitation d'un site (revenir en arrière) et quelles seraient les exigences requises pour rouvrir les sites affectés spécifiquement par le 1,4-dioxane.

11.0 RÉFÉRENCES

- Abe, A. (1999). *Distribution of 1,4-dioxane in relation to possible sources in the water environment*. The Science of the Total Environment, n° 227, p. 41-47.
- Adamson, D. et al (2016). *Implications of matrix diffusion on 1,4-dioxane persistence at contaminated groundwater sites*, Science of the Total Environment 562, p.98–107
- Adamson, D. et al (2015) *Evidence of 1,4-Dioxane Attenuation at Groundwater Sites Contaminated with Chlorinated Solvents and 1,4-Dioxane*, Environ. Sci. Technol., 49, p.6510–6518
- Adamson, D. et al (2014). *A Multisite Survey To Identify the Scale of the 1,4-Dioxane Problem at Contaminated Groundwater Sites*, Environ. Sci. Technol. Lett., 1, p.254–258
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2012). *Toxicological Profile for 1,4-dioxane*, [En ligne]. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp187.pdf> , pp.295 (Page consultée le 26 avril 2016)
- Aitchison, W. et al. (2000). *Phytoremediation of 1,4-Dioxane by Hybrid Poplar Trees*. Water Environment Research, vol. 73, n° 3, p. 313-321.
- AMEC Environment & Infrastructure, Inc.(AMEC)(2015) *1,4-Dioxane Remediation Approach Focused Feasibility Study - Stericycle Georgetown Site, Seattle, Washington*, Prepared for: Burlington Environmental, LLC, 20 p., [En ligne]. (Page consultée le 26 avril 2016)
- Anderson, R.H. et al.(2012). *Co-occurrence of 1,4-dioxane with trichloroethylene in chlorinated solvent groundwater plumes at US Air Force installations: Fact or fiction*, Integr. Environ. Assess. Manage., 8, pp. 731–737
- APTwater Inc. (2016a). *Overview, PulseOx – Site Clean-up Mechanisms*, [En ligne]. <http://aptwater.com/pulseox/technology/overview/> (Page consultée le 26 avril 2016).
- APTwater Inc. (2016b). *PulseOx-IWR Overview*, [En ligne]. http://www.pureworld.ca/pulseox_iwr_v01102010.pdf (Page consultée le 26 avril 2016).
- APTwater Inc. (2016c). *APTwater – Clean Water, No Waste*, [En ligne]. <http://www.apwater.com/> (Page consultée le 28 avril 2016).
- APTwater Inc. (2010). *HiPOx Overview*, [En ligne]. http://www.pureworld.ca/hipox_overview_v01102010.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)
- Australian Government, National Health and Medical Research Council (NHRC) (2016). *National Water Quality Management Strategy, Australian Drinking Water Guidelines 6 201, version*

3.2 Updated February 2016, [En ligne].
https://www.nhmrc.gov.au/files/nhmrc/file/publications/nhmrc_adwg_6_february_2016.pdf (Page consultée le 4 mai 2016)

Australian Government, National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) (1998). *Priority Existing Chemical (PEC) Assessments, 1,4-dioxane PEC/7*. [En ligne]. <https://www.nicnas.gov.au/chemical-information/pec-assessments> (Page consultée le 27 avril 2016)

Bachtel, H.J. (1957). *United States Patent 2,811,252: Methyl chloroform inhibited with dioxane*, [En ligne]. <http://www.google.ch/patents/US2811252> (Page consultée le 3 mai 2016).

Bowman, R.H et al. (2007). *Ozone-peroxide advanced oxidation water treatment system for treatment of chlorine solvents and 1,4-dioxane*. http://www.aptwater.com/assets/tech_papers/Paper-1.4Dioxane.pdf (page consultée par Thomas Mohr le 1er août 2007)

California Environmental Protection Agency. Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). (2016) *Risk Assessment – Soil and Soil Gas, Table 1 - Soil-Screening Numbers (mg/kg soil) for Nonvolatile Chemicals Based on Total Exposure to Contaminated Soil: Inhalation, Ingestion and Dermal Absorption*, [En ligne]. <http://oehha.ca.gov/risk/chhsltable.html#table1> (Page consultée le 26 avril 2016)

California State Water Resources Control Board, GAMA program (2014). *Groundwater information sheet 1,4-dioxane*, [En ligne]. http://www.waterboards.ca.gov/gama/docs/coc_1_4_dioxane.pdf (Page consultée le 26 avril 2016)

California State Water Resources Control Board, GAMA program (2009). *Groundwater information sheet 1,4-dioxane*, [En ligne]. <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/dioxane/1-4-Dioxane-CAfs.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)

Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. (2008). *1,4-dioxane*, [En ligne]. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/321> (Page consultée le 5 janvier 2016)

Chiang, S.-Y.D. et al. (2012) *Characterizing the intrinsic bioremediation potential of 1,4-dioxane and trichloroethene using innovative environmental diagnostic tools*, *Journal of Environmental Monitoring*, 14, p.2317-2326

Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN) (s.d.) *1,4-Dioxane – Detection and Site Characterization*, [En ligne]. https://clu-in.org/contaminantfocus/default.focus/sec/1,4-Dioxane/cat/Detection_and_Site_Characterization/ (Page consultée le 3 mai 2016).

