

Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique

15. Désinfection – Préliminaire

Coordination et rédaction

Cette publication a été réalisée par la Direction des eaux usées municipales (DEUM) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

Renseignements

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp
Internet : www.environnement.gouv.qc.ca

Pour obtenir un exemplaire du document :

Visitez notre site Web : www.environnement.gouv.qc.ca

Dépôt légal – 2023
Bibliothèque et Archives nationales du Québec

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2023

Table des matières

Liste des tableaux	15-iv
Liste des figures	15-v
Remerciements	15-vi
15. Désinfection	15-1
15.1 Désinfection par rayonnement ultraviolet	15-2
15.1.1 Conditions de conception	15-2
15.1.2 Critères de conception	15-6
15.1.3 Méthodes de conception	15-7
15.1.4 Aménagements et composantes	15-13
15.1.5 Performances épuratoires	15-16
15.1.6 Exploitation	15-17
15.1.7 Résumé	15-18
15.2 Ozonation	15-19
15.2.1 Conditions de conception	15-19
15.2.2 Critères de conception	15-20
15.2.3 Aménagements et composantes	15-25
15.2.4 Performances épuratoires	15-32
15.2.5 Installation	15-32
15.2.6 Exploitation	15-32
15.3 Références bibliographiques	15-34

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 15.1.1-1 – Transmittance typique des effluents de différents procédés de traitement	15-4
Tableau 15.1.1-2 – Concentrations typiques de coliformes totaux et fécaux à l’effluent de différents procédés de traitement	15-5
Tableau 15.1.3-1 – Paramètres du modèle d’Emerick (résultats des essais d’Emerick et collab., 2000)	15-12
Tableau 15.1.4-1 – Caractéristiques types des lampes UV	15-16
Tableau 15.1.72-1 – Augmentation de la biodégradabilité d’une eau municipale après ozonation	15-19
Tableau 15.2.1-1 – Consommation d’ozone par différents composés à considérer pour l’établissement de la dose d’ozone à appliquer	15-20
Tableau 15.2.2-1 – Constante de létalité spécifique (Λ_{10}) de différents microorganismes pour la désinfection à l’ozone d’un effluent tertiaire à 20 °C et à un pH de 7,5	15-23
Tableau 15.2.2-2 – Exemples de constantes cinétiques k pour différents composés	15-24
Tableau 15.2.2-3 – Taux d’élimination selon la constante cinétique de réaction avec l’ozone	15-24
Tableau 15.2.3-1 – Caractéristiques des générateurs d’ozone à décharge électrique	15-27
Tableau 15.2.6-1 – Limite d’exposition à l’ozone et alarme de contrôle	15-32

LISTE DES FIGURES

Figure 15.1.3-1 – Schéma du montage d'un faisceau collimaté _____	15-8
Figure 15.1.3-2 – Courbe d'inactivation sigmoïde _____	15-10
Figure 15.1.4-1 – Schéma d'installation de réacteurs UV en canal avec a) lampes horizontales (adapté de Trojan Technologies inc.), b) lampes verticales (adapté d'Infilco Degrémont inc.), c) lampes inclinées (adapté de Xylem inc.) _____	15-15
Figure 15.1.4-2 – Réacteurs UV en conduite fermée a) écoulement perpendiculaire b) écoulement parallèle _____	15-16
Figure 15.2.2-1 – Gammes de doses d'ozone transférées requises pour une réduction de 2 log de coliformes fécaux pour différentes eaux usées _____	15-22
Figure 15.2.2-2 – Représentation des courbes d'inactivation des microorganismes par l'ozone _____	15-22
Figure 15.2.3-1 – Schéma d'un système de désinfection à l'ozone selon le type d'alimentation en oxygène _____	15-25
Figure 15.2.3-2 – Cellule de couronne de décharge pour la production d'ozone _____	15-27
Figure 15.2.3-3 – Schéma de bassins de contact avec injection d'ozone par des diffuseurs à fines bulles a) à contre-courant, b) à co-courant et c) en alternance contre- et co-courant _____	15-28
Figure 15.2.3-4 – Schéma simplifié d'un système d'injection d'ozone par dérivation a) sans ou b) avec cuve de dégazage _____	15-30
Figure 15.2.3-5 – Relation entre la dose d'ozone et le pourcentage du débit détourné à différents ratios G/L aux conditions standard _____	15-31

REMERCIEMENTS

Équipe de rédaction de FNX-INNOV

Marc-André Desjardins, ing., Ph. D. – chargé de projet

Justine Duguet, ing., M. Sc. A. – chargée de projet adjointe et coordonnatrice

Francis Guay, CPI

Et les autres ingénieurs du Service de traitement des eaux de FNX-INNOV.

Équipe de révision du MELCCFP

Héloïse Bastien, ing., M. Sc. A. – DEUM – chargée de projet

Bernard Lavallée, ing., Ph. D. – DEUM

Bernard Patry, ing., Ph. D. – DPEU

Experts consultés (par ordre alphabétique de nom de famille)

Benoît Barbeau, ing., Ph. D. – Polytechnique Montréal

Marie-Christine Bélanger et les autres membres de l'équipe de Premier Tech

Yves Comeau, ing., Ph. D. – Polytechnique Montréal

Alain Gadbois, ing., M. Sc. A., Christian Scott, ing., DESS et les autres membres de l'équipe de Veolia

Nicolas Minel et Clément Cartier, ing., Ph. D. – Brault-Maxtech

Alain Roy, ing., M. Ing., et Dorothée Benoit, ing. – MAMH

15. Désinfection

Les rejets d'eaux usées domestiques peuvent causer une contamination microbienne susceptible d'affecter une prise d'eau en aval ou de compromettre la pratique sécuritaire de nombreux usages de l'eau, comme la consommation de mollusques et les activités récréatives de contact direct (baignade, ski nautique, planche à voile, etc.) ou indirect avec l'eau (pêche sportive, canotage, voile, etc.). La désinfection des eaux usées s'avère donc parfois nécessaire. Au Québec, elle est exigée lorsque la protection des usages du milieu récepteur le requiert et seulement durant les périodes de l'année où cette protection est nécessaire.

Le moyen de désinfection choisi devrait présenter les caractéristiques suivantes :

- Être efficace pour la plupart des microorganismes pathogènes.
- Ne pas engendrer la formation de sous-produits indésirables.
- Être sécuritaire pour les humains et la vie aquatique.

En fonction de l'application et du milieu récepteur, la question des sous-produits de la désinfection pourrait devoir être examinée. Les enjeux associés à ceux-ci sont encore peu documentés, mais font l'objet d'une attention croissante.

Une certaine corrélation est notée entre le niveau de contamination et d'abattement des divers microorganismes pathogènes et les coliformes fécaux (Payment et collab., 2001). Ainsi, au Québec, les coliformes fécaux sont l'indicateur utilisé pour fixer le niveau de désinfection requis dans les eaux usées.

Les moyens de désinfection des eaux usées utilisés couramment dans le monde sont la chloration, la chloration-déchloration, le rayonnement ultraviolet et l'ozonation. Certains types de traitement secondaire permettent également de réduire de façon significative le nombre de microorganismes, en particulier le traitement par lagunage (étangs aérés ou non aérés), mais aussi les marais artificiels et divers types de filtres. De même, certains procédés de polissage peuvent être associés à des log d'enlèvement de coliformes fécaux.

En 1999, le ministère de l'Environnement a pris la décision de proscrire les systèmes de chloration (incluant les systèmes de chlore gazeux, hypochlorite de sodium et bioxyde de chlore) et de chloration-déchloration par suite de certains problèmes de toxicité aiguë à l'effluent. Le présent chapitre porte donc uniquement sur les procédés de rayonnement UV et d'ozonation.

La réduction des microorganismes dans les champs d'épuration, les filtres granulaires intermittents, les marais artificiels ainsi que les étangs aérés et non aérés est abordée aux chapitres 6, 7, 8 et 9.

15.1 Désinfection par rayonnement ultraviolet

La désinfection des eaux usées par rayonnement ultraviolet consiste à faire passer les eaux usées dans un réacteur où sont placées des lampes à vapeur de mercure qui émettent des rayons ultraviolets (UV).

L'utilisation de cette technologie dans le traitement des eaux usées s'est rapidement répandue depuis les années 1980. Dans les années 2000, plus de 1 000 installations avec désinfection UV existaient en Amérique du Nord (WEF et ASCE, 1998). Cette technologie est utilisée au Québec dans plusieurs ouvrages d'assainissement des eaux usées, aussi bien dans de très petites stations (30 m³/d) que de très grandes installations (jusqu'à près de 300 000 m³/d). Il s'agit donc d'une technologie éprouvée. Les connaissances relatives à l'application de cette technologie continuent toutefois d'évoluer de façon que diverses approches de conception sont présentées dans la littérature.

Les principaux facteurs à considérer lors de la conception d'un système de désinfection des eaux usées par rayonnement ultraviolet sont :

- les débits d'eaux usées, en particulier le débit maximal ;
- les caractéristiques des eaux usées à désinfecter incluant le type de traitement préalable au réacteur UV, la transmittance et la concentration de MES ;
- la concentration de coliformes fécaux avant la désinfection et celle permise à l'effluent, en tenant compte du facteur de photoréactivation ;
- la dose requise de rayons UV ;
- les caractéristiques hydrauliques du réacteur.

15.1.1 Conditions de conception

La conception des systèmes de désinfection aux UV consiste sommairement, dans un premier temps, à déterminer la dose d'UV requise pour l'abattement souhaité et, dans un second temps, à concevoir ou à choisir le système UV qui devra fournir la dose requise. Des calculs effectués à l'aide de différents modèles mathématiques peuvent servir à établir la dose qui sera effectivement appliquée par le système de désinfection. Dans le cas de certains systèmes de désinfection préfabriqués (en conduite fermée), la dose appliquée a été précalibrée en laboratoire selon la transmittance des eaux usées. Des fiches d'information technique indiquant la dose appliquée et précalibrée sont disponibles sur le site Web du Bureau de normalisation du Québec (BNQ) pour ces systèmes UV préfabriqués¹. Cette dose peut alors être utilisée directement dans certains des modèles mathématiques proposés ci-après (Chick-Watson, Openheimer, Emerick).

La conception d'un système de désinfection UV peut être basée sur deux approches différentes. La première, dite déterministe, est très conservatrice, car il est considéré que les pires conditions de chaque intrant des modèles surviennent simultanément. Les intrants sont le débit d'eaux usées à désinfecter (débit de pointe), la transmittance des eaux (minimale), les concentrations de MES et de coliformes fécaux (maximales), les log d'inactivation requis (maximal), l'encrassement des manchons de quartz (maximal), le vieillissement des lampes et la photoréactivation potentielle (MOE, 2008). La réalisation d'essais en faisceau collimaté permet d'obtenir la dose d'UV minimale requise pour atteindre l'objectif de désinfection aux conditions déterminées lors de l'essai.

Pour réaliser une conception à l'aide de la seconde approche, dite probabiliste, il faut déterminer la fréquence à laquelle survient la pire condition de chaque paramètre. Lors de cette analyse, il demeure important d'identifier les paramètres qui sont interdépendants (occurrence corrélée) et ceux indépendants (sans corrélation) pour connaître l'occurrence probable des pires conditions en simultané. Pour cela, il faut

¹ [Validation des technologies de traitement de l'eau - BNQ](#)

notamment vérifier la variabilité de toutes les caractéristiques de l'affluent du système de désinfection. Une fois la distribution statistique des conditions définie, il faut déterminer la distribution de la dose qui sera requise, pour ensuite en déduire la probabilité de respect de la norme de rejet. Celle-ci devrait être respectée plus de 99 % du temps (Tchobanoglous et collab., 1996).

15.1.1.1 Débits

La capacité hydraulique du réacteur UV devrait être basée sur le débit de pointe (horaire ou instantané). En ce qui a trait à la capacité d'abattement des coliformes fécaux, la pratique courante est de se baser sur le débit maximum journalier. Les autres conditions de débit (minimum, moyen ou maximum journalier soutenus 7 jours et 30 jours ou d'un percentile donné) servent à vérifier le comportement général du réacteur.

15.1.1.2 Caractéristiques des eaux usées

Les caractéristiques des eaux usées à désinfecter ayant le plus d'incidence sur le système de désinfection sont la transmittance des UV, les concentrations de MES et de matières dissoutes ainsi que la concentration de coliformes fécaux à l'affluent et celle visée à l'effluent. Ces paramètres sont par ailleurs intimement liés aux types de traitement présents en amont du système de désinfection.

15.1.1.2.1 Transmittance

Une fois émis par les lampes, les rayons UV interagissent avec les constituants des eaux usées et les composants du réacteur. Les phénomènes de réflexion, de réfraction et de dispersion changent la direction des rayons UV, mais ceux-ci peuvent toujours entrer en contact avec les microorganismes. En revanche, le phénomène d'absorption transforme la lumière passant au travers d'une substance en une autre forme d'énergie et réduit ainsi la quantité de rayons UV pouvant entrer en contact avec les microorganismes (US EPA, 2006).

Comme indiqué à l'équation 15.01, la transmittance est intimement liée à l'absorbance qui traduit la diminution de la quantité de lumière UV incidente lors de son passage dans les eaux usées sur une certaine distance².

Équation 15.01 : $\text{Transmittance (\%)} = 10^{-\text{absorbance}} \times 100$

La transmittance des eaux usées à désinfecter influe directement sur la dose UV réellement appliquée et, conséquemment, sur l'intensité moyenne que les lampes du réacteur devront produire pour fournir la dose UV requise.

Pour une station existante, la transmittance peut être déterminée en laboratoire avec un spectrophotomètre. Lors de la conception d'une nouvelle station, les eaux usées traitées avant désinfection n'existant pas, on peut utiliser des valeurs typiques de transmittance en fonction du type de traitement prévu, comme celles présentées au Tableau 15.1.1-1.

² Les mesures d'absorbance se font dans une cuve carrée de 1 cm de côté.

Tableau 15.1.1-1 – Transmittance typique des effluents de différents procédés de traitement

Procédé de traitement	Transmittance de l'effluent (%)
Traitement primaire	20 à 50 %
Étangs aérés	30 à 50 %
Traitement secondaire mécanisé	45 à 70 %
Traitement secondaire avec nitrification	56 à 79 %
Filtration tertiaire	67 à 82 %
Microfiltration	79 à 91 %

Sources : M&EA (2014); US EPA (1986).

En l'absence de mesures de transmittance, les valeurs les plus faibles de la plage devraient être retenues pour la conception. Une attention particulière devrait être portée aux eaux usées susceptibles de contenir des substances ayant une incidence importante sur l'absorbance comme les composés organiques, les matières humiques, les biopolymères produits par le traitement biologique ou une teneur élevée en fer. Ces substances peuvent être présentes dans les eaux usées brutes ou engendrées dans le système de traitement.

