

Élimination des vapeurs toxiques par oxydation

Développement de procédures d'évaluation des systèmes de purification de l'air des conduits de ventilation

Chang-Seo Lee
Fariborz Haghighat
Alireza Haghighat Mamaghani
Zahra Shayegan
Ali Bahloul
Mélanie Huard
Lexuan Zhong
Mitra Bahri

RAPPORTS
SCIENTIFIQUES

R-1081

NOS RECHERCHES travaillent pour vous !

Solidement implanté au Québec depuis 1980, l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSSST) est un organisme de recherche scientifique reconnu internationalement pour la qualité de ses travaux.

Mission

Dans l'esprit de la Loi sur la santé et la sécurité du travail (LSST) et de la Loi sur les accidents du travail et les maladies professionnelles (LATMP), la mission de l'IRSSST est de :

Contribuer à la santé et à la sécurité des travailleuses et travailleurs par la recherche, l'expertise de ses laboratoires, ainsi que la diffusion et le transfert des connaissances, et ce, dans une perspective de prévention et de retour durables au travail.

Pour en savoir plus

Visitez notre site Web ! Vous y trouverez une information complète et à jour.
De plus, toutes les publications éditées par l'IRSSST peuvent être téléchargées gratuitement.
www.irsst.qc.ca

Pour connaître l'actualité de la recherche menée ou financée par l'IRSSST, abonnez-vous gratuitement :

- au magazine *Prévention au travail*, publié conjointement par l'Institut et la CNESST (preventionautravail.com)
- au bulletin électronique InfoIRSSST

Dépôt légal

Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2022
ISBN 978-2-89797-166-3 (PDF)

© Institut de recherche Robert-Sauvé en santé
et en sécurité du travail, 2022

IRSSST - Direction des communications, de la veille
et de la mobilisation des connaissances
505, boul. De Maisonneuve Ouest
Montréal (Québec)
H3A 3C2
Téléphone : 514 288-1551
publications@irsst.qc.ca
www.irsst.qc.ca

Élimination des vapeurs toxiques par oxydation

Développement de procédures d'évaluation des systèmes de purification de l'air des conduits de ventilation

Chang-Seo Lee¹, Fariborz Haghighat¹
Alireza Haghighat Mamaghani¹, Zahra Shayegan¹
Ali Bahloul², Mélanie Huard²
Lexuan Zhong¹, Mitra Bahri¹

¹ Université Concordia

² IRSST

RAPPORTS
SCIENTIFIQUES

R-1081



Avis de non-responsabilité

L'IRSST ne donne aucune garantie relative à l'exactitude, la fiabilité ou le caractère exhaustif de l'information contenue dans ce document. En aucun cas l'IRSST ne saurait être tenu responsable pour tout dommage corporel, moral ou matériel résultant de l'utilisation de cette information.

Notez que les contenus des documents sont protégés par les législations canadiennes applicables en matière de propriété intellectuelle.

Cette publication est disponible en version PDF sur le site Web de l'IRSST.



ÉVALUATION PAR DES PAIRS

Conformément aux politiques de l'IRSST, les résultats des travaux de recherche publiés dans ce document ont fait l'objet d'une évaluation par des pairs.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Mme Lucie René pour son aide en matière d'analyse chimique, ainsi que M. Luc Demers, Mme Hong Guan et M. Joseph Hrib pour leur soutien technique continu à nos travaux en laboratoire. Nous tenons également à remercier les membres des comités SSPC145, TC2.3 et TC2.9 de l'ASHRAE, notamment M. Dean Tompkins, Mme Gemma Kerr, M. Jeffrey Roseberry, M. Ashish Mathur et M. Benoit Despatis-Paquette pour leurs précieux commentaires, de même que tous les fabricants qui ont fait don de systèmes de purification de l'air aux fins de cette étude.

RÉSUMÉ

L'exposition à des composés organiques volatils (COV) dans les lieux de travail peut avoir des effets aigus, notamment sous forme d'irritation de la peau, des yeux, de la bouche et du nez. Certains produits peuvent également provoquer des effets chroniques, comme l'asthme et le cancer. La prévention de tels effets nocifs sur la santé des travailleurs par l'adoption et la mise en œuvre de mesures visant à en éliminer ou à tout le moins réduire le risque s'avère importante. Parmi les approches développées à ce jour pour réduire l'exposition aux polluants de l'air intérieur – dont les COV –, la ventilation demeure la technique la plus classique et la plus répandue. Pendant la ventilation, l'air extérieur est introduit dans l'environnement intérieur et mêlé à l'air intérieur afin d'y réduire la concentration en COV. Dans une approche conçue pour optimiser les coûts en énergie du chauffage et du refroidissement, une partie de l'air contaminé repris est aspirée dans le système de ventilation et recirculée dans les locaux. Les systèmes de ventilation sont alors pourvus d'un système de purification de l'air pour éliminer les contaminants dans l'air recyclé. L'utilisation de systèmes de purification de l'air à adsorption conventionnels, notamment à base de charbon actif, pour éliminer les contaminants gazeux nécessite un entretien de qualité et un remplacement régulier des médias. De nouvelles technologies de purification de l'air par oxydation, notamment par oxydation photocatalytique et à base de plasma non thermique, sont maintenant disponibles pour les systèmes de ventilation générale. Ces technologies peuvent présenter une plus grande efficacité énergétique et nécessiter moins d'entretien du fait que les systèmes qui en sont dotés fonctionnent de façon continue dans des conditions idéales, sans que l'accumulation de polluants risque d'affecter leur performance. Il n'existe toutefois aucun protocole normalisé pour évaluer l'efficacité de ces nouvelles technologies.

Le présent projet portait sur l'élaboration d'un protocole d'évaluation en laboratoire des systèmes d'épuration de l'air intégrés aux systèmes de ventilation en utilisant un procédé d'oxydation comme principal mécanisme d'élimination des polluants sous forme de gaz ou de vapeur. Des tests dynamiques à une seule passe ont été réalisés sur une plateforme d'essai comportant quatre conduits identiques pourvus de régulateurs de débit individuels. Cette installation permettait l'évaluation simultanée de quatre systèmes d'épuration de l'air différents dans des conditions identiques. Trois technologies de purification de l'air par oxydation ont été retenues : l'oxydation photocatalytique (OPC), le plasma non thermique (PNT) et l'ozonation (O_3). La première étape a consisté à tester l'installation pour s'assurer d'obtenir des résultats reproductibles. La deuxième étape a consisté à analyser simultanément les trois technologies dans différentes conditions afin d'en déterminer les capacités et d'élaborer un protocole d'évaluation du potentiel de purification de l'air des systèmes. Le protocole mis au point dans cette étude a ensuite été examiné à l'aide d'une installation à grande échelle conforme à la norme 145.2-2016 de l'ANSI/ASHRAE.

Une fois la méthode d'essai évaluée au moyen de tests de répétabilité, 18 configurations d'unités de purification de l'air par oxydation ont été testées sur la plateforme à 4 conduits. L'ensemble comportait 12 unités d'OPC commerciales différentes, une unité d'OPC pilote interne, 3 unités à plasma et 2 unités d'ozonation (respectivement de 430 et 1300 ppb d'ozone). Seize des unités ont été testées pour évaluer leur capacité à éliminer 0,1 ppm de méthyléthylcétone (MEC), et leur efficacité d'élimination en une seule passe variait de 0 à 37 %. L'ozonation et l'OPC au moyen de lampes UV sous vide génératrices d'ozone affichaient globalement une efficacité supérieure à

celle de l'OPC au moyen de lampes UVC non génératrices d'ozone ou des unités à plasma. Les sous-produits d'oxydation détectés lors des essais au MEC étaient le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone. Les systèmes à OPC avaient tendance à générer plus de sous-produits. Compte tenu de ces résultats d'essai, quatre unités faisant appel à des technologies différentes ont été sélectionnées : OPC-A (pure technologie OPC), OPC-A1 (combinaison OPC et ozonation), O3-A (ozonation) et PNT-A ou PNT-C (plasma).

Les quatre unités sélectionnées ont ensuite été testées pour évaluer leur capacité à éliminer le toluène à différentes vitesses d'écoulement de l'air. L'augmentation de la vitesse d'écoulement de l'air réduit le temps de séjour nécessaire aux réactions d'oxydation entre les contaminants de l'air et les agents oxydants générés par les systèmes de purification de l'air. Par conséquent, l'augmentation de la vitesse d'écoulement de l'air a eu pour effet de réduire l'efficacité d'élimination. Aucune tendance nette n'a toutefois été observée quant aux taux de génération de sous-produits. On a par ailleurs constaté que la performance des technologies d'OPC-A1 et d'O3-A était plus sensible aux variations de la vitesse d'écoulement de l'air.

Les unités sélectionnées ont été testées à l'égard de 6 COV : l'hexane normal, l'octane normal, le toluène, l'o-xylène, le styrène et l'isobutanol. Les résultats d'essais ont révélé que l'efficacité d'élimination et le profil de génération de sous-produits d'une unité de purification de l'air différaient sensiblement selon le COV à tester. L'efficacité d'élimination du styrène et de l'isobutanol était plus élevée pour tous les appareils étant donné que ces composés présentent des constantes de vitesse de réaction plus élevées avec le radical hydroxyle, qui est le principal agent oxydant dans les technologies d'épuration de l'air retenues. Par rapport aux autres COV, l'efficacité d'élimination du styrène et de l'isobutanol était plus sensible à l'unité de purification de l'air utilisée. En conséquence, pour déterminer quel système de purification de l'air élimine le plus efficacement les COV, le styrène et l'isobutanol pourraient s'avérer les polluants de l'air les plus pertinents à tester. Néanmoins, le styrène interférait manifestement avec la surveillance de l'ozone, de sorte qu'il a été exclu.

L'effet de la concentration de gaz à tester dans la plage de 0,05 à 2,00 ppm et du taux d'humidité relative dans la plage de 20 à 60 % a également été étudié pour l'isobutanol, le toluène et l'o-xylène. Une réduction rapide de l'efficacité d'élimination en présence de concentrations sub-ppm indique qu'il ne convient pas d'appliquer des concentrations d'essai élevées pour accélérer l'évaluation des appareils de purification de l'air. On a également observé que la performance des systèmes de purification de l'air par oxydation avait tendance à être plus sensible aux taux d'humidité relative (HR) inférieurs à 40 % ; il en découle que les faibles conditions d'humidité relative doivent être évitées comme conditions d'essai standard. Certains des systèmes d'OPC sélectionnés ont été testés quant à leur capacité à éliminer l'ozone, et les systèmes d'OPC commerciaux se sont révélés peu efficaces à cet égard.

À la lumière des résultats d'essais, un protocole de test recommandé a été mis au point en misant sur des évaluations de performance multifacette fondées sur deux niveaux de test différents (l'un applicable à la qualité de l'air intérieur, et l'autre, à un environnement industriel légèrement pollué), la génération de sous-produits et l'effet des résidus sur la qualité de l'air. Le protocole de test mis au point pour les essais à grande échelle a ensuite été appliqué à 14 unités commerciales de purification de l'air des conduits de ventilation selon les conditions d'essai recommandées : 7 unités d'OPC, 3 unités combinant OPC et média d'adsorption, 2 unités à PNT et 2 unités

d'ozonation. Les résultats d'essais indiquent que le protocole de test proposé permet de dégager diverses caractéristiques de la performance des différents systèmes, sauf dans le cas des unités à PNT, qui ont affiché une piètre performance tout au long de l'étude.

Compte tenu des importantes variations en ce qui concerne l'efficacité des systèmes de purification de l'air par oxydation et leur génération de sous-produits toxiques, le développement d'une méthode d'essai normalisée adéquate s'avère urgent. Le protocole de test élaboré dans le cadre de ce projet peut servir de point de départ à cette fin, ou encore de méthode d'essai provisoire. Les unités commerciales à plasma non thermique testées dans cette étude ont affiché une piètre performance, ce qui exige un examen plus poussé. Les résultats d'essais indiquent que l'efficacité des épurateurs de sous-produits doit également être étudiée de façon plus approfondie afin d'optimiser la conception des systèmes de purification de l'air.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES.....	xi
LISTE DES ACRONYMES, SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xv
1. INTRODUCTION	1
1.1 Exposition professionnelle aux composés organiques volatils (COV)	1
1.2 Technologies d'épuration de l'air par élimination des COV.....	2
1.3 Normes d'évaluation de la performance des systèmes de purification de l'air	4
2. ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES SYSTÈMES DE PURIFICATION DE L'AIR PAR OXYDATION	7
2.1 Systèmes de purification de l'air par oxydation photocatalytique (OPC).....	7
2.2 Systèmes de purification de l'air à plasma	17
2.2.1 Plasma non thermique.....	17
2.2.2 Systèmes à catalyseur à plasma	18
2.3 Systèmes de purification de l'air par ozonation	23
3. OBJECTIFS DE RECHERCHE	25
4. MÉTHODES EXPÉRIMENTALES	27
4.1 Bancs de test.....	27
4.1.1 Plateforme d'essai de purification de l'air à quatre conduits montés en parallèle.....	27
4.1.2 Plateforme d'essai d'appareils de purification de l'air à grande échelle	29
4.2 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'air.....	32
4.2.1 Instruments à lecture directe	32
4.2.2 Échantillonnage actif des COV et méthodes d'analyse par DTA-CPG- SM.....	33
4.2.3 Échantillonnage actif des aldéhydes et des cétones, et méthode d'analyse par CLHP.....	35
4.3 Procédures d'essai générales	35
4.4 Méthodes d'analyse des données	37
4.5 Matériaux d'essai	38

5.	RÉSULTATS DE L'ÉTUDE PARAMÉTRIQUE SUR LA PLATEFORME À QUATRE CONDUITS	45
5.1	Examen des méthodes d'essai	45
5.2	Performance de différents systèmes de purification de l'air par oxydation	46
5.2.1	Performances des OPC sous rayonnement UVC	53
5.2.2	Performance des OPC : lampes UVC vs lampes UVV.....	55
5.3	Effets de la vitesse d'écoulement de l'air.....	56
5.3.1	Durée de vie des COV.....	57
5.3.2	Effet du temps de séjour dans le réacteur – Analyse des données issues de la littérature.....	61
5.3.3	Effet de la vitesse d'écoulement de l'air – Résultats d'essais sur la plateforme à quatre conduits	63
5.4	Effet des COV à tester et des concentrations d'essai.....	68
5.5	Effet du taux d'humidité relative	80
5.6	Élimination de l'ozone par les systèmes d'OPC	86
5.6.1	Efficacité des différents systèmes d'OPC à éliminer l'ozone	87
5.6.2	Effet du nombre de couches d'OPC.....	88
5.6.3	Effet des conditions de fonctionnement des UV-OPC.....	89
6.	PROTOCOLE DE TEST À GRANDE ÉCHELLE RECOMMANDÉ ET RÉSULTATS	91
6.1	Protocole de test à grande échelle recommandé	91
6.2	Résultats des essais à grande échelle et constatations	96
7.	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	107
	BIBLIOGRAPHIE	111
	ANNEXE A : CARACTÉRISATION DES PHOTOCATALYSEURS.....	125

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1.	Exemples de conditions d'essai dynamiques et d'efficacité de l'OPC tirés de la littérature	10
Tableau 2-2.	Résumé des modèles de réacteurs et des conditions d'essai de poudres de TiO ₂ commerciales	11
Tableau 2-3.	Résumé des sous-produits de réaction d'OPC pour divers COV à tester, selon la littérature.....	16
Tableau 2-4.	Résumé des résultats d'évaluation du PNT pour l'élimination des COV (modifié à partir de Bahri et Haghighat, 2014).....	21
Tableau 2-5.	Résumé des résultats d'évaluation de la CDP pour l'élimination des COV (modifié à partir de Bahri et Haghighat, 2014).....	22
Tableau 4-1.	Résultats des premiers tests de qualification de la plateforme d'essai à grande échelle	31
Tableau 4-2.	Sélection initiale des COV à tester	40
Tableau 4-3.	Résumé des systèmes de purification de l'air par oxydation testés sur la plateforme à quatre conduits.....	42
Tableau 4-4.	Résumé des systèmes de purification de l'air par oxydation testés sur la plateforme à grande échelle.....	44
Tableau 5-1.	Génération de sous-produit des 16 systèmes de purification de l'air par oxydation testés pour l'élimination du MEC.....	51
Tableau 5-2.	Constantes de vitesse de réaction et durées de vie calculées pour des COV courants	58
Tableau 5-3.	Composés qui interfèrent avec la surveillance de l'ozone en contexte d'absorption UV (modifié d'après la norme de 2016 de l'ASTM International).....	73
Tableau A-1.	Résultats d'analyse élémentaire par SDE de certains des photocatalyseurs testés en pourcentage atomique	130

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1.	Mécanisme de réaction photocatalytique primaire (Zhong <i>et al.</i> , 2010).....	8
Figure 2-2.	Influence de l'humidité relative sur l'élimination photocatalytique du toluène sur P25	14
Figure 2-3.	Types de réacteurs catalytiques à plasma (adapté de Bahri et Haghighat, 2014)	19
Figure 2-4.	Réactions relatives aux systèmes à catalyseur <i>post</i> -plasma (CPP)	20
Figure 4-1.	Système à quatre conduits d'essai parallèles.....	28
Figure 4-2.	Plateforme d'essai à grande échelle conforme à la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE.	30
Figure 4-3.	Configurations d'UV-OPC de différents nombres de couches retenues pour les essais d'élimination de l'ozone : a) une couche d'OPC, b) deux couches d'OPC, et c) trois couches d'OPC.	43
Figure 5-1.	Évaluation des méthodes d'essai : Résultats d'essais côte à côte avec l'OPC-A.....	45
Figure 5-2.	Tests de répétabilité avec l'OPC-A.....	46
Figure 5-3.	Efficacité à éliminer le MEC des 16 systèmes de purification de l'air par oxydation testés	49
Figure 5-4.	DAP des 16 systèmes de purification de l'air par oxydation testés	49
Figure 5-5.	Efficacité à éliminer l'acétone de sept unités d'OPC différentes, équipées de lampes UVC.....	54
Figure 5-6.	Taux de génération de sous-produits de sept unités d'OPC différentes, équipées de lampes UVC	54
Figure 5-7.	Effet de la source lumineuse sur l'efficacité des OPC à éliminer l'acétone	56
Figure 5-8.	Durée de vie globale des COV courants dans l'air intérieur et dans l'air extérieur types	60
Figure 5-9.	Concentration de radical hydroxyle requise pour 0,1 s de durée de vie des COV sélectionnés	61
Figure 5-10.	Effet du temps de séjour dans le réacteur sur l'efficacité d'élimination d'UV- OPC utilisant du P-25	62
Figure 5-11.	Génération d'ozone par les systèmes de purification de l'air par oxydation testés	63
Figure 5-12.	Effet de la vitesse d'écoulement de l'air sur l'efficacité d'élimination du toluène.....	65
Figure 5-13.	Effet de la vitesse d'écoulement de l'air sur le taux de génération de sous- produits.....	67

Figure 5-14.	Efficacité d'élimination de différents COV.....	69
Figure 5-15.	Taux de génération de sous-produits de différents COV	71
Figure 5-16.	Taux de génération de sous-produits durant les tests de désorption.....	74
Figure 5-17.	Effet de la concentration d'essai sur l'efficacité d'élimination	77
Figure 5-18.	Effet de la concentration d'essai sur la génération de sous-produits : isobutanol	79
Figure 5-19.	Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination du toluène	81
Figure 5-20.	Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination de l'o-xylène	81
Figure 5-21.	Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination normalisée par rapport à l'efficacité maximale (données compilées à partir de la littérature).....	82
Figure 5-22.	Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination de l'isobutanol	83
Figure 5-23.	Effet du taux d'humidité relative sur le taux de génération de sous- produits : toluène	84
Figure 5-24.	Effet du taux d'humidité relative sur le taux de génération de sous- produits : isobutanol.....	85
Figure 5-25.	Efficacité des OPC commerciaux à éliminer l'ozone selon une configuration à deux couches.....	88
Figure 5-26.	Efficacité de l'OPC-F à éliminer l'ozone selon une configuration à deux couches	88
Figure 5-27.	Effet du nombre de couches d'OPC-A sur l'efficacité d'élimination de l'ozone	89
Figure 5-28.	Effet de la vitesse d'écoulement de l'air et du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination de l'ozone.....	90
Figure 6-1.	Efficacité des systèmes d'OPC à éliminer l'isobutanol.....	97
Figure 6-2.	Effet des épurateurs sur l'efficacité d'élimination de l'isobutanol.....	97
Figure 6-3.	Débit d'air purifié (DAP) des systèmes d'OPC : isobutanol.....	98
Figure 6-4.	Taux de génération de sous-produits des systèmes d'OPC : isobutanol	99
Figure 6-5.	Efficacité des systèmes d'OPC à éliminer le toluène.....	100
Figure 6-6.	Taux de génération de sous-produits des systèmes d'OPC : toluène.....	101
Figure 6-7.	Désorption des COV à tester par l'OPC-4+Sc2.....	101
Figure 6-8.	Taux de génération de sous-produits durant les tests de désorption de l'isobutanol	102
Figure 6-9.	Taux de génération de sous-produits durant les tests de désorption du toluène.....	103
Figure 6-10.	Performance des ozoneurs	104