- Colorado Department of Public Health and Environment (CODEPHE)(2013). *Water Quality Control Commission REG. NO. 31 - THE BASIC STANDARDS AND METHODOLOGIES FOR SURFACE WATER, 5 CCR 1002-31*, [En ligne]. <https://www.sos.state.co.us/CCR/GenerateRulePdf.do?ruleVersionId=5031&fileName=5%20CCR%201002-31> (Page consultée le 26 avril 2016)
- Colorado Department of Public Health and Environment (CODEPHE) (2011). Hazardous Materials and Waste Management Division, *Table 1 Colorado Soil Evaluation Values (CESV Table)*, [En ligne]. <http://www.s2scientific.com/images/CDPHE%20Soil%20Evaluation%20Values%202011.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)
- Colorado Department of Public Health and Environment (CODEPHE)(2007). Hazardous Materials and Waste Management Division, *Table 1 Colorado Soil Evaluation Values (CESV Table)*, [En ligne]. <http://www.s2scientific.com/images/CDPHE%20Soil%20Evaluation%20Values%202007.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)
- Commission européenne (2002). European Union Risk Assessment Report. CAS No: 123-91-1 EINECS No: 204-661-8 Risk Assessment. 2nd Priority List. Volume: 21. In European Commission Joint Research Centre. *ESIS (European chemical substances Information System)*, [En Ligne]. <http://echa.europa.eu/documents/10162/a4e83a6a-c421-4243-a8df-3e84893082aa> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) (2008). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : 1,4-dioxane*, [En ligne] <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/fr/225> (Page consultée le 9 février 2016).
- Cronk, G. (2006). *Effective treatment of recalcitrant compounds using activated sodium persulfate*. In: B.M. Sass (Ed.), *Proceedings of the Fifth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Paper D-81. Columbus, OH: Battelle Press.
- Crownover, E. (2015) *Part 2 - 1,4-Dioxane Remediation using Electrical Resistance Heating*. Proceedings of the Tersus environmental Webinar series, [En ligne]. <http://www.tersusenv.com/resources/library/webinars/erh-1/200-tersus-trs-webinar-082015/file> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Diguseppi, W. (2016). *Remediation Technologies for Treatment of 1,4-Dioxane in Groundwater*, Proceedings of the 2016 Emerging Contaminants Summit, [En ligne]. <http://www.contaminantssummit.com/210> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Diguseppi, W. and Whitesides, C. (spring 2007). *Treatment options for remediation of 1,4-dioxane in groundwater*. Environmental Engineer, vol. 2, p.2-7, doi: 10.1002/rem.21422.

- Dombrowski, P. (AECOM) (2015). *1,4-Dioxane Technology Development: An Overview Based on 70 Projects*. Proceedings of the Northeast Waste Management Officials' Association (NEWMOA) Conference on 1,4-Dioxane Assessment & Remediation Workshop. [En ligne]. <http://www.newmoa.org/events/event.cfm?m=175> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Dyment, S. (2016) Communications électroniques entre M. Richard Martel et M. Stephen Dyment, U.S. EPA Office of Research and Development, Region 8 Superfund and Technology Liaison (dyment.stephen@epa.gov), mai 2016
- Eberle, D., Ball, R. and Boving, T.B.(2016) *Peroxone activated persulfate treatment of 1,4-dioxane in the presence of chlorinated solvent co-contaminants*. Chemosphere, 144, p.728-735
- Ect2 (2014) *ECT Breaks New Ground in Treating 1,4-Dioxane*, [En ligne]. <http://www.marketwired.com/press-release/ect-breaks-new-ground-in-treating-14-dioxane-1910618.htm> (Page consultée le 5 janvier 2016)
- Environnement Canada et Santé Canada (2010). Évaluation préalable pour le Défi concernant le 1,4-Dioxane. Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 123-91-1. [En ligne]. http://ec.gc.ca/ese-ees/789BC96E-F970-44A7-B306-3E32419255A6/batch7_123-91-1_fr.pdf (Page consultée le 9 février 2016).
- Fortune, A. (2015) *Bench Scale Thermal Treatment of 1,4-Dioxane*, [En ligne]. <http://terratherm.com/blog/?p=1715> (Page consultée le 9 février 2016).
- Fujiwara, T. et al. (2008). *Investigation of 1,4-dioxane originating from incineration residues produced by incineration of municipal solid waste*. Chemosphere, n° 71, p. 894-901.
- Gedalanga PB, Pornwongthong P, Mora R, Chiang SYD, Baldwin B, Ogles D, Mahendra S (2014) Identification of biomarker genes to predict biodegradation of 1,4-dioxane. *Appl Environ Microbiol* 80:3209–3218
- Gestler, R. (2016) *Case Studies for Phytoremediation of 1,4-Dioxane Contaminated Aquifers*, Proceedings of the 2016 Emerging Contaminants Summit, [En ligne]. <http://www.contaminantssummit.com/210> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Gouvernement du Québec, 2003. Guide de caractérisation des terrains. Les Publications du Québec, 130 p.
- Hall, B. (2015) *NH ELAP Low Level 1,4-Dioxane Accredited Lab List*, [En ligne]. <http://des.nh.gov/organization/divisions/water/dwgb/nhelap/documents/low-level-dioxane-lab-list.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016).

- Hill, R.R., Jeffs, G.E., and Roberts, D.R. (1996). Photocatalytic Degradation of 1,4-Dioxane in Aqueous Solution. Milton Keynes, UK: The Open University, Department of Chemistry, Walton Hall.
- Hinchee, R. (2016). *1,4-Dioxane Remediation by Extreme Soil Vapor Extraction (XSVE)*, Proceedings of the 2016 Emerging Contaminants Summit, [En ligne]. <http://www.contaminantssummit.com/210> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Horst, J.F. (2005) *Comments on draft Treatment technologies for 1, 4-Dioxane: fundamentals and field applications*. ARCADIS
- Houde, H. (2012). *La problématique du 1,4-dioxane associé aux solvants chlorés dans le traitement de l'eau souterraine* (mémoire en environnement – Université de Sherbrooke), [En ligne]. https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais2012/Houde_H_18-07-2012_.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)
- Huling, S.G. and Pivetz, B.E. (2006). In situ Chemical Oxidation. In United States Environmental Protection Agency (US EPA). *Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN)*, [En ligne] <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000ZXNC.PDF?Dockkey=2000ZXNC.PDF> (Page consultée le 3 mai 2016).
- Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INERIS) (2014). Portail Substance chimiques - *1,4-dioxane*. [En ligne]. <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/83> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) (2005). *Technical and Regulatory Guidance for In Situ Chemical Oxidation of Contaminated Soil and Groundwater*, second edition. In Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), 172 p. [En ligne]. <http://www.itrcweb.org/Documents/ISCO-2.pdf> (Page consultée le 3 mai 2016).
- Isaka, K. et al (2016a) *Biological wastewater treatment of 1,4-dioxane using polyethylene glycol gel carriers entrapping Afipia sp. D1*, Journal of Bioscience and Bioengineering, 121, No. 2, p.203-208
- Isaka, K. et al. (2016b) *Pilot test of biological removal of 1,4-dioxane from a chemical factory wastewater by gel carrier entrapping Afipia sp. strain D1*, Journal of Hazardous Materials, 304 p.251–258
- Jacobs, J.A. (2013) *Contaminant Update and Book Review of Environmental Investigation and Remediation: 1,4-Dioxane and Other Solvent Stabilizers*, [En ligne]. <http://the14dioxanebook.com/bookreview.pdf> (Page consultée le 9 février 2016).