15.1.1.2.2 Concentration de MES et de matières dissoutes

Les MES peuvent absorber la lumière UV, ce qui contribue à diminuer la transmittance des eaux usées. De plus, elles peuvent offrir une protection aux bactéries (effet de bouclier) (M&EA, 2014). En l'absence de MES, l'enlèvement des coliformes fécaux augmente linéairement avec la dose d'UV appliquée. En revanche, plus la concentration de MES est élevée, plus l'efficacité de la désinfection devient limitée et moins dépendante de la dose appliquée.

La concentration de MES à l'affluent du réacteur UV dépend du rendement du système de traitement situé en amont. La valeur utilisée pour la conception devrait donc correspondre à la concentration de MES typiquement reconnue à l'effluent du traitement précédent.

Les matières dissoutes peuvent diminuer la transmittance des eaux usées ainsi qu'encrasser les manchons de quartz protégeant les lampes UV. Par exemple, la dureté de l'eau peut former des dépôts minéraux sur ceux-ci. Le manganèse absorbe significativement les rayons UV, sa présence en forte concentration peut donc s'avérer néfaste. Le fer, sous forme dissoute, est particulièrement problématique, car il absorbe fortement les rayons UV, peut précipiter sur les manchons de quartz et s'incruster aux MES, renforçant ainsi l'effet bouclier (M&EA, 2014). C'est pourquoi il faut éviter de faire de la déphosphatation chimique avec du sulfate ferrique si un système UV est présent en aval. Par ailleurs, les systèmes de biofiltration produisent davantage de biopolymères, qui viennent encrasser les manchons de quartz.

15.1.1.2.3 Concentration de coliformes fécaux

La concentration de coliformes fécaux dans les eaux à désinfecter dépend des procédés de traitement installés en amont. Elle peut être très variable. Le Tableau 15.1.1-2 présente les ordres de grandeur typiques des concentrations de coliformes totaux et fécaux à l'effluent de différents procédés de traitement présentés dans la littérature.

Tableau 15.1.1-2 – Concentrations typiques de coliformes totaux et fécaux à l’effluent de différents procédés de traitement

Procédé de traitement	Coliformes totaux à l’effluent (UFC/100 ml)	Coliformes fécaux à l’effluent (UFC/100 ml)
Traitement primaire	10 ⁷ - 10 ⁹	10 ⁶ - 10 ⁷
Traitement secondaire avec procédé biologique mécanisé	10 ⁵ - 10 ⁶	10 ⁴ - 10 ⁵
Filtration tertiaire	10 ⁴ - 10 ⁶	10 ³ - 10 ⁵
Microfiltration	10 ¹ - 10 ³	-
Filtre granulaire intermittent	10 ² - 10 ⁴	-

Sources : WEF et ASCE (2018); M&EA (2014); US EPA (1986).

Les coliformes associés à des particules présentes dans les eaux usées ont une incidence sur le rendement d’un système de désinfection UV. Une étude menée avec des échantillons d’effluents de 11 stations d’épuration utilisant différents types de procédés (Emerick et collab., 2000) a montré des taux de coliformes totaux associés à des particules de l’ordre :

- de 10⁴ à 10⁵ UFC/100 ml pour des systèmes à cultures fixées ;
- de 10³ à 10⁴ UFC/100 ml pour des traitements secondaires de type boues activées ;
- de 10² à 10³ UFC/100 ml pour des étangs.

La quantité de coliformes associés aux MES est aussi dépendante du temps de rétention des boues (TRB) dans le système de traitement secondaire. Plus le TRB est élevé, moins il y a de coliformes associés aux particules (M&EA, 2014).

Lorsque le taux d’inactivation (en log) recherché est élevé, la protection offerte par les particules vient interférer avec l’atteinte de l’objectif de désinfection. La filtration tertiaire permet de réduire la quantité de grosses particules pouvant protéger les microorganismes et facilite donc l’obtention de très faibles concentrations de coliformes fécaux (M&EA, 2014).

15.1.1.3 Concentration permise à l’effluent et photoréactivation

Lors de la conception d’un système de désinfection UV, il faut tenir compte du facteur de photoréactivation. En effet, les dommages causés à l’ADN des microorganismes (principalement des bactéries et des spores) lors du processus de désinfection peuvent être en partie réparés si les eaux sont exposées à la lumière (spectre du visible) (Kowalski, 2009) peu de temps après leur traitement (Droste et Gehr, 2019). C’est notamment le cas des effluents des stations d’épuration rejetés en surface. La photoréactivation est toutefois moindre lorsque des lampes à moyenne pression sont utilisées, comparativement aux lampes à basse pression (Droste et Gehr, 2019), car leur spectre d’UV est plus large.

Le pourcentage de photoréactivation des coliformes totaux est inversement proportionnel à la dose d’UV (Droste et Gehr, 2019). Il faudrait cependant une forte dose d’UV pour causer un dommage important aux cellules des microorganismes et limiter l’effet du mécanisme de photoréactivation (Bolton et Cotton, 2008). Antonelli et collab. (2008) ont noté une recroissance peu significative des coliformes au-delà d’une dose d’UV 40 mJ/cm², toutefois celles appliquées dans les stations d’épuration sont généralement insuffisantes pour négliger ce phénomène (WEF et ASCE, 2018).

La photoréactivation des coliformes fécaux après la désinfection UV, est variable selon les conditions du milieu, mais une augmentation de l’ordre d’une unité logarithmique est prise en considération aux fins de conception. Le système de désinfection devrait donc être conçu pour atteindre une concentration de coliformes fécaux 10 fois plus faible que celle visée dans le milieu récepteur (OER).

15.1.1.4 Redondance

On recommande une redondance du système de désinfection UV pour assurer sa fiabilité et éviter des interruptions de service lors du nettoyage des lampes ou de toute autre tâche de maintenance. Elle devrait permettre de maintenir la dose requise d'UV au débit journalier maximum. Celle-ci porte sur les modules ou les bancs, car ce sont les lampes qui réalisent le traitement. Dans les installations de taille moyenne ou supérieure, plusieurs bancs sont généralement installés et, en pratique, on prévoit souvent un banc en redondance. Dans les petites installations, on peut ajouter des modules supplémentaires à même le ou les bancs à titre de redondance. On devrait réaliser une analyse de fiabilité (voir chapitre 2) pour justifier le type d'unité redondante. La mise en fonction de l'unité redondante devrait se faire automatiquement lorsqu'une unité en service tombe à l'arrêt (MOE, 2008). Si la conception prévoit un canal de redondance, des vannes murales devraient être présentes à chaque entrée de canal et un système de régulation devrait permettre de répartir le débit dans les canaux en exploitation. Il est en effet préférable d'éviter qu'une partie de l'eau s'écoule dans un canal sans aucune unité de désinfection en fonction.

15.1.2 Critères de conception

Pour concevoir le système de désinfection UV, il faut déterminer la dose d'UV requise pour assurer la conformité aux normes de rejet de coliformes fécaux à l'effluent de même que la dose appliquée. La dose appliquée devrait être supérieure ou égale à la dose requise. La dose appliquée, c'est-à-dire la quantité de rayons UV à laquelle sont exposés les microorganismes, est le produit de l'intensité moyenne par le temps d'exposition comme il est indiqué à l'équation suivante :

Équation 15.02 : $D = I_{\text{moy}} T$

où :

D : dose appliquée de rayons UV (mJ/cm²);

I_{moy} : intensité moyenne des rayons UV dans la zone irradiée (mW/cm²);

T : temps de contact (s).

Intensité moyenne

L'intensité des rayons UV est fonction de la puissance des lampes, de leur arrangement à l'intérieur du réacteur et de l'atténuation de la lumière incidente lors de son passage à travers les eaux usées. L'intensité diffère d'un point à l'autre dans le réacteur de sorte que l'intensité moyenne est déterminée par la méthode de sommation des points d'émission (*point source summation* ou PSS). Une méthode de calcul de l'intensité moyenne est présentée dans la littérature (US EPA, 1986). En général, le fabricant mesure l'intensité moyenne au bout de 100 heures d'utilisation³ en tenant compte de l'arrangement qu'il propose et de la transmittance spécifique à l'installation qui a été déterminée par le concepteur de la station d'épuration. Pour déterminer l'intensité moyenne, le fabricant devra donc disposer des caractéristiques de l'effluent à traiter.

Pour calculer le nombre de lampes requises, il faut tenir compte de la perte d'intensité liée au vieillissement et à l'encrassement des lampes (US EPA, 1986) ainsi qu'aux constituants des eaux usées, principalement le fer dissous (Qasim et Zhu, 2018). En considérant tous ces facteurs, l'intensité moyenne nominale établie par le fabricant peut être corrigée à l'aide de la formule suivante (Qasim et Zhu, 2018) :

Équation 15.03 : $I_{\text{moy}} = I_{\text{moy,nom}} F_v F_e F_{\text{fer}}$

³ L'intensité des lampes UV décroît de façon exponentielle durant les 100 premières heures de fonctionnement. C'est en raison de cette instabilité que l'intensité moyenne est exprimée après 100 heures de fonctionnement (Loge et collab., 1996).

où :

I_{moy} : intensité moyenne des rayons UV dans la zone irradiée (mW/cm²);

$I_{\text{moy,nom}}$: intensité moyenne nominale (mW/cm²);

F_v : facteur de vieillissement des lampes (adimensionnel);

F_e : facteur d'encrassement des manchons (adimensionnel);

F_{fer} : facteur de correction selon la présence de fer (adimensionnel).

Le facteur de vieillissement varie de 0,50 à 0,98 selon les fabricants. Cela signifie que la production d'UV par des lampes en fin de vie utile est de 50 à 98 % comparativement à celle obtenue par des lampes neuves (M&EA, 2014).

Le facteur d'encrassement des manchons de quartz dépend notamment de la transmittance, de la concentration de MES et de matières dissoutes des eaux à désinfecter ainsi que du type de nettoyage pratiqué (mécanique ou mécano-chimique). Il peut varier de 0,70 à 0,95 et devrait être validé auprès du fabricant (M&EA, 2014).

Plus la concentration de fer est importante, plus le facteur F_{fer} entraîne une diminution de la valeur de l'intensité moyenne. Ce paramètre devrait être pris en compte lorsque la concentration de fer dans les eaux usées est significative. Il peut se calculer à l'aide de l'équation suivante :

Équation 15.04 :
$$F_{\text{fer}} = 10^{-f_{\text{fer}} C_{\text{fer}}}$$

où :

F_{fer} : facteur de correction selon la présence de fer (adimensionnel);

f_{fer} : coefficient d'absorption du composé fer (L/mg);

C_{fer} : concentration de fer (mg Fe/l).

Les valeurs typiques de f_{fer} sont de 0,055 et 0,0083 L/mg respectivement pour les ions ferriques (Fe³⁺) et ferreux (Fe²⁺). Un f_{fer} de 0,055 L/mg peut aussi être utilisé pour le fer dissous en général sans distinction entre les deux formes ioniques (Qasim et Zhu, 2018).

Temps d'exposition

Le temps d'exposition utilisé pour calculer la dose de rayons UV est obtenu en divisant le volume utile du réacteur par le débit maximal d'eaux usées à désinfecter. Le volume utile du réacteur est le volume liquide correspondant à la section utile des lampes, soit la longueur de la partie lumineuse. Le temps d'exposition est généralement de l'ordre de 5 à 10 secondes au débit maximal pour la désinfection de l'effluent d'un système de traitement secondaire. Pour de petites installations où le débit est intermittent ou très variable, un bassin d'égalisation ou une recirculation peuvent être envisagés si requis.

15.1.3 Méthodes de conception

Diverses méthodes peuvent être utilisées pour concevoir un système de désinfection UV :

- les essais pilotes ou les essais en laboratoire ;
- les modèles mathématiques ;
- les données provenant d'installations similaires.

À noter que les méthodes de conception permettent de prédire l'inactivation des microorganismes avant photoréactivation.

15.1.3.1 Essais pilotes ou essais en laboratoire

La meilleure façon de tenir compte des caractéristiques particulières des eaux usées à désinfecter est de procéder à des essais au moyen d'une installation pilote ou encore de réaliser des essais en laboratoire sur des échantillons représentatifs (Crites et Tchobanoglous, 1998; WEF et ASCE, 1998). Les essais servent à déterminer la dose requise aux conditions de l'essai (transmittance, MES, etc.) pour inactiver les microorganismes pathogènes ciblés, dont les coliformes. Ils devraient idéalement être réalisés dans toutes les installations existantes pour valider la dose d'UV à appliquer aux conditions de référence (c.-à-d. sans l'effet de l'hydrodynamique du réacteur et de la variabilité des paramètres).

Les essais en laboratoire consistent à soumettre un échantillon d'effluent contenu dans une boîte de petri (simule un réacteur) aux rayons UV émis par une lampe, typiquement à basse pression et faible intensité, à l'aide d'un montage à faisceau collimaté. Ce montage est schématisé à la Figure 15.1.3-1.

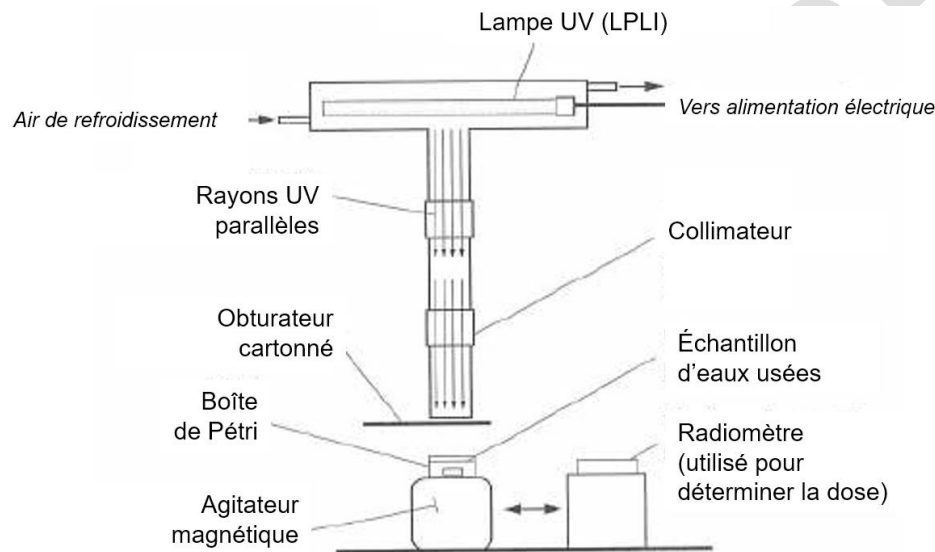


Figure 15.1.3-1 – Schéma du montage d'un faisceau collimaté
Traduite de M&EA (2014)

Étant donné que les conditions comme le temps d'exposition et l'intensité sont contrôlés, la dose d'UV peut être calculée à l'aide des équations suivantes (M&EA, 2014) :

Équation 15.05 :
$$D_{\text{moy}} = I_{\text{moy}} t (1 - R) P_f \left[\frac{1 - 10^{-A_{254} p}}{2,303 A_{254} p} \right] \left[\frac{d}{d+p} \right]$$

Équation 15.06 :
$$D_{\text{moy}} = I_{\text{moy}} t (1 - R) P_f \left[\frac{1 - e^{-2,303 A_{254} p}}{2,303 A_{254} p} \right] \left[\frac{d}{d+p} \right]$$

où :

- D : dose d'UV moyenne dans le collimateur (mJ/cm²);
 - I_{moy} : intensité moyenne des rayons UV dans la zone irradiée (mW/cm²);
 - t : temps d'exposition (s);
 - R : réflectivité à l'interface air-eau à 254 nm (adimensionnel, valeur typique de 0,025);
 - P_f : facteur associé à la boîte de petri (adimensionnel, > 0,9);
 - A₂₅₄ : absorbance de l'échantillon à 254 nm (a.u./cm, base de 10)
- [Note : à mesurer avec une sphère intégrante si la turbidité de l'eau est > 3 UTN];
- p : profondeur de l'échantillon (cm);
 - d : distance entre le centre de la lampe et la surface du liquide (cm).