Figure 6-11.	Taux de génération de sous-produits des ozoneurs : (B) isobutanol et (T) toluène	105
Figure A-1.	Images du MEB des photocatalyseurs commerciaux testés.....	127
Figure A-2.	Images du MEB (a) de l'OPC-F, (b) du substrat de charbon actif fibreux non enrobé.....	128
Figure A-3.	Cartographie élémentaire de l'OPC-C.....	129
Figure A-4.	Motifs de puissance du catalyseur TiO_2 de l'OPC-A (en haut) et de l'OPC-F (en bas) par DRX.....	131

LISTE DES ACRONYMES, SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AES :	apport énergétique spécifique
ASHRAE :	American Society of Heating, Refrigerating, and Air Conditioning Engineers
ASME :	American Society of Mechanical Engineers
ASTM :	American Society for Testing and Materials
BASE :	Building Assessment Survey and Evaluation
CAG :	charbon actif granulaire
CDP	catalyse du plasma
CIP :	catalyseur <i>in</i> -plasma
CLHP :	chromatographie liquide à haute performance
CO :	monoxyde de carbone
CO ₂ :	dioxyde de carbone
COV :	composé organique volatil
COVT :	composés organiques volatils totaux
CP :	catalyseur à plasma
CPG :	chromatographie en phase gazeuse
CPP :	catalyseur <i>post</i> -plasma
DAP :	débit d'air purifié
DIF :	détection par ionisation de flamme
DNPH :	2,4-dinitrophénylhydrazine
DRX :	méthode de diffraction des rayons X
DTA :	désorbeur thermique automatique
EE :	efficacité énergétique
EPA :	Environmental Protection Agency (États-Unis)
He :	hélium
HR :	humidité relative
IRSST :	Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail
ISO :	Organisation internationale de normalisation (International Organization for Standardization)
KI :	iodure de potassium
MEB :	microscope électronique à balayage
MEC :	méthyléthylcétone
NIOSH :	National Institute for Occupational Safety and Health
NO _x :	oxydes d'azote
NQAI :	norme de qualité de l'air intérieur de l'ASHRAE (norme 62.1)
NRA :	norme de renouvellement de l'air de l'ASHRAE (norme 62.1)
O ₃ :	ozone

OMS :	Organisation mondiale de la Santé
OPC :	oxydation photocatalytique
PNT :	plasma non thermique
ppb :	parties par milliard
ppbv :	parties par milliard par volume
ppm :	parties par million
ppmv :	parties par million par volume
PTFE :	polytétrafluoroéthylène
QAI :	qualité de l'air intérieur
SAD :	système d'acquisition de données
SBS	syndrome des bâtiments malsains (Sick Building Syndrome)
SDE	spectroscopie à dispersion d'énergie
SITF :	spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
SM :	spectrométrie de masse
SMIC :	spectrométrie de masse à ionisation chimique
SM-RTP :	spectrométrie de masse à réaction de transfert de protons
TiO ₂ :	dioxyde de titane
UV :	rayonnement ultraviolet
UVA :	rayonnement ultraviolet A
UVC :	rayonnement ultraviolet C
UV-OPC	oxydation photocatalytique à l'ultraviolet
UVV :	rayonnement ultraviolet sous vide

1. INTRODUCTION

1.1 Exposition professionnelle aux composés organiques volatils (COV)

Une priorité en matière de santé et sécurité au travail consiste à limiter l'exposition des travailleurs aux substances chimiques libérées par divers procédés de fabrication, déversements accidentels et fuites. Les fermes, les hôpitaux, les laboratoires industriels et les installations de fabrication sont particulièrement susceptibles d'occasionner cette forme d'exposition, car ils utilisent un large éventail de produits chimiques toxiques. Nombre de ces produits chimiques toxiques – solvants, réactifs, additifs, plastifiants, adhésifs, désinfectants et autres – peuvent être considérés comme des composés organiques volatils (COV). Les COV sont des contaminants de l'air ubiquistes et très variés qui englobent divers groupes chimiques : alcanes, hydrocarbures chlorés, alcools, aldéhydes, cétones, esters, terpènes, éthers, hydrocarbures aromatiques et hydrocarbures hétérocycliques. Du fait de leur grande volatilité, les COV peuvent facilement se vaporiser dans des conditions ambiantes, et l'inhalation constitue une importante voie d'exposition. Les effets nocifs des COV sur la santé peuvent prendre la forme d'irritations des voies respiratoires supérieures, des yeux et de la peau, d'une infection des sinus, d'une réaction allergique, d'asthme, de maux de tête, de fatigue, d'un manque de concentration, de nausées, d'étourdissements et de cancer (Maroni, Selfert et Lindvall, 1995).

Un document de l'Institut de recherche Robert-Sauvé en santé et en sécurité du travail (IRSST) présentant les résultats d'analyses chimiques réalisées à l'IRSST entre 2001 et 2008 fournit une liste des produits chimiques à concentrations élevées dans différentes industries du Québec (Ostiguy, Morin, Bensimon et Baril, 2011). Figurent dans cette liste des COV tels que le toluène, le styrène, la méthyléthylcétone (MEC), le méthanol et l'hexane normal. À titre d'exemple, les niveaux de MEC étaient potentiellement plus élevés que la limite de concentration moyenne pondérée sur 8 heures dans 79 % des cas dans l'industrie des carreaux, des dalles et du linoléum, et dans 37 % des cas dans l'industrie du parquet en bois franc. L'industrie des savons et détersifs présentait quant à elle des concentrations potentiellement élevées de méthanol dans 80 % des cas.

L'exposition aux COV n'est pas restreinte aux installations de fabrication ou industrielles. Les COV utilisés dans la fabrication de divers articles peuvent s'échapper sous forme gazeuse des produits finis, et présenter des concentrations élevées même dans des environnements non industriels tels que bureaux, écoles, commerces de détail ou autres. Les concentrations intérieures de COV sont globalement plus élevées que dans l'air extérieur ambiant (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers [ASHRAE], 2017). Une étude sur le terrain des niveaux de COV dans l'air intérieur et dans l'air extérieur d'immeubles de bureaux de Montréal a révélé que les niveaux totaux de COV (COVT) sont de 2 à 4 fois plus élevés à l'intérieur qu'à l'extérieur (Lee *et al.*, 2009). La Building Assessment Survey and Evaluation (BASE) de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, une étude portant sur les profils de pollution de l'air intérieur et extérieur de 100 immeubles de bureaux publics et privés pris au hasard à travers les États-Unis, a révélé que tous les COV détectables présentaient un rapport de concentration intérieure/extérieure médian supérieur à 1, ce qui suppose que tous les COV détectables avaient une source intérieure. L'étude BASE a répertorié 25 COV dont la fréquence de détection était de 100 % dans l'air intérieur. Parmi eux, les COV à forte

concentration étaient l'éthanol, l'alcool isopropylique, l'acétone, le toluène, le formaldéhyde, le d-limonène et les xylènes (EPA, 2018a).

Plus de 300 COV ont été identifiés dans l'air intérieur (ASHRAE, 2017). Même si les concentrations de COV sont relativement faibles dans les environnements autres qu'industriels, la forte probabilité que la présence de nombreux COV dans l'air intérieur soit la cause de divers symptômes résulte d'effets à la fois additifs et synergiques (Godish, 2001). Les COV comptent parmi les facteurs étiologiques connus du syndrome des bâtiments malsains (SBS) (EPA, 2013). L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) estimait, en 1986, que 30 % des bâtiments nouvellement construits ou rénovés présentaient des caractéristiques reliées au SBS, et que 10 à 30 % de leurs occupants étaient atteints de ce syndrome (World Health Organization [WHO], 1986). Depuis lors, de nombreux cas de SBS ont été signalés (Ghaffarianhoseini *et al.*, 2018). Compte tenu du fait que 80 % des travailleurs du Québec œuvrent dans le secteur des services (Government of Canada, 2018) – dans des bâtiments institutionnels et commerciaux –, la réduction de l'exposition aux COV dans de tels environnements constitue un enjeu de santé important pour les travailleurs.

La ventilation est la solution technique généralement adoptée pour contrôler les concentrations de produits chimiques dans l'air. La quantité d'air extérieur introduit dans le bâtiment peut avoir un effet direct sur le coût d'exploitation énergétique des bâtiments. Le chauffage, le refroidissement, l'humidification et la déshumidification entraînent des coûts variables selon les emplacements et les saisons. Il en résulte une recherche d'équilibre entre la santé des occupants et les coûts de ventilation.

La stratégie fondée sur la dilution des contaminants intérieurs avec de l'air extérieur suppose que l'air extérieur est propre, ce qui n'est pas le cas dans nombre de grandes villes ou à proximité de complexes industriels. La plupart des systèmes de ventilation intègrent un dispositif de filtration particulaire visant à protéger les occupants et à prévenir l'encrassement du matériel de chauffage ou de refroidissement ; mais cela ne contribue nullement à éliminer les contaminants gazeux comme les COV. Avec les changements climatiques, on s'attend à voir augmenter les niveaux de polluants de l'air ambiant, tels que l'ozone, les COV et les matières particulaires, et à ce que les épisodes de pollution atmosphérique aiguë deviennent plus fréquents (Adam-Poupart *et al.*, 2013). Comme la durée de vie moyenne du matériel de distribution de l'air est de plus de 24 ans (ASHRAE, 2015a), un système de ventilation conçu aujourd'hui devrait pouvoir faire face aux changements à venir au cours du prochain quart de siècle en matière de climat et de pollution atmosphérique. La nécessité d'une bonne qualité d'air intérieur (QAI), le coût élevé de l'énergie, la mauvaise qualité de l'air extérieur et le risque de rejet chimique ont accru le besoin et l'intérêt de systèmes d'épuration de l'air à même de filtrer les contaminants gazeux de l'air.

1.2 Technologies d'épuration de l'air par élimination des COV

Le marché de l'épuration de l'air est en pleine croissance. Avant la récession de 2008, la croissance annuelle du marché de la lutte contre la pollution de l'air était de 9 % au Canada, soit 2 % de plus que le taux de croissance moyen à l'échelle mondiale (United States International Trade Commission [USITC], 2005). La récession ayant entraîné un ralentissement de l'industrie de la construction, la croissance de ce marché en Amérique du Nord s'est vue chuter à un creux historique de 3,7 % en 2009, mais a repris un rythme normal dès 2010 (Global Industry Analysts,

2011), et on prévoyait en 2018 que la valeur du marché mondial atteindrait 20,7 milliards \$US en 2020 (Markets and Markets, 2018).

Divers procédés d'adsorption ont traditionnellement été utilisés dans les systèmes de filtration des gaz et des vapeurs – granules de charbon actif ou d'alumine activée de permanganate de potassium sur plateaux ou lits profonds, filtres à particules intégrant de très minces lits de granules de charbon actif ou d'alumine, et tissu de charbon actif (Bastani, Lee, Haghighat, Flaherty et Lakdawala, 2010; Haghighat *et al.*, 2008). Ces technologies à adsorption sont depuis longtemps utilisées dans un large éventail d'applications, de sorte que leur performance et leur efficacité dans diverses conditions sont bien connues et documentées. Les normes actuelles concernant l'évaluation des dispositifs de filtration moléculaire se limitent à ceux qui reposent sur les technologies à adsorption (ASHRAE 2015a, 2016a).

Des procédés plus récents – rayonnement ultraviolet (UV), UV avec catalyseur, plasma, plasma avec catalyseur, ozonation – reposent globalement sur des technologies oxydatives (Zhong et Haghighat, 2011; Zhang *et al.*, 2011). Tandis que les technologies à adsorption transfèrent les polluants de l'air à des adsorbants, lesquels doivent régulièrement être remplacés ou régénérés, les technologies oxydatives permettent de décomposer les polluants, de sorte qu'elles nécessitent moins d'entretien. Une fois l'oxydation complète, les COV hydrocarbonés peuvent être convertis en dioxyde de carbone et en eau. Les technologies oxydatives peuvent toutefois, en cas d'oxydation incomplète, produire des intermédiaires comme le monoxyde de carbone, le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acide acétique, ainsi que des polluants tels que l'ozone et les oxydes d'azote, et ce, de par la conception même des appareils (Bahari et Haghighat, 2014; Zhong, Haghighat, Lee et Lakdawala, 2013). Au Québec, le *Règlement sur la santé et la sécurité du travail* (RSST, c. S-2.1, r. 13) interdit la recirculation de l'air contenant des substances toxiques comme le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'ozone. Étant donné qu'ils sont susceptibles de générer ces sous-produits hautement toxiques, l'utilisation d'appareils de purification de l'air par oxydation doit faire l'objet d'une surveillance étroite afin de prévenir toute exposition inattendue.

Par rapport aux systèmes à adsorption, les systèmes de purification de l'air par oxydation sont généralement plus faciles à entretenir, et leur résistance à l'écoulement est plus faible. Il en résulte des économies du fait de la taille réduite des ventilateurs intégrés et des coûts réduits en énergie. Ces atouts font que les appareils de purification de l'air par oxydation pénètrent rapidement le marché, et que l'on compte actuellement plusieurs fabricants et fournisseurs au Québec. Un fabricant québécois estime à 20 % le taux de croissance annuel moyen des ventes de systèmes de purification de l'air par ozonation au Québec, principalement destinés à des immeubles de bureaux, des écoles et des installations industrielles où les odeurs doivent être contrôlées¹. Avec l'arrivée sur le marché d'un nombre croissant d'appareils de purification de l'air faisant appel aux technologies oxydatives, il s'avère essentiel de développer une méthode d'évaluation permettant de comparer leur efficacité et leurs performances globales.

¹ Salama, A., Communication personnelle, 5 juillet 2013

1.3 Normes d'évaluation de la performance des systèmes de purification de l'air

La norme 62.1-2016 de l'American Society of Heating, Refrigerating, and Air Conditioning Engineers (ASHRAE, 2016c) définit les exigences relatives à la conception des systèmes de ventilation selon trois approches : la norme de renouvellement de l'air (NRA), la norme de la qualité de l'air intérieur (NQAI) et la norme de ventilation naturelle (NVN). Les systèmes de ventilation mécaniques doivent être conçus conformément à la NRA ou à la NQAI. La NRA correspond à une approche normative de la ventilation et définit les exigences minimales en matière de renouvellement de l'air extérieur pour différents types d'espace. Selon cette approche, le taux de renouvellement de l'air extérieur d'un espace donné est généralement déterminé en additionnant simplement la demande relative aux occupants et la demande relative au bâtiment à partir des données tabulées. La NQAI correspond à une approche à la ventilation axée sur la performance qui nécessite de calculer la charge explicite de contaminants et de procéder à une analyse technique pour respecter les limites relatives aux contaminants établies par les autorités compétentes. Bien que la NRA ne tienne compte que de la ventilation par dilution en ce qui concerne le contrôle de la qualité de l'air intérieur, la NQAI permet l'application de toutes les méthodes de contrôle des contaminants : contrôle à la source, ventilation par dilution et purification de l'air. L'utilisation de systèmes de purification de l'air adéquats peut réduire le taux de renouvellement de l'air extérieur requis (Diekmann, McKenney et Brodrick, 2009). Malgré un grand potentiel d'amélioration de la qualité de l'air intérieur et d'économies en énergie (Johnson, 2005), la NQAI n'a pas été largement appliquée. Cela peut en partie s'expliquer par l'absence de normes appropriées pour évaluer l'efficacité des systèmes de purification de l'air – surtout en ce qui a trait aux contaminants gazeux –, mais aussi par l'absence de réglementation en matière de QAI et par les prises de décision nettement plus éclairées requises des ingénieurs qui appliquent la NQAI (Mendell et Apte, 2011; Stanke, 2012).

On discute depuis longtemps de la nécessité de développer une méthode d'évaluation normalisée des systèmes de filtration moléculaire. L'ASHRAE a élaboré deux normes d'essai en laboratoire :

- la norme 145.1-2015 de l'ANSI/ASHRAE – *Laboratory Test Method for Assessing the Performance of Gas-Phase Air Cleaning Systems: Loose Granular Media* (ASHRAE, 2015b) ;
- la norme 145.2-2016 de l'ANSI/ASHRAE – *Laboratory Test Method for Assessing the Performance of Gas-Phase Air Cleaning Systems: Air Cleaning Devices* (ASHRAE, 2016b).

Cependant, ces normes stipulent clairement que leur application est restreinte aux systèmes de purification de l'air traditionnels qui utilisent des sorbants.

L'ISO a aussi élaboré des méthodes d'essai normalisées : la norme ISO 10121, intitulée *Méthodes d'essai pour l'évaluation de la performance des médias et des dispositifs de filtration moléculaire pour la ventilation générale*, se subdivise en deux parties :

- Partie 1 : *Médias de filtration moléculaire* (GPACM) (ISO 10121-1:2014)
- Partie 2 : *Dispositifs de filtration moléculaire* (GPACD) (ISO 10121-2:2013)

L'application de la norme ISO 10121-2:2013 ne se limite pas aux technologies à adsorption ; néanmoins, la conception des méthodes d'essai normalisées y repose essentiellement sur ces dernières. La norme 145.2 de l'ASHRAE et la norme ISO 10121-2 sont toutes deux conçues pour l'évaluation de systèmes de purification de l'air des conduits de ventilation à grande échelle.

En ce qui concerne l'évaluation des photocatalyseurs, l'ISO a mis au point la norme ISO 22197 : *Céramiques techniques – Méthodes d'essai relatives à la performance des matériaux photocatalytiques semi-conducteurs pour la purification de l'air*, divisée en cinq parties selon le gaz ou la vapeur à tester² : *Partie 1 : Élimination de l'oxyde nitrique ; Partie 2 : Élimination de l'acétaldéhyde ; Partie 3 : Élimination du toluène ; Partie 4 : Élimination du formaldéhyde ; Partie 5 : Élimination du mercaptan méthylique*. Cette norme est conçue pour évaluer les performances de différents photocatalyseurs dans des conditions de réaction identiques. Un petit échantillon de photocatalyseur (100 mm × 50 mm) est testé dans un photoréacteur donné sous rayonnement ultraviolet A (UVA) seulement. La norme ISO 22197 est restreinte aux essais à petite échelle sur banc expérimental, et elle ne permet pas d'évaluer les différents types de réacteurs utilisés dans les systèmes de purification de l'air par oxydation photocatalytique à l'ultraviolet (UV-OPC).

En ce qui concerne l'évaluation des systèmes d'oxydation photocatalytique (OPC) pour le traitement de l'air, la norme française XP B44-013 a été mise au point : *Photocatalyse – Méthode d'essais et d'analyses pour la mesure d'efficacité de systèmes photocatalytiques pour l'élimination des composés organiques volatils/odeurs dans l'air intérieur en recirculation – Test en enceinte confinée* (Association française de normalisation [AFNOR], 2009) ; elle portait toutefois spécifiquement sur des méthodes d'essai en chambre statique visant à contrôler la désintégration d'un mélange initial de gaz à tester composé d'acétone, d'acétaldéhyde, d'heptane et de toluène. Cette norme était adaptée à l'évaluation d'appareils de purification de l'air ambiant autonomes. Elle exigeait en outre que soient mesurés les sous-produits de réaction.