- Japan Ministry of Health Labour and Welfare (MHLW) (2012). *The design Criteria for Water Supply Facilities, Table 5.12 : Water Quality Standard Items*, [En ligne]. <http://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-10900000-Kenkoukyoku/0000103931.pdf> (Page consultée le 27 avril 2016).
- Kelley, S.L. et al.(2001) *Biodegradation of 1,4-dioxane in planted and unplanted soil : Effect of bioaugmentation with Amycolata sp.CB1190*, *Wat. Res.*, 35, No. 16, p.3791–3800
- Kluger, M. (2015) *Remediation of 1,4-Dioxane using Electrical Resistance Heating (ERH)*, Proceedings of the 2015RE3 Conference, [En ligne]. <http://www.enviroblend.com/userdata/userfiles/file/RE3%202015/Presentation%20PDFs%20-%2016th/16Sept-202B-930am-Kluger-Remediation-1-4-Dioxane-Presentation-RE3-2015-v2.pdf> (Page consultée le 26 avril2016).
- Kueper, B.H. et al (2014) *Chlorinated Solvent Source Zone Remediation*, Springer Science & Business Media. (ISBN 978-1-4614-6922-3) 713 p.
- Lewis, R.J. Sr. (2007) *Dioxane*, *Hawley's Condensed Chemical Dictionary*, 15th Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York, ISBN: 978-0-471-76865-4, p.461
- Li, M. (2016) *Bench-scale Assessment of Monitored Natural Attenuation and Biostimulated Treatments of 1,4-Dioxane at a Contaminated Site*, Proceedings of the 2016 Emerging Contaminants Summit, [En ligne]. <http://www.contaminantssummit.com/210> (Page consultée le 26 avril2016).
- Li, M. et al. (2015) *Bench-scale biodegradation tests to assess natural attenuation potential of 1,4-dioxane at three sites in California*, *Biodegradation* 26, no. 1, p.39-50
- Li, M.et al.(2011) *Rapid Analysis of 1,4-Dioxane in Groundwater by Frozen Micro-Extraction with Gas Chromatography/Mass Spectrometry*, *Ground Water Monitoring & Remediation* 31, no. 4, p.70-76
- Li, M.et al.(2010) *1,4-Dioxane biodegradation at low temperatures in Arctic groundwater samples*, *Water research*, 44, p.2894-2900
- Lippincott, D. et al.(2015) *Bioaugmentation and Propane Biosparging for In Situ Biodegradation of 1,4-Dioxane*, *Groundwater Monitoring & Remediation* 35, no. 2, p. 81–92
- Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP) (2015a). *Standards and guidelines for contaminants in Massachusetts drinking waters*, [En ligne]. <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/water/dwstand.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)
- Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP) (2015b). *Guidance on Sampling and Analysis for 1,4-Dioxane at Disposal Sites Regulated under the MCP*, [En

ligne]. <http://170.63.70.137/eea/docs/dep/cleanup/laws/guidance-on-sampling-for-1-4-dioxane.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)

Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP) (2015c). *MassDEP Fact Sheet – 1,4-Dioxane in Drinking Water: Questions and Answers*, [En ligne]. <http://www.mass.gov/eea/docs/dep/water/drinking/standards/dioxane-fs.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)

Maycock, D. *et al.*, Watts and Crane Associates (Mars 2008). *Review of England and Wales Monitoring Data for which a national or international standard has been set*. 148 p., [En ligne]. http://dwi.defra.gov.uk/research/completed-research/reports/DWI70_2_215_Monitoring_Data.pdf (Page consultée le 26 avril 2016).

Mehrvar, M., Anderson, W.A., and Moo-Young, M. (2000) *Photocatalytic degradation of aqueous tetrahydro-furan, 1,4-dioxane, and their mixture with TiO₂*. *International Journal of Photoenergy*, 2, p. 67–80.

Mercer, J.W. and Cohen R.M. (1990) *A review of immiscible fluids in the subsurface: Properties, models, characterization and remediation*, *Journal of contaminant hydrogeology*, 6, p.107-163

Michigan Environmental Health Division -Washtenaw County (s.d) *PALL CORPORATION (formerly Gelman Sciences, Inc.), Map of 1,4-dioxane Plumes, Well Locations, and Groundwater Use Prohibition Zone (PZ)*, [En ligne]. http://www.ewashtenaw.org/government/departments/environmental_health/card/1-4-dioxane-plumes-and-well-locations-map-1 (Page consultée le 26 avril 2016).

Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) (1998). *Politique de protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*, Dernière mise à jour effectuée en 1998 [En ligne]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/> (Page consultée le 26 avril 2016).

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008. *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales, Cahier 3 – Échantillonnage des eaux souterraines*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, édition courante. 90 p.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008 (révisé en 2010). *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales, Cahier 5 – Échantillonnage des sols*, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, édition courante. 66 p.

- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) (2008). *Critères de qualité de l'eau de surface*. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0218 (Page consultée par Hélène Houde le 17 janvier 2012).
- Ministry of the Environment (MOE) (2011). *Soil, Ground Water and Sediment Standards for Use Under Part xv.1 of the Environmental Protection Act. In Ontario*. [En ligne]. <https://www.ontario.ca/document/soil-ground-water-and-sediment-standards-use-under-part-xv1-environmental-protection-act> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Ministry of the Environment (MOE) (2008). *Tables of Drinking Water Threats. Clean Water Act, 2006. In Ontario* [En ligne]. http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/document/s/resource/stdprod_080919.pdf (Page consultée par hélène Houde le 9 janvier 2012).
- Ministry of Environment and Energy (MOEE) (1994). *Water Management – Policies, Guidelines _ Provincial Water Quality Objectives (PWQO). In Ontario*. [En ligne]. <https://www.ontario.ca/document/water-management-policies-guidelines-provincial-water-quality-objectives> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Minnesota Department of Health (MDH) – Environmental Health Division (2015). *1,4-dioxane in Drinking Water*, [En ligne]. <http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/guidance/dwec/dioxaneinfo.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)
- Mohr, T. K.G.(2010). *Environmental investigation and remediation : 1,4-dioxane and other solvent stabilizers*, CRC Press Taylor and Francis Group, (ISBN 978-1-56670-662-9), 503 p.
- Morrisson, R.D. (2014) *Use of symmetric tetrachloroethane to age date chlorinated solvent releases Environmental Forensics: Proceedings of the 2014 INEF Cambridge Conference*, Cambridge, UK 4-6 August. [En ligne]. https://books.google.ca/books?id=ZZsyCgAAQBAJ&pg=PA40&lpg=PA40&dq=Morrison,+R.D.+2014+Use+of+symmetric+tetrachloroethane&source=bl&ots=CDaBS_gBvA&sig=zYti_At9Yoqqh723qBMrfwj1Vro&hl=fr&sa=X&ved=0ahUKEwi5qqqx2OPMAhUB3IMKHRrdDAgQ6AEIHjAA#v=onepage&q=Morrison%2C%20R.D.%202014%20Use%20of%20symmetric%20tetrachloroethane&f=false (Page consultée le 3 mai 2016).
- New Jersey (NJDEP) (2016). *Site remediation & waste Program. Implementation of November 25, 2015, INTERIM GROUND WATER QUALITY STANDARDS*, [En ligne]. http://www.state.nj.us/dep/srp/guidance/srra/srwmp_implementing_11-25-15_interim_gwqs.pdf (Page consultée le 26 avril 2016)

- New Jersey (NJDEP) (2015). *Ground Water Quality Standard – 1,4-dioxane*, [En ligne]. <http://www.nj.gov/dep/wms/bears/docs/1,4%20dioxane%20final%20draft%20for%20posting2.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)
- New Jersey (NJDEP) (2010). *Ground Water Quality Standards N.J.A.C. 7:9C: Interim Ground Water Quality Criteria Table*, [En ligne]. http://www.nj.gov/dep/wms/bears/gwqs_interim_criteria_table.htm (Page consultée le 26 avril 2016)
- North Carolina Department of Environment & Natural Resources (NCDENR) (2007). 15A NCAC 2B, *Standard and Priority Pollutants Designated Uses Criteria Table*, [En ligne]. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-12/documents/nc-criteria-wqs.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)
- Oberle, D. et al. (2015) *In Situ Remediation of 1,4-Dioxane Using Electrical Resistance Heating*. Remediation journal 25, Issus 2, p.35-42.
- O'Neill, D. (2006) *Passive diffusion samplers: Cost effective sampling techniques for sampling groundwater for organic and inorganic analytes of interest—highlighting rigid porous polyethylene samplers (RPPS)*. Presented at DOD Chemist Conference, San Antonio, TX, April.
- Organisation mondiale de la santé (OMS) (2011). Guidelines for Drinking-water Quality. In WHO. *WHO World Health Organization*, Fourth edition, [En ligne]. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwq-guidelines-4/en/ (Page consultée le 9 février 2016).
- Organisation mondiale de la santé (OMS) (2008). *Guidelines for Drinking-water Quality*. In WHO. *WHO World Health Organization*, Third edition, [En ligne]. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/ (Page consultée le 9 février 2016).
- Organisation mondiale de la santé (OMS) (2005) *1,4-Dioxane in Drinking water ; Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*, WHO/SDE/WSH/05.08/120 , [En ligne]. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/14dioxane0505.pdf (Page consultée le 9février2016)
- PARSONS (2005) *Results report for the demonstration of no-purge groundwater sampling devices at former McClellan air Force Base, California*, Rapport présenté à U.S. Army Corps of Engineers Omaha District, Air Force Center for Environmental Excellence, and Air Force Real Property Agency. 79 pp, [En ligne]. http://www.itrcweb.org/Documents/McClellan%20Rpt_Oct2005.pdf (Page consultée le 3 mai 2016).

Payne, FC et al. (2008) *Remediation Hydraulics*, CRC Press Taylor and Francis Group, (ISBN 978-1-42000-684-1), 432 p.

Pennsylvania Department of Environmental Protection (PADEP) (2011). *Statewide Health Standards*, [En ligne]. <http://www.dep.pa.gov/Business/Land/LandRecycling/Standards-Guidance-Procedures/Pages/Statewide-Health-Standards.aspx#.VyCsjPnhCUk> (Page consultée le 26 avril 2016)

PeroxyChem (2016) *Klozur® Persulfate*, [En ligne]. <http://www.peroxychem.com/chemistries/persulfates/products/klozur-persulfate> (Page consultée le 26 avril 2016)

Peroxychem and ERM (2014) *Activated Sodium Persulfate In-Situ Blending Combines Environmental Remediation and Soil Stabilization*. Proceedings of the 5th Conference: Innovative Environmental Assessment and Remediation Technology, Kennesaw State University, Georgia, USA 23-24 April, 2014. [En ligne]. <http://www.aipg.org/sections/GA/pdf/2014%20seminar/6-Hicks%20Presentation%20AIPG%20Conference%20April%202014%20%20.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016)

Pornwongthong, P., Paradis, G. L., & Mahendra, S. (2011). Stable Carbon Isotope Fractionation During 1, 4-Dioxane Biodegradation. *Proceedings of the Water Environment Federation, 2011*(18), 111-116.

PubChem (2016). *Compound Summary for 1,4-dioxane*, [En ligne]. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/1_4-dioxane#section=Top (Page consultée le 9 février 2016)

Purifics (s.d.) *Purifics – Complete Water Purification*, [En ligne]. <http://www.purifics.com/> (Page consultée le 5 janvier 2016)

Quinnan, J. et Curry, P.J. (2016) *High-resolution 1,4-dioxane source area characterization*, Proceedings of the 2016 Emerging Contaminants Summit, [En ligne]. <http://www.contaminantssummit.com/210> (Page consultée le 26 avril 2016).