La concentration de coliformes fécaux est mesurée avant et après l'irradiation pour déterminer le degré d'inactivation atteignable à la dose d'UV appliquée.

Les essais devraient être reproduits plusieurs fois pour valider la fiabilité des mesures et prendre en compte la variabilité des caractéristiques des eaux à traiter. On produit par la suite la courbe d'inactivation pour sélectionner la dose minimale requise.

Cette méthode de référence a été mise au point par Bolton et Linden (2003). Le protocole de réalisation peut également être trouvé dans US EPA (2006) et Bolton et collab. (2015).

15.1.3.2 Modèles mathématiques

Différents modèles mathématiques ont été élaborés pour calculer la qualité de l'effluent en fonction de la dose de rayons UV appliquée. Ils peuvent être utilisés si la réalisation d'essais en laboratoire n'est pas possible. Les principaux modèles de calcul trouvés dans la littérature sont présentés ci-après.

15.1.3.2.1 Modèles applicables aux effluents tertiaires

Modèle du premier ordre (Chick-Watson)

Le modèle de Chick-Watson est relativement simple et a pour prémisse que l'inactivation des microorganismes suit une réaction du premier ordre (US EPA, 1986; Qasim et Zhu, 2018). Le paramètre le plus important pour la désinfection est la dose d'UV appliquée. Le modèle représente des conditions idéales et s'écrit comme suit :

Équation 15.07 :
$$N = N_0 e^{-kD}$$

ou

Équation 15.08 :
$$\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = -kD$$

où :

N : concentration de coliformes fécaux à l'effluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
N₀ : concentration de coliformes fécaux à l'affluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
k : constante d'inactivation (cm²/mJ);
D : dose de rayons UV appliquée (équation 15.02) (mJ/cm²).

Pour des effluents tertiaires comprenant moins de 10 mg MES/l et une concentration initiale de coliformes fécaux de l'ordre de 10³ UFC/100 ml, le modèle de Chick-Watson s'est révélé valable pour des doses de 10-30 mJ/cm² (Antonelli et collab., 2008). La valeur de la constante d'inactivation k pour les coliformes fécaux a été estimée dans ce cas à 0,12 cm²/mJ, et 3,6 log d'inactivation ont été atteints en moyenne (Antonelli et collab., 2008). Cependant, de nombreux paramètres, dont les propriétés physiques du réacteur et les caractéristiques des eaux usées, affectent la performance de la désinfection UV, ce qui peut rendre invalide la valeur des constantes de ce modèle.

Modèle d'Oppenheimer

Pour des effluents tertiaires comprenant moins de 10 mg MES/l et une concentration de coliformes fécaux de l'ordre de 10³ UFC/100 ml, le modèle d'Oppenheimer (1993) peut être appliqué pour une dose d'UV entre 3 et 80 mJ/cm² (Antonelli et collab., 2008). Il s'écrit selon la formule suivante :

Équation 15.09 :
$$\log\left(\frac{N}{N_0}\right) = a + b \log D$$

où :

N : concentration de coliformes fécaux à l'effluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
 N₀ : concentration de coliformes fécaux à l'affluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
 a et b : constantes;
 D : dose de rayons UV appliquée (équation 15.02) (mJ/cm²).

Des valeurs de -0,645 et -1,937 respectivement pour les constantes a et b ont été déterminées expérimentalement par Antonelli et collab. (2008). Encore une fois, les valeurs des constantes sont valides pour des conditions similaires aux essais réalisés par Antonelli et collab. (2008).

15.1.3.2.2 Modèles applicables aux effluents secondaires

Les courbes d'inactivation pour des effluents secondaires sont plutôt de forme sigmoïde telles qu'elles sont représentées à la Figure 15.1.3-2. L'épaule traduit la résistance des bactéries (Loge et collab., 1996) alors que la traînée reflète l'effet bouclier que créent les particules présentes dans l'eau à désinfecter (M&EA, 2014). Ainsi, le modèle du 1^{er} ordre se révèle moins représentatif de l'inactivation des microorganismes pour des effluents secondaires (concentrations de MES supérieures à 10 mg/l).

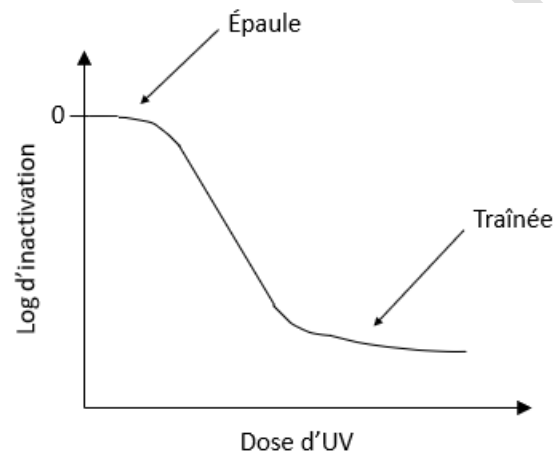


Figure 15.1.3-2 – Courbe d'inactivation sigmoïde

Modèle de Scheible

Le modèle de Scheible (1987) est dérivé du modèle de Chick-Watson, mais prend en compte les effets des MES et de la photoréactivation sur la désinfection. Il considère également les variations des temps d'exposition aux UV d'une particule à l'autre (le réacteur n'étant pas un réacteur piston idéal) en fonction des propriétés physiques du réacteur (Qasim et Zhu, 2018). Le modèle de Scheible décrivant l'inactivation des coliformes fécaux s'écrit de la façon suivante :

$$\text{Équation 15.10 : } N = N_0 \exp \left[\frac{u x}{2 E} \left(1 - \sqrt{1 + \frac{4 E a (I_{\text{moy}})^b}{u^2}} \right) \right] + N_p$$

$$\text{Équation 15.11 : } N_p = c \text{ MES}^m$$

où :

N : concentration de coliformes fécaux à l'effluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
 N₀ : concentration de coliformes fécaux à l'affluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
 u : vitesse des eaux usées dans le réacteur [x/(volume de liquide/débit)] (cm/s);
 x : longueur de la zone irradiée (cm);
 E : coefficient de dispersion longitudinale (cm²/s);
 I_{moy} : intensité moyenne des rayons UV dans la zone irradiée (mW/cm²);

N_p : concentration de coliformes fécaux associés à des particules et non affectés par les UV (UFC/100 ml);
MES : concentration de MES à l'affluent du réacteur UV (mg/l);
a, b, c, m : coefficients empiriques.

Comme N_p est beaucoup plus faible que N_0 dans les eaux usées d'origine domestique traitées, le premier terme de l'équation (15.10) tient compte de la concentration totale de coliformes fécaux à l'affluent (N_0) au lieu de la concentration de coliformes non liés à des particules ($N_0 - N_p$).

Sachant que la valeur des coefficients peut varier d'une installation à l'autre, l'utilisation rigoureuse du modèle nécessite sa calibration préalable en fonction des eaux usées à traiter. À défaut de pouvoir calibrer le modèle pour un cas donné, les valeurs suivantes ont été proposées comme approximation pour les coefficients du modèle : $a = 1,4 \cdot 10^{-5}$; $b = 1,3$; $c = 0,69$ et $m = 1,6$ (US EPA, 1986 ; WEF, 1986 ; HydroQual, 1994 ; WEF et ASCE, 1998). La valeur typique du coefficient de dispersion longitudinale (E) est de $100 \text{ cm}^2/\text{s}$ (WEF, 1986).

Modèle d'Emerick

Le modèle d'Emerick (Emerick et collab., 2000) tient compte des coliformes associés aux particules. Ce modèle a été établi à partir des coliformes totaux et s'exprime sous la forme suivante :

Équation 15.12 :
$$N = N_{D_0} e^{-kD} + \frac{N_{P_0}}{kD} (1 - e^{-kD})$$

où :

N : concentration totale de coliformes à l'effluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
 N_{D_0} : concentration de coliformes dispersés à l'affluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
k : constante d'inactivation (cm^2/mJ);
D : dose appliquée de rayons UV (équation 15.02) (mJ/cm^2);
 N_{P_0} : concentration de coliformes associés à des particules à l'affluent du réacteur UV (UFC/100 ml).

L'étude du modèle a été faite à partir d'échantillons provenant de 11 stations d'épuration utilisant des procédés différents (boues activées avec ou sans nitrification ainsi qu'avec ou sans déphosphatation, lits bactériens, boues activées à aération prolongée, étangs aérés et étangs non aérés), des concentrations de MES variant entre 2 et 170 mg/l et des transmittances variant entre 27 % et 73 %. Le Tableau 15.1.3-1 présente les valeurs de paramètres du modèle obtenues par Emerick et collab. (2000).

Les valeurs du modèle d'Emerick présentées au Tableau 15.1.3-1 ne devraient toutefois pas être généralisées à d'autres stations sans que le modèle soit calibré avec les eaux usées à traiter. Par ailleurs, les valeurs de N_{D_0} et N_{P_0} peuvent être très variables d'une station à l'autre, voire d'un moment à l'autre dans une même station. De plus, il existe peu de statistiques sur les valeurs typiques de N_{P_0} .

Modèle statistique simplifié

Un modèle statistique plus simple a également été proposé (Emerick et Darby, 1993; Loge et collab., 1996). Les facteurs ayant un effet significatif dans celui-ci, outre la dose de rayon UV, sont la concentration de MES et la transmittance. Ce modèle peut être exprimé au moyen des équations suivantes :

Équation 15.13 :
$$N = f D^n$$

Équation 15.14 :
$$f = A \text{MES}^a T_{UV}^b$$

où :

N : concentration de coliformes à l'effluent du réacteur UV (UFC/100 ml);
f : facteur empirique de qualité de l'eau;

D : dose appliquée de rayons UV (équation 15.02) (mJ/cm²);
 MES : concentration de MES à l'affluent du réacteur UV (mg/l);
 T_{UV} : transmittance des rayons UV (%);
 n, A, a, b : coefficients empiriques.

Tableau 15.1.3-1 – Paramètres du modèle d'Emerick (résultats des essais d'Emerick et collab., 2000)

Procédé(s) en amont de la désinfection	Qualité des eaux à désinfecter		Paramètre du modèle		
	Transmittance à 254 nm (%)	Concentration de MES (mg/l)	k ^[A] (cm ² /J)	N _{D0} ^[B] (UFC/100 ml)	N _{P0} ^[A] (UFC/100 ml)
Boues activées	73	6,8	0,22	253 800	3 161
Boues activées avec enlèvement biologique de l'azote	72	6,5	0,31	1 110 200	4 349
Boues activées avec déphosphatation chimique	69	9,9	0,37	170 000	5 435
Boues activées avec enlèvement biologique de l'azote et du phosphore	76	6,7	0,32	96 000	327
Boues activées à aération prolongée suivie d'une filtration	74	2,1	0,51	13 300	29
Étangs aérés	52	80	0,40	17 940	481
Étangs non aérés	27	170	0,52	31 040	123
Lit bactérien à faible charge	69	25	0,23	782 000	6 374
Lit bactérien à forte charge	63	32	0,37	34 767 000	114 009
Lit bactérien avec contact des solides (TF/SC)	71	6,8	0,46	3 290 000	29 908

^[A] Valeur obtenue par régression

^[B] Valeur mesurée

Le modèle statistique simplifié a été calibré à partir d'effluent de deux installations de type boues activées, dont la concentration de MES variait entre 3,9 et 52,8 mg/l (valeur typique de 16,7 mg/l) et dont la transmittance variait entre 35 % et 82 % (valeur typique de 60 %). Les valeurs obtenues pour les différents coefficients sont les suivantes : n = -1,877; A = 10^{11,133}; a = 0,976; b = -4,053 (Loge et collab., 1996). Ces valeurs ne peuvent toutefois pas être généralisées, et l'application du modèle à des eaux usées différentes nécessite qu'il soit calibré avec des eaux représentatives de celles à désinfecter. Ce modèle a été calibré à partir des coliformes totaux.

L'utilisation de l'un ou l'autre des modèles ci-dessus est acceptable dans la mesure où il est démontré que les paramètres et les coefficients utilisés sont représentatifs du cas auquel il est appliqué. En revanche, cette démonstration peut présenter des difficultés dans une nouvelle station où il n'est pas possible d'obtenir des données sur les eaux à désinfecter.

15.1.3.3 Données provenant d'installations similaires

Dans plusieurs cas, la réalisation d'essais pilotes ou d'essais en laboratoire et l'utilisation de modèles mathématiques ne sont pas possibles. La conception peut alors être basée sur des données recueillies dans plusieurs installations comparables déjà en exploitation. Les valeurs typiques présentées à la section 15.1.1 sont basées sur cette approche. Les données d'installations similaires peuvent être utilisées dans les modèles mathématiques présentés précédemment pourvu qu'elles respectent leurs limites d'application.

Les manufacturiers possèdent une vaste expérience et peuvent recommander plusieurs des critères de conception. Lorsque cette approche est utilisée, il est toutefois nécessaire de fournir les diverses hypothèses retenues pour la conception de l'installation comme la transmittance, la concentration de MES, la concentration initiale en coliformes fécaux, l'intensité moyenne, le temps d'exposition et autres. Le concepteur devrait alors s'assurer que le manufacturier possède effectivement des données sur des installations comparables à l'appui de la conception proposée.

15.1.4 Aménagements et composantes

15.1.4.1 Caractéristiques hydrauliques

Les conditions hydrauliques visées à l'intérieur du réacteur sont un écoulement de type piston qui est uniforme à travers la section entière du canal. Ce type d'écoulement est assuré au moyen de canaux allongés et étroits comportant une zone pour dissiper l'énergie à l'entrée du réacteur.