Cette norme a été mise à jour pour devenir la norme européenne EN 16846-1:2017 : *Photocatalyse – Mesure de l'efficacité des dispositifs photocatalytiques servant à l'élimination, en mode actif, des COV et des odeurs dans l'air intérieur – Partie 1 : Méthode d'essai en enceinte confinée* (AFNOR, 2017). Cependant, elle repose encore sur la méthode d'essai par

² ISO (2007) ISO 22197-1: 2007, *Céramiques techniques – Méthodes d'essai relatives à la performance des matériaux photocatalytiques semi-conducteurs pour la purification de l'air – Partie 1 : Élimination de l'oxyde nitrique*. Genève : Organisation internationale de normalisation.
ISO (2011) ISO 22197-2:2011, *Céramiques techniques – Méthodes d'essai relatives à la performance des matériaux photocatalytiques semi-conducteurs pour la purification de l'air – Partie 2 : Élimination de l'acétaldéhyde*. Genève : Organisation internationale de normalisation. Genève : Organisation internationale de normalisation.
ISO (2011) ISO 22197-3:2011, *Céramiques techniques – Méthodes d'essai relatives à la performance des matériaux photocatalytiques semi-conducteurs pour la purification de l'air – Partie 3 : Élimination du toluène*. Genève : Organisation internationale de normalisation.
ISO (2013) ISO 22197-4:2013, *Céramiques techniques – Méthodes d'essai relatives à la performance des matériaux photocatalytiques semi-conducteurs pour la purification de l'air – Partie 4 : Élimination du formaldéhyde*. Genève : Organisation internationale de normalisation.
ISO (2013) ISO 22197-5:2013, *Céramiques techniques – Méthodes d'essai relatives à la performance des matériaux photocatalytiques semi-conducteurs pour la purification de l'air – Partie 5 : Élimination du mercaptan méthylique*. Genève : Organisation internationale de normalisation.

désintégration en espace clos. Le formaldéhyde a été ajouté au mélange de gaz à tester. Les concentrations de chaque composé sont de 50 ± 25 % ppbv pour la mesure des sous-produits de réaction, et de 1000 ± 10 % ppbv pour la mesure de l'activité photocatalytique et le contrôle de la minéralisation des COV en CO₂.

Alors que les performances des technologies à adsorption traditionnelles ont bien été étudiées et documentées, celles des nouvelles technologies oxydatives n'ont pas été suffisamment étudiées. Le manque de compréhension approfondie quant aux performances des nouvelles technologies entrave le développement de procédures d'évaluation appropriées. À l'heure actuelle, il n'existe pas de normes d'essai susceptibles d'être appliquées aux systèmes de purification de l'air des conduits de ventilation utilisant des technologies oxydatives. En conséquence, les ingénieurs concepteurs ne disposent que de données d'essais effectués par les fabricants. Comme chaque fabricant établit son propre protocole de test, il est impossible de comparer les performances des dispositifs de purification de l'air provenant de fabricants différents. Par ailleurs, certaines données essentielles, notamment en ce qui concerne la génération de sous-produits, ne font l'objet d'aucun rapport. Le manque de normes et de preuves pertinentes concernant leur performance réelle limite grandement l'utilisation appropriée des systèmes de purification de l'air par oxydation.

2. ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR LES SYSTÈMES DE PURIFICATION DE L'AIR PAR OXYDATION

Les technologies de purification de l'air par oxydation qui peuvent être utilisées pour réduire les émissions de COV comprennent l'oxydation catalytique, l'oxydation thermique, l'oxydation photocatalytique, le plasma thermique, le plasma non thermique (ou froid), la catalyse du plasma et l'ozonation. Certaines de ces technologies exigent toutefois une température ou une concentration élevée pour être efficaces et économiques. Les technologies oxydatives qui peuvent être utilisées conjointement à la ventilation dans des conditions ambiantes sont l'oxydation photocatalytique, le plasma non thermique, la catalyse du plasma non thermique et l'ozonation. Ces technologies de purification de l'air par oxydation présentent généralement moins de résistance à l'écoulement (c.-à-d. chute de pression plus faible) que les technologies à adsorption conventionnelles, ce qui en facilite la mise en application – en particulier dans les systèmes de ventilation existants – tout en offrant une plus grande efficacité énergétique.

2.1 Systèmes de purification de l'air par oxydation photocatalytique (OPC)

Parmi les nouvelles technologies de filtration moléculaire, l'oxydation photocatalytique est présentée comme une technologie prometteuse pouvant convertir les contaminants gazeux toxiques en produits inoffensifs – comme le dioxyde de carbone et l'eau – et inactiver les agents microbiens (Ginestet, Pugnet, Rowley, Bull et Yeomans, 2005; Hager et Bauer, 1999; Jacoby *et al.*, 1996; Kim et Hong, 2002; Lin et Li, 2003; Zhong et Haghighat, 2015). Depuis sa découverte par Fujishima et Honda dans le cadre de leurs expériences de clivage d'eau sur des électrodes en dioxyde de titane (TiO_2) dans les années 1960, l'OPC a surtout été utilisée pour le traitement des eaux (Fujishima, Rao et Tryk, 2000). Grâce au développement de catalyseurs immobilisés en TiO_2 , les applications de l'OPC pourraient s'étendre à la purification de l'air (Anderson et Bard, 1995). Les techniques de purification de l'air par OPC peuvent être utilisées à température et pression ambiantes, de sorte qu'elles sont applicables aux bâtiments en général.

L'OPC utilise des matériaux semi-conducteurs comme le dioxyde de titane, où la transition d'électrons de la bande de valence à la bande de conduction résulte de l'absorption de lumière généralement dans la gamme des rayons ultraviolets (UV) (Zhong et Haghighat, 2011). La génération subséquente de phototrous et leurs interactions avec l'eau entraînent la formation de radicaux hydroxyles, comme le montre la figure 2-1. Ces derniers agissent comme de puissants agents oxydants et peuvent être utilisés dans la minéralisation de molécules organiques à la surface du catalyseur. On a par ailleurs fait état de l'utilisation de dispositifs d'OPC munis de lampes noires produisant des UVA à un taux d'inactivation accru pour éliminer et détruire des micro-organismes (Lin et Li, 2003).

Au cours des trois dernières décennies, de nombreuses études ont été menées dans le but de développer de meilleurs photocatalyseurs et des modèles de réacteurs plus efficaces. Ces études ont démontré l'efficacité d'élimination élevée de l'OPC (Huang *et al.*, 2016; Jeong, Sekiguchi, Lee et Sakamoto, 2005; Verbruggen, 2015). Cependant, ces résultats ont généralement été obtenus dans des conditions d'oxydation idéales (c.-à-d. temps de séjour prolongé sous rayonnement UV extrêmement élevé) ou à l'aide de petites plateformes d'essai sur banc expérimental, toutes de conception différente. En outre, de nombreuses études reposaient sur des méthodes d'essai

statiques dont les résultats sont difficilement traduisibles en performance dynamique dans des systèmes de conduits pouvant être utilisés conjointement à la ventilation. Des tests antérieurs effectués sur bancs d'essai dynamiques pour mesurer l'efficacité d'élimination des COV en une seule passe présentaient d'importantes variations quant aux conditions d'essai, ce qui rend difficile toute comparaison directe de résultats d'une étude à l'autre. Le tableau 2-1 présente les résultats d'essais dynamiques (c.-à-d. efficacité d'élimination en une seule passe) et les conditions d'essai de certaines études d'OPC, et les variations mentionnées ci-dessus y sont évidentes. Même les études utilisant des photocatalyseurs commerciaux sans modification du banc de test dynamique ont opté pour des conditions d'essai très différentes, empêchant du coup toute comparaison directe des résultats (tableau 2-2). La majorité des études ont utilisé de petits réacteurs sur banc expérimental, et présentent d'importantes différences quant au temps de séjour. Le temps de séjour de la plupart des études d'OPC est exagérément long compte tenu du temps de séjour nominal de 0,1 seconde en usage dans les technologies à adsorption.

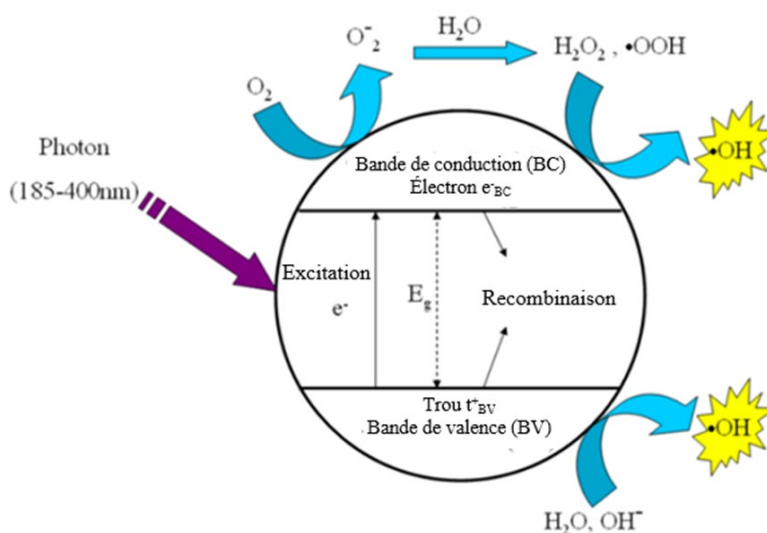


Figure 2-1. Mécanisme de réaction photocatalytique primaire (Zhong et al., 2010)

La performance de l'OPC en ce qui concerne la purification de l'air dépend du type et de l'intensité de la source lumineuse, des propriétés du photocatalyseur, des propriétés du réacteur d'oxydation photocatalytique, des composés à tester et de leur concentration, ainsi que des caractéristiques du flux d'air – température, taux d'humidité relative, vitesse d'écoulement de l'air, mélange d'air, etc. (Haghighat, Haghighat et Lee, 2017). Étant donné l'importante variance de ces paramètres, l'efficacité d'élimination en une seule passe rapportée dans les études antérieures va de 0 à 100 %.

En tant que composante essentielle du processus, la lumière UV (tant sa longueur d'onde que son intensité) influe grandement sur la vitesse de réaction d'OPC. Les lampes germicides (UVC, 254 nm) et les lampes fluorescentes à lumière noire (300-400 nm) sont les sources de lumière les plus utilisées dans les études d'OPC. Certaines études ont aussi utilisé des diodes émettant de la lumière UV (d'une longueur d'onde centrée généralement de 365 nm) en raison de leur

longue durée de vie et de leur efficacité élevée (Sharmin et Ray, 2012; Tokode, Prabhu, Lawton et Robertson, 2015). À distribution égale d'énergie photon (c.-à-d. longueur d'onde de la lumière), une augmentation de l'intensité lumineuse a pour effet de générer un plus grand nombre de photons, et donc de paires e^-t^+ . Il est toutefois fréquent de recourir à une intensité d'UV élevée pour accroître l'efficacité de l'OPC, bien qu'un excès de puissance UV risque d'augmenter la température de l'air, rendant du coup un système d'OPC peu économique ou peu adapté pour usage général dans les bâtiments. Stokke, Mazyck, Wu et Sheahanb (2006) ont proposé un système d'OPC pilote pour contrôler les émissions, et ils l'ont testé à deux intensités d'UV différentes. L'air ambiant introduit dans le système était à 22-24 °C, et la température de l'air sortant était de 59,6 °C à 6,5 mW/cm² et de 69,8 °C à 11,5 mW/cm². Il convient toutefois de mentionner que si une augmentation de l'intensité lumineuse accroît l'efficacité d'élimination des polluants, une intensité lumineuse excessive réduit le rendement quantique et fait inutilement grimper les coûts en énergie. À cet égard, Tang et Yang (2012) ont proposé une nouvelle approche pour déterminer l'intensité lumineuse maximale requise en fonction du type de molécule des COV, de la vitesse de réaction moyenne, du coefficient d'absorption optique du photocatalyseur et de la longueur d'onde de la lumière. Des recherches sur l'OPC du formaldéhyde, du benzène et du toluène à faibles concentrations sur P25 (< 600 ppb) ont révélé que le taux d'élimination suit la gradation des UV sous vide générateurs d'ozone (UVV) > UVC > UVA (Jeong *et al.*, 2005; Kibanova, Sleiman, Cervini-Silva et Destailats, 2012), vraisemblablement en raison des photons de faible énergie dans le cas des UVA et de l'implication positive de l'ozone dans les réactions d'OPC dans le cas des lampes UVV génératrices d'ozone.

Tableau 2-1. Exemples de conditions d'essai dynamiques et d'efficacité de l'OPC tirés de la littérature

Référence	Volume du réacteur [litres]	Type d'UV	Intensité d'UV [mW/cm ²]	Temps de séjour [secondes]	COV à tester	Concentration à tester [ppm]	Efficacité d'élimination en une seule passe [%]
Ao <i>et al.</i> (2003)	57	UVA	0,6	228	Benzène Toluène Éthylbenzène o-xylène	0,035	37,4 62,8 72,1 75,2
Zhang <i>et al.</i> (2003)	1,44	UVC	5,8	86,4 28,8 17,3	Toluène	4,7-5,2	87 83 70
Einaga <i>et al.</i> (2004)	0,042	UVA	-	25	Benzène	125 250	80 15
Jeong <i>et al.</i> (2004)	0,55	UVA UVC UVV	- - -	33	Toluène	0,6	83 84 99
Stokke <i>et al.</i> (2006)	448	UVC	6,5 11,5	4,3	Méthanol	50	27,5 66
Yang <i>et al.</i> (2007)	105,6	UVC	2,8	1,47 0,47	Formaldéhyde	0,26-0,29	20 < 5
Hodgson <i>et al.</i> (2007)	-	UVC	6,5	0,03	Mélange de : Éthanol Acétone Toluène m-Xylène Hexanal	0,016 0,014 0,009 0,003 0,001	69 51 16 23 31
Sleiman <i>et al.</i> (2009)	0,085	UVC	4,3	48	Toluène	0,12	95
Korologos <i>et al.</i> (2011)	0,0395	UVC	-	30	Benzène Éthylbenzène Toluène m-Xylène	3,3 9,5 9,5 15	30 85 35 40
Destailats <i>et al.</i> (2012)	49	UVA	6,1	0,159	Mélange de Benzène Toluène Formaldéhyde o-Xylène Acétaldéhyde	0,001 0,003 0,024 0,005 0,018	14 38 13 81 25
Zhong <i>et al.</i> (2013)	-	UVC	2,7-3,6	0,019	Éthanol Hexane Octane Acétone MEC Toluène p-Xylène	0,5	34 14 15 25 28 20 22

Tableau 2-2. Résumé des modèles de réacteurs et des conditions d'essai de poudres de TiO₂ commerciales

Photocatalyseur	Type de réacteur et volume [litres]	Polluant	Concentration [ppmv]	HR [%]	Temps de séjour	Longueur d'onde primaire et intensité de la lumière [W/m ²]	Référence
P25	Photoréacteur à plaques de verre	Toluène	0,09-0,8	3-70	0,2 s	254 nm; 43	Mo <i>et al.</i> , 2013
P25	Réacteur à écoulement tubulaire	Toluène	0,01-0,5	0-66	0,1-2 s	254 nm; 30	Quici <i>et al.</i> , 2010
P25	Photoréacteur à plaques en acier inoxydable	Toluène	0,450-8	47-50	0,2 s	254 nm; 4,3-9,5	Mo <i>et al.</i> , 2009
P25	Réacteur cylindrique à écoulement continu avec anneaux de Raschig enrobés	Toluène	0,17	10-66	0,9 s	365 et 254+185 nm; 7,7-28	Kibanova <i>et al.</i> , 2009
P25	-	Benzène	80-260	0-65	25 s	365 nm; -	Einaga <i>et al.</i> , 2004
P25	Réacteur cylindrique à écoulement continu avec anneaux de Raschig enrobés	Benzène	0,1-0,5	0-66	0,05-0,50 s	365, 254 et 254+185 nm; 7,7-44,5	Kibanova <i>et al.</i> , 2012
P25	Photoréacteur annulaire	Acétone	504,2	10	12,6-25,2 s	365 nm; 0-40	Vincent <i>et al.</i> , 2008
P25	-	Acétylène	100	0 (zéro)	2 s	365 nm; 80-100	Thevenet <i>et al.</i> , 2014
P25	Photoréacteur annulaire; 0,0664	Alcool propylique normal	100-300	0-30	11,8-25,2 s	365 nm; 0,78-39,4	Vincent <i>et al.</i> , 2009
P25	Photoréacteur annulaire	Benzène, éthyl-benzène, xylène	0,004-0,034	10-100	5 s	352 nm; 38	Jo et Park, 2004
P25	Photoréacteur à écoulement piston; 0,405	TCE, octane, acétone, méthanol, MEC, propanol	400-600	23	2,025 min	365 et 254 nm; -	Alberici et Jardim, 1997

Photocatalyseur	Type de réacteur et volume [litres]	Polluant	Concentration [ppmv]	HR [%]	Temps de séjour	Longueur d'onde primaire et intensité de la lumière [W/m ²]	Référence
P25	Photoréacteur annulaire; 0,02	BTE, xylènes	0-34	0	50-210 s	254,7 + 184,9 nm; -	Boulamanti <i>et al.</i> , 2008
P25	-	BTE, xylènes	0,02	10-82	0,6-3,7 min	365 nm; 7,5	Ao et Lee, 2004
P25	Réacteur cylindrique à écoulement continu avec anneaux de Raschig enrobés; 0,55	Toluène, benzène	0,6-10	0-90	8,3-33 s	365, 254 et 254+185 nm; -	Jeong <i>et al.</i> , 2005
P25	Réacteur à flux tubulaire	Benzène, éthyl-benzène, xylènes	0,021-0,093	18-78	0,7-5,1 s	352 nm; 22-58	Jo <i>et al.</i> , 2002
P25	Photoréacteur annulaire; 0,02	Pentane, i-pentane, hexane, i-hexane, heptane	0-100	0-90	50-85 s	254,7 + 184,9 nm;	Boulamanti et Philippopoulos 2009
PC500	Réacteur annulaire à écoulement continu en acier inoxydable; 0,085	Toluène	0,02-0,4	0-70	0,8-4 min	43	Sleiman <i>et al.</i> , 2009
PC500	Réacteur annulaire à circulation continue en acier inoxydable; 0,05	Alcool iso-propylique	0,100-0,7	0-60	6-30 s	32	Vildoza <i>et al.</i> , 2010
PC500	Réacteur à écoulement continu; 0,085	Alcool iso-propylique	0,05-0,7	0-80	17-102 s	43	Cazoir <i>et al.</i> , 2012
PC500	Photoréacteur tubulaire à écoulement continu en acier inoxydable; 0,05	Alcool iso-propylique, toluène	0,08-0,4	0-60	10 s	32	Vildoza <i>et al.</i> , 2011
PC500	Photoréacteur annulaire; 0,22	PCE	600-2200	3-40	> 44 s	280-400 nm; 18,9-38,4	Monteiro, Silva <i>et al.</i> , 2015

Photocatalyseur	Type de réacteur et volume [litres]	Polluant	Concentration [ppmv]	HR [%]	Temps de séjour	Longueur d'onde primaire et intensité de la lumière [W/m ²]	Référence
P25, PC500	Photoréacteur annulaire; 0,22	n-décane, PCE	75-2738	3-40	44-130 s	18,9-38,4	Monteiro, Miranda <i>et al.</i> , 2015
UV100, P25	Réacteur annulaire à tubes coaxiaux en Pyrex	MEC	1500	50	7,6-19 s	380 nm; 33	Alonso-Tellez <i>et al.</i> , 2012
• NR : non rapporté; Conc. : concentration; Séj. : temps de séjour • BTE : benzène, toluène, éthylbenzène; HR : humidité relative • Dans tous les cas, sauf indication contraire, les expériences ont été menées à température ambiante.							

La plupart des études ont évalué la capacité d'un système d'OPC à éliminer un seul COV. Différents composés ont toutefois globalement été utilisés, et les concentrations testées variaient de plusieurs ordres de grandeur, allant de faibles valeurs de ppb à plusieurs centaines de ppm. Des concentrations sub-ppm ou chiffrables en parties par milliard (ppb) sont couramment caractéristiques des COV présents dans l'air intérieur. Une extrapolation des données d'oxydation recueillies à des concentrations beaucoup plus élevées que celles du contexte ciblé pourrait ne pas être tout à fait adaptée aux applications axées sur la purification de l'air intérieur. En conséquence, il convient d'étudier la performance catalytique des catalyseurs à faible niveau de polluants. Il n'y a cependant que peu d'études sur la photodégradation des COV polluants aux niveaux caractéristiques des espaces intérieurs.

Le taux d'humidité relative est un des paramètres fonctionnels les plus déterminants dans l'oxydation photocatalytique en phase gazeuse (Haghighat *et al.*, 2017). D'autres paramètres fonctionnels, tels que la concentration initiale du composé à tester, le temps de séjour et le type de photocatalyseur, peuvent eux-mêmes affecter de manière significative l'impact final de l'humidité sur la performance des purificateurs d'air photocatalytiques. Il en résulte de nombreux écarts entre les résultats de différentes études, l'humidité relative y étant dite tantôt bénéfique tantôt nuisible, voire à la fois bénéfique et nuisible dans certains cas. La figure 2-2 vise à démontrer que même si ces études utilisent le même photocatalyseur commercial (Degussa P-25) et le même polluant (le toluène), l'impact de l'humidité relative (HR) sur l'efficacité d'élimination du toluène n'affiche pas une tendance uniforme, mais varie plutôt en fonction des conditions de fonctionnement particulières retenues dans chaque étude.