Regan, J.M.. (2015). *1,4-dioxane- New Hampshire's experience*. Proceedings of the Northeast Waste Management Officials' Association (NEWMOA) Conference on 1,4-Dioxane Assessment & Remediation Workshop, [En ligne]. http://www.newmoa.org/events/docs/175_174/NHDioxanExperienceDec2015.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)

- REGENESIS (2016) *PersulfOx and PersulfOx SP*, [En ligne]. <http://regenesisis.com/remediation-products/persulfox-persulfox-sp/> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Ross, I. (2013) *Overview of FMC Environmental Solutions - Klozur Technology*, Proceedings of Peroxychem's webinar, [En ligne]. <http://www.peroxychem.com/media/35540/FMC-Environmental-Solutions-Introduction-Webinar-9-10-13.pdf> (Page consultée le 3 mai 2016).
- Sadeghi, V.M. and Gruber, D.J. (2007) *In situ oxidation of 1,4-dioxane with ozone and hydrogen peroxide*. Poster presentation at URS's Environmental Technology and Management Seminar, Oakland, CA.
- Sadeghi, V.M et al. (2006) *In situ oxidation of 1,4-dioxane with ozone and hydrogen peroxide*. In: B.M. Sass (Ed.), Proceedings of the Fifth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Paper D-31. Columbus, OH: Battelle Press..
- Santé Canada (2015) *Liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques*, [En ligne]. <http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/cosmet-person/hot-list-critique/hotlist-liste-fra.php#d1> (Page consultée le 26 avril 2016).
- Santé Canada (2014). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, [En ligne]. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/index-fra.php (Page consultée le 28 avril 2016).
- Schreier, C.G. et al (2006). *In situ oxidation of 1,4-dioxane*. In: B.M. Sass (Ed.), Proceedings of the Fifth International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds, Paper D-21. Columbus, OH: Battelle Press.
- Skadsen, J.M., Rice, B.L., and Meyering, D.J. (2004) *The occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products, and endocrine disrupting compounds in a municipal water use cycle: A case study in the City of Ann Arbor, Michigan*. Water Utilities and Fleis & VandenBrink Engineering, Inc., Ann Arbor, MI. <http://www.ci.annarbor.mi.us/PublicServices/water/WTP/EndocrineDisruptors.pdf> (Page consultée par Thomas Mohr le 9 octobre 2006).
- Siegrist, R. L., Crimi, M. and Simpkin T.J. (2011). *In situ chemical oxidation for groundwater remediation*. Vol. 3: Springer Science & Business Media.
- Sörensen, M. and Weckenmann, J. (2006) *1,4-Dioxan: Was tun? [1,4-Dioxane: What to do?]*. Process. <http://www.process.vogel.de/index.cfm?pid=2511&pk=58794> (Page consultée par Thomas Mohr le 10 octobre 2007).

- Stanton, R. (2016a) DEQ discusses Superfund cleanup option for Gelman plume, MLive Media Group, publié en ligne le 22 avril 2016, http://www.mlive.com/news/ann-arbor/index.ssf/2016/04/deq_discusses_superfund_cleanu.html (Page consultée le 28 avril 2016)
- Stanton, R. (2016b) DEQ asking lawmakers for \$700K to better monitor Ann Arbor dioxane plume, MLive Media Group, publié en ligne le 24 février 2016, http://www.mlive.com/news/ann-arbor/index.ssf/2016/02/deq_proposes_700k_funding_boos.html (Page consultée le 28 avril 2016)
- Stanton, R. (2016c) DEQ says stricter dioxane rules won't necessarily mean more cleanup, MLive Media Group, publié en ligne le 19 février 2016, http://www.mlive.com/news/ann-arbor/index.ssf/2016/02/deq_says_stricter_dioxane_rule.html (Page consultée le 28 avril 2016)
- Stroo, H.F and Ward, C.H. (2010) *In situ remediation of chlorinated solvent plumes*: Springer Science & Business Media. (ISBN 978-1-4419-1401-9) 786 p.
- Sun, M. et al.(2016) *Determination of 1,4-Dioxane in the Cape Fear River Watershed by Heated Purge-and-Trap Preconcentration and Gas Chromatography-Mass Spectrometry*. Environmental Science & Technologies, [En ligne]. <http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/acs.est.5b05875> (Page consultée le 26 avril2016).
- Surprenant, K.S. (2000) *Dioxane*, Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, 7th ed., Published online : 15jun2000, [En ligne]. [http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/14356007.a08_545/abstract?systemMessage=Wiley+Online+Library+will+be+unavailable+on+Saturday+14th+May+11%3A00-14%3A00+BST+%2F+06%3A00-09%3A00+EDT+%2F+18%3A00-21%3A00+SGT+for+essential+maintenance.Apologies+for+the+inconvenience.](http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/14356007.a08_545/abstract?systemMessage= Wiley+Online+Library+will+be+unavailable+on+Saturday+14th+May+11%3A00-14%3A00+BST+%2F+06%3A00-09%3A00+EDT+%2F+18%3A00-21%3A00+SGT+for+essential+maintenance.Apologies+for+the+inconvenience.) (Page consultée le 3 mai 2016).
- Suthersan, S. et al. (2010) *Aquifer Tuning for Optimum Performance of In Situ Remedies*. Groundwater Monitoring & Remediation, vol. 30, p. 39-44
- Teaf, C. (2015). *What is 1,4-dioxane and Why so we care about it?*, Proceedings of the Northeast Waste Management Officials' Association (NEWMOA) Conference on 1,4-Dioxane Assessment & Remediation Workshop. [En ligne]. <http://www.newmoa.org/events/event.cfm?m=175> (Page consultée le 26 avril2016).
- TrojanUV water confidence (2015a) *Case studies, Treatment of Groundwater contaminated with 1,4-dioxane, Advanced Oxidation Process Water Treatment Facility – Tucson, Arizona*, [En

ligne].

http://www.trojanuv.com/resources//casestudies/ECT/Treatment_of_Groundwater_Contaminated_with_1_4_Dioxane_Tucson_Arizona_Case_Study_Environmental_Contaminant_Treatment.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)