La distance à respecter entre la structure d'entrée ou de sortie du réacteur et la lampe la plus proche devrait être vérifiée auprès du manufacturier, de même que la hauteur d'eau maximale au-dessus des lampes pour éviter les courts-circuits hydrauliques. En l'absence d'information du manufacturier, Qasim et Zhu (2018) recommandent une distance minimale de 2,0 m entre l'entrée et la sortie. La hauteur au-dessus des lampes ne devrait pas dépasser 25-50 mm selon MOE (2008). Ces recommandations ne sont toutefois pas forcément applicables aux très petites installations.

La dispersion transversale devrait être optimisée pour permettre à l'ensemble des eaux usées de recevoir une dose moyenne d'UV en cheminant successivement vers les points les plus rapprochés et les plus éloignés des lampes. Pour ce faire, il faut que la vitesse de l'eau soit assez grande pour créer un écoulement turbulent (nombre de Reynolds > 6 000 selon EPA, 1986) sans être trop élevée afin de limiter les pertes de charge. Les systèmes classiques fonctionnant avec des vitesses d'approche de l'ordre de 5 à 50 cm/s semblent satisfaire ces objectifs (WEF et ASCE, 1998).

Il est également important d'assurer l'équipartition des débits entre les réacteurs parallèles pour éviter une dose insuffisante de rayons UV dans l'un d'eux (M&EA, 2014).

Pertes de charge

Les pertes de charge au travers d'un banc de lampes UV dépendent du nombre et de l'arrangement des lampes, de la géométrie du système et de la vitesse de l'eau (Qasim et Zhu, 2018). Elles peuvent se calculer à l'aide de la formule suivante :

Équation 15.15 :
$$\Delta h = (a v + b \rho v^2)L_b$$

où :

Δh : pertes de charge (cm);
 v : vitesse d'approche (cm/s);
 ρ : densité du liquide (g/cm³);
 L_b : longueur du banc (cm);
 a et b : constantes empiriques.

Les valeurs des constantes empiriques a et b sont propres à l'équipement de désinfection. Elles sont établies par le fabricant selon les conditions d'exploitation prévues.

15.1.4.2 Types de réacteurs et de lampes UV

15.1.4.2.1 Réacteurs UV en canal

La désinfection des eaux usées par rayonnement ultraviolet se fait généralement au moyen de lampes submergées dans un canal ouvert (Figure 15.1.4-1). Les réacteurs UV en canal sont composés de lampes, de régulateurs de puissance (ballast) et d'un régulateur de niveau d'eau. Les lampes sont regroupées en modules, eux-mêmes formant des bancs. Les petites installations peuvent être équipées d'un canal préfabriqué.

Les lampes peuvent être installées en position horizontale (parallèlement à l'écoulement), verticale (perpendiculairement à l'écoulement) ou inclinée (M&EA, 2014). La majorité des installations sont munies de lampes horizontales. Toutefois, plusieurs des nouveaux systèmes sont dotés de lampes inclinées.

La plupart des réacteurs UV en canal ouvert sont équipés de lampes au mercure à basse pression et faible intensité (*Low-Pressure Low-Intensity*, LPLI) émettant une lumière monochrome d'une longueur d'onde de 253,7 nm. Les lampes sont insérées dans des manchons de quartz, et l'espacement entre celles-ci peut varier de 75 mm à 150 mm (Qasim et Zhu, 2018).

Des lampes à moyenne pression et forte intensité (*Medium-Pressure*, MP) ainsi qu'à basse pression et forte intensité (*Low-Pressure High-Intensity*, LPHI) sont également disponibles. Elles sont surtout utilisées pour des installations de grande capacité, des sites limités en matière d'espace ou des effluents de moins bonne qualité.

Le canal est muni d'un régulateur de niveau d'eau pour maintenir les lampes immergées en tout temps, éviter un court-circuitage de l'eau au-dessus des lampes et isoler le réacteur lors d'une maintenance (M&EA, 2014). Une mauvaise qualité de désinfection est souvent due à un contrôle inadéquat du niveau d'eau dans le canal (M&EA, 2014). Un seuil déversoir de longueur suffisante est généralement utilisé pour limiter les variations de hauteur d'eau.

Pour limiter le développement d'algues dans le réacteur UV, il est recommandé que le canal soit recouvert de façon à empêcher la pénétration de la lumière extérieure (M&EA, 2014) ainsi que pour protéger les travailleurs d'une exposition aux UV.

Les réacteurs en canal ont l'avantage de permettre un accès beaucoup plus facile aux lampes que les réacteurs en conduite. Cela est particulièrement utile pour le nettoyage des gaines des lampes en l'absence de système mécano-chimique.

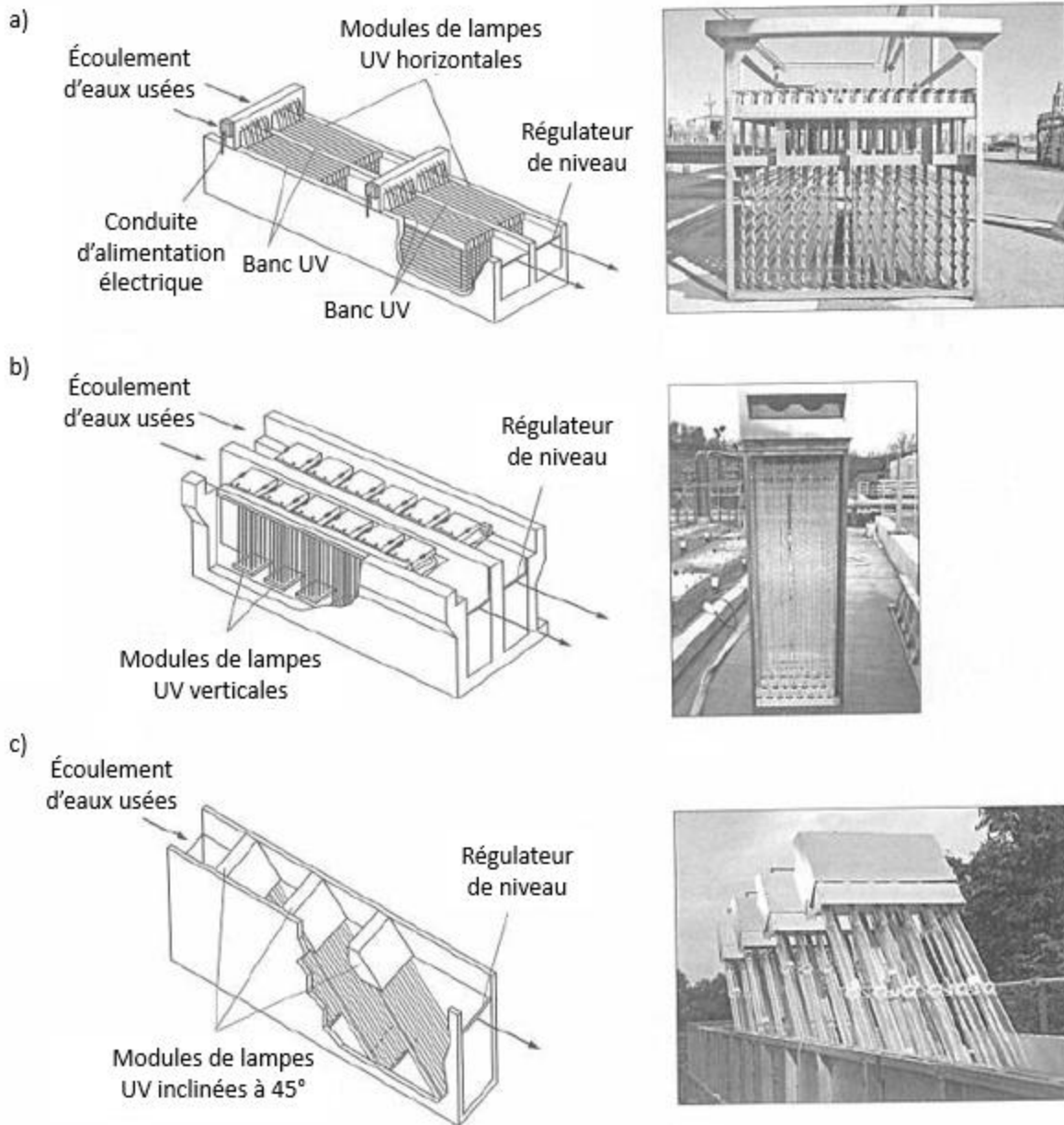


Figure 15.1.4-1 – Schéma d’installation de réacteurs UV en canal avec a) lampes horizontales (adapté de Trojan Technologies inc.), b) lampes verticales (adapté d’Infilco Degrémont inc.), c) lampes inclinées (adapté de Xylem inc.)

Traduite de M&EA (2014)

15.1.4.2.2 Réacteurs UV en conduite fermée

Les réacteurs UV peuvent aussi être installés directement dans des conduites fermées. Ces systèmes comportent des lampes UV protégées par des manchons en quartz, un système de nettoyage des manchons (optionnel) et un capteur d’UV (Bolton et Cotton, 2008).

Deux configurations de réacteur fermé existent, comme il est montré à la Figure 15.1.4-2. L’écoulement de l’eau peut se faire perpendiculairement ou parallèlement au positionnement des lampes. Les réacteurs orientés parallèlement à l’écoulement de l’eau utilisent des lampes à basse pression. Ils peuvent être munis

d'une seule lampe dans le cas de faibles débits (4 à 40 L/min) ou de plusieurs lampes positionnées autour de l'axe central de la conduite pour des débits moyens (40 à 2 000 L/min) (Bolton et Cotton, 2008). Les réacteurs orientés perpendiculairement à l'écoulement de l'eau possèdent généralement des lampes à moyenne pression. Ils peuvent traiter des débits élevés de 2 000 à 95 000 L/min (Bolton et Cotton, 2008).

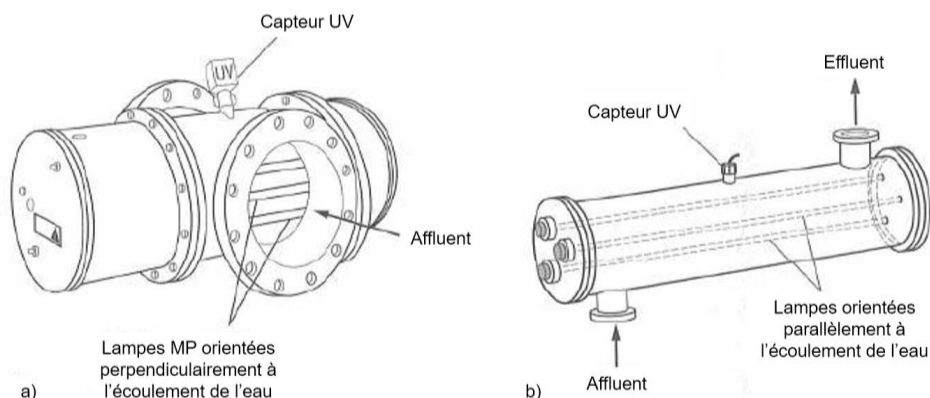


Figure 15.1.4-2 – Réacteurs UV en conduite fermée
a) écoulement perpendiculaire b) écoulement parallèle

Traduite de M&EA (2014)

15.1.4.3 Types de lampes UV

Le Tableau 15.1.4-1 présente les caractéristiques typiques des réacteurs UV selon le type de lampes.

Tableau 15.1.4-1 – Caractéristiques types des lampes UV

(Adapté de Qasim et Zhu, 2018)

Paramètre	Unité	Type de lampes		
		LPLI	LPHI	MP
Pression	mm Hg	0,007	0,01 - 0,08	100 - 10 000
Puissance des lampes	W	40 - 100	200 - 500	1 000 - 13 000
Puissance émise à 254 nm	W	25 - 27	60 - 400	100 - 2 000
Température d'exploitation	°C	35 - 60	100 - 150	600 - 900
Dimensions				
Longueur	m	0,75 - 1,5	1,8 - 2,5	0,3 - 1,2
Largeur	mm	15 - 20	variable	variable
Durée de vie				
Lampe	h	8 000 - 12 000	9 000 - 15 000	3 000 - 6 000
Manchon	an	4 - 6	4 - 6	1 - 3
Régulateur de puissance	an	10 - 15	10 - 15	3 - 5

En pratique, les lampes à basse pression sont généralement remplacées après 12 000 heures d'utilisation (EPA, 1999) et leurs régulateurs de puissance sont habituellement remplacés tous les 10 ans.

15.1.5 Performances épuratoires

Il n'est pas possible de déterminer de rendement type d'un système de désinfection par rayonnement UV puisque celui-ci peut être dimensionné de manière à fournir différentes doses selon l'objectif à l'effluent visé lors de la conception.

Crites et Tchobanoglous (1998) indiquent que des doses de rayons UV se situant entre 10 et 85 mJ/cm² permettent d'atteindre des concentrations de coliformes totaux de 1 000 à 23 UFC/100 ml avant photoréactivation pour un effluent type de boues activées présentant une transmittance de 65 % et une concentration de MES de 20 mg/l. La concentration de coliformes fécaux serait inférieure à la concentration de coliformes totaux pour les mêmes doses.

15.1.6 Exploitation

15.1.6.1 Nettoyage et remplacement des lampes

Un nettoyage fréquent ainsi que le remplacement des lampes, des régulateurs de puissance et des manchons de quartz, lorsque requis, sont essentiels pour assurer le maintien du rendement d'un système de désinfection par rayonnement ultraviolet. Le système devrait être conçu et installé de façon à faciliter le nettoyage et le remplacement des pièces. La plupart des réacteurs UV sont équipés de systèmes de lavage des manchons de quartz in situ mécaniques ou mécanico-chimiques.

Les systèmes de lavage mécanique comprennent une sorte d'essuie-glace qui se déplace le long des manchons de quartz et enlève les grosses particules. Leur efficacité de nettoyage diminue lorsque les eaux usées sont plus chargées de MES et de matières dissoutes (p. ex. effluent secondaire, utilisation d'un coagulant ferrique), car cela accélère l'encrassement des manchons. Une provision pour un nettoyage chimique ponctuel des lampes à l'acide hors du réacteur devrait être prise en compte lors de la conception. Le nettoyage chimique peut être fait manuellement par l'opérateur dans les petites installations ou par trempage dans un bassin externe en déplaçant les modules à l'aide d'un palan (M&EA, 2014).

Les systèmes de lavage mécanico-chimiques s'avèrent très performants pour enlever tous types de particules déposées sur les manchons de quartz. Ils permettent de maintenir une bonne diffusion de la lumière UV tout au long de la durée de vie des manchons. Ce système comporte deux essuie-glaces contenant un gel acide (à remplacer annuellement).

La fréquence de nettoyage des manchons peut varier d'une installation à l'autre selon les caractéristiques des eaux usées. En général, elle est d'environ une fois par mois (WEF et ASCE, 1998), mais certains manchons nécessitent un nettoyage plus fréquent. Cette fréquence de nettoyage devrait être précisée dans le manuel d'exploitation en fonction de l'expérience acquise lors de la période de rodage et ajustée au besoin.