De façon générale, la vapeur d'eau peut réunir deux ensembles de fonctions contradictoires (Einaga, Ibusuki et Futamura, 2004; Obee et Hay, 1997; Quici *et al.*, 2010) :

1. a) les molécules d'eau adsorbées sont oxydées en radicaux hydroxyles, ce qui améliore les réactions d'OPC ; b) l'HR maintient le taux d'oxydation en renouvelant les groupes hydroxyles de surface ; et c) les groupes hydroxyles de surface peuvent piéger des trous et entraver la recombinaison e^-t^+ ;

2. a) les molécules d'eau adsorbées à la surface du TiO_2 par liaison hydrogène avec les groupes hydroxyles forment une pellicule multicouche qui empêche les polluants d'entrer en contact avec la surface du TiO_2 ou les substances réactives de la couche limite ; b) les molécules d'eau font concurrence aux COV pour être adsorbées sur les sites actifs de TiO_2 ; et c) à très haute HR, la vapeur d'eau peut réduire l'intensité de la lumière à la surface du photocatalyseur en bloquant le rayonnement UV.

Compte tenu des effets contraires de l'HR, il se pourrait qu'il y ait une valeur optimale d'HR en deçà de laquelle le contingent de radicaux hydroxyles détermine le taux d'OPC (augmentation de l'efficacité au gré de l'HR) et au-delà de laquelle l'effet inhibiteur de l'adsorption concurrentielle régit le taux d'oxydation (réduction de l'efficacité au gré de l'HR). Le taux d'humidité relative peut aussi entraîner la désactivation du catalyseur (Alberici et Jardim, 1997; Boulamanti, Korologos et Philippopoulos, 2008). Il y a globalement consensus quant au fait que la présence de vapeur d'eau réduit le taux de désactivation et, en conséquence, prolonge la durée de vie du catalyseur. Cela a été expliqué par l'effet retardateur de l'eau sur la formation d'intermédiaires de surface moins réactifs et son effet promoteur sur leur dégradation (Debono *et al.*, 2013; Vildoza, Portela, Ferronato et Chovelon, 2011).

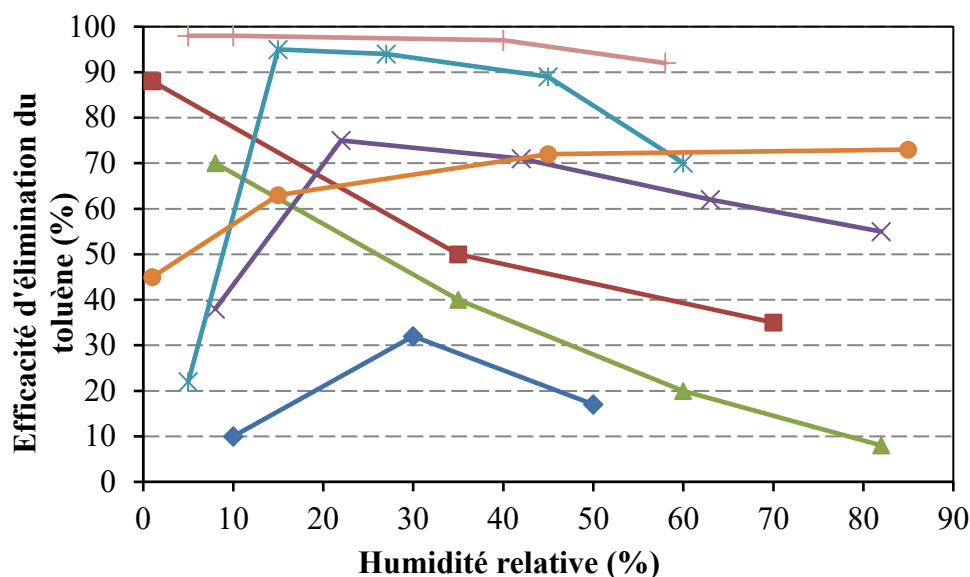


Figure 2-2. Influence de l'humidité relative sur l'élimination photocatalytique du toluène sur P25

Données extraites de Jafarikojour *et al.*, 2015 (◆), Jeong *et al.*, 2013 (■), Ao et Lee, 2003 (▲), Obee et Brown, 1995 (×), Mo *et al.*, 2013 (* et +) et Jeong *et al.*, 2005 (●)

Une des principales préoccupations concernant les applications de la technologie d'OPC dans les bâtiments tient à la formation de sous-produits indésirables. Les intermédiaires et les sous-produits d'oxydation spontanés peuvent être toxiques ou irritants, et ils peuvent s'avérer plus nuisibles que leurs précurseurs pour la santé et le confort des humains. La formation de sous-produits est fonction des mécanismes de réaction d'OPC et des types de contaminants. Le tableau 2-3 résume les principaux intermédiaires détectés durant la dégradation photocatalytique des COV lors d'études antérieures, de même que certaines des techniques d'analyse couramment utilisées pour identifier ou quantifier les intermédiaires. Comme l'indique le tableau 2-3, les sous-produits d'oxydation des COV sont des aldéhydes, des cétones, des acides carboxyliques, etc. Des intermédiaires d'oxydation peuvent également se chimisorber à la surface des catalyseurs et ainsi provoquer la désactivation de ces derniers, ce qui réduit l'efficacité des dispositifs UV-OPC.

La désactivation des photocatalyseurs (c.-à-d. la perte de sites actifs de photocatalyse) peut avoir plusieurs causes, notamment l'adsorption d'intermédiaires ou de sous-produits de réaction à la surface du photocatalyseur (blocage de sites actifs), la photopolymérisation de substances en surface, le colmatage et l'agrégation de nanoparticules de TiO_2 , et le dépôt de SiO_2 en surface dû à la présence de matériaux siloxaniques dans l'environnement (Ardizzone, Bianchi, Cappelletti, Naldoni et Pirola, 2008; Cao *et al.*, 1999; Hay, Obee et Thibaut-Erkey, 2010; Mo, Zhang, Xu, Zhu, Lamson et Zhao, 2009). Certaines études ont en outre indiqué que la déshydroxylation de la surface de TiO_2 résultant de la consommation de radicaux hydroxyles peut considérablement réduire la durée de vie du photocatalyseur. Ce phénomène peut être efficacement évité en maintenant le niveau d'humidité suffisamment élevé dans le réacteur pour continuellement réhydrater la surface du photocatalyseur (Haghighat *et al.*, 2017). Lorsque l'OPC est testée avec du toluène, les intermédiaires d'oxydation comme l'acide benzoïque et le benzaldéhyde sont tenus pour responsables de la désactivation du TiO_2 , faisant passer la couleur du blanc au jaune (Cao *et al.*, 2000).

On a rapporté que plusieurs traitements isolés ou combinés permettaient de relancer l'activité catalytique (d'Hennezel, Pichat et Ollis, 1998; Einaga, Futamura et Ibusuki, 2002; Obee, 1996; Piera, Ayllón, Doménech et Peral, 2002; Thevenet, Guillard et Rousseau, 2014). Ces traitements comprennent a) l'exposition du catalyseur à l'air pur ou à de l'air humide ; b) l'irradiation du catalyseur conjointement au rayonnement UV ; c) la vaporisation du catalyseur avec une solution de H_2O_2 et le chauffage de la surface à différentes températures ; d) la purge de l'ozone en présence d'humidité. En intégrant de l'ozone dans le processus de régénération, Krichevskaya, Preis, Moiseev, Pronina et Deubener (2017) sont parvenus à réduire de façon significative le temps de rétablissement de l'activité du P25, le faisant passer de plusieurs heures (jusqu'à 15 heures) sous rayonnement UVA à températures élevées (jusqu'à 180 °C) à 20 minutes sous rayonnement UVA avec O_3 . Piera *et al.* (2002) ont étudié un certain nombre de traitements de surface visant à rétablir l'activité du P25 utilisé dans l'OPC de l'éthanol. L'exposition au rayonnement UV, à l'air pur (sec ou humide), à de l'air contenant du H_2O_2 , à un flux d'air chaud (80-150 °C) et une combinaison de ces procédés sur une longue période (de 15 à 56 heures) ont été évaluées dans le cadre de cette étude.

Dans l'ensemble, aucune étude systématique n'a été effectuée en ce qui concerne la performance globale de l'OPC dans des conditions pertinentes aux applications réelles. En outre, bien qu'un certain nombre d'appareils de ce type soient offerts sur le marché, aucune évaluation

comparative des appareils commerciaux n'a jamais été réalisée. De nombreuses questions subsistent également quant aux paramètres qui influent sur leur efficacité et la formation de sous-produits nocifs.

Tableau 2-3. Résumé des sous-produits de réaction d'OPC pour divers COV à tester, selon la littérature

COV à tester	Intermédiaires/sous-produits	Technique d'analyse	Référence
Toluène	Acétone, acétaldéhyde, formaldéhyde, benzaldéhyde, o-crésol	CPG-SM, CLHP	Debono <i>et al.</i> , 2011
	Benzène, alcool benzylique, acide benzoïque	SITF	Schmidt <i>et al.</i> , 2007
	Formaldéhyde, acétaldéhyde et méthanol, propylène, acétone, acide acétique, benzène	SM-RTP	Mo <i>et al.</i> , 2013
	Acétone, acide acétique, butyraldéhyde, benzène, pentanal, benzaldéhyde, acide benzoïque	SM-RTP, CPG-SM	Mo <i>et al.</i> , 2009
	Acide benzoïque, alcool benzylique et benzaldéhyde, acide formique, acide acétique	CPG-SM, CLHP	d'Hennezel <i>et al.</i> , 1998
	Benzaldéhyde, benzène, formaldéhyde, MVC, crésol, phénol, alcool benzylique	CPG-SM, CLHP	Sleiman <i>et al.</i> , 2009
	Alcool benzylique, benzaldéhyde, acide benzoïque	CPG	Tang et Yang, 2012
	Alcool benzylique, acide benzoïque, benzaldéhyde, hydroquinone, crésol	SITF	Bianchi <i>et al.</i> , 2014
Benzène	Hydroquinone, 4-benzoquinone, phénol, acide formique, acide acétique	CPG-SM, CLHP	d'Hennezel <i>et al.</i> , 1998
	1,5-hexadien-3-yne, 2,4-hexadiyne, 1,3-hexadien-5-yne, acide formique	CPG-SM, SITF	Wang et Ku, 2003
	Acide prop-2-énoïque, 2-méthylpropan-1-ol	CPG	Tang et Yang, 2012
Acétone	Acétaldéhyde, méthyle et alcool isopropylique, MEC, acétate d'éthyle, acide acétique, oxyde de mésityle, diacétone-alcool	CPG-SM, CPG-DIF	Vincent <i>et al.</i> , 2008
	Acide formique, acide acétique, oxyde de mésityle, diacétone-alcool	SMIC	Schmidt <i>et al.</i> , 2007
MEC	Acétone, éthanol, acétaldéhyde, acide acétique, méthanol, formaldéhyde, acide formique	CPG-SM, CPG-DIF	Raillard <i>et al.</i> , 2006
Acétaldéhyde	Formaldéhyde, acide acétique	CPG-DIF, SITF	Nimlos <i>et al.</i> , 1996
	Acide acétique, acide formique, formaldéhyde	SITF	Hauchecorne <i>et al.</i> , 2011
Éthanol	Acétaldéhyde, formaldéhyde, acide acétique, acide formique	CPG-DIF, SITF	[Nimlos <i>et al.</i> , 1996]
	Acétaldéhyde, acide acétique, formaldéhyde, acide formique	DTP-OTP	[Muggli <i>et al.</i> , 1998]
n-Butanol	n-Butanal, crotonaldéhyde, propanal, acétaldéhyde	CPG-DIF	Kirchnerova <i>et al.</i> , 2005
	Butanal, acide butanoïque, alcool propylique normal, propanal, éthanol, acétaldéhyde	CPG-SM	Benoit-Marquié <i>et al.</i> , 2000

* SMIC : spectrométrie de masse à ionisation chimique ; CLHP : chromatographie liquide à haute performance ; DIF : détection par ionisation de flamme ; SM-RTP : spectrométrie de masse à réaction de transfert de protons

2.2 Systèmes de purification de l'air à plasma

2.2.1 Plasma non thermique

Une autre technologie émergente d'épuration de l'air par élimination des COV consiste à utiliser du plasma non thermique (PNT). Cette approche repose sur la création d'un environnement quasi neutre constitué d'ions, de radicaux, d'électrons, de neutres et de photons UV (Bahri et Haghighat, 2014). Du fait de la masse réduite, les électrons sont accélérés de façon sélective par un champ électrique atteignant une température dans la plage de 10 000 à 250 000 K (1-25 eV). Contrairement au plasma thermique, où tous les composants de l'air – électrons, ions, atomes et molécules – sont en équilibre thermique, dans le PNT, seuls les électrons sont chauffés ; les autres composants ne sont pas en équilibre thermique. En conséquence, la hausse de température de l'air traité dans le PNT est très faible – quelques degrés à peine –, et les besoins en énergie sont inférieurs à ceux du plasma thermique. Les électrons libres à haute énergie dans le PNT suscitent la production d'ions réactifs et de radicaux libres, dont des radicaux hydroxyles, qui déclenchent des réactions d'oxydation. Le PNT peut être généré par différentes techniques : décharge par effet corona, décharge à barrière diélectrique, décharge superficielle, lit tassé ferroélectrique (diélectrique), faisceau électronique et décharge CC à débit stabilisé (Khono *et al.*, 1998).

Des études antérieures ont montré que le PNT a la capacité de réduire les émissions de COV, les gaz acides, les matières particulaires et les bactéries à température ambiante (Bahri et Haghighat, 2014; Oda, 2003;). Le PNT présente une efficacité d'élimination élevée (76 à 99 %) des matières particulaires (Zhang *et al.*, 2011), mais sa performance est controversée en ce qui concerne l'élimination des COV. Bien que plusieurs études aient rapporté une efficacité d'élimination élevée des COV, comme l'indique le tableau 2-4, Schmid, Jecklin et Zenobi (2010) ont testé un dispositif commercial à PNT et obtenu les taux de dégradation suivants à l'égard des COV : 11 % ± 1,6 % pour le cyclohexène, < 2 % pour le benzène, 11 % ± 2,4 % pour le toluène, 3 % ± 1 % pour l'éthylbenzène, 1 % ± 1 % pour l'o-xylène et 3 % ± 0,4 % pour le m-xylène.

Dans les études sur le PNT, l'apport énergétique spécifique (AES, J L⁻¹) et l'efficacité énergétique (EE_i, g kWh⁻¹) sont définis comme suit :

$$SIE = \frac{60UI}{Q} \quad (2-1)$$

$$EE_i = \frac{3,6 C_{in} \cdot \eta \cdot M}{24,4 SIE} \quad (2-2)$$

où U est la tension appliquée (kV) ; I, le courant de décharge (mA) ; Q, le débit gazeux (L min⁻¹) ; C_{in} et η, la concentration d'entrée (ppm) et la conversion du composé, respectivement ; M, la masse molaire du composé (g mol⁻¹) ; 24,4, le volume molaire du gaz (L mol⁻¹) dans les conditions définies, et 60 et 3,6, les coefficients de conversion. Comme le résume le tableau 2-4, le PNT présente une piètre efficacité énergétique (EE_i), surtout lorsque les concentrations de COV sont faibles.

L'HR peut affecter l'efficacité du PNT à éliminer les COV ; cependant, son effet tend à être contradictoire dans différentes études. La présence de vapeur d'eau peut promouvoir la

production de radical hydroxyle – un puissant agent d'oxydation des COV –, ce qui a pour effet d'accroître l'efficacité d'élimination des COV. Cela dit, une augmentation du taux d'humidité relative pourrait avoir un effet négatif sur l'efficacité d'élimination des COV en réduisant la densité des électrons et en désactivant les substances réactives dans le réacteur (Bahri, Haghighat, Rohani et Kazemian, 2017). Dans les réacteurs à décharge CC par effet corona, Wan, Fan et Zhu (2011) ont observé une efficacité d'élimination accrue du formaldéhyde en augmentant l'HR à 70 %, tandis que Van Durme, Dewulf, Sysmans, Leys et Van Langenhove (2007a) ont observé que l'efficacité d'élimination du toluène plafonnait à 26 %.

Dans les systèmes à PNT, on fait généralement état d'une oxydation incomplète des COV polluants ciblés, ce qui peut entraîner la formation de monoxyde de carbone (CO) et d'autres sous-produits organiques (Schmid *et al.*, 2010; Van Durme *et al.*, 2007a). En outre, la formation d'oxydes d'azote (NO_x) et d'ozone (O₃) résultant de l'induction du plasma dans les réacteurs à PNT s'avère inévitable (Meichsner, Schmidt, Schneider et Wagner, 2013).

2.2.2 Systèmes à catalyseur à plasma

Afin de résoudre les problèmes relatifs au PNT, une technique combinant ce dernier à des catalyseurs et appelée catalyse du plasma (CDP) a été développée. Cette approche est prometteuse en ce qui concerne les applications axées sur la purification de l'air, car elle améliore l'efficacité d'élimination et favorise l'oxydation totale, ce qui a pour effet de réduire la génération de sous-produits (Bahri et Haghighat, 2014; Inoue, Okano, Yamagata, Muraoka et Teraoka, 2011; Van Durme, Dewulf, Leys et Van Langenhove, 2008). L'effet synergique du PNT et des catalyseurs se traduit par une efficacité d'élimination supérieure à la somme des efficacités propres à chaque procédé.

Dans un réacteur catalytique à plasma, le catalyseur et le plasma peuvent être combinés de deux manières différentes, comme le montre la figure 2-3 :

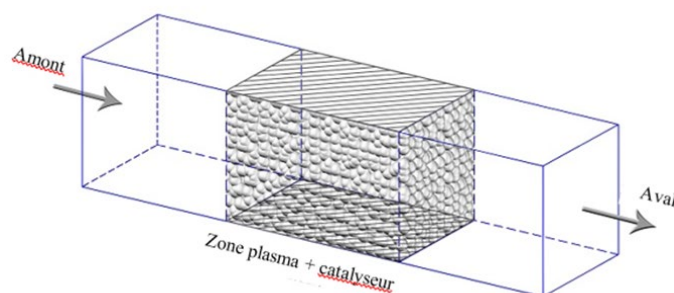
- 1) Catalyseur *in*-plasma (CIP) – Selon cette méthode, un catalyseur est introduit dans la zone de décharge du réacteur.
- 2) Catalyseur *post*-plasma (CPP) – Selon cette méthode de catalyse du plasma en deux étapes, le catalyseur peut être placé en amont ou en aval de la zone de décharge du réacteur. Cependant, l'installation du catalyseur en aval du plasma est plus efficace, puisque les substances réactives générées dans la zone plasmatisée participent aux réactions d'oxydation dans la zone catalytique, ce qui produit de meilleures réactions de minéralisation (Chen *et al.*, 2009; Van Durme, Dewulf, Sysmans, Leys et Van Langenhove, 2007b).

La figure 2-4 présente un schéma des réactions possibles dans un réacteur CPP. Dans une zone plasmatisée, les réactions dominantes quant à l'élimination des COV comprennent la formation de substances réactives. La présence d'un catalyseur supprime ces types de réactions et améliore les réactions d'oxydation hétérogènes, d'où une plus grande sélectivité du CO₂ (Bahri et Haghighat, 2014).

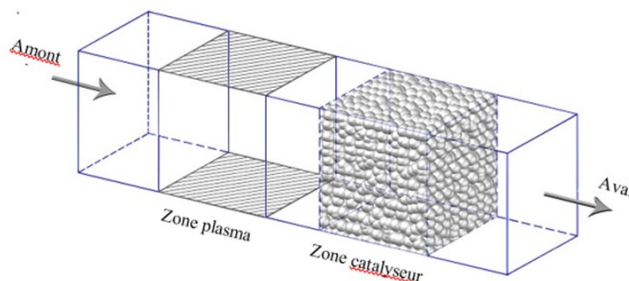
La présence du catalyseur augmente la probabilité de réactivité surfacique entre les réactifs et les substances réactives, ce qui favorise des réactions plus sélectives et une plus grande

efficacité d'élimination du système. Par conséquent, les propriétés de texture à la surface du catalyseur, notamment la surface spécifique, le volume des pores, la taille des pores et la distribution granulométrique, de même que la taille et la forme des particules, jouent un rôle important dans la performance du catalyseur à plasma (Parvulescu, Magurenu et Lukes, 2012 ; Rousseau, Guaitella, Röpcke, Gatilova et Tolmachev, 2004).