TrojanUV water confidence (2015b) *Case studies, Site example: Treatment of NDMA and 1,4-dioxane, Drinking Water Projects, San Gabriel Valley, California*, [En ligne]. http://www.trojanuv.com/resources//casestudies/ECT/NDMA_and_1_4_Dioxane_Treatment_San_Gabriel_Valley_Case_Study_Environmental_Contaminant_Treatment.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)

TrojanUV water confidence (2012) *Factsheet 1,4-dioxane, update on Emerging Contaminants: 1,4-dioxane*, [En ligne]. http://www.trojanuv.com/resources/trojanuv/casestudies/ECT_Fact_Sheet_Dioxane.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)

TrojanUV water confidence (2010) *Case studies, Site Example: The Trojan UVPhox™ Applied at a Groundwater Remediation Site for 1,4-Dioxane and VOC Treatment, Stockton, California Project*, [En ligne]. http://www.trojanuv.com/resources/trojanuv/casestudies/ECT_Case_Study_Stockton_CA.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2016) *The Third Unregulated Contaminant Monitoring Rule (UCMR 3) Data Summary*, [En ligne]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-11/documents/ucmr3_data_summary.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016).

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2014). *Technical Fact Sheet – 1,4-dioxane*, [En ligne]. https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-03/documents/ffro_factsheet_contaminant_14-dioxane_january2014_final.pdf (Page consultée le 26 avril 2016)

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2012). *2012 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories*. EPA 822-S-12-001, [En ligne]. <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P100N01H.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EP&Index=1995%20Thru%201999%7C1976%20Thru%201980%7C2006%20Thru%202010%7C1991%20Thru%201994%7CHardcopy%20Publications%7C2000%20Thru%202005%7C1986%20Thru%201990%7C2011%20Thru%202015%7C1981%20Thru%201985%7CPrior%20to%201976&Docs=&Query=2012%20Edition%20Drinking%20Water%20Standards%20Health%20Advisories%20&Time=&EndTime=&SearchMethod=2&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX>

[%20DATA%5C11THRU15%5CTXT%5C00000016%5CP100N01H.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=-%7Ch&MaximumDocuments=15&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r85g16/r85g16/x150y150g16/i500&Display=hpfr&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=2#](#) , (Page consultée le 26 avril 2016).

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2008). *Method 522 determination of 1,4-dioxane in drinking water by solid phase extraction (SPE) and gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS) with selected ion monitoring (SIM)*, [En ligne]. <https://clu-in.org/download/contaminantfocus/dioxane/Method-522.pdf> (Page consultée le 5 janvier 2016).

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2006). *Treatment Technologies for 1,4-Dioxane: Fundamentals and Field Applications*, EPA-542-R-06-009, [En ligne]. https://frtr.gov/costperformance/remediation/pdf/epa-treatment_of_1,4-dioxane.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016).

United States Environmental Protection Agency (US EPA) (s.d). *Clean Air Act Text*, [En ligne]. <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/clean-air-act-text> (Page consultée le 5 janvier 2016).

Walsom, G., & Tunncliffe, B. (2002). *1,4-Dioxane—A little known compound*. Environmental Science and Engineering Magazine from <http://www.esemag.com/0502/tca.html>

Water Online (2010) *Purifics To Clean Up 1,4 Dioxane At Superfund Site*, [En ligne]. <http://www.wateronline.com/doc/purifics-to-clean-up-14-dioxane-at-superfund-0001> (Page consultée le 28 avril 2016).

Water Research Foundation (2014) *1,4-dioxane white paper*. [En ligne]. <http://www.waterrf.org/resources/StateOfTheScienceReports/1,4-dioxane.pdf> (Page consultée le 5 janvier 2016).

WIKIPEDIA (fév 2016) *Electrical resistance heating remediation*, [En ligne]. https://en.wikipedia.org/wiki/Electrical_resistance_heating_remediation (Page consultée le 28 avril 2016).

Woodard, S. (2015). *Synthetic Media for Removal of 1,4-dioxane from Groundwater*. Proceedings of the Northeast Waste Management Officials' Association (NEWMOA) Conference on 1,4-Dioxane Assessment & Remediation Workshop, [En ligne]. http://www.newmoa.org/events/docs/175_165/WoodardDioxaneWaterTreatmentSept2015.pdf (Page consultée le 5 janvier 2016)

Woodard, S. (2015a). *Results of Full-Scale 1,4-Dioxane Synthetic Media Groundwater Remediation System*. Proceedings of the Environmental Services Association of Alberta (ESAA) Conference, [En ligne]. <http://www.esaa.org/wp-content/uploads/2015/06/14-Woodard.pdf> (Page consultée le 26 avril 2016).

Yanagida, S., Nakajima, A., Kameshima, Y. and Okada, K. (2006). *Effect of applying voltage on photocatalytic destruction of 1,4-dioxane in aqueous system*. Catalysis Communications, n°7, p. 1042-1046.

Yasuhara, A., et al.. (2003) *Elution of 1,4-Dioxane from Waste Landfill Sites*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, n° 71, p. 641-647.

Zenker, M.J., et al. (2003). *Occurrence and Treatment of 1,4- Dioxane in Aqueous Environments*. Environmental Engineering Science, vol.20 n° 5 p. 423-432.

Cahiers 3 et 5 + guide de caractérisation des terrains.