15.1.6.2 Nettoyage des réacteurs

Du biofilm peut se développer dans les canaux ouverts ainsi que dans les réacteurs fermés utilisant des lampes MP. Un nettoyage du réacteur avec un agent désinfectant peut être requis à l'occasion (M&EA, 2014).

15.1.6.3 Santé et sécurité

Les lampes pouvant atteindre de très hautes températures, il est nécessaire de prévoir un temps de repos suffisant entre leur arrêt et leur manipulation par un opérateur pour qu'elles refroidissent. Par ailleurs, les lampes devraient être manipulées avec précaution pour éviter de les endommager. En cas de bris d'une lampe, il est risqué de se couper avec le quartz des manchons et d'inhaler ou de toucher le mercure qu'elle contient (Botton et Colton, 2008).

15.1.7 Résumé

RÉSUMÉ – DÉSINFECTION UV	
Méthodes de conception	Essais pilotes ou essais en laboratoire Modèles mathématiques Données d'installations similaires
Temps d'exposition à Q_{max}	5 à 10 s
Facteur de vieillissement	0,5 à 0,98
Facteur d'encrassement	0,7 à 0,95
Facteur pour le fer	Équation 15.04
Transmittance	Selon l'efficacité et le type de traitement amont (Tableau 15.1.1-1)
Facteur de photoréactivation	1 log
Hydraulique	Vitesse d'approche 5-50 cm/s Distance amont-aval 2 m Hauteur d'eau 25-50 mm
Lampes UV	Caractéristiques des lampes Tableau 15.1.4-1 Espacement 75-150 mm

15.2 Ozonation

L'ozone (O₃) est un oxydant et un biocide puissant qui (WEF et ASCE, 2018) :

- cause la lyse de la membrane cellulaire des microorganismes ;
- provoque des dommages aux constituants des acides nucléiques ;
- brise les liaisons carbone-azote (C-N) entraînant la dépolymérisation des molécules organiques.

Comparativement au phénomène de photoréactivation après une désinfection UV, il n'y a pas de recroissance des microorganismes pathogènes après l'ozonation. Un certain nombre d'entre eux peut toutefois être protégé par les particules présentes dans les eaux usées (US EPA, 1999).

Outre son pouvoir désinfectant, l'ozone permet la dégradation de micropolluants organiques (p. ex. produits pharmaceutiques, pesticides, etc.) et de la matière organique réfractaire encore présente dans les eaux usées. Il est d'ailleurs possible que la concentration de DBO₅ totale dans l'effluent augmente légèrement après la désinfection, en raison de l'oxydation partielle de la DCO réfractaire (Xu et collab., 2002). Mecha et collab. (2016) ont par exemple observé une augmentation de la biodégradabilité d'une eau usée municipale après ozonation. Leurs résultats expérimentaux sont présentés au Tableau 15.2-1.

Tableau 15.1.72-1 – Augmentation de la biodégradabilité d'une eau municipale après ozonation (Résultats des essais de Mecha et collab., 2016)

Paramètre	Unité	Durée d'exposition (min)			
		0	5	15	30
Enlèvement de la DCO	-	-	~ 10 %	~ 20 %	58 %
DBO ₅ /DCO	-	0,22	0,30	0,42	0,53
DCO	mg/l	126	113	100	53
DBO ₅	mg/l	27,7	34	42	28

Note : dosage = 20,83 mg O₃.l⁻¹.min⁻¹.

En 2020, seulement une station d'épuration municipale pratiquait l'ozonation au Québec. Plusieurs autres OMAEU envisagent sa mise en place.

15.2.1 Conditions de conception

15.2.1.1 Traitement préalable

La performance du procédé d'ozonation dépend grandement de la qualité de l'eau à désinfecter. Plus les eaux sont chargées de MES et de DCO, plus la dose d'ozone à appliquer sera importante. C'est pourquoi une filtration tertiaire en amont de la désinfection est avantageuse. À titre d'exemple, une norme de rejet contraignante de coliformes fécaux (< 200 UFC/100 ml) est difficilement atteignable avec une dose de 25 à 30 mg O₃/l dans le cas d'un effluent secondaire. En revanche, une dose de seulement 5 à 10 mg O₃/l appliquée à des eaux usées après filtration tertiaire permettra d'atteindre la même norme de rejet (Lazarova et collab., 2013).

15.2.1.2 Débit

Comme pour la désinfection UV, la capacité hydraulique des systèmes de désinfection à l'ozone est basée sur le débit de pointe (horaire ou instantané). Les autres conditions de débit (minimum, moyen ou maximum journalier soutenu 7 jours et 30 jours ou d'un percentile donné) servent à vérifier le comportement général du réacteur.

15.2.1.3 Caractéristiques des eaux usées

Les caractéristiques des eaux usées ayant le plus d'incidence sur le système de désinfection sont les MES et le carbone organique dissous (COD). Une concentration de MES inférieure à 10 mg/l limite leur effet sur la dose d'ozone (Stapf et Miehe, 2019). Le COD devrait être mesuré pour évaluer préliminairement la dose d'ozone à appliquer. Ces paramètres sont par ailleurs intimement liés aux types de traitement présents en amont du système de désinfection. De plus, le temps de consommation de l'ozone diminue lors que le pH augmente (Stapf et Miehe, 2019).

La présence des composés présentés au Tableau 15.2.1-1 devrait également être prise en considération pour l'établissement de la dose d'ozone à appliquer. Ces composés peuvent provenir des eaux brutes ou être le produit de réactions dans les étapes de traitement en amont. Ils augmentent la demande d'ozone immédiate et, conséquemment, il faut une dose plus élevée pour atteindre les objectifs de désinfection.

Tableau 15.2.1-1 – Consommation d'ozone par différents composés à considérer pour l'établissement de la dose d'ozone à appliquer

Composé réactif	Consommation d'ozone	Référence
Nitrite (NO ₂ ⁻)	3,4 mg O ₃ /mg NO ₂ ⁻	Stapf et Miehe, 2019
Fer (II)	0,43 mg O ₃ /mg Fe	Rakness, 2005
Manganèse (II)	0,88 mg O ₃ /mg Mn	Rakness, 2005
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	Ratio massique O ₃ : H ₂ S Théorique 3 : 1 Exploitation 4 : 1	Rakness, 2005

15.2.1.4 Température

La température influe sur le temps de contact nécessaire pour que l'ozone soit consommé. Le temps de réaction augmente lorsque la température de l'eau diminue (Stapf et Miehe, 2019). Les bassins de contact devraient être conçus en tenant compte de la température minimale durant la période qui requiert l'ozonation.

15.2.1.5 Redondance

Les systèmes de désinfection à l'ozone sont encore peu utilisés au Québec. Dans ce contexte, il est nécessaire d'effectuer une analyse de fiabilité de façon à repérer les équipements qui peuvent faire défaillance et à établir les besoins de redondance. De manière générale, la redondance porte sur les équipements de procédé tels que le générateur d'ozone, les pompes, le destructeur d'ozone, etc.

Il est recommandé d'avoir au minimum deux trains pour permettre l'inspection et l'entretien des bassins (sans redondance concernant les volumes de bassins).

15.2.1.6 Hydraulique

Les variations brusques du niveau de l'eau dans le bassin de contact peuvent entraîner le dégazage de l'ozone. Le système devrait être conçu de manière à limiter ces variations et moduler la quantité d'ozone appliquée aux eaux à désinfecter.

15.2.2 Critères de conception

Lors d'une désinfection par ozonation, la première étape consiste à produire de l'ozone. Par la suite, l'ozone contenu dans le gaz d'alimentation est injecté dans un bassin et entre en contact avec l'eau à traiter. Le gaz qui s'accumule au-dessus du niveau d'eau est évacué vers un système qui détruit l'ozone résiduel. L'eau désinfectée sort quant à elle du bassin de contact. Une description détaillée de chaque étape de la désinfection à l'ozone est fournie à la section 0.

15.2.2.1 Dose d'ozone transférée

Un des principaux critères de conception de l'ozonation est la dose d'ozone transférée. Le concepteur doit veiller à minimiser l'ozone non solubilisé dans l'eau à traiter.

La dose d'ozone transférée peut être calculée à l'aide de la formule suivante :

Équation 15.16 :
$$D_{\text{transf}} = \frac{Q_g}{Q_l} (C_{g,a} - C_{g,s})$$

où :

D_{transf} : dose d'ozone transférée (mg O₃/l);
 Q_g : débit de gaz (L/min);
 Q_l : débit d'eau à désinfecter (L/min);
 $C_{g,a}$: concentration d'ozone dans le gaz d'alimentation (mg O₃/l);
 $C_{g,s}$: concentration d'ozone dans le gaz de sortie (mg O₃/l).

L'équation précédente suppose que le débit de gaz d'entrée est équivalent au débit de gaz de sortie. Comme les bassins ne sont pas parfaitement étanches, il est plus commun d'évaluer la dose selon l'équation suivante :

Équation 15.17 :
$$D_{\text{transf}} = \frac{Q_g C_{g,a}}{\alpha Q_l}$$

où :

D_{transf} : dose d'ozone transférée (mg O₃/l);
 Q_g : débit de gaz (L/min);
 $C_{g,a}$: concentration d'ozone dans le gaz d'alimentation (mg O₃/l);
 α : taux de transfert (typiquement > 90 %);
 Q_l : débit d'eau à désinfecter (L/min).

15.2.2.2 Demande immédiate en ozone

Les différents composés oxydables présents dans les eaux usées peuvent réagir très rapidement avec l'ozone. Ainsi, la concentration initiale d'ozone mesurée dans les eaux usées n'est généralement pas égale à la dose injectée. Cette différence correspond à la demande immédiate.

Plus le traitement des eaux en amont de la désinfection est avancé, moins la demande immédiate sera importante. La Figure 15.2.2-1 présente les gammes de doses d'ozone transférées pour réduire de 2 log la concentration de coliformes fécaux d'un effluent primaire, secondaire ou tertiaire. En raison des doses requises, il est préférable d'utiliser l'ozonation pour des effluents secondaires de bonne qualité (DBO₅ et MES < 20 mg/l) ou tertiaires (Suez, s. d.). En effet, Xu et collab. (2002) ont démontré qu'on peut atteindre trois log d'inactivation de coliformes fécaux dans un effluent secondaire ou tertiaire lorsque la dose d'ozone transférée approche de la demande immédiate en ozone et que celle-ci est exercée en grande partie par les coliformes fécaux (concentration résiduelle non mesurable). Dans ce cas, le temps de contact et la dose d'ozone germicide (CT) auraient peu d'effet sur l'enlèvement des coliformes fécaux. Le taux de transfert (α) serait le paramètre limitant (Xu et collab., 2002).

La désinfection à l'ozone d'un effluent primaire peut aussi être envisagée si l'abattement recherché est faible (Suez, s. d.).

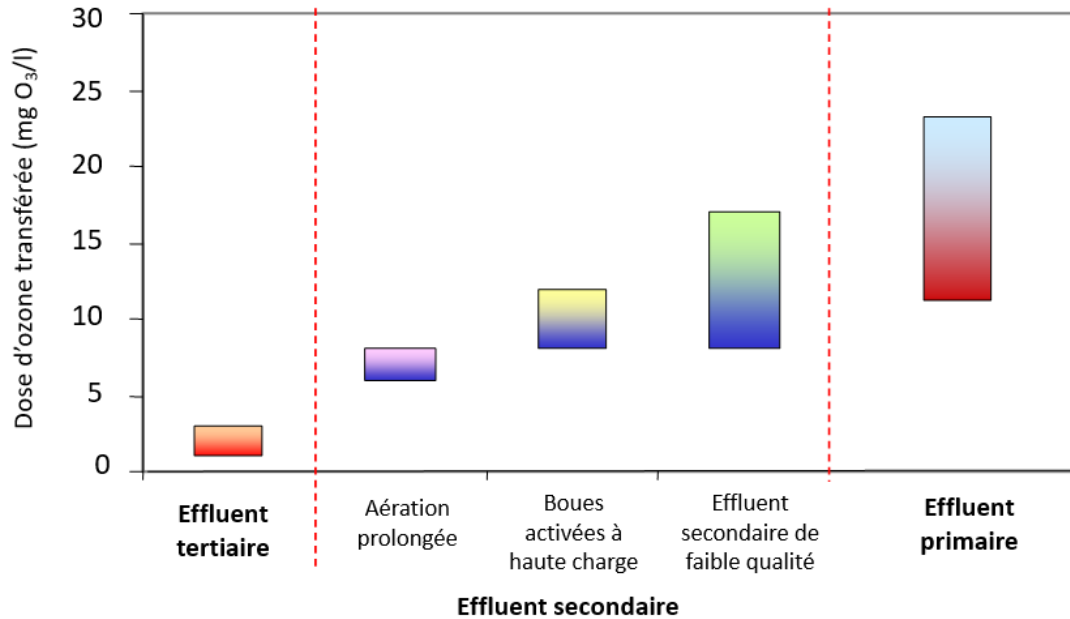


Figure 15.2.2-1 – Gammes de doses d’ozone transférées requises pour une réduction de 2 log de coliformes fécaux pour différentes eaux usées

Tirée de Lazarova et collab. (2013)

15.2.2.3 Cinétique d’inactivation des microorganismes pathogènes

L’inactivation des cellules des microorganismes est due à de multiples lésions de leur ADN par l’ozone. La cinétique d’inactivation est typiquement caractérisée par une courbe en épaule (courbe de droite de la Figure 15.2.2-2). L’épaule traduit une compétition entre les réactions enzymatiques qui réparent les dommages à l’ADN des cellules et la reproduction des microorganismes. Souvent, l’épaule est minime, car certains microorganismes ne possèdent pas d’enzymes réparatrices (Von Sonntag et Von Gunten, 2012), la cinétique concorde alors avec une réaction d’ordre 1 (courbe de gauche de la Figure 15.2.2-2). La dose d’ozone non germinicide (CT_{ng}) correspond à l’épaule de la courbe d’inactivation, autrement dit au décalage par rapport à une cinétique d’ordre 1.