La performance d'un procédé catalytique au plasma est aussi liée à la capacité de stockage du catalyseur. Pour obtenir une efficacité d'élimination élevée des COV, ces derniers doivent former des liens solides avec la surface du catalyseur. La formation de ces liens devient plus importante encore à faibles niveaux de concentration (Bahri, Haghighat, Kazemian et Rohani, 2017; Zhao, Li, Shi, Fan et Zhu, 2011). Un catalyseur offrant une grande capacité d'adsorption des COV et des substances réactives qui se forment en présence de plasma augmente l'efficacité d'élimination de ces composés. Les adsorbants ou catalyseurs bifonctionnels sont avantageux lorsque les substances réactives générées sous conditions de catalyse du plasma ne suffisent pas pour décomposer les polluants (Bahri, Haghighat, Kazemian et Rohani, 2017). De fait, la capacité de stockage du matériau augmente le temps de réaction ainsi que la probabilité de collision entre les COV et les substances réactives à la surface du catalyseur (Chen *et al.*, 2009). Des études antérieures ont fait état de l'effet positif de l'utilisation d'un catalyseur à double fonction adsorbante et catalytique sur l'efficacité énergétique et l'élimination de la formation de sous-produits nocifs (Demidiouk, Moon et Chae, 2003; Ogata *et al.*, 2003).



a) Réacteur à catalyseur *in*-plasma (CIP)



b) Réacteur à catalyseur *post*-plasma (CPP)

Figure 2-3. Types de réacteurs catalytiques à plasma (adapté de Bahri et Haghighat, 2014)

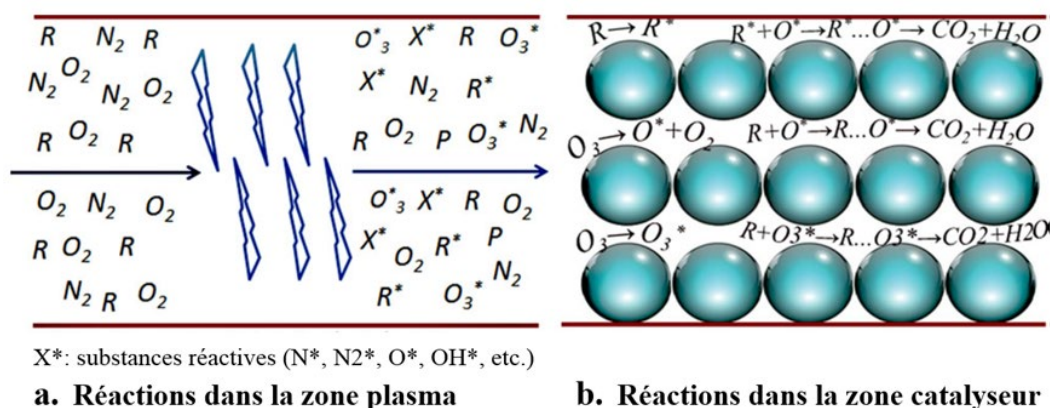


Figure 2-4. Réactions relatives aux systèmes à catalyseur post-plasma (CPP)

Les adsorbants poreux, notamment l'alumine (Al_2O_3) (Ogata, Shintani, Mizuno, Kushiya et Yamamoto, 1999; Song, Kim, Choi et Yamamoto, 2002), ont été les premiers matériaux envisagés pour ce genre d'application. Les zéolites sont plus souvent mentionnées dans la littérature en raison de leur plus grande capacité à stocker des COV (Inoue *et al.*, 2011; Oh *et al.*, 2005). Les propriétés du catalyseur et l'activité du plasma peuvent être rehaussées en revêtant les matériaux poreux de métaux (p. ex. Ag, Pt, Pd, Rh, Ni, Cu, Co, Mg, Ti) ou d'oxydes métalliques (TiO_2 , V_2O_5 , WO_3 , etc.) en guise de support (Fan, Zhu, Wang et Li, 2009; Magureau, Mandache, Eloy, Gaigneaux et Parvulescu, 2005; Van Durme, Dewulf, Demeestere, Leys et Van Langenhove, 2009; Zhu, Li, Liang et Jin, 2009). Cependant, dans certaines études, une réduction de l'efficacité d'élimination a été rapportée subséquemment à l'ajout d'un tel support et à la réduction de la surface spécifique du catalyseur (Harling, Demidyuk, Fischer et Whitehead, 2008; Kim, Ogata et Futamura, 2006). Plus récemment, on a envisagé d'utiliser des réseaux organométalliques (MOF) comme adsorbants ou catalyseurs bifonctionnels dans les systèmes à PNT (Bahri, Haghighat, Rohani et Kazemian, 2017; Bahri, Kazemian, Rohani et Haghighat, 2017).

Le tableau 2-5 résume les résultats d'essais de CDP publiés dans la littérature (Bahri et Haghighat, 2014). Dans les tableaux 2-4 et 2-5, la plupart des débits d'air retenus aux fins d'essais sont très faibles et loin des conditions réelles d'application, car les réacteurs à PNT ou à CDP sont utilisés dans des conditions d'essai à petite échelle sur banc expérimental, ou n'offrent pas un temps de séjour suffisamment long pour permettre une meilleure oxydation. En outre, les autres conditions d'essai sont toutes différentes, ce qui rend toute intercomparaison difficile.

Il convient de noter que l'application du catalyseur dans les systèmes à plasma commerciaux n'a fait l'objet d'aucun rapport à ce jour. Par ailleurs, très peu d'études ont porté sur de faibles niveaux de concentration en COV. En conséquence, le développement d'un système à grande échelle permettant des tests sur des concentrations de COV en ppb constitue une étape importante vers la commercialisation de la technique de CDP. La formation de sous-produits est une autre préoccupation importante en ce qui concerne l'utilisation de tout système de purification de l'air dans un environnement intérieur (Bahri et Haghighat, 2014). Jusqu'à présent, très peu d'études ont porté sur la formation quantifiée de sous-produits inorganiques (c.-à-d. : O_3 , NO_x , CO) ou organiques.

Tableau 2-4. Résumé des résultats d'évaluation du PNT pour l'élimination des COV (modifié à partir de Bahri et Haghighat, 2014)

Référence	Type de réacteur	Polluant cible	Gaz porteur	Conc. [ppm]	Débit d'air [l/min ⁻¹]	Efficacité d'élimination [%]	Rendement en CO ₂ [%]	AES [J L ⁻¹]	EE _i [g kWh ⁻¹]	Sous-produit rapporté	Conc.
Urashima <i>et al.</i> , 1997	Corona	Toluène	Air	2000	1	90	S.O.	S.O.	26	Particules d'aérosol	S.O.
		Trichloroéthylène				40			13	Particules d'aérosol, Cl ₂	
Demidiouk <i>et al.</i> , 2003	Réacteur à impulsion fil-cylindre	Toluène	Air	280	5	< 97	20	S.O.	S.O.	CO	500 ppm
		Acétate de butyle		120	20	< 75	Aérosol			S.O.	
Sugasawa <i>et al.</i> , 2009	Lit tassé ferroélectrique	Toluène	N ₂ + 20 % O ₂	100	0,5	~ 85	~ 60	450	~ 2,6	CO	S.O.
		CH ₂ Cl ₂		109		~ 85	~ 40		~ 2,6	CO, formaldéhyde, acide acétique	
		(Toluène + CH ₂ Cl ₂)		100+		S.O.	~ 60		---	Chloroforme (CHCl ₃)	
				109							
Quoc An <i>et al.</i> , 2011	DBD	Toluène	N ₂ + O ₂	800	0,07	60	S.O.	S.O.	S.O.	O ₃ , CO, CO ₂ , NO _x (NO, NO ₂), acide formique, acide acétique, benzène	S.O.
Wan <i>et al.</i> , 2011	CC - Corona	Formaldéhyde	Air sec	2,2	6	42	S.O.	80	0,05	O ₃	282 ppm
			Air + 30 % HR			54			0,06		162 ppm
			Air + 70 % HR			57			0,07		157 ppm
Delagrange <i>et al.</i> , 2006	DBD	Toluène	20 % O ₂ + 80 % N ₂	240	0,315	36	6	172	6,8	CO	8 %
									0,8	O ₃	8 ppm
Yu-fang <i>et al.</i> , 2006	DBD	Toluène	N ₂ , 5 % O ₂	50	100	~ 52	61	600	0,6	CO	S.O.
			N ₂ , 5 % O ₂ , .2 % H ₂ O			73,1	72		0,8		
Wang <i>et al.</i> , 2009	DBD	Acétone	Air + N ₂	200	2,5	38	S.O.	402	2,9	S.O.	S.O.
		Benzène				56			5,8		
		Tétrachloroéthylène				74			16,3		
		m-Xylène				98			13,9		
		Mélange				S.O.			29,3		
Fan <i>et al.</i> , 2009	DC- Cylindre à impulsion	Mélange BTX (benzène, toluène, p-Xylène)	Air	1,5	6	~ 60	~ 45	300	S.O.	CO, O ₃ NO _x (NO, NO ₂ , N ₂ O, N ₂ O ₅) Acide formique, benzaldéhyde, alcool benzylique	< 35 % 46,7 ppm (0, 1380 ppb, 0,0) S.O.
				1,4		~ 93					
				1,2		~ 100					
Van Durme <i>et al.</i> , 2007b	CC - Corona	Toluène	Air sec	0,5	10,8	70	S.O.	60	0,09	O ₃ NO NO ₂	49,9 ppm < 10 ppb 1500 ppb
			Air + 27 % HR		10,8	~ 80	S.O.		0,1	O ₃ NO NO ₂	31,2 ppm < 10 ppb 800 ppb
Van Durme <i>et al.</i> , 2007a	CC - Corona	Toluène	Air sec	0,5	10	46	S.O.	28,8	0,12	Ozone, 4-nitrophénol, 4-méthyl-2-nitrophénol, acide formique, benzaldéhyde, acide benzoïque, alcool benzylique, furane 4-méthyl-2-propyle, 3-méthyl-4-nitrophénol 2-méthyl-4,6-dinitrophénol	55-75 ppm S.O.
			Air + 26 % HR			57			0,15		
			Air + 50 % HR			26			0,07		

Tableau 2-5. Résumé des résultats d'évaluation de la CDP pour l'élimination des COV (modifié à partir de Bahri et Haghghat, 2014)

Référence	Type de réacteur	Catalyseur	SS (m ² g ⁻¹)	Polluant cible	Gaz porteur	Conc. [ppm]	Débit d'air [L min ⁻¹]	Efficacité d'élimination [%]	Rendement en CO ₂ [%]	AES [J L ⁻¹]	EE _i [g kWh ⁻¹]	Sous- produit	Conc.
Delagrange <i>et al.</i> , 2006	DBD/CPP	MnO ₂ -FeO ₃	219	Toluène	20 % O ₂ + 80 % N ₂	240	0,315	76	23,5	172	14,4	O ₃ , CO	3,9 ppm, 16,5 %
		MnO ₂ /Y-Al ₂ O ₃	169					88	18		16,7		14,6 ppm, 14,0 %
		MnO/AC	1024					99,7	30,2		18,9		8 ppm, 24,8 %
Oh <i>et al.</i> , 2005	Décharge superficielle/CPP	NaY	750	Toluène	80 % N ₂ + 20 % O ₂ + 0,5 % H ₂ O	200	0,5	78	60	600 ^b	3,54	O ₃ /CO	0,2 * 10 ⁻³ mol, S.O.
		HY	520					87	38		3,94		0,3 * 10 ⁻³ mol, S.O.
Holzer <i>et al.</i> , 2002	DBD/CIP	γ-Al ₂ O ₃ α-Al ₂ O ₃	133 0,26	Carbowax éthane-1,2-ol (C ₂ H ₆ O ₂)	Air	200	0,1	77	96	2400 ^b	0,64	O ₃	0
	DBD/CPP	γ-Al ₂ O ₃	133					100	61		0,83		S.O.
		α-Al ₂ O ₃ + γ-Al ₂ O ₃	S.O.					69	98	2400 ^b	0,57	S.O.	S.O.
Ayrault <i>et al.</i> , 2004	DBD/CIP	Pt/Al ₂ O ₃	S.O.	2-heptanone	Air sec	180	0,42	98	64	34	87,4	CO, O ₃ , NO _x	36 %, S.O., < 10 ppm
					Air + 3 % H ₂ O			86	56		76,7 ^c		26 %, S.O., < 10 ppm
Karupiah <i>et al.</i> , 2010	CA DBD/CIP	3 % en poids MnO _x /FMF ¹	S.O.	Isopropanol	Air	100	0,5	100	100	195	4,55	O ₃	S.O.
Yu-fang <i>et al.</i> , 2006	DBD/CIP	Co ₃ O ₄ /Al ₂ O ₃ /Ni	S.O.	Toluène	N ₂ + 5 % O ₂	50	0,1	96	75	500	1,30	CO	S.O.
Wan <i>et al.</i> , 2011	CC Corona/CPP	MnO _x /Al ₂ O ₃	S.O.	Formaldéhyde	Air + 30 % HR	2,2	6	87	S.O.	20	0,43	O ₃	14 ppm
Fan <i>et al.</i> , 2009	Cylindre à impulsion Plasma-CC/CPP	MnO _x /Al ₂ O ₃	200	Mélange BTX (benzène, toluène, p-xylène)	Air + 25 % HR	1,5 1,4 1,2	6	94	100	10	1,63	O ₃ NO ₂	1,9 ppm
								97			1,85		40 ppb
Van Durme <i>et al.</i> , 2007b	CC - Corona /CPP	CuOMnO ₂ /TiO ₂	50	Toluène	Air sec	0,5	10,8	78	S.O.	2,5	2,2	O ₃ NO NO ₂	24 ppm S.O. 553 ppb
	CC - Corona /CIP	TiO ₂	49		Air sec			82 ± 2	S.O.	17	0,35	O ₃ NO NO ₂	3,6 ppm < 10 ppb 1295 ppb
Fan <i>et al.</i> , 2010	CC cylindre à impulsion Plasma/CPP	MnO _x /Al ₂ O ₃ 5 % en poids Mn	S.O.	Benzène	Air + 30 % HR Air + 50 % HR	0,470	6	100 ~ 0,63	20-35	10	0,54 0,34	O ₃ CO	27,3-30 ppm S.O.
				Toluène	Air + 30 % HR Air + 50 % HR	0,810		100 ~ 0,95			1,1 1,05		
				p-Xylène	Air + 30 % HR Air + 50 % HR	0,730		95 ~ 95			1,08 1,08		
Van Durme <i>et al.</i> , 2009	CC - Corona /CPP	Pd/Al ₂ O ₃	230- 280	Toluène	Air	0,5 ppm	10	94	S.O.	10	0,64	O ₃	2,9 ppm
					Air + 74 % HR			39			0,27		2,0 ppm

¹ FMF : fibre en métal fritté

2.3 Systèmes de purification de l'air par ozonation

L'ozone est un puissant oxydant capable de réagir avec des composés aussi bien chimiques que biologiques. Les ozoneurs sont largement utilisés dans le traitement de l'eau, et certains fabricants en produisent également pour le traitement de l'air. En raison des effets nocifs de l'ozone sur la santé, l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis désapprouve l'utilisation d'ozoneurs pour purifier l'air des espaces occupés (EPA, 2018b). L'EPA de la Californie interdit en outre l'utilisation d'appareils de purification de l'air produisant de l'ozone à raison de plus de 50 ppb ; ce règlement ne s'applique toutefois pas aux systèmes de purification de l'air des conduits de ventilation (CARB, 2007). Malgré les efforts des gouvernements, des ozoneurs sont encore offerts sur le marché, et au moins deux fabricants en produisent au Québec.

L'efficacité des ozoneurs à éliminer les COV dépend du niveau d'ozone. L'ozone réagit généralement lentement aux hydrocarbures saturés, mais relativement rapidement aux hydrocarbures insaturés. Ces réactions peuvent cependant produire des acides carboxyliques, des aldéhydes, des époxydes, des peroxydes organiques et des cétones (Britigan, Alshawwa et Nizkorodov, 2006), de même que des aérosols organiques secondaires de taille fine et ultrafine (Corsi, Siegel, Karamalegos, Simon et Morrison, 2007). L'EPA (2013) a décrété que les ozoneurs étaient généralement inefficaces à des concentrations inférieures aux limites imposées par les normes de santé publique. Britigan *et al.* (2006) ont testé des ozoneurs commerciaux quant à leur production d'ozone, et ont observé qu'elle variait de 42 mg/h à 220 mg/h selon les appareils. Lorsque les ozoneurs testés fonctionnaient en permanence dans un bureau d'une superficie de 11,1 m² au sol, la concentration en ozone y passait de 140 ppb à 276 ppb. Il y a peu d'études sur les applications destinées aux systèmes de ventilation.

Il est à noter que les ozoneurs constituent généralement une sous-classe de deux autres technologies oxydatives précédemment mentionnées ; dans ces systèmes, l'ozone est en effet produit par des lampes UV ou par un procédé au plasma (Chao, Kwong et Hui, 2007; Zhong et Haghighat, 2014). L'efficacité d'élimination des ozoneurs a fait l'objet de nombreuses études. Cependant, selon plusieurs rapports, aux limites d'exposition types à l'ozone dans un environnement intérieur – correspondant à des concentrations de l'ordre de 50 à 100 ppbv –, les ozoneurs ne peuvent éliminer efficacement nombre de COV polluants (Luengas *et al.*, 2015). En outre, les ozoneurs pourraient contribuer à la formation d'aérosols organiques, surtout en présence de terpènes (un ingrédient des désodorisants et des agents nettoyants) dans un environnement intérieur (Hubbard, Coleman, Sarwar et Corsi, 2005).

Afin d'améliorer la capacité et l'efficacité d'élimination des COV par ozonation, l'utilisation de divers types d'adsorbants et de catalyseurs poreux a été suggérée (Onuki *et al.*, 2015; Samarghandi *et al.*, 2014). Les catalyseurs poreux habituellement utilisés avec les technologies fondées sur la catalyse du plasma présentent également une efficacité élevée à éliminer les COV avec cette méthode. À titre d'exemple, Sekiguchi, Sanada et Sakamoto (2003) ont utilisé une lampe UVV pour produire de l'ozone, et du TiO₂ comme catalyseur pour améliorer l'efficacité de décomposition du toluène pendant l'ozonation. La mise à contribution du catalyseur dans ce système a non seulement permis d'améliorer l'efficacité de décomposition du toluène, mais aussi de réduire la concentration en ozone en aval du système.

Dans une autre étude, l'ozone a été produit au moyen d'un système à plasma non thermique (à décharge par effet corona) (Chao *et al.*, 2007). Les auteurs de cette étude ont fait état d'une relation inverse entre la concentration en ozone et le temps nécessaire à la décomposition complète du toluène. La présence de la zéolite comme catalyseur a par ailleurs réduit la formation de sous-produits. L'application par Kwong, Chao, Hui et Wan (2008) de différents types de zéolites microporeuses et de MCM-41 (composition de matière Mobil n° 41) mésoporeux comme adsorbants en présence d'ozone a également révélé que l'utilisation combinée de l'ozone et de ces médias pouvait considérablement améliorer la capacité d'oxydation de l'ozone. L'ozoneur utilisé dans cette étude était également un système à décharge par effet corona (Kwong *et al.*, 2008).

Il y a globalement un manque d'études systématiques sur les performances réelles des nouvelles technologies de purification de l'air par oxydation. Les hygiénistes du travail, les ingénieurs en CVC, les gestionnaires de bâtiments et les utilisateurs finaux disposent de très peu de données pour prendre une décision éclairée quant à la technologie la mieux adaptée à une situation donnée. Les systèmes de purification de l'air par oxydation pénètrent rapidement le marché en raison de leur plus grande efficacité énergétique, car ils offrent une résistance beaucoup moins grande à l'écoulement de l'air que les technologies à adsorption. Une évaluation adéquate des nouvelles technologies oxydatives dans des conditions d'application réalistes s'avère nécessaire pour développer des méthodes d'essai normalisées de ces systèmes.

Enfin, en ce qui concerne l'utilisation de catalyseurs dans les systèmes de purification de l'air par oxydation pour améliorer l'efficacité d'élimination des polluants et des sous-produits dangereux, la plupart des études effectuées l'ont été à petite échelle, dans des conditions de fonctionnement très différentes des conditions d'utilisation réelles. Il n'existe aucune approche systématique à l'amélioration des méthodes d'oxydation catalytique dans les systèmes de CVC pleine grandeur. La présence d'écarts aussi importants entre le contexte de recherche et les conditions d'utilisation réelles des systèmes à base d'oxydation catalytique mérite d'être considérée plus attentivement.

3. OBJECTIFS DE RECHERCHE

L'objectif principal de cette étude consistait à développer et à valider un protocole de test permettant d'évaluer les performances des appareils de purification de l'air reposant sur des technologies d'oxydation telles que la photocatalyse, le plasma non thermique et l'ozonation. Cet objectif a été atteint par le biais des sous-objectifs suivants :

- 1) évaluer la capacité des appareils commerciaux de purification de l'air par oxydation à éliminer divers contaminants dans la gamme prévue pour des applications réelles ;
- 2) étudier la génération de sous-produits des appareils de purification de l'air par oxydation ;
- 3) étudier l'impact des conditions de fonctionnement, tels le débit d'air et le taux d'humidité relative, sur la performance globale des appareils de purification de l'air par oxydation.