Tableau 6-1. Critères de qualité en 1,4-dioxane dans l'eau en vigueur aux États-Unis et ailleurs dans le monde

	Eau potable	Eau souterraine générale / non spécifié	Eau souterraine non potable	Résurgence dans les eaux de surface	Seuil d'alerte	Seuil d'intervention ou enlèvement de Source	Seuil prévisible sans effet (SPSE)	Référence
	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	
ÉTATS-UNIS								
US EPA ³	0,35 0,67 ⁵							USEPA (2012) USEPA (2014)
Alabama		0,67						Dombrowski (2015)
Alaska		77						Houde (2012)
Californie	3 (2009) 1(2010)				1	35		GAMA (2009, 2014) Dombrowski (2015)
Caroline du Nord	3,1							Dombrowski (2015) NCDENR (2007)
Caroline du Sud	70							Diguseppi (2016)
Colorado	0,35			3,2-6,1 ⁴				Dombrowski (2015) CODEPHE (2013)
Connecticut	3 ou 50 ⁵							Dombrowski (2015)
Dakota du Sud	300 ¹ - 4000 ²							Houde (2012)
Delaware		6						Houde (2012)
Floride		3,2						Houde (2012)
Géorgie		70						Dombrowski (2015)
Hawaï	6,1							Houde (2012)
Illinois		1			7,7			Houde (2012) Diguseppi (2016)
Maine	4							Dombrowski (2015)
Massachusetts	0,3 (2012)	3	6 000 - 50 000		0,20			MassDEP (2015a, 2015c) Jacobs (2013)
Michigan	85 ¹ - 350 ²					85		Houde (2012) Diguseppi (2016)
Minnesota	30							Houde (2012)
Mississippi		6,09						Houde (2012)
Missouri		3						Houde (2012)
Montana	6,1							Houde (2012)
Nevada	6,1							Dombrowski (2015)
New Hampshire	0,25	3			0,25			Jacobs (2013)
New Jersey	10 0,4 (depuis 2015)				0,4	0,4		NJDEP (2015, 2016)
Nouveau-Mexique		568 ¹						Houde (2012)
New York	50							Diguseppi (2016)
Oklahoma	6,1							Houde (2012)
Oregon	5,2 - 37							Houde (2012)
Pennsylvanie	6,4 - 24		64 - 240					Dombrowski (2015)
Tennessee		3						Houde (2012)
Texas		8,3 - 18,6						Houde (2012)
Virginie		6,1						Houde (2012)
Virginie-Occidentale		6,1						Houde (2012)
Washington ⁶		7			0,45*			Jacobs (2013)
Wisconsin	3							Dombrowski (2015)
INTERNATIONAL								
Allemagne		0,1						Diguseppi (2016)
Australie						77		Diguseppi (2016)
France	6,6				37,5			Diguseppi (2016)

Tableau 6-1. Critères de qualité en 1,4-dioxane dans l'eau en vigueur aux États-Unis et ailleurs dans le monde (SUITE)

	Eau potable	Eau souterraine générale / non spécifié	Eau souterraine non potable	Résurgence dans les eaux de surface	Seuil d'alerte	Seuil d'intervention ou enlèvement de Source	Seuil prévisible sans effet (SPSE)	Référence
	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	
Japon	50							MHLW (2012)
Commission Européenne							57500⁷ - 2700000⁸	Commission européenne (2002)
Organisation mondiale de la santé (OMS)	50							OMS (2005, 2008 et 2011)

¹ : Pour une exposition de 10 jours

² : Pour une exposition d'un jour

³ : d'autres critères sont présentés dans les 2 documents en référence

⁴ : applicable uniquement pour l'eau de surface destinée à la consommation humaine

⁵ : critère pour bain et douche

⁶ : L'État de Washington applique un seuil de décontamination du 1,4-dioxane à 0,45µg/L sur certains sites.

⁷ : pour l'eau (poissons, algues, invertébrés)

⁸ : sur les micro-organismes

Tableau 6-2. Critères de qualité en 1,4-dioxane dans l'eau en vigueur au Canada

	Eau souterraine aux fins de consommation	Eau souterraine non potable	Résurgence dans les eaux de surface	Concentration estimée sans effet (CESE)	Critère de la vie aquatique aigüe	Critère de vie aquatique chronique	Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques	Référence	Commentaire(s)
	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)	(µg/l)		
Réglementations nationales									
Santé Canada	-	-	-	-	-	-	-	Santé Canada (2014)	ne propose aucune ligne directrice pour le 1,4-dioxane, dans la version 2014 de son document intitulé « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada » (Santé Canada, 2014).
Environnement Canada et Santé Canada	-	-	-	57 500	-	-	-	Environnement Canada et Santé Canada (2010)	« ... le 1,4-dioxane est considéré comme une substance ne pénétrant pas dans l'environnement en quantités, à des concentrations ou dans des conditions qui constituent ou peuvent constituer un danger pour la vie ou la santé humaine au Canada. » Environnement Canada et Santé Canada (2010) Une valeur de concentration estimée sans effet (CESE) y est estimée (...) à partir des données disponibles sur la toxicité aquatique (Environnement Canada et Santé Canada, 2010).
Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME)	-	-	-	-	-	-	-	CCME (2008)	précise qu'aucune recommandation canadienne n'a été prise, car les études effectuées ne répondaient pas aux exigences minimales nécessaires pour se prononcer. Ce document précise également que les données de toxicité marine n'ont pas été évaluées (CCME, 2008).
Réglementations provinciales									
Ontario									
<i>Normes de qualité de l'eau potable de l'Ontario</i>	-	-	-	-	-	-	-		le 1,4-dioxane ne figure pas à l'annexe II de ce règlement (O. Reg. 169/03)
<i>Provincial Water Quality Objectives (PWQO)</i>	-	-	20	-	-	-	-	MOEE (1994)	voir Tableau 6.3
<i>Provincial water Quality Guideline (PWQG)</i>	20 (1994)	-	-	-	-	-	-	MOEE (1994)	
<i>Loi sur la protection de l'environnement / Records of site condition – part XV.1 of the Act</i>	50	190000 - 1900000-7300000	-	-	-	-	-	MOE (2011)	Les facteurs qui font varier la valeur des normes pour l'eau souterraine non potable sont la granulométrie du sol, l'épaisseur des dépôts meubles dans lesquels se trouvent l'eau souterraine et la proximité d'eau de surface (MOE, 2011).
<i>Loi de 2006 sur l'eau saine</i>	-	-	-	-	-	-	-	MOE (2008)	(L.O. 2006, c. 22) identifie le 1,4-dioxane dans ses tableaux de menaces pour l'eau potable, lors de la manipulation et de l'entreposage de liquides denses non miscible avec l'eau, ainsi que lors de la gestion de liquides de déglâçage pour les avions (MOE, 2008).
Québec									
<i>Règlement sur la qualité de l'eau potable</i>	-	-	-	-	-	-	-	Houde (2012)	(c. Q-2, r. 40) n'impose aucune limite concernant la concentration de 1,4-dioxane dans l'eau potable.
<i>Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés</i>	-	-	-	-	-	-	-	MDDELCC, 1998	
<i>Critères de qualité de l'eau de surface au Québec</i>	-	-	-	-	200 000	2 200 000	28 000	MDDEP (2008)	