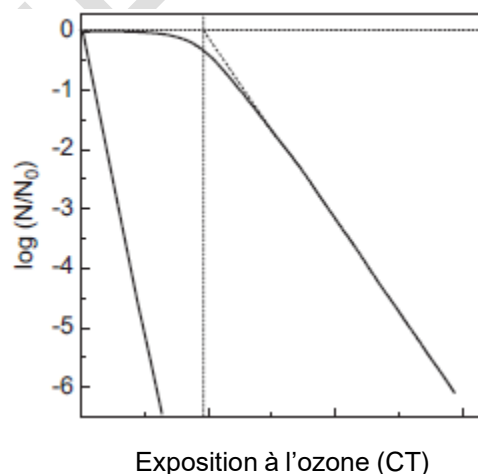


Figure 15.2.2-2 – Représentation des courbes d’inactivation des microorganismes par l’ozone

Tirée de Von Sonntag et Von Gunter (2012)

Plusieurs modèles mathématiques existent pour estimer les log d'inactivation atteints par un système de désinfection à l'ozone. Le plus couramment utilisé est le modèle de Hass-Kara. En tenant compte de la dose non germicide, l'inactivation peut être calculée à l'aide de la formule suivante (Von Sonntag et Von Gunten, 2012) :

Équation 15.18 :
$$\log\left(\frac{N}{N_0}\right) = -\Lambda_{10} (CT - CT_{ng})$$

où :

N : concentration de coliformes fécaux à l'effluent de l'ozonation (UFC/100 ml);

N₀ : concentration de coliformes fécaux à l'affluent de l'ozonation (UFC/100 ml);

Λ₁₀ : constante de létalité spécifique exprimée en base 10 (L. mg⁻¹.min⁻¹);

CT : dose d'ozone germicide (mg.min/l);

où C : concentration résiduelle d'ozone (mg/l);

T : temps de contact (min);

CT_{ng} : dose d'ozone non germicide (mg.min/l).

Les paramètres cinétiques Λ₁₀ et CT_{ng} varient fortement selon la température et les microorganismes. Normalement, la dose à injecter devrait être calculée en fonction du microorganisme ou du composé le plus difficile à éliminer (Von Sonntag et Von Gunten, 2012). Pour le traitement des eaux usées, les coliformes fécaux ou E. Coli sont généralement les indicateurs utilisés (Suez, s. d.).

Les valeurs de Λ₁₀ de différents microorganismes pour la désinfection à l'ozone d'un effluent tertiaire à 20 °C et à un pH de 7,5 sont présentées au Tableau 15.2.2-1 (M&EA, 2014). Pour les E. Coli et les kystes de Giardia, aucune dose non germicide n'est détectable (CT_{ng} ~ 0 mg.min/l). Pour les oocystes de Cryptosporidium, une valeur de CT_{ng} de 0,83 mg.min/l est avancée (Von Sonntag et Von Gunten, 2012).

Tableau 15.2.2-1 – Constante de létalité spécifique (Λ₁₀) de différents microorganismes pour la désinfection à l'ozone d'un effluent tertiaire à 20 °C et à un pH de 7,5 (M&EA, 2014)

Microorganismes	Λ ₁₀ (L. mg ⁻¹ .min ⁻¹)
Coliformes totaux	44
Virus	7,27
Oocystes de Cryptosporidium	0,24
Kystes de Giardia	4,21

On devrait mener des essais en laboratoire sur des réacteurs ayant le même temps de contact que l'installation projetée pour estimer le taux de transfert de l'ozone dans l'eau, la demande immédiate en ozone et le profil de consommation de l'ozone tout au long du réacteur (M&EA, 2014). La consommation d'ozone est généralement établie en fonction du temps (ou de l'espace).

15.2.2.4 Dégradation de micropolluants

L'ozonation présente l'avantage de pouvoir dégrader différents contaminants d'intérêt émergent. Pour l'élimination des micropolluants moins réactifs, il est recommandé d'appliquer un dosage de 1 g O₃/g COD. On estime alors que 100 % des micropolluants ayant une constante cinétique k (O₃) supérieure à 1 x 10³ M⁻¹.s⁻¹ réagissent complètement avec la dose d'ozone appliquée. L'élimination des micropolluants qui réagissent plus lentement s'effectue par l'entremise des radicaux hydroxyles (OH•) produits lors de la

réaction de l'ozone avec la matrice de l'eau (Von Sonntag et Von Gunten, 2012). Le Tableau 15.2.2-2 donne des exemples de constantes cinétiques de réaction avec l'ozone et les radicaux hydroxyles de différents composés trouvés dans la littérature scientifique. En comparant les valeurs de constante cinétique de l'ozone avec la valeur susmentionnée ($>1 \times 10^3 \text{ M}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$), il est possible d'évaluer préliminairement le taux d'élimination d'un composé (Tableau 15.2.2-3). Le taux d'élimination devrait être confirmé par des essais en laboratoire ou des essais pilotes.

Tableau 15.2.2-2 – Exemples de constantes cinétiques k pour différents composés

(Tiré de Von Sonntag et Von Gunten, 2012)

Composé	Source/utilisation	k (O ₃) (M ⁻¹ s ⁻¹)	k (OH [•]) (M ⁻¹ s ⁻¹)	Référence
Atrazine	Herbicide	6	3 x 10 ⁹	Acero et collab., 2000
Carbamazépine	Médicament anticonvulsif	3 x 10 ⁵	nd	Huber et collab., 2003
Iopromide	Agent contrastant de rayon X	< 0,8	3,3 x 10 ⁹	Huber et collab., 2003
Diazepam	Tranquilliseur	0,75	7,2 x 10 ⁹	Huber et collab., 2003
Naproxen	Médicament anti-inflammatoire	3 x 10 ⁵	nd	Huber et collab., 2005
NDMA	Sous-produit d'oxydation	5 x 10 ⁻²	4,5 x 10 ⁸	Lee et collab., 2007
Triclosan	Antibactérien et fongicide	1,3 x 10 ³	nd	Suarez et collab., 2007
Tris-(2-chloro-isopropyl) phosphate (TCPP)	Retardateur de flamme	<< 1	7 x 10 ⁸	Pocostales et collab., 2010
Tris-(2-chloro-ethyl) phosphate (TCEP)	Retardateur de flamme	<< 1	7,4 x 10 ⁸	Watts et Linden, 2009
Tri-n-butyl phosphate (TnBP)	Plastifiant	<< 1	≈ 2,8 x 10 ⁹	Pocostales et collab., 2010

Tableau 15.2.2-3 – Taux d'élimination selon la constante cinétique de réaction avec l'ozone

Constante cinétique	Taux d'élimination
$k > 10^4 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$	Élimination complète à 0,4 g O ₃ /g COD
$2 \times 10^2 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1} < k < 10^4 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$	Élimination complète à 1 g O ₃ /g COD
$k < 10^2 \text{ M}^{-1}\text{s}^{-1}$	Élimination de 50-90 % à 1 g O ₃ /g COD

Source : Von Sonntag et Von Gunten (2012).

15.2.3 Aménagements et composantes

La Figure 15.2.3-1 schématise un système de désinfection à l’ozone et ses différentes composantes selon trois options d’alimentation en oxygène.

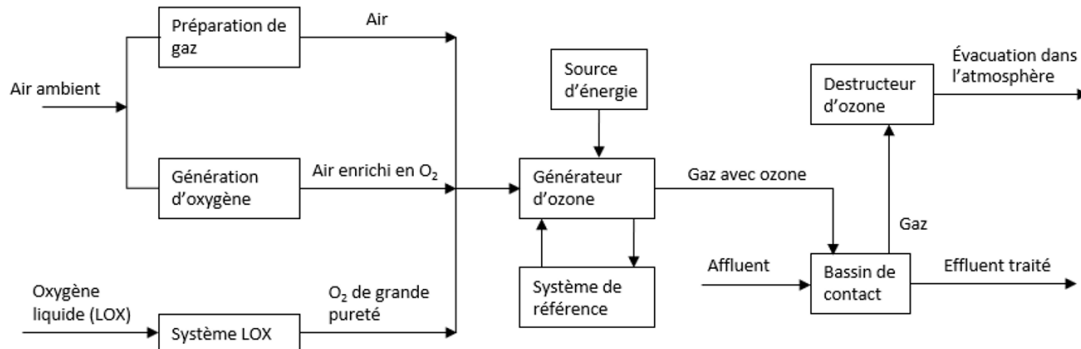


Figure 15.2.3-1 – Schéma d’un système de désinfection à l’ozone selon le type d’alimentation en oxygène

Traduite de Qasim et Zhu (2018)

15.2.3.1 Générateur d’ozone

L’ozone (O₃) est un gaz instable qui doit par conséquent être produit sur place dans un générateur d’ozone. Chaque générateur possède des caractéristiques spécifiques en fonction du manufacturier, mais les configurations restent communes à tous (US EPA, 1999).

Le générateur d’ozone permet de dissocier le dioxygène (O₂) en atomes d’oxygène à l’aide d’une source d’énergie. Les atomes d’oxygène réagissent ensemble et forment de l’ozone (US EPA, 1999).

15.2.3.1.1 Gaz d’alimentation

Le gaz d’alimentation peut être de l’air, de l’oxygène produit sur place ou de l’oxygène liquide. Typiquement, les grandes installations ont recours à l’oxygène liquide alors que les petites installations utilisent des systèmes d’alimentation en air ou en oxygène produit sur place (Qasim et Zhu, 2018).

Air

L’air doit préalablement être conditionné de façon à éliminer l’humidité ainsi que les matières particulaires plus grosses que 1 µm et les gouttelettes d’huile de plus de 0,05 µm. L’humidité réduit le rendement de production d’ozone, car elle cause de l’encrassement dans les tubes diélectriques ainsi que de la corrosion dans le générateur d’ozone et les équipements subséquents. Les étapes de purification de l’air comprennent généralement de la compression, du refroidissement, du séchage à un point de rosée de - 65 °C et de la filtration.

Le système d’alimentation en air peut être classé selon sa pression de fonctionnement (Qasim et Zhu, 2018) :

- pression ambiante ou basse pression (< 2,1 kg/cm²);
- pression moyenne (entre 2,1 et 4,2 kg/cm²);
- haute pression (> 4,2 kg/cm²).

Oxygène produit sur place

De l'air enrichi en oxygène peut être produit sur place. L'enrichissement de l'air en oxygène est généralement accompli par une séparation cryogénique ou un procédé communément appelé *pressure swing adsorption* (PSA). La méthode la plus fréquente demeure la séparation cryogénique. La pureté de l'oxygène gazeux produit est alors supérieure à 90 %. Il faut disposer d'équipements de conditionnement similaires à ceux des systèmes de production d'air décrits au point précédent.

Oxygène liquide

De l'oxygène liquide pur (>99 %) est disponible commercialement. Le gaz qui alimente le générateur d'ozone est le plus souvent produit en évaporant l'oxygène liquide. Ce système comporte plusieurs avantages par rapport aux deux autres, dont un meilleur rendement de production d'ozone et une flexibilité d'exploitation permettant de répondre aux pointes de demande en ozone (Qasim et Zhu, 2018). De plus, l'absence de conditionnement réduit les équipements accessoires requis, et la consommation énergétique est moindre.

La consommation journalière d'air ou d'oxygène peut être calculée selon la relation suivante :

Équation 15.19 :
$$\text{Consommation} \left(\frac{\text{kg}}{\text{jour}} \right) = \frac{Q_g \times C_{g,a}}{[O_3]_g}$$

où :

Q_g : débit de gaz (Nm³/d);

$C_{g,a}$: concentration d'ozone dans le gaz d'alimentation (kg O₃/Nm³);

$[O_3]_g$: concentration massique d'ozone produit (% massique).

15.2.3.1.2 Types de générateurs d'ozone

La source d'énergie utilisée pour produire de l'ozone peut être soit des radiations UV (application limitée aux petites installations), soit une décharge électrique.

Générateurs d'ozone à UV

L'ozone peut être produit par une réaction photochimique lorsque des rayons UV d'une longueur d'onde d'environ 200 nm traversent de l'air sec ou de l'air enrichi d'oxygène. La concentration massique d'ozone obtenue est d'environ 0,25 % (Qasim et Zhu, 2018).

Générateurs d'ozone à décharge électrique

Dans les générateurs d'ozone à décharge électrique, le gaz d'alimentation traverse un espace libre entre deux électrodes alors qu'une tension électrique est appliquée à un matériau diélectrique, comme il est représenté à la Figure 15.2.3-2.

Il est possible de distinguer les générateurs d'ozone en fonction de leur fréquence de fonctionnement. Les classes existantes sont :

- la basse fréquence (50 ou 60 Hz à haute tension >20 000 V) ;
- la moyenne fréquence (jusqu'à 1 000 Hz à une tension moyenne de 10 000 à 20 000 V) ;
- la haute fréquence (>1 000 Hz à faible tension <10 000 V).

Les générateurs à basse fréquence sont les plus communs, mais ceux à haute fréquence se développent progressivement (Qasim et Zhu, 2018). Les générateurs à basse fréquence ont une capacité de production inférieure à 10 kg O₃/h, et leur point optimal de fonctionnement se situe autour de 60-70 % de leur capacité maximale. Les générateurs à moyenne et haute fréquence peuvent quant à eux produire jusqu'à 250 kg O₃/h et fonctionnent de manière optimale à 90-95 % de leur capacité maximale (Qasim et Zhu, 2018).

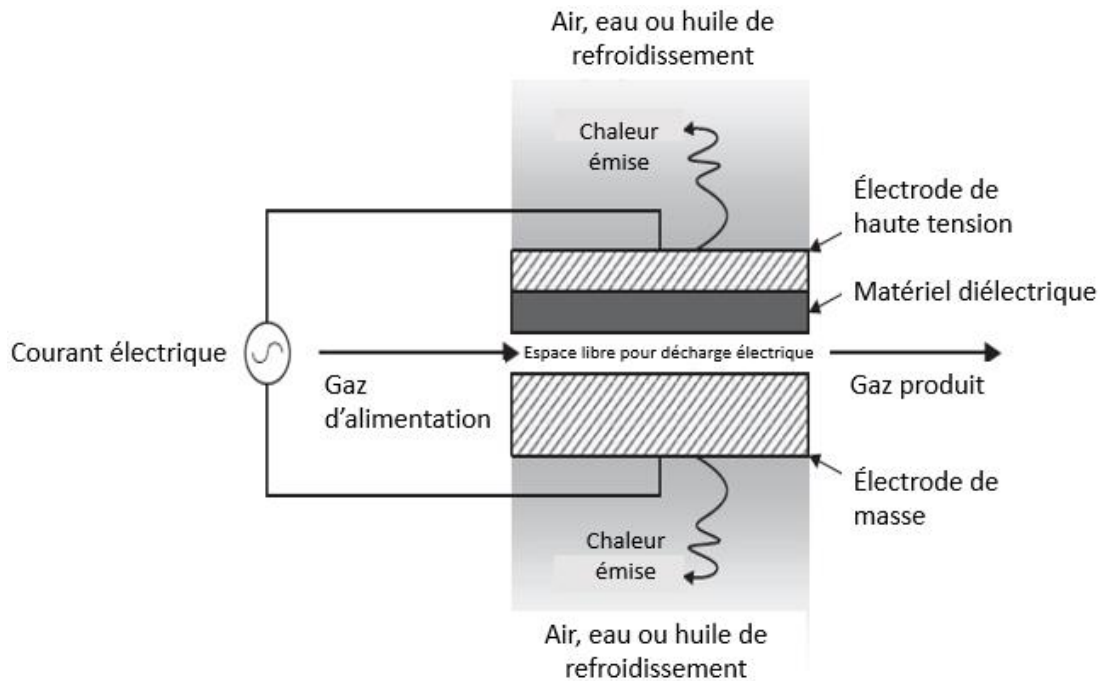


Figure 15.2.3-2 – Cellule de couronne de décharge pour la production d'ozone
Traduite de Qasim et Zhu (2018)

Le Tableau 15.2.3-1 présente les concentrations massiques d'ozone produites et l'énergie requise par les différents types de générateurs à décharge électrique. Théoriquement, on a besoin de seulement 0,82 kWh/kg O₃ produit. En pratique, la puissance électrique totale requise pour la préparation du gaz d'alimentation, la génération d'ozone et son application aux eaux à désinfecter peut être dix à vingt fois supérieure (Droste et Gehr, 2019).