Cette étude favorisera l'élaboration de normes, le développement de technologies de pointe et la production de données pouvant permettre aux hygiénistes du travail, aux ingénieurs en CVC ainsi qu'aux gestionnaires de bâtiments et aux exploitants de concevoir une méthodologie de conception et d'exploitation d'environnements de travail sains et sécuritaires. Cette étude pourrait aussi contribuer au développement d'un système d'évaluation des appareils conçus pour éliminer les polluants. Les résultats de cette étude pourraient enfin fortement motiver le développement et l'intégration d'une technologie ayant le potentiel d'accroître considérablement notre santé, notre protection et notre sécurité tout en améliorant la qualité de l'air intérieur et la durabilité des bâtiments.

4. MÉTHODES EXPÉRIMENTALES

4.1 Bancs de test

Une plateforme d'essai à grande échelle et une autre à plus petite échelle comportant quatre conduits d'essai identiques ont été utilisées dans cette étude. La plateforme d'essai à plus petite échelle à quatre conduits parallèles a été utilisée pour obtenir des données préliminaires en matière de performance et pour effectuer une étude paramétrique des technologies de purification de l'air par oxydation, nécessaire à la mise au point d'un protocole de test. Le protocole mis au point a ensuite été validé et raffiné au moyen de la plateforme d'essai à grande échelle.

4.1.1 Plateforme d'essai de purification de l'air à quatre conduits montés en parallèle

Nous avons conçu et construit une plateforme comportant quatre conduits d'essai identiques dont la surface de section transversale était de 0,3 m × 0,3 m. Cette plateforme était au départ conçue pour tester différents dispositifs UV-OPC. Le plus grand défi de sa conception tenait à l'espace restreint, étant donné que le laboratoire se trouvait au centre-ville de Montréal et qu'une plateforme d'essai à grande échelle conforme à la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE occupait déjà une grande partie du laboratoire. L'espace maximal disponible se trouvait ainsi être d'environ seulement 1,3 m × 3,8 m. Une plateforme d'essai sur banc expérimental ne pouvait être envisagée en raison de la taille des lampes UV standard. Les résultats d'essais auraient alors pu être discutables et pourraient ne pas avoir été transposables aux performances de systèmes à grande échelle. Compte tenu de l'espace restreint, la taille de conduit permettant une transposition raisonnable à grande échelle a été fixée à 0,3 m × 0,3 m. Afin d'effectuer de nombreux essais de manière efficiente en termes de temps, il a été décidé de doter la plateforme de quatre conduits parallèles, ce qui permettait d'effectuer simultanément quatre essais.

La figure 4-1 présente la photo et le schéma de la plateforme d'essai à quatre conduits parallèles. L'installation fait 3,56 m de longueur totale et 1,20 m de largeur. Le tout est fait d'aluminium, lequel offre le plus haut facteur de réflexion des UV. La préfiltration (①), l'introduction et le mélange de gaz contaminants (②), l'échantillonnage de l'air en amont et la mesure de la température et de l'humidité relative se font dans le conduit principal de 1,20 m × 1,21 m. Ce dernier est relié à quatre conduits distincts de 0,3 m × 0,3 m. Chacun de ces quatre conduits renferme un dispositif de mesure du débit d'air (③), un épurateur d'air d'essai (④), un échantillonneur de l'air en aval, une station de mesure du débit d'air, de la température et de l'humidité relative (⑤), un lit de média de nettoyage (⑥), un ventilateur à vitesse variable (⑦), une zone de filtration finale et un épurateur d'ozone.

Dans chacun des conduits, le débit d'air peut atteindre 340 m³/h, ce qui donne un total de 1360 m³/h pour l'ensemble des quatre conduits. Vu la taille de la plateforme, l'air du laboratoire a été utilisé comme air de transport et filtré avant l'introduction du contaminant de l'air à tester. La distance séparant le point d'introduction du contaminant à tester de la section d'échantillonnage de l'air en amont n'est que de 1,2 m, ce qui n'est pas suffisant pour assurer un bon mélange ; par conséquent, un ventilateur et un mélangeur à air sur mesure ont été ajoutés. Des tubes disposés en croix ont été utilisés pour l'échantillonnage de l'air en amont comme en aval. Les sondes et

les tubes utilisés aux fins d'échantillonnage de l'air sont tous en acier inoxydable ou en polytétrafluoroéthylène (PTFE).

Des systèmes de purification de l'air à géométrie variable sont offerts sur le marché. La section de l'épurateur d'air d'essai a été conçue pour accueillir différents systèmes UV-OPC et pour être facile à installer et à modifier. Différents appareils de purification de l'air peuvent présenter différentes résistances à l'écoulement de l'air. Pour être en mesure de contrôler le débit d'air, chaque conduit est doté d'un ventilateur à vitesse variable à commande indépendante.

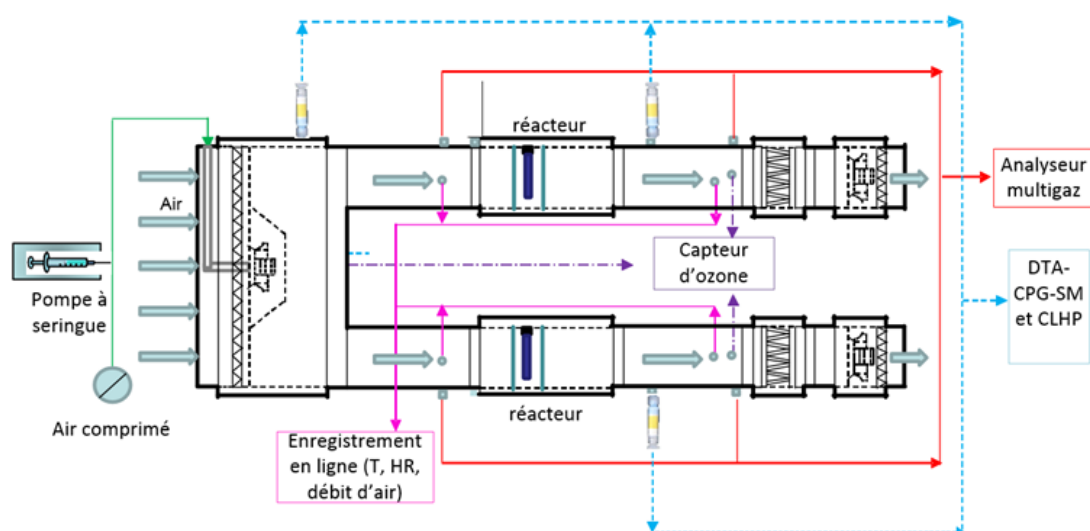
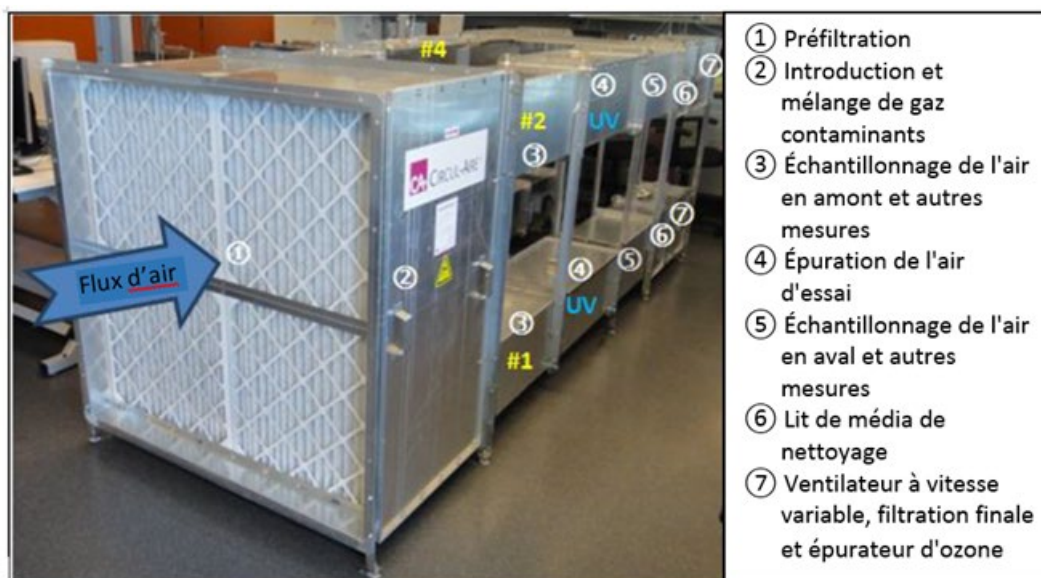


Figure 4-1. Système à quatre conduits d'essai parallèles

La plateforme d'essai est conçue pour des tests à une seule passe, et l'air de transport contenant le contaminant de l'air à tester ainsi que les éventuels sous-produits générés par les systèmes de purification de l'air par oxydation est relâché dans le laboratoire. Afin d'éliminer ces contaminants potentiellement nocifs, un lit de média adsorbant de nettoyage est installé dans chaque conduit tout juste avant le ventilateur à vitesse variable. Le média adsorbant est régulièrement remplacé pour plus de sécurité. Au-delà du ventilateur se trouvent le dernier filtre et l'épurateur d'ozone.

Pour vérifier si la plateforme d'essai allait pouvoir fournir des mesures fiables de la performance des appareils de purification de l'air, nous l'avons soumise à des tests de qualification approfondis après l'avoir construite, à savoir un test de fuite d'air, un test d'uniformité et de stabilité de la vitesse d'écoulement de l'air, un test d'uniformité de la concentration, et un test sans filtre (Lee, Zhong, Farhanian, Flaherty et Haghighat, 2012). Le test de fuite d'air et le test d'uniformité de la concentration ont par la suite été effectués de nouveau, car le rendement de la plateforme à ce chapitre peut diminuer avec le temps. Un test au gaz traceur a été effectué deux fois avec de l'éthanol, et les taux de fuite obtenus étaient de 0,47 % et 0,57 %, ce qui est inférieur à la limite de 1 %. Le test d'uniformité de la concentration, effectué avec de l'octane normal, a révélé un coefficient de variation de moins de 2 %.

4.1.2 Plateforme d'essai d'appareils de purification de l'air à grande échelle

Un système à grande échelle a été conçu et construit selon la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE, lequel intègre un appareil de purification de l'air d'une manière comparable à son utilisation sur le terrain. Le conduit présente une surface de section transversale de 610 mm x 610 mm ; il est fait d'acier inoxydable, et le fini des parois intérieures est lisse afin de réduire les effets de dissipation dus à l'adsorption. La longueur du conduit est de 11,6 m, et la longueur de boucle complète est de 24,3 m. Le système d'essai peut fonctionner en mode recirculation (circuit fermé) ou en mode une seule passe (circuit ouvert) avec échappement à l'extérieur après passage sur lit de nettoyage.

La figure 4-2 présente la photo et le schéma de la plateforme d'essai à grande échelle. L'air du laboratoire est introduit dans le système par l'intermédiaire du registre d'entrée (point B du schéma). Des registres à pression positive et à fuites ultrafaibles (M&I Air Systems Engineering) ont été utilisés à l'entrée comme à la sortie pour permettre des essais en mode recirculation. L'air de transport du laboratoire passe à travers des serpentins de refroidissement et un humidificateur à injection de vapeur (point C) afin de contrôler la température et l'humidité avant la soufflante. Un ventilateur radial (Rosenburg America, DKNB-355) pouvant fournir un débit d'air de 1,0 m³/s à chute de pression de 2 kPa a été utilisé avec une commande de vitesse (point D). Un lit de média de nettoyage (point E) et un filtre HEPA (point F) ont été montés en aval du ventilateur pour éliminer les contaminants gazeux et les matières particulaires de l'air de transport.

La chambre d'injection du gaz à tester se trouve en aval du lit de nettoyage et du filtre HEPA. Un déflecteur de mélange constitué d'une plaque à orifice de 30 cm de diamètre (point G-1) et d'une plaque perforée à 40 % de 15 cm de diamètre (point H-1) assure la dispersion uniforme du gaz à tester. Un déflecteur de mélange identique (points G-2 et H-2) est installé en aval du coude du conduit. Cette combinaison permet de s'assurer que l'air et le contaminant à tester sont entièrement mélangés dans les zones en amont et en aval du filtre, et elle permet un prélèvement

d'air unique au point central de chaque zone. Pour obtenir des profils de vitesse et de concentration uniformes sur l'ensemble de la surface de section transversale, une canalisation non perturbée de 2,9 m a été installée entre le déflecteur de mélange et la section d'échantillonnage de l'air et de mesure en amont. Trois sections (points I-1 à I-3) permettent l'installation d'épurateurs d'air d'essai de tailles et de types variés, de même que des systèmes de purification de l'air multiétape.

La température et l'humidité relative en amont et en aval du filtre testé sont contrôlées par des transmetteurs de mesure (Vaisala HUMICAP série HMT100). Les sondes en question sont montées aux mêmes endroits (points J-1 et J-2) que les points de mesure de la concentration du gaz à tester, et elles sont reliées à un système d'acquisition de données (SAD) (Agilent 34970A Data Acquisition/Switch Unit). Le débit d'air est mesuré au moyen d'une tuyère à long rayon de l'ASME (point G), comme le recommande la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE. Un transmetteur de pression différentielle (Huba type-694) et deux robinets statiques sont montés avant et après la tuyère (points H-1 et H-2) pour mesurer la chute de pression causée par celle-ci. Les effluents du système sont directement soufflés vers le conduit d'échappement du laboratoire. L'air est finalement purifié par un lit de nettoyage (point H) avant d'être évacué.

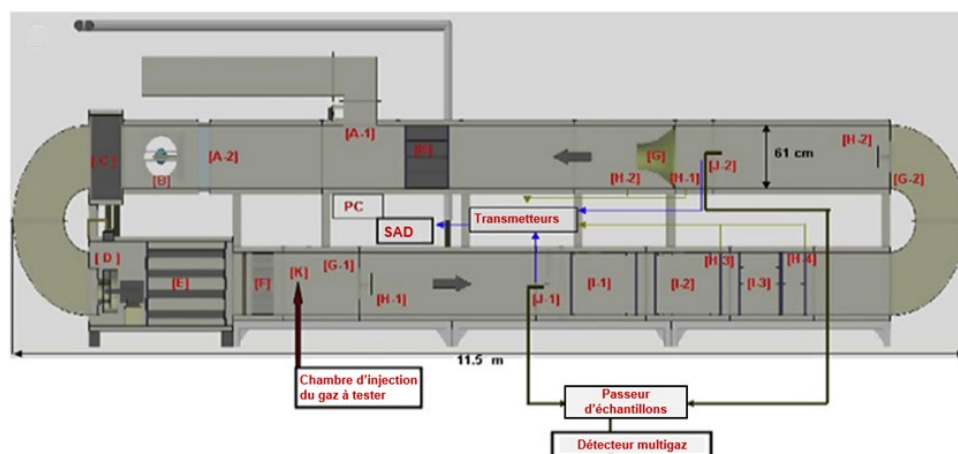


Figure 4-2. Plateforme d'essai à grande échelle conforme à la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE.

Une série de tests de qualification du système a été menée conformément aux exigences de la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE (Bastani *et al.*, 2010). Le tableau 4-1 résume les résultats des tests de qualification effectués après la construction de la plateforme. La plateforme n'a subi aucune modification par la suite. La seule préoccupation concernait d'éventuelles fuites, étant donné que les joints et autres dispositifs d'étanchéité de la plateforme peuvent s'affaiblir avec le temps. Par conséquent, les conduits d'essai ont été soumis à des tests d'étanchéité à deux reprises en utilisant de l'octane normal comme gaz traceur, et dans un cas comme dans l'autre, les fuites d'air étaient inférieures à 0,2 %, ce qui est conforme au critère de la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE.

Sur les deux plateformes d'essai, le COV à tester était introduit au moyen d'une pompe à seringue automatique (KD Scientific). Le COV était injecté de façon constante dans un flux d'air comprimé au moyen d'un tube en PTFE. Ce débit d'air de transport était contrôlé par un régulateur de débit massique (Omega FMA 5400/5500) de manière à assurer l'évaporation du COV injecté, mais restreint à moins de 1 % du débit d'air de l'appareil de purification de l'air à tester pour ne pas perturber les conditions d'essai.

Tableau 4-1. Résultats des premiers tests de qualification de la plateforme d'essai à grande échelle

Test de qualification	Exigence	Résultat
Test d'uniformité de la vitesse d'écoulement de l'air dans le conduit	CV < 10 %	8,6-9,0 % (2000 pi ³ /min) 6,5-8,6 % (500 pi ³ /min) (OK)
Test de fuite du conduit : rapport taux de fuite / débit d'air de l'essai	< 1 %	0,082 % (OK)
Test de fuite du conduit : fuite totale admissible	< VLE (Toluène 100 ppm)	80 ppb (OK)
Uniformité de dispersion du contaminant	CV < 15 %	4,76-5,67 % (2000 pi ³ /min) 4,78-4,98 % (500 pi ³ /min) (OK)
Mélange en aval	CV < 10 %	2,01-2,02 % (2000 pi ³ /min) 2,77-3,12 % (500 pi ³ /min) (OK)
Débit d'air du système générateur de contaminant gazeux	< 1 % du plus faible débit du montage expérimental	0,014 % (OK)
Étalonnage de l'analyseur de gaz (0, 10, 50 et 100 % de la concentration de l'essai)	Selon la norme applicable au gaz traceur, sans air	B&K : Toluène R2 = 0,99 @ 50 % HR (0,2,5,10,20,50,100 ppm) (OK)
Temps de réponse du générateur de contaminant et du conduit	Aucun niveau prédéfini	306 secondes (OK)
Test sans filtre et vérification globale du système	Efficacité calculée pour le test sans filtre < 5 % Concentration calculée ≤ 10 %	Efficacité absolue moyenne = 2,75 % (OK)

4.2 Méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'air

4.2.1 Instruments à lecture directe

Un analyseur photoacoustique (Innova, type 1312) jumelé à un échantillonneur multicanal automatique (CBISS MK3) a été utilisé pour mesurer la concentration en contaminant de l'air en temps réel en amont et en aval du système de purification de l'air à tester sur la plateforme à quatre conduits. L'analyseur photoacoustique est équipé de filtres photoacoustiques pour les hydrocarbures totaux (HT, calibrés comme le toluène), les aldéhydes (calibrés comme le formaldéhyde), le monoxyde de carbone (CO) et le dioxyde de carbone (CO₂). Comme la sensibilité de l'appareil diffère selon les hydrocarbures ou les aldéhydes, les résultats obtenus ne peuvent servir à évaluer l'efficacité des technologies de purification de l'air par oxydation à éliminer les COV. Par conséquent, sa principale utilité tient au contrôle de la qualité des essais, afin d'assurer l'introduction du gaz à tester et le maintien d'une concentration constante. Au départ, nous avons prévu d'utiliser les données de mesure de CO et de CO₂ pour évaluer le taux de minéralisation (c.-à-d. d'oxydation complète) des systèmes de purification de l'air par oxydation. Les essais effectués nous ont toutefois amenés à comprendre que cela était impraticable pour les raisons suivantes : 1) notre installation d'essai est volumineuse, de sorte que l'air de transport se trouve être l'air filtré du laboratoire, contrairement à l'air comprimé utilisé dans des études antérieures ; les niveaux de CO et de CO₂ fluctuent dans l'air intérieur, et les occupants de la pièce produisent eux-mêmes du CO₂, de sorte qu'il est difficile d'isoler la portion produite par l'unité de purification de l'air par oxydation à tester ; 2) les taux de génération de CO et de CO₂ des systèmes commerciaux de purification de l'air par oxydation ne sont pas élevés du fait des concentrations de COV à tester relativement faibles utilisées dans cette étude ou du faible rendement de conversion.

Deux instruments de surveillance de l'ozone (l'analyseur d'ozone à six canaux en hygiène du travail de Teledyne Instruments et le capteur d'ozone modèle 202 de 2B Technologies) ont été utilisés dans le cadre de cette étude pour mesurer l'ozone généré par les appareils de purification de l'air par oxydation. Ces instruments reposent sur la technologie d'absorption UV, soit l'une des technologies de mesure de l'ozone approuvées par l'EPA des États-Unis, et leurs plages de détection, allant des ppb aux ppm, sont suffisantes pour ce projet. L'analyseur à six canaux a été monté sur la plateforme d'essai à quatre conduits pour mesurer la concentration en ozone en amont, en aval de chaque conduit et dans l'air d'échappement après l'épurateur d'ozone. L'autre instrument a été monté sur la plateforme d'essai à grande échelle pour comparer les niveaux d'ozone en aval de l'unité de purification de l'air à tester avant et après sa mise sous tension.