RÉSI (résurgence dans les eaux de surface et l'infiltration dans les égouts)

Tableau 9-1. Revue des technologies *ex situ* pour le traitement de l'eau contaminée par le 1,4-dioxane

Famille de procédé	Procédé	Méthode	Performance	Exemples de procédés commerciaux	Référence(s)
Oxydation chimique	Peroxide d'hydrogène et ozone (Peroxone)	L'eau contaminée subit un traitement d'oxydation combinant l'ozone (O ₃) et le peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂). Cette combinaison permet de produire le radical hydroxyl (OH•), un oxydant puissant qui permet la destruction des composés organiques présents dans l'eau.	<ul style="list-style-type: none"> • Haute efficacité de destruction des composés organiques. • Permet l'amélioration de la qualité générale de l'eau: couleur, goût, odeur, désinfection. • N'est pas affecté par la turbidité, la couleur ou la transmissivité de l'eau de procédé. • Ne produit peu ou pas de déchets selon le ou les contaminants à traiter. • Systèmes entièrement automatisé et à faible maintenance • Débit de traitement disponible : 1 à 20 000 L/min (27 000 m³/j) 	HiPOx™	Bowman et al. (2007), APTwater Inc (2016a, 2016b, 2016c, 2010) AMEC (2015)
	Peroxide d'hydrogène et UV	Des unités de traitement placées en série comprennent des lampes UV et un système automatisé de dosage de peroxyde d'hydrogène. Le combinaison des deux procédés permet la destruction du 1,4-dioxane. Des filtres de charbon activé permettent de stopper l'effet du peroxyde d'hydrogène avant le rejet de l'eau traitée.	<ul style="list-style-type: none"> • Haute efficacité de destruction des composés organiques (1,4-dioxane et solvants chlorés). • Permet de rendre l'eau potable. • N'est pas affecté par la turbidité, la couleur ou la transmissivité de l'eau de procédé. • Systèmes modulaires donc d'application flexible. • Efficacité énergétique et longévité des modules de traitement (12 000 hrs par module de traitement). • Systèmes entièrement automatisé et à faible maintenance 	Trojan UVPhox™	TrojanUV (2015a, 2015b, 2012, 2010)
	Persulfate de sodium	Le persulfate de sodium est un oxydant chimique qui permet la destruction d'un large éventail de composés organiques. Des catalyseurs permettent d'activer le persulfate et de produire le radical sulfate, un oxydant puissant. Le choix du catalyseur dépend du type de contaminants ciblés.	<ul style="list-style-type: none"> • Permet la destruction d'un large éventail de composés organiques, en plus du 1,4-dioxane: HAP, BTEX, solvants chlorés. • Permet d'atteindre des concentrations en 1,4-dioxane sous les limites actuelles de détection. 	Klozur®	Eberle et al. (2016) PeroxyChem(2016), Eberle et al.. (2016), Ross, I. (2013) Cronk, G.(2006)
	Oxydation Photocatalytique	L'eau souterraine est circulée dans une unité de filtration à base de céramique qui retire les métaux et les solides en suspension. Le procédé d'oxydation photocatalytique s'opère sans produit chimique et utilise la lumière UV et le catalyseur TiO ₂ , ce qui permet d'atteindre un potentiel d'oxydation chimique élevé. Ce procédé détruit le 1,4-dioxane et aussi les composés organiques semi-volatils.	<ul style="list-style-type: none"> • Permet d'atteindre des concentrations en 1,4-dioxane inférieures à 3 µg/L. • Procédé automatisé et contrôlé à distance. • Auto-nettoyant • Faible consommation d'énergie • Ne nécessite aucun produit chimique • Ne produit aucune émission dans l'air • Durée de service estimée : 25 ans • Capacité de traitement : 2 800 L/ min (3 800 m³/j) • Permet de produire une eau potable 	Photo-Cat AOP+® et CUF (Ceramic Ultra Filtration)	Purifics (2016), Water Online (2010), Yanagida et al. (2006), Mehrvar et al. (2000), Hill et al. (1996)
Adsorption	Adsorption sur résine (polymères)	L'eau souterraine est filtrée (retrait des sédiments en suspension) puis acheminée dans une série de colonnes qui contiennent une résine. La résine permet l'adsorption du 1,4-dioxane. Les colonnes peuvent être régénérées sur place par injection de vapeur.	<ul style="list-style-type: none"> • Permet d'atteindre des concentrations en 1,4-dioxane sous 3,2 µg/L • Permet également le traitement d'autres composés organiques volatils • La performance du système est indépendante des variations de concentration et de débit de l'affluent • La résine peut se régénérer sur place en utilisant de la vapeur sous pression et ce, sans diminuer la performance du système. • Sécurité accrue : ne nécessite aucun stockage de produits chimiques et n'implique pas la formation de bromate. • Ne nécessite pas la présence à temps plein d'un opérateur • Coût compétitif avec les autres technologies <i>ex situ</i> 	AMBERSORB™ 560 AMBERSORB™ 563	Diguiseppi, B. (2016) Woodard, S. (2015 et 2015a), ect2 site web, ect2 (2014)
Biodégradation	Bioréacteur <i>ex situ</i>	Une souche bactérienne est incorporée dans un gel. Cette souche est en mesure d'utiliser le 1,4-dioxane comme seule source de carbone. L'efficacité de ce type de traitement a été démontré à l'échelle industrielle. La présence d'autres contaminants n'a pas nuit à l'enlèvement du 1,4-dioxane.	<ul style="list-style-type: none"> • Permet d'atteindre des taux d'enlèvement de 99%. • Le système permettrait d'ajouter d'autres souches bactériennes permettant le traitement d'autres composés chimiques. • Représente une alternative économique (en termes de coûts et d'énergie) par rapport aux procédés d'oxydation chimiques avancés (AOP). 		Isaka, K. (2016a) Isaka, K. (2016b)