Tableau 15.2.3-1 – Caractéristiques des générateurs d'ozone à décharge électrique
(Tiré de Droste et Gehr, 2019)

Gaz d'alimentation	Type de générateur	Concentration d'ozone (% massique)	Énergie spécifique réelle (kWh/kg O ₃)
Air	Basse fréquence	0,2 - 1,9	13 - 20
	Moyenne fréquence	1,0 - 2,3	13 - 18
Oxygène	Moyenne fréquence	3,0 - 6,0	6,6 - 10
	Haute fréquence	8,0 - 12,0	8 - 13

Source : Rakness (2005).

Il est important de refroidir le générateur pour empêcher la décomposition de l'ozone qui s'accélère lorsque la température ambiante dépasse 35 °C (Qasim et Zhu 2018). Le refroidissement peut se faire avec de l'air, de l'eau ou de l'huile. Les besoins d'eau de refroidissement varient de 4 à 12 L/kg O₃ produit (Qasim et Zhu, 2018).

La tension et la fréquence du courant devraient être variables pour contrôler la concentration massique d'ozone produit dans le générateur. Il faut disposer d'une unité électrique particulière incluant un transformateur, un convertisseur/onduleur de courant, un système de refroidissement et un PLC. En effet, bien que le générateur soit habituellement alimenté en 480 V/3 phases/60 Hz, la tension et la fréquence

appliquées aux électrodes peuvent atteindre respectivement 20 000 V et 6 000 Hz ou plus (Qasim et Zhu, 2018).

15.2.3.2 Bassin de contact

Le bassin de contact devrait être conçu de manière à maximiser le taux de transfert de l’ozone à l’eau. Celui-ci peut atteindre environ 85 % ou 95 % si le gaz d’alimentation est respectivement de l’air ou de l’oxygène pur (Droste et Gehr, 2019).

Il existe différentes configurations de bassin de contact : colonne verticale, réservoir horizontal couvert muni de chicanes ou colonne inclinée (Qasim et Zhu, 2018). L’injection de l’ozone dans les eaux à désinfecter peut se faire directement dans le bassin de contact à l’aide de diffuseurs à fines bulles ou en amont avec une conduite de dérivation (Qasim et Zhu, 2018).

15.2.3.2.1 Injection par fines bulles

Dans le cas d’une injection de l’ozone par fines bulles, le bassin de contact comporte au moins trois compartiments (M&EA, 2014). L’ozone est injecté dans le premier ou les deux premiers compartiments, où se produisent la demande immédiate d’ozone puis la désinfection. Les compartiments subséquents servent de zones de contact dans lesquelles les réactions lentes se terminent et l’ozone se décompose (M&EA, 2014). Le temps de contact dans le premier compartiment est de l’ordre de 2 à 4 minutes alors qu’il varie généralement de 3 à 10 minutes dans ceux subséquents selon le taux de consommation de l’ozone (M&EA, 2014). Les diffuseurs devraient être en mesure de fournir les débits minimum et maximum de gaz à injecter. Lorsqu’un diffuseur est mis à l’arrêt, il est risqué que les particules et les eaux usées pénètrent dans le diffuseur (Stapf et Miehe, 2019).

La conception du bassin influe grandement sur le taux de transfert de l’ozone à l’eau. Le niveau d’eau dans le bassin de contact est compris entre 4,6 et 6,0 m (M&EA, 2014). L’écoulement de l’ozone par rapport à l’eau à désinfecter peut être à contre-courant, à co-courant ou une combinaison des deux (Qasim et Zhu, 2018). La Figure 15.2.3-3 présente des exemples de bassins de contact avec injection d’ozone par fines bulles pour chaque sens d’écoulement.

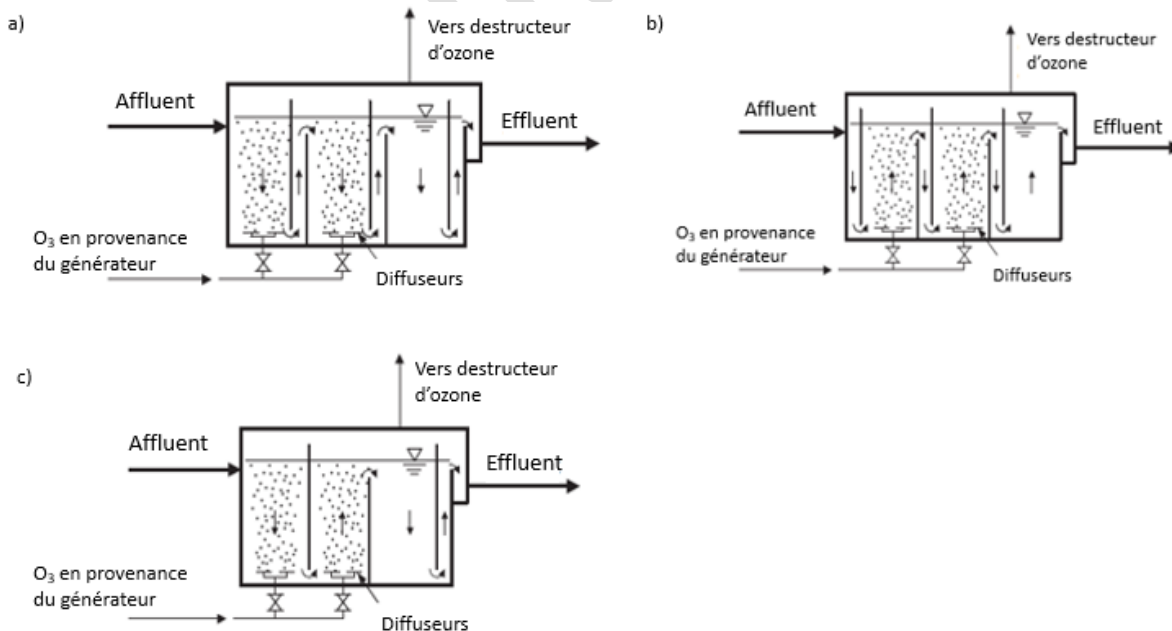


Figure 15.2.3-3 – Schéma de bassins de contact avec injection d’ozone par des diffuseurs à fines bulles a) à contre-courant, b) à co-courant et c) en alternance contre- et co-courant

Tirée de Qasim et Zhu (2018)

Lorsque l'ozone est produit par un générateur à décharge électrique à haute fréquence alimenté en oxygène pur, il est possible que le débit de gaz ne soit pas suffisant pour créer un bon mélange à partir de diffuseurs en raison de la forte concentration d'ozone (Droste et Gehr, 2019). Dans ce cas, l'injection par dérivation peut être préférable.

15.2.3.2.2 Injection par dérivation

L'injection par dérivation (*sidestream*) consiste à injecter de l'ozone dans une fraction du débit d'eau à désinfecter (maximum 20 %) en amont du bassin de contact. Elle s'effectue à l'aide d'un appareil de type Venturi qui aspire l'ozone et le mélange avec l'eau détournée. Le temps de contact entre l'ozone et l'eau dans la conduite de dérivation est d'environ 5 à 6 secondes (Droste et Gehr, 2019). L'eau saturée en ozone est ensuite mélangée avec la fraction restante d'eau à désinfecter dans le bassin de contact.

La conduite de dérivation peut être reliée ou non à une cuve de dégazage. Cette cuve est notamment requise pour assurer l'absence de bulles dans un bassin de contact en forme de conduite. On devrait alors prévoir une pression suffisamment élevée dans la cuve pour acheminer le gaz vers l'unité de destruction de l'ozone sans avoir besoin d'une soufflante. Si le dégazage s'effectue dans le bassin de contact, la conception de ce dernier devrait être similaire à celle du système à injection par diffuseurs fines bulles pour favoriser le transfert d'ozone dans l'eau (Rakness, 2007). La Figure 15.2.3-4 présente ces deux options.

La conception du bassin de contact et du système d'injection par dérivation se fait en considérant des conditions standard pour le gaz (pression atmosphérique et 20 °C). En connaissant la concentration massique de l'ozone produit et la dose d'ozone nécessaire, le débit détourné pour l'injection d'ozone peut être déterminé en fonction du ratio G/L à l'aide de la Figure 15.2.3-5. Ce ratio est le rapport entre le débit volumique d'ozone gazeux (G_{20C}) et le débit volumique d'eau détourné pour l'injection d'ozone (L). Un ratio G/L élevé réduit les coûts d'exploitation en minimisant le débit d'eau à pomper, tandis qu'un faible ratio G/L améliore le mélange et le taux de transfert de l'ozone à l'eau (Rakness, 2007). Un système avec cuve de dégazage fonctionne généralement à un ratio G/L plus faible qu'un système sans cuve (environ 0,1 par rapport à 0,3-0,5 et parfois jusqu'à 0,7) pour maximiser la solubilité de l'ozone (Rakness, 2005).

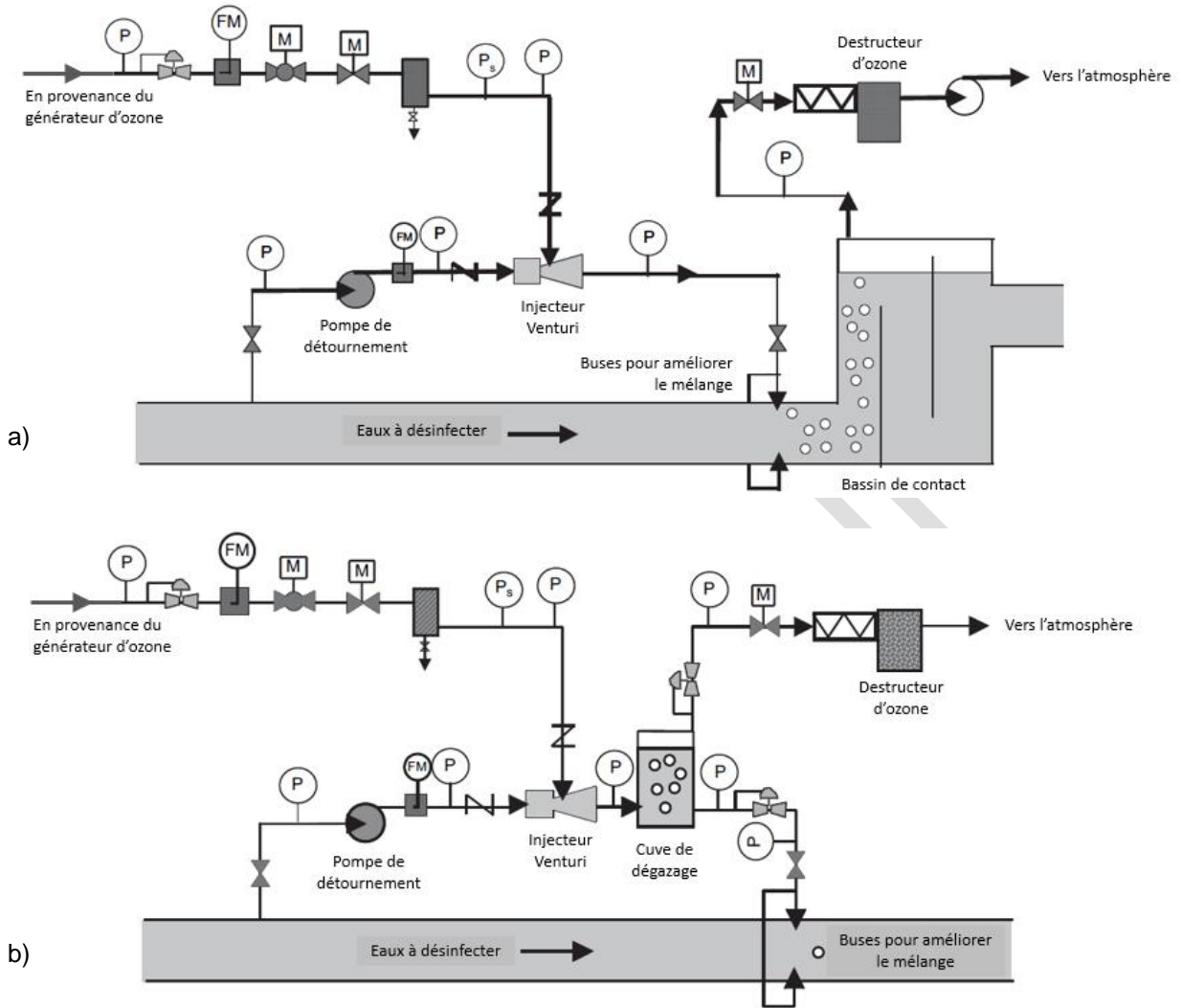


Figure 15.2.3-4 – Schéma simplifié d'un système d'injection d'ozone par dérivation a) sans ou b) avec cuve de dégazage

Tirée de Rakness (2007)

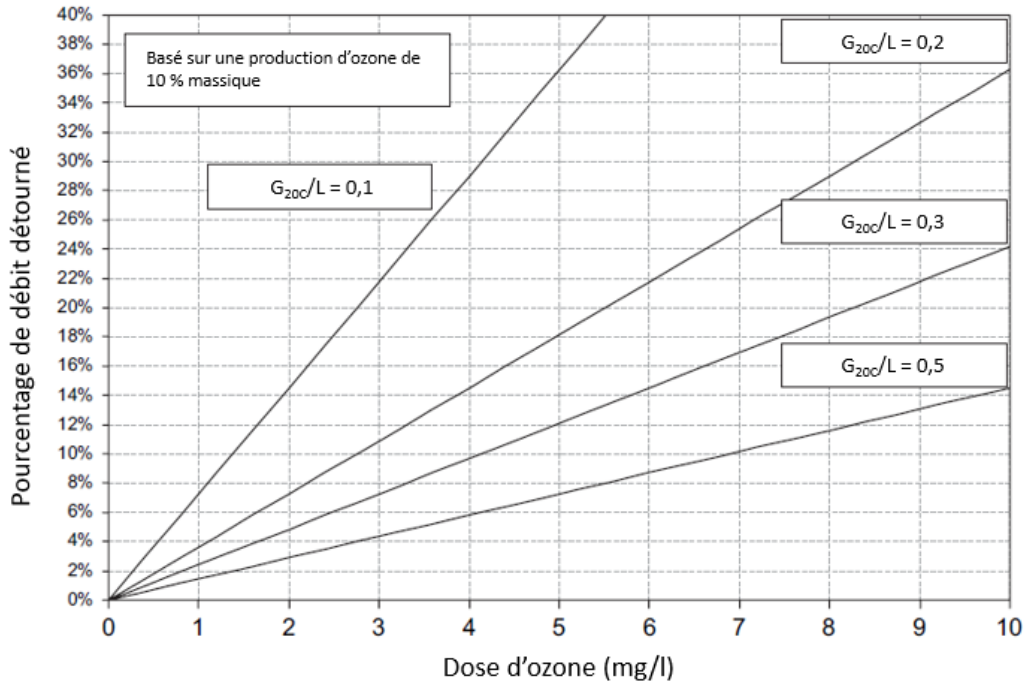


Figure 15.2.3-5 – Relation entre la dose d’ozone et le pourcentage du débit détourné à différents ratios G/L aux conditions standard

Tirée de Rakness (2007)

Lorsque l’ozone généré n’a pas une concentration massique de 10 %, il faut appliquer un facteur de correction au pourcentage de débit détourné comme le montre la formule suivante :

Équation 15.20 :
$$L_{\text{corrigé}} = L_{\text{initial}} \times \frac{10\%}{[\text{O}_3]_g}$$

où :

L : débit volumique d’eau détournée pour l’injection d’ozone (%);
 [O₃]_g : concentration massique d’ozone produit (% massique).