D'autres mesures effectuées aux fins de cette étude portaient sur le débit d'air, la température et l'humidité relative. Sur la plateforme d'essai à quatre conduits, les débits d'air ont été mesurés au point d'échappement à l'aide d'un débitmètre volumétrique automatique à compensation de pression (DIFF automatique, Observator Instruments), adapté à la mesure de faibles débits (10-400 m³/h) avec une précision de $\pm 3\%$. La fiabilité a été vérifiée par le biais d'une étude du Lawrence Berkeley National Laboratory (Stratton, Turner, Wray et Walker, 2012). Sur la plateforme d'essai à grande échelle, le débit d'air a été calculé en mesurant la pression différentielle à travers la tuyère à long rayon de l'ASME, comme le prescrit la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE. La pression différentielle à travers la tuyère et la chute de pression due à l'épurateur d'air d'essai ont été mesurées au moyen de capteurs de pression différentielle

(transmetteur de pression différentielle Cuba Control, type 694). La température et l'humidité relative en amont et en aval du filtre testé étaient contrôlées par des transmetteurs de mesure (Vaisala, HMT100) aussi bien sur la plateforme d'essai à grande échelle que sur la plateforme d'essai à quatre conduits parallèles. Ces transmetteurs de mesure étaient reliés à un système d'acquisition de données (Agilent 34970A Data Acquisition/Switch Unit) afin de recueillir les données pertinentes.

4.2.2 Échantillonnage actif des COV et méthodes d'analyse par DTA-CPG-SM

Afin d'analyser les COV à tester et d'autres COV générés en tant que sous-produits d'oxydation, des échantillons d'air ont été recueillis sur des tubes d'adsorption à lits multiples (SUPELCO AirToxic®) aux fins de désorption thermique selon un débit d'air d'échantillonnage de 50 ml/min à l'aide de pompes d'échantillonnage personnelles calibrées (GilAir-3/5, Sensidyne). On a d'abord mesuré le débit d'air de la pompe sur le banc avant chaque essai ; quelques variations mineures (de moins de $\pm 5\%$) ont toutefois été observées en raison de variations de pression survenant au moment où la pompe était reliée aux conduits d'essai. Afin de réduire au minimum les incertitudes de test, les débits d'échantillonnage réels pendant les essais ont été surveillés en alternance à l'aide d'un étalon primaire de débit (Bios Definer 220) relié à son propre logiciel d'acquisition de données (Bios Drycal). La durée d'échantillonnage de l'air variait en fonction de la concentration en COV à tester afin d'éviter toute surcharge des tubes d'échantillonnage. L'intervalle d'échantillonnage était uniformément réparti selon la concentration d'essai. Les tubes d'échantillonnage utilisés dans cette étude étaient faits d'acier inoxydable et remplis de Carbotrap B, puis d'adsorbant Carbosieve, lesquels sont formulés pour capturer les COV C3-C12 selon la méthode TO-17 de l'EPA (EPA, 1999a). Avant l'échantillonnage, les tubes étaient conditionnés pendant au moins 30 minutes à 320 °C sous un débit d'hélium (He) de 50 ml/min avant d'être scellés. Après l'échantillonnage, les tubes étaient scellés aux deux extrémités avec des bouchons en laiton étanches au gaz pourvus de bagues en PTFE, puis enveloppés de feuilles d'aluminium et entreposés dans des sacs en BEPD à température ambiante.

Deux systèmes d'analyse différents ont été utilisés dans cette étude. Dans le premier système, les COV – recueillis sur des tubes adsorbants – étaient libérés par un désorbeur thermique automatique (Perkin-Elmer TurboMatrix® 650 ATD) et introduits dans un CPG/SM (Perkin-Elmer Clarus® 500) avec une colonne capillaire spéciale (Perkin-Elmer Elite-VMS, 60 m, 0,32 mm de Di, et 1,8 μm d'épaisseur de pellicule) aux fins d'analyse qualitative et quantitative des COV. Les méthodes de désorption thermique employées consistaient en une purge initiale à sec sous débit d'hélium de 50 ml/min à température ambiante afin d'éliminer l'humidité, suivie de la désorption primaire d'un tube d'échantillon à 240 °C pendant 4 minutes sous débit d'hélium de 20 ml/min et débit de 60 ml/min au diviseur d'entrée. Au cours de la désorption primaire, la température du piège (Perkin-Elmer AirToxic®) était maintenue à -20 °C, puis portée à 300 °C à raison de 40 °C/s pour la désorption secondaire du piège. Au cours de la désorption secondaire, un débit de 48 ml/min était appliqué au diviseur de sortie. Les températures de la ligne de valeur et de la ligne de transfert étaient maintenues à 225 °C et 220 °C, respectivement. La température du four du CPG, au départ de 40 °C pendant 5 min, était ensuite augmentée de 5 °C/min jusqu'à 110 °C, puis augmentée de 20 °C/min jusqu'à 200 °C, où elle était maintenue pendant 15 min. L'hélium (He) était utilisé comme gaz porteur, et le débit de la colonne du CPG était de 2,0 ml/min. Les analyses du spectromètre de masse portaient sur des rapports masse/charge de 40 à 150 m/z selon un temps de balayage de 0,25 min et un intervalle interbalayage de 0,01 s, entre

des temps de séjour de 5,0 min et 25,0 min. Un étalonnage en cinq points a été appliqué aux COV à tester aux fins de l'analyse de quantification.

Dans l'autre système, les COV – prélevés sur des tubes adsorbants – étaient libérés par l'hélium d'un désorbeur thermique automatique (Perkin-Elmer TurboMatrix® 650 ATD), puis introduits dans un CPG/SM (Agilent Technology, 7890B/5977B MSD). Les méthodes de désorption thermique employées consistaient en une purge initiale à sec sous débit d'hélium de 50 ml/min à température ambiante afin d'éliminer l'humidité, suivie du chargement d'un étalon interne et de la désorption primaire (tube) à 300 °C pendant 10 minutes sous débit d'hélium de 25 ml/min et débit de 40 ml/min au diviseur d'entrée. Puis, au cours de la désorption secondaire (piège Perkin-Elmer AirToxic®), la température du piège était maintenue à 27 °C, puis portée à 300 °C à raison de 40 °C/s pendant 5 min. Au cours de la désorption secondaire, la température des lignes de valeur et de transfert était maintenue à 150 °C. En les introduisant dans le CPG/SM, les analytes étaient séparés sur une colonne HP-5MS UI GC, 30 m, 0,250 mm de Di, et 0,25 µm d'épaisseur de pellicule (Agilent J&W). La température du four du CPG, au départ de 35 °C pendant 4 min, était ensuite augmentée de 8 °C/min jusqu'à 100 °C, puis augmentée à 110 °C/min et jusqu'à 300°C, où elle était maintenue pendant 5 min. L'hélium était utilisé comme gaz porteur, et le CPG était utilisé en mode division. La température à la source du SM était maintenue à 230 °C (maximum 250 °C) et la température quad du SM était maintenue à 150 °C (maximum 200 °C). Les analyses du spectromètre de masse portaient sur des rapports masse/charge de 30 à 290 m/z. Un étalonnage en cinq points a été appliqué aux COV à tester aux fins de l'analyse de quantification.

L'interférence de l'ozone dans l'échantillonnage des COV étant préoccupante, nous avons testé deux épurateurs d'ozone commerciaux différents, l'un constitué de mailles en acier inoxydable revêtues de dioxyde de manganèse, et l'autre de 1,5 g d'iodure de potassium (KI) granulaire (épurateur d'ozone Supelco), originellement conçu pour l'échantillonnage de composés carbonyles et utilisant des cartouches de 2,4-dinitrophénylhydrazine (DNPH). Nous avons toutefois constaté que les épurateurs d'ozone testés ne faisaient pas qu'éliminer l'ozone ; ils pouvaient aussi réduire de plus de 50 % l'efficacité de captation sur les tubes adsorbants AirToxic. Compte tenu de cet effet indésirable, nous n'avons pas utilisé d'épurateur d'ozone dans l'échantillonnage des COV. La mesure de l'interférence de l'ozone dans l'échantillonnage des COV selon nos méthodes d'essai n'est pas simple, car elle exige de distinguer les réactions homogènes de l'ozone avec les COV dans l'air du conduit des réactions hétérogènes de l'ozone avec les COV recueillis dans le tube adsorbant. Les essais effectués dans des conditions de réaction homogènes défavorables (p. ex. débits élevés et concentrations élevées en COV à tester) ont révélé une très faible efficacité d'élimination (inférieure à 5 %) dans le cas du toluène, et ce, malgré une forte concentration en ozone (soit 1,1 ppm). Cela pourrait indiquer que l'interférence de l'ozone dans l'échantillonnage des COV sous forme de réactions hétérogènes avec les COV recueillis dans les tubes est sans conséquence. Ce qui pourrait s'expliquer par le fait que les tubes de solvants que nous avons utilisés ne contenaient pas de Tenax®, lequel est plus sujet aux interférences de l'ozone (Cao et Hewitt, 1994; Woolfenden, 1997).

4.2.3 Échantillonnage actif des aldéhydes et des cétones, et méthode d'analyse par CLHP

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'air employées dans cette étude pour les aldéhydes et les cétones ont été mises au point selon la méthode TO-11A de l'EPA (EPA, 1999b). Des échantillons ont été recueillis de façon périodique aux points de prélèvement en amont et en aval sur des cartouches de 2,4-dinitrophénylhydrazine (DNPH) (SUPELCO, LpDNPH S10L) afin de convertir les composés carboxyliques piégés en dérivés d'hydrazone. Pour mesurer la génération de sous-produits, au moins 50 litres d'air (notamment lors des essais préliminaires), mais censément plutôt 90 ont été prélevés au moyen de pompes d'échantillonnage étalonnées selon un débit d'échantillonnage d'environ 1 l/min. Lorsque des cétones comme l'acétone et la méthyléthylcétone étaient utilisées comme COV à tester, le volume d'échantillonnage était ajusté en fonction de la concentration d'essai. Étant donné que certaines des technologies de purification de l'air par oxydation évaluées dans cette étude peuvent générer de l'ozone – lequel peut décomposer les analytes recueillis dans les cartouches de DNPH –, l'épurateur d'ozone à iodure de potassium (KI) a été placé devant la cartouche de DNPH dans chaque conduite d'échantillonnage, et régulièrement remplacé selon les recommandations du fabricant.

Les cartouches échantillonnées ont été gardées au réfrigérateur jusqu'à ce qu'elles soient éluées avec 4 ml d'acétonitrile. La durée d'entreposage était généralement inférieure à une semaine. Les échantillons élués étaient ensuite analysés au moyen d'un CLHP avec une colonne LC-18 (SUPELCO, Supelcosil™ LC-18, 25 cm × 4,6 mm, 5 µm), un passeur d'échantillons et un détecteur d'UV/Vis (Perkin-Elmer Flexar). Le volume d'injection était de 20 µl. La méthode isocratique, avec 72 % d'acétonitrile et 28 % d'eau désionisée comme phase mobile selon un débit total de 1 ml/min pendant 10 minutes, a été appliquée. Le CLHP a été étalonné avec un mélange de carbonyle-DNPH à six composants (formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine, acétone, propionaldéhyde et crotonaldéhyde) pour chaque concentration analytique de 15 µg/ml et MEC-DNPH de 100 µg/ml. La courbe d'étalonnage a été constituée par une série de points d'étalonnage couvrant la plage de concentrations d'intérêt pour quantifier les résultats obtenus avec le CLHP. Un étalonnage ponctuel a périodiquement été effectué en guise d'inconnue pour vérifier l'intégrité de l'étalonnage.

4.3 Procédures d'essai générales

Pour les essais sur la plateforme à quatre conduits, les procédures générales suivantes ont été appliquées :

- 1) **Démarrage** – Tout d'abord, les ventilateurs étaient mis sous tension, et le programme de surveillance au moyen du logiciel VEE pro était lancé pour assurer le suivi et l'enregistrement des données de tous les transducteurs connectés au système d'acquisition de données.
- 2) **Réglage du débit d'air et surveillance de fond** – L'analyseur multigaz et le capteur d'ozone étaient démarrés pour mesurer les concentrations de fond pendant au moins 30 min. La vitesse du ventilateur était ensuite réglée, et le débit d'air de chaque conduit était vérifié à l'aide d'un débitmètre (DIFF automatique, Observer Instruments).

- 3) **Début d'injection de COV à faible concentration** – Une fois les conditions expérimentales stabilisées, l'injection à faible débit du COV à tester débutait, et le niveau d'hydrocarbures totaux (HT) était surveillé dans l'analyseur multigaz de manière à assurer la stabilité de la concentration en COV à tester.
- 4) **Mise en marche des systèmes de purification de l'air d'essai** – Dix minutes après le début de l'injection de COV, les systèmes de purification de l'air par oxydation à tester étaient mis en marche en allumant les lampes UV et le PNT. L'intensité du rayonnement UV était surveillée à l'aide d'un radiomètre installé dans chaque conduit pour contrôler sa stabilité.
- 5) **Échantillonnage de l'air lors des essais à faible concentration** – Une fois le rayonnement UV stabilisé – après environ 5 minutes –, l'échantillonnage de l'air débutait. Lorsque les COV à tester étaient des cétones, seul l'échantillonnage avec cartouches de DNPH était effectué. Dans le cas des autres COV à tester, l'échantillonnage était effectué aussi bien avec cartouches de DNPH qu'avec tubes AirToxic. Les détails relatifs aux méthodes d'échantillonnage de l'air sont présentés dans la section précédente. En ce qui concerne l'échantillonnage des COV à tester, deux à trois séries d'échantillons d'air étaient prélevées à intervalle régulier – selon les concentrations d'essai –, et un échantillonnage à la DNPH pour mesurer les sous-produits était réalisé sur une série d'échantillons d'air en raison des exigences relatives à l'échantillonnage de longue durée. Les essais à faible concentration étaient menés pendant au moins 2 heures.
- 6) **Période de régénération et échantillonnage de désorption** – L'injection de COV était interrompue pendant une heure pour préparer les essais à concentration élevée, ce qui permettait de régénérer les photocatalyseurs. Lorsque les systèmes UV-OPC utilisaient des substrats ayant une capacité d'adsorption élevée, un échantillonnage de l'air était effectué pour mesurer toute génération de COV à tester et de sous-produits connexes désorbés du photocatalyseur.
- 7) **Début d'injection de COV à concentration élevée** – Le COV à tester était injecté aux fins d'essais à concentration élevée, lesquels duraient au moins 2 heures.
- 8) **Échantillonnage de l'air lors des essais à concentration élevée** – Environ 15 minutes après l'injection de COV pour essais à concentration élevée, l'échantillonnage de l'air débutait comme pour les essais à faible concentration.
- 9) **Échantillonnage de désorption** – Afin de mesurer le COV à tester et les intermédiaires de réaction libérés par l'OPC, l'échantillonnage de l'air était effectué pendant 1 heure après la fin de l'injection du COV.
- 10) **Arrêt des systèmes de purification de l'air d'essai** – Les systèmes de purification de l'air d'essai étaient éteints, tandis que l'analyseur multigaz et le capteur d'ozone étaient maintenus en fonction pour vérifier le retour aux niveaux de fond.
- 11) **Clôture** – Avant d'éteindre les ventilateurs, les débits d'air étaient vérifiés une dernière fois avec le débitmètre par mesure de sûreté. Dans le cas des appareils avec stockage intégré des données, les données enregistrées étaient transférées au terme des essais. Tous les

systèmes d'essai et les appareils utilisés étaient ensuite mis hors tension. Les échantillons d'air étaient scellés et entreposés.

La plupart des essais effectués sur la plateforme à quatre conduits ont été réalisés pour deux concentrations différentes de COV à tester, et la durée totale des essais était d'environ sept heures. Pour certains des essais visant à étudier l'effet de la concentration de COV à tester, trois niveaux différents étaient testés au cours d'une même journée. Afin d'éviter d'éventuels problèmes de surcharge ou de désactivation avec les systèmes UV-OPC, les essais procédaient toujours de la plus faible concentration aux concentrations plus élevées.

Les essais à grande échelle se sont déroulés de façon comparable, sauf en ce qui a trait aux procédures de démarrage et de mesure des débits d'air. Le ventilateur était mis sous tension, et le débit d'air était réglé dès le départ. Étant donné que la plateforme d'essai comporte une tuyère ASTM pour la mesure des débits d'air, la pression différentielle était mesurée et enregistrée par le système d'acquisition de données de façon continue. Par conséquent, aucune mesure distincte des débits d'air n'était requise. Une fois le débit d'air réglé, l'humidificateur était au besoin mis sous tension. Comme les conditions d'essai pouvaient considérablement changer après le démarrage de l'humidificateur, elles étaient, le cas échéant, étroitement surveillées jusqu'à ce qu'elles se stabilisent. L'injection de COV débutait ensuite. Les détails relatifs aux méthodes d'essai à grande échelle recommandées sont présentés au chapitre 6.

4.4 Méthodes d'analyse des données

Dans cette étude, la performance des technologies de purification de l'air par oxydation a principalement été évaluée en termes d'efficacité d'élimination des COV et de taux de génération de sous-produits. L'efficacité (E) d'élimination des COV à tester se calcule comme suit :

$$E(\%) = \frac{C_{amont} - C_{aval}}{C_{amont}} \times 100 \quad (4-1)$$

où C_{amont} et C_{aval} représentent les concentrations de COV à tester en amont et en aval de l'épurateur d'air d'essai, respectivement.

La notion de débit d'air purifié (DAP) a initialement été conçue par l'Association of Home Appliance Manufacturers (AHAM, 2015) pour évaluer la performance des appareils de purification de l'air ambiant. Vu son emploi largement répandu, les rapports d'évaluation des systèmes de purification de l'air l'ont par la suite adoptée (Siegel, 2016; Zhang *et al.*, 2011). Pour les essais dynamiques à une seule passe, comme ceux de cette étude, le DAP peut être déterminé comme suit :

$$DAP = \eta \cdot Q \quad (4-2)$$

où η représente l'efficacité d'élimination exprimée en fractions, et Q, le débit d'air à travers l'épurateur d'air d'essai [m^3/h].

Le taux de génération (G_i) de sous-produit i était calculé comme suit :

$$G_i = (C_{i,aval} - C_{i,amont}) \cdot Q \quad (4-3)$$

où $C_{i,amont}$ et $C_{i,aval}$ représentent les concentrations de sous-produit i [mg/m^3] en amont et en aval.

Le taux de génération d'ozone était simplement défini par la différence de concentration entre l'aval et l'amont de l'appareil de purification de l'air, car il est alors plus facile à comparer avec les niveaux d'ozone acceptables.

Des études antérieures sur la performance des technologies de purification de l'air par oxydation ont appliqué un rapport de minéralisation (M) pour mesurer le niveau d'oxydation complète, lequel se définit comme suit :

$$M(\%) = \frac{[CO_2] + [CO]}{N_C([C_{amont}] - [C_{aval}])} \times 100 \quad (4-4)$$

où $[CO_2]$ et $[CO]$ représentent les concentrations molaires de CO_2 et de CO générés par l'appareil de purification de l'air par oxydation, respectivement ; $[C_{amont}]$ et $[C_{aval}]$, les concentrations molaires de COV à tester en amont et en aval de l'épurateur d'air d'essai, respectivement ; et N_C , le nombre de carbones du COV à tester. Par exemple, le N_C du toluène est 7.

Le rapport de minéralisation n'a cependant pas pu être inclus dans l'analyse des données de cette étude pour les raisons suivantes :

- 1) Vu les débits d'air élevés propres à cette étude, l'air filtré du laboratoire a été utilisé comme air de transport, ce qui diffère des essais sur banc expérimental mentionnés dans la littérature, où l'air de transport utilisé était soit de l'air pur, soit un mélange d'oxygène et d'azote. L'épuration du CO_2 et du CO à faible concentration et à température ambiante s'avère techniquement difficile, surtout si l'on tient compte des dimensions des plateformes d'essai. Par conséquent, les niveaux de CO_2 et de CO dans l'air de transport n'ont pas été contrôlés. Par ailleurs, la présence variable d'occupants dans le laboratoire influe grandement sur le niveau de CO_2 dans l'air intérieur.
- 2) Comme les concentrations de COV à tester étaient faibles par rapport aux concentrations globales de CO_2 et de CO dans l'air intérieur, les quantités de CO_2 et de CO générées par le système de purification de l'air d'essai se situaient généralement dans la plage d'erreur de mesure de l'analyseur multigaz (par exemple, 1 % de la valeur mesurée). Par exemple, lorsque la concentration de CO_2 est de 600 ppm, l'erreur s'établit à ± 6 ppm. Si le toluène est le COV à tester et que la concentration d'essai est de 1 ppm, au terme de l'oxydation complète, 7 ppm de CO_2 seraient générées. Cela dit, les appareils de purification de l'air testés présentent généralement une efficacité d'élimination du toluène inférieure à 50 % ; par conséquent, même dans le cas d'une minéralisation complète, le niveau de CO_2 généré se situe dans la plage d'erreur de mesure de l'analyseur de CO_2 .