Le principe est le même pour choisir un ratio G/L qui n’est pas tracé à la Figure 15.2.3-5. Le calcul suivant peut alors être réalisé :

Équation 15.21 :
$$L_{\text{corrigé}} = L_{\text{initial}} \times \frac{\text{Ratio } \frac{G}{L} \text{ initial}}{\text{Nouveau ratio } \frac{G}{L}}$$

L’injection par dérivation permet une meilleure flexibilité d’exploitation que celle par diffuseurs fines bulles. Toutefois, ses coûts peuvent être légèrement plus élevés considérant le pompage requis. Il faut toutefois souligner que la capacité de la pompe de dérivation est inversement proportionnelle à la concentration d’ozone dans le gaz d’alimentation (Rakness, 2007).

15.2.3.3 Destructeur d’ozone

L’ozone présent dans le gaz à la sortie du bassin de contact devrait être réduit à une concentration inférieure à 0,1 ppmv. Il existe trois méthodes de destruction de l’ozone (Qasim et Zhu, 2018) :

- la destruction thermique à 300-380 °C pendant 3 secondes (coûteuse, mais très fiable) ;
- la destruction catalytique à environ 40 °C ;

- la destruction catalytique à température ambiante.

Dans les installations de production d'eau potable, il est courant d'utiliser des destructeurs catalytiques. Étant donné que les eaux usées contiennent plus de contaminants pouvant empoisonner les sites catalytiques, les destructeurs thermiques sont davantage employés dans les stations d'épuration.

Lorsque l'ozone est produit à partir d'oxygène pur (oxygène liquide), l'effluent gazeux des bassins de contact est principalement composé d'oxygène. Cet effluent peut être recirculé en amont du générateur d'ozone ou dans le système d'aération du traitement biologique (M&EA, 2014; US EPA, 1999). Autrement, il est dirigé vers le destructeur d'ozone.

15.2.4 Performances épuratoires

Il n'est pas possible de déterminer de rendement typique pour l'inactivation des microorganismes pathogènes et la réduction de la DCO réfractaire ou des micropolluants par un système d'ozonation puisque celui-ci peut être dimensionné de manière à fournir différentes doses selon l'objectif à l'effluent visé lors de la conception. On devrait effectuer des essais pour définir la dose requise et les performances épuratoires attendues.

15.2.5 Installation

Les équipements, conduites, joints et accessoires des systèmes d'ozonation devraient être capables de résister aux forts pouvoirs corrosif et oxydant de l'ozone. Les matériaux de construction recommandés sont le béton renforcé, l'acier inoxydable 316L, le CPVC, le HDPE, le téflon et le PTFE (Qasim et Zhu, 2018).

15.2.6 Exploitation

L'ozone peut être irritant lorsque l'opérateur est exposé pendant 8 heures à une concentration de 0,1 ppm_v et peut devenir mortel au bout de 30 min d'exposition à une concentration de 50 ppm_v (WEF, 2018). Il est extrêmement important que la concentration d'ozone dans l'air ambiant de la station d'épuration soit inférieure à 0,1 ppm_v. Par conséquent, une bonne ventilation est essentielle pour le contrôle de la qualité de l'air (WEF et ASCE, 2018). Le Tableau 15.2.6-1 présente différentes alarmes et seuils d'exposition pour la santé.

Tableau 15.2.6-1 – Limite d'exposition à l'ozone et alarme de contrôle

(Tiré de Rakness, 2005)

Concentration volumique (ppm _v)	Limite d'exposition	Alarme de contrôle
0,01 - 0,05	Seuil pour l'odorat	Détection par le moniteur dès 0,01 ppm _v
0,1	Limite d'exposition 8 heures	Première alarme; Augmentation de la ventilation de 6 à 10 CAH
0,3	Limite d'exposition à court-terme (15 minutes)	Arrêt de la production d'ozone; Maintien de l'alimentation en gaz pour purger l'ozone de la tuyauterie
5	Danger immédiat pour la santé	
50	Létal (30 minutes)	

Il est nécessaire de suivre de près le système d'ozonation. Il devrait inclure de nombreux appareils de contrôle et de suivi, dont la concentration d'ozone et d'oxygène, ainsi que des alarmes à chaque étape (gaz d'alimentation, production d'ozone, bassin de contact, destruction de l'ozone).

L'ozone gazeux est explosif lorsque sa concentration atteint 240 g/m³, soit 20 % du poids de l'air (M&EA, 2014). En pratique, les générateurs produisent des concentrations massiques maximales d'ozone de 14 %.

L'oxygène servant de gaz d'alimentation présente également des risques, car il s'agit d'un gaz inflammable. L'utilisation de l'oxygène liquide présente quant à elle des dangers cryogéniques associés à la compression du liquide (WEF et ASCE, 2018).

PRÉLIMINAIRE

15.3 Références bibliographiques

- ACERO, J. L., K. STEMMLER et U. VON GUNTEN (2000). « Degradation kinetics of atrazine and its degradation products with ozone and OH radicals: A predictive tool for drinking water treatment », *Environmental Science & Technology*, vol. 34, n° 4, p. 591–597.
- ANTONELLI, M., V. MEZZANOTTE et C. NURIZZO (2008). « Wastewater Disinfection by UV Irradiation: Short and Long-Term Efficiency », *Environmental Engineering Science*, vol. 25, n° 3, p. 363-373.
- BOLTON, J. R., et K. G. LINDEN (2003). « Standardization of methods for fluence (UV dose) determination in benchscale UV experiments », *Journal of Environmental Engineering*, vol. 129, n° 3, p. 209-215.
- BOLTON, J. R., et C. A. COTTON (2008). *The ultraviolet disinfection handbook*, Denver, CO, American Water Works Association.
- BOLTON, J. R., S. E. BECK et K. G. LINDEN (2015). *Protocol for the determination of fluence (UV dose) using a low-pressure high-output UV lamp in bench-scale collimated beam ultraviolet experiments*, IUVA, 6 p.
- CRITES, R., et G. TCHOBANOGLOUS (1998). *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston, McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering, 1 104 p.
- DROSTE, R., et R. GEHR (2019). *Theory and practice of water and wastewater treatment*. 2^e éd., Hoboken, NJ, John Wiley & Sons, 956 p.
- EMERICK, R. W. et J. L. DARBY (1993). « Ultraviolet Light Disinfection of Secondary Effluents: Predicting Performance Based on Water Quality Parameters, Proceedings – Planning, Design & Operation of Effluent Disinfection Systems », *Specialty Conference Series*, Whippany, NJ, WEF, p. 187-198.
- EMERICK, R. W., F. J. LOGE, T. GINN et J. L. DARBY (2000). « Modeling the inactivation of particle-associated coliform bacteria », *Water Environment Research*, vol. 72, n° 4, p. 432-438.
- GOTTSCHALK, C., J. A. LIBRA et A. SAUPE (2010). *Ozonation of Water and Waste Water – A Practical Guide to Understanding Ozone and its Applications*, 2^e éd, Weinheim, Allemagne, Wiley-VCH, 378 p.
- HUBER, M. M., S. CANONICA, G.-Y. PARK et U. VON GUNTEN (2003). « Oxidation of pharmaceuticals during ozonation and advanced oxidation processes », *Environmental Science & Technology*, vol. 37, n° 5, p. 1 016-1 024.
- HYDROQUAL (1994), *Disinfection Effectiveness of Combined Sewer Overflows*, Draft rep., Washington D.C., US EPA.
- KOWALSKI, W. (2009). *Ultraviolet Germicidal Irradiation Handbook – UVGI for Air and Surface Disinfection*, Berlin, Allemagne, Springer, 501 p.
- LAZAROVA, V., P.-A. LIECHTI, P. SAVOYE et R. HAUSLER (2013). « Ozone disinfection: Main parameters for process design in wastewater treatment and reuse », *Journal of Water Reuse and Desalination*, vol. 3, n° 4, p. 337-345.
- LEE, C., C. SCHMIDT, J. YOON et U. VON GUNTEN (2007). « Oxidation N-nitrosodimethylamine (NDMA) precursors with ozone and chlorine dioxide: Kinetics and effect on NDMA formation potential », *Environmental Science & Technology*, vol. 41, n° 6, p. 2 056-2 063.

LOGE, F. J., R. W. EMERICK, M. HEATH, J. JACANGELO, G. TCHOBANOGLIOUS et J. L. DARBY (1996). « Ultraviolet Disinfection of Secondary Wastewater Effluents: Prediction of Performance and Design », *Water Environment Research*, vol. 68, n° 5, p. 900-916.

MECHA, A. C., M. S. ONYANGO, A. OCHIENG et M. N. B. MOMBA (2016). « Impact of ozonation in removing organic micro-polluants in primary and secondary municipal wastewater: Effect of process parameters », *Water Science & Technology*, vol. 74, n° 3, p. 756-765.

METCALF & EDDY et AECOM (M&EA) (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource recovery*, 5^e éd., New York, NY, McGraw-Hill Education, 2 048 p.

ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT (MOE) (2008). *Design Guidelines for Sewage Works*. [En ligne], mis à jour en 2019, [<https://www.ontario.ca/document/design-guidelines-sewage-works-0>]

OPPENHEIMER, J. A., J. E. HOAGLAND, J. M. LAINÉ, G. JACANGELO et A. BHAMRAH (1993). « Microbial inactivation and characterisation of toxicity and by-products occurring in reclaimed wastewater disinfected with UV radiation », *Proceedings of the WEF Specialty Conference "Planning, design and operation of effluent disinfection system"*, Whippany, NJ, May 23-25, Water Environment Federation, p. 13.

PAYMENT, P., R. PLANTE et P. CEJKA (2001). « Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, Giardia cysts, and Cryptosporidium oocysts at a large wastewater primary treatment facility », *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 47, n° 3, p. 188-193.

POCOSTALES, P., M. M. SEIN, W. KNOLLE, C. VON SONNTAG et T. C. SCHMIDT (2010). « Degradation of ozone-refractory organic phosphates in wastewater by ozone and ozone/hydrogen peroxide (peroxone): The role of ozone consumption by dissolved organic matter », *Environmental Science & Technology*, vol. 44, n° 21, p. 8 248-8 253.

QASIM, S. R., et G. ZHU (2018). *Wastewater Treatment and Reuse, Theory and design examples*, Boca Raton, Floride, CRC Press, volume 2 – Post-Treatment, Reuse, and Disposal, 747 p.

RAKNESS, K. L. (2005). *Ozone in Drinking Water Treatment – Process Design, Operation, and Optimization*, Denver, CO, AWWA, 293 p.

RAKNESS, K. L. (2007). « Ozone side-stream design options and operating considerations », *Ozone: Science & Engineering – The Journal of the International Ozone Association*, vol. 29, n° 4, p. 231-244.

SCHEIBLE, O. K. (1987). « Development of a rationally based design protocol for the ultraviolet light disinfection process », *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 59, n° 1, p. 25-31.

STAPF, M., et U. MIEHE (2019). « Aspect to be considered for design of ozonation », *Technical Workshop on "Ozonation for advanced wastewater treatment"*, Tekniska Verken, Linköping, Sweden, 14 mars, 16 p.

SUEZ (s. d.). « Oxydation et désinfection par l'ozone – applications de l'ozone », *Memento Degrémont*, [En ligne] [<https://www.suezwaterhandbook.fr/procedes-et-technologies/oxydation-desinfection/oxydation-et-desinfection-par-l-ozone/applications>] (consulté le 16 mai 2021).

TCHOBANOGLIOUS, G., F. LODGE, J. DARBY et M. DEVRIES (1996). « UV Design: Comparison of probabilistic and deterministic approaches », *Water Science and Technology*, vol. 33, n°s 10-11, p. 251-260.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1986). *Design Manual – Municipal Wastewater Disinfection*, EPA/625/1-86/021, Cincinnati, OH, Office of Research and Development, Water Engineering Research Laboratory, Centre for Environmental Research Information, 264 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (1999). *Wastewater technology fact sheet – Ozone disinfection*, EPA 832-F-99-063, Washington, DC, Office of Water, 7 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA) (2006). *Ultraviolet Disinfection Guidance Manual for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule*, EPA 815-R-06-007, Washington, DC, Office of Water, 436 p.

VON SONNTAG, C., et U. VON GUNTEN (2012). *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment*, Londres, Royaume-Uni, IWA Publishing, 320 p.

WATTS, M. J., et K. G. LINDEN (2009). « Advanced oxidation kinetics of aqueous trialkyl phosphate flame retardants and plasticizers », *Environmental Science & Technology*, vol 43, n° 3, p. 2 937-2 942.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF) (1986), *Wastewater Disinfection, Manual of Practice FD-10*.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION et AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (WEF et ASCE) (1998), *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*, 4^e éd., WEF Manual of Practice 8, ASCE Manual and Report on Engineering Practice n° 76, Reston, VA, volume 2 : Liquid Treatment Processes.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF) et AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS (ASCE) (2018). *Design of Water resource recovery facilities*, WEF Manual of Practice n° 8, ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice n° 76, 6^e éd., New York, É-U, McGraw-Hill Education, 2 240 p.

XU, P., M.-L. JANEX, P. SAVOYE, A. COCKX et V. LAZAROVA (2002). « Wastewater disinfection by ozone: Main parameters for process design », *Water Research*, vol. 36, n° 4, p. 1 043-1 055

PRÉLIMINAIRE



**Environnement,
Lutte contre
les changements
climatiques,
Faune et Parcs**

Québec 