4.5 Matériaux d'essai

Tous les produits chimiques utilisés dans cette étude étaient de qualité CPG ou CLHP et provenaient de Fisher Scientific ou Sigma Aldrich. Le tableau 4-2 présente la liste des COV initialement sélectionnés comme composés à tester aux fins de ce projet de recherche, de même que les raisons pour lesquelles ils l'ont été. Après la mise au point et l'étalonnage des méthodes d'analyse par CPG-SM, les essais préliminaires de certains systèmes de purification de l'air par oxydation ont permis de constater que l'analyse par DTA-CPG-SM de l'éthanol et de l'isopropanol

ne pouvait offrir la fiabilité et la sensibilité requises dans cette étude. L'inadéquation de l'isopropanol en contexte de désorption thermique a déjà été signalée (Zhu, Yao, Li et Chan, 2014). Les coefficients de variation de ces composés étaient supérieurs à 12 %. Étant donné que certaines unités de purification de l'air par oxydation présentent une faible efficacité (p. ex. inférieure à 10 %), la méthode d'analyse doit offrir une plus grande précision. Les méthodes d'analyse de l'IRSST pour le méthanol et ces deux composés (Drolet et Beauchamp, 2013) ont été prises en considération ; les valeurs minimales qu'elles fournissent sont toutefois trop élevées aux fins de la présente étude, car les méthodes en question sont principalement conçues pour l'échantillonnage de l'air en milieu de travail. Compte tenu des faibles concentrations d'essai retenues dans cette étude, les méthodes de l'IRSST nécessitaient une durée d'échantillonnage de plus de 30 heures. En raison de ces contraintes, les composés mentionnés ci-dessus ont été exclus, et l'isobutanol (n° CAS : 78-83-1), qui fait partie des COV à tester dans la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE, a été inclus en guise de remplacement comme représentant du groupe alcool. L'isobutanol a une masse molaire de 74,121 g/mol et une énergie d'ionisation de 10,02 eV.

Les systèmes de purification de l'air et les pièces d'équipement utilisés pour cette étude étaient de type commercial, et ils ont été soit achetés, soit fournis par divers fabricants. Afin d'en protéger l'exclusivité, les fabricants ne dévoilent aucun renseignement détaillé sur leurs produits, et les accords de confidentialité conclus avec eux interdisent la divulgation du nom de leurs produits.

Un seul photocatalyseur (OPC-F) a été préparé dans notre laboratoire aux fins de comparaison avec les OPC commerciaux. Un feutre de charbon actif fibreux a été plongé dans une solution à 5 % en poids de nanopoudres de dioxyde de titane (TiO_2) en phase anatase dont la taille des particules était inférieure à 25 nm (Sigma-Aldrich Co.) dans de l'eau désionisée, puis séché à l'air dans des conditions intérieures ambiantes.

Tableau 4-2. Sélection initiale des COV à tester

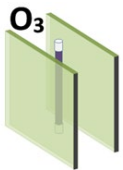
COV	Famille	N° CAS	Masse molaire [g/mol]	Énergie d'ionisation [eV]	RSST du Québec Annexe I * VEMP [ppm]	Rapport de l'IRSST R-712 (2011)	Fréquence de détection dans l'étude BASE de l'EPA des É.-U. [%]	Norme 145.2-2016 de l'ASHRAE
Toluène	Aromatique	108-88-3	92,04	8,83	50	√	100	√
o-Xylène	Aromatique	95-47-6	106,17	8,56	100	√	100	√
Styrène	Aromatique	100-42-5	104,15	8,46	50	√	99	-
Acétone	Cétone	67-64-1	58,08	9,70	500	√	100	√
Méthyléthyl-cétone (MEC)	Cétone	78-93-3	72,11	9,52	50	√	99	√
Méthanol	Alcool	67-56-1	32,04	10,84	200	√	-	-
Éthanol	Alcool	64-17-5	46,07	10,48	1000	-	100	√
Alcool isopropylique	Alcool	67-63-0	60,10	10,17	400	-	100	√
Hexane normal	Alcane	110-54-3	86,18	10,13	50	√	98	√
Octane normal	Alcane	111-65-9	114,23	9,80	300	-	99	-

*VEMP : valeur d'exposition moyenne pondérée

Les systèmes générateurs d'ozone commerciaux utilisent les technologies de décharge par effet corona ou de lampes UV sous vide (UVV). Les unités à décharge par effet corona génèrent davantage d'ozone, de sorte que cette technologie est généralement utilisée aux fins de traitement d'urgence de l'air intérieur. Puisque, dans les conduits de ventilation, la production d'ozone des ozoneurs doit être limitée pour ne pas mettre les occupants en danger, on a généralement plutôt recours aux lampes UVV. Par conséquent, des lampes UVV (Atlantic Ultraviolet Co., modèle G18T5VH-U) ont été testées à titre de systèmes générateurs d'ozone dans cette étude. O3-A et O3-B font respectivement référence à l'emploi d'une ou deux lampes UVV. Dans la pratique, le capteur d'ozone est installé dans l'espace occupé afin de moduler la quantité d'ozone générée pour qu'elle ne dépasse pas la limite de concentration en ozone, qui est normalement de 50 ppb. Dans le cadre de nos essais, cette modulation n'a toutefois pas été appliquée, afin de pouvoir mesurer l'efficacité d'élimination sous concentrations d'ozone constantes.

Le tableau 4-3 résume les systèmes de purification de l'air par oxydation testés sur la plateforme à quatre conduits. Compte tenu de la taille restreinte des conduits d'essai, la plupart des appareils de purification de l'air commerciaux ne pouvaient être raccordés à la section d'essai. En ce qui concerne les systèmes d'OPC, cinq photocatalyseurs commerciaux ont été testés dans des conditions de lumière UV comparables. Étant donné que la technologie UV-OPC est plus répandue dans le marché, selon une variété de configurations et de conditions d'éclairage, plus de systèmes UV-OPC ont été testés dans cette étude. Tandis que les OPC-A à F ont été installés de manière à couvrir toute la surface de section transversale du conduit d'essai perpendiculairement à l'orientation du flux d'air, les OPC-G et H sont de type bâton et équipés d'une lampe UV droite en position centrale, les photocatalyseurs étant montés dans des zones restreintes à proximité de la lampe. Lorsque le photocatalyseur « A » est appliqué avec des lampes UVC, on utilise la notation « OPC-A », tandis qu'on utilise « OPC-A1 » dans le cas de lampes UVV. Le photocatalyseur « B » a également été testé avec les lampes UV fournies par les fabricants, d'où les notations « OPC-B2 » pour les lampes UVC et « OPC-B3 » pour les lampes UVV. Les lampes UV fournies par les fabricants comme faisant partie de leurs systèmes UV-OPC (c.-à-d. OPC-G, OPC-H, OPC-B2 et OPC-B3) ne l'ont été qu'avec peu d'information. En raison des contraintes de taille et des plages de faibles débits applicables sur la plateforme d'essai à quatre conduits, le système à PNT normalement utilisé dans les conduits de ventilation n'a pas pu être testé; nos essais ont donc plutôt porté sur de petites unités à PNT habituellement utilisées dans les appareils de purification de l'air intérieur ambiant.

Tableau 4-3. Résumé des systèmes de purification de l'air par oxydation testés sur la plateforme à quatre conduits

Groupe technologique	Notation	Information sur le système de purification de l'air		
		Source de lumière	Substrat d'OPC	Configuration
Oxydation photo-catalytique (OPC)	OPC-A	Deux lampes à mercure à basse pression UVC en U (Atlantic Ultraviolet Co., modèle G18T5L-U)	Tampon de fibre de verre	
	OPC-B		Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-C		Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-D		Mousse de nickel	
	OPC-E		Nid d'abeille en aluminium	
	OPC-F		Tampon de fibre de charbon actif	
	OPC-G	Une lampe UV droite (aucune information)	Nid d'abeille métallique	
	OPC-H	Une lampe UVC droite (aucune information)	Monolithe de charbon actif	
	OPC-A1	Deux lampes à mercure à basse pression en U. Lampes UVV (Atlantic Ultraviolet Co., modèle G18T5VH-U)	Tampon de fibre de verre	
	OPC-B1		Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-C1		Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-B2	Une lampe à mercure à basse pression UVC droite (aucune information)	Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-B3	Une lampe à mercure à basse pression UVV droite (aucune information)	Panneau maillé en aluminium déployé	
Plasma non thermique (PNT)	PNT-A	Trois petites unités PNT à décharge à barrière CA		Orientation perpendiculaire au flux d'air
	PNT-B	Trois petites unités PNT à décharge à barrière CC		
	PNT-C	Deux unités PNT moyennes à décharge à barrière		
Ozonation	O3-A	Une lampe à mercure à basse pression UVV en U		
	O3-B	Deux lampes à mercure à basse pression UVV en U		

Pour l'ozonation, des lampes à mercure à basse pression UVV (Atlantic Ultraviolet Co., modèle G18T5VH-U) ont été utilisées. Certains des OPC ont été testés quant à leur efficacité à éliminer l'ozone, et différents nombres de couches d'OPC ont été testés, comme le montre la figure 4-3 : pour une couche d'OPC, deux lampes ont été installées en amont de l'OPC ; pour deux couches d'OPC, un OPC a été installé en amont et l'autre en aval, à 5 cm de deux lampes UV ; et pour trois couches d'OPC, quatre lampes UV ont été installées en deux rangées, et les OPC ont été installés en amont, entre les rangées et en aval des lampes UV.

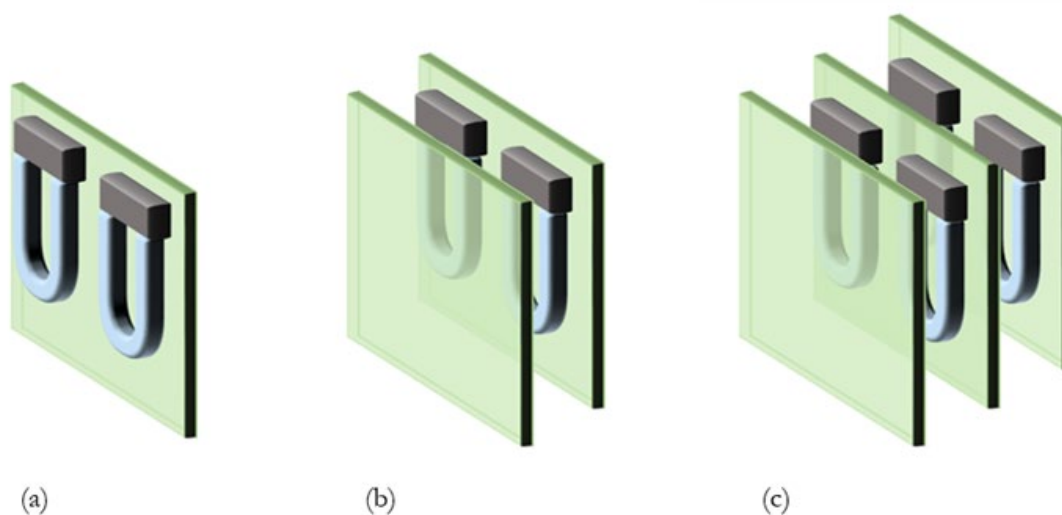


Figure 4-3. Configurations d'UV-OPC de différents nombres de couches retenues pour les essais d'élimination de l'ozone : a) une couche d'OPC, b) deux couches d'OPC, et c) trois couches d'OPC.

Le tableau 4-4 résume les unités de purification de l'air testées sur la plateforme à grande échelle. Les systèmes testés comprenaient sept systèmes d'OPC, trois systèmes combinant OPC et épuration par adsorption, deux ozoneurs et deux unités à plasma non thermique. Comme la plateforme d'essai à grande échelle est peu restrictive quant à la taille des unités à tester, nous avons principalement retenu des modèles commerciaux standard. Néanmoins, lorsque la longueur nominale des lampes UV dans les unités UV-OPC commerciales était de 0,9 m, ce qui était trop long même pour la plateforme d'essai à grande échelle, les fabricants nous ont fourni des lampes UV équivalentes pouvant être utilisées avec la plateforme à grande échelle. Cinq types de catalyseurs commerciaux ont été testés (types 1, 2, 3, 4 et « A »), et le type 4 a été testé dans les configurations à une couche (OPC-4a) et à deux couches (OPC-4) suivant les applications du fabricant. Le photocatalyseur de type « A », testé sur la plateforme à quatre conduits comme l'indique le tableau 4-3, a de nouveau été utilisé sur la plateforme à grande échelle sous deux conditions d'éclairage, soit avec quatre lampes UVC (OPC-Af) ou quatre lampes UVV (OPC-Af1). Les OPC-1 à 3 ont été fournis par le même fabricant, de sorte que les conditions d'éclairage étaient les mêmes avec les deux lampes UVC et les deux lampes UVV. Les OPC-4 et 4a n'ont été utilisés qu'avec des lampes UVC. Deux fabricants d'OPC ont également fourni des épurateurs de sous-produits par adsorption, lesquels ont été utilisés conjointement à leurs unités d'OPC. Les OPC-2 et 4 ont été testés avec l'épurateur fourni installé en aval de la section d'OPC.

Tableau 4-4. Résumé des systèmes de purification de l'air par oxydation testés sur la plateforme à grande échelle

Groupe technologique	Notation	Information sur le système de purification de l'air		
		Source de lumière	Substrat d'OPC	Configuration
Oxydation photocatalytique (OPC)	OPC-Af	4 lampes UVC	Tampon de fibre de verre	2 couches d'OPC et lampes situées au centre
	OPC-Af1	4 lampes UVV	Tampon de fibre de verre	
	OPC-1	2 lampes UVC et 2 lampes UVV	Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-2	2 lampes UVC et 2 lampes UVV	Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-3	2 lampes UVC et 2 lampes UVV	Panneau maillé en aluminium déployé	
	OPC-4	4 lampes UVC	Nid d'abeille métallique	
	OPC-4a	4 lampes UVC	Nid d'abeille métallique	Une couche d'OPC installée en aval des lampes
Oxydation photocatalytique (OPC) avec épurateurs de sous-produits	OPC-2+Sc	2 lampes UVC et 2 lampes UVV	Panneau maillé en aluminium déployé	Modules de charbon actif granulaire en V installés en aval de l'OPC-2
	OPC-4+Sc1	4 lampes UVC	Nid d'abeille métallique	Combinaison de panneau filtrant de type 1, de charbon actif et de média permanganate installée en aval de l'OPC-4
	OPC-4+Sc2	4 lampes UVC	Nid d'abeille métallique	Combinaison de panneau filtrant de type 2, de charbon actif et de média permanganate installée en aval de l'OPC-4
Plasma non thermique (PNT)	PNT-1	Plasma à décharge à barrière		Orientation perpendiculaire au flux d'air
	PNT-2	Plasma à aiguille		
Ozonation	O3-1	2 lampes UVC et 2 lampes UVV		
	O3-2	4 lampes UVV		

5. RÉSULTATS DE L'ÉTUDE PARAMÉTRIQUE SUR LA PLATEFORME À QUATRE CONDUITS

Les méthodes mises au point pour la plateforme à quatre conduits – comme décrites au chapitre 3 – ont été évaluées quant à leur fiabilité, par des essais côte à côte, et quant à leur répétabilité. Différents dispositifs de purification de l'air par oxydation ont ensuite été testés pour évaluer leur capacité à éliminer les COV et dégager des plages de taux de génération de sous-produits. Sur la base des résultats obtenus, quelques systèmes ont été sélectionnés pour une étude plus approfondie des paramètres qui influent sur la performance des appareils de purification de l'air. Ce chapitre présente les résultats relatifs aux systèmes d'essai mentionnés ci-dessus en termes d'efficacité d'élimination et de taux de génération de sous-produits, ainsi que toutes observations pertinentes au développement d'un protocole de test approprié.

5.1 Examen des méthodes d'essai

Pour évaluer la fiabilité des méthodes mises au point pour la plateforme à quatre conduits, l'OPC-A a été testé côte à côte, selon la même configuration, dans les conduits n° 3 et 4 de la plateforme. Il a été testé avec 100 ppb de MEC et un débit d'air de 180 ± 4 m³/h (ou une vitesse d'écoulement de l'air de $0,54 \pm 0,01$ m/s) dans chaque conduit, à $21,4 \pm 0,2$ °C et un taux d'HR de 49 ± 2 %. La figure 5-1 montre les résultats relatifs à l'efficacité d'élimination du MEC et aux taux de génération de sous-produits. Lorsque le MEC est le COV à tester, le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone sont les sous-produits indiqués dans cette étude. Les différences absolues entre les deux résultats d'essai sont mineures – 0,85 % d'efficacité ; taux de génération de 0,15 mg/h de formaldéhyde, de 0,36 mg/h d'acétaldéhyde et de 0,02 mg/h d'acétone.

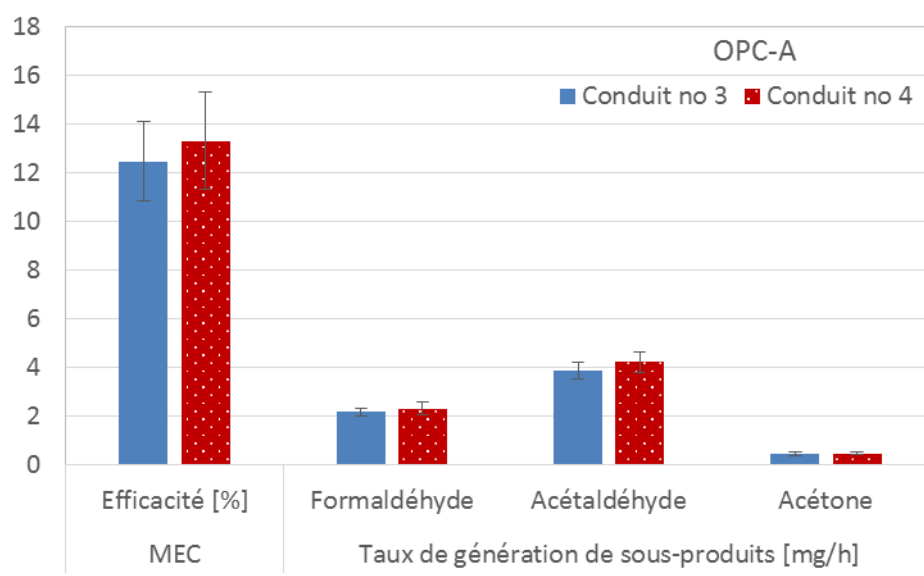


Figure 5-1. Évaluation des méthodes d'essai : Résultats d'essais côte à côte avec l'OPC-A

La fiabilité des méthodes d'essai mises au point a également été évaluée en procédant à des tests de répétabilité. Ces tests ont été effectués à neuf mois d'intervalle, le premier le 4 février 2015 et le second, le 17 novembre 2015. Les personnes qui ont effectué les tests n'étaient pas les mêmes – la moitié des membres de l'équipe a été changée. Les deux tests ont été effectués avec l'OPC-A dans le conduit n° 4 de la plateforme à quatre conduits. Les conditions d'essai étaient les suivantes : 100 ppb d'acétone comme gaz à tester (97 ± 2 ppb), débit d'air de 173 ± 4 m³/h (ou $0,52 \pm 0,01$ m/s) dans chaque conduit, et taux d'HR inférieur à 17 ± 1 %. La température différait légèrement entre les deux essais : $23,6 \pm 0,2$ °C et $20,0 \pm 0,2$ °C en février et en novembre, respectivement. La figure 5-2 présente les résultats des tests de répétabilité en termes d'efficacité d'élimination de l'acétone et de taux de génération de deux sous-produits déterminés, à savoir le formaldéhyde et l'acétaldéhyde. Les différences absolues sont de 0,25 % quant à l'efficacité d'élimination, et de 0,57 mg/h et 0,97 mg/h quant au taux de génération de formaldéhyde et d'acétaldéhyde, respectivement. Compte tenu de la faible efficacité de l'OPC-A à éliminer l'acétone, la différence peut être perçue comme importante ; cependant, lorsqu'on exprime la différence entre les taux de génération de sous-produits sous forme de concentration de sous-produits, la différence n'est que de 2,4 ppbv pour le formaldéhyde et 3,3 ppbv pour l'acétaldéhyde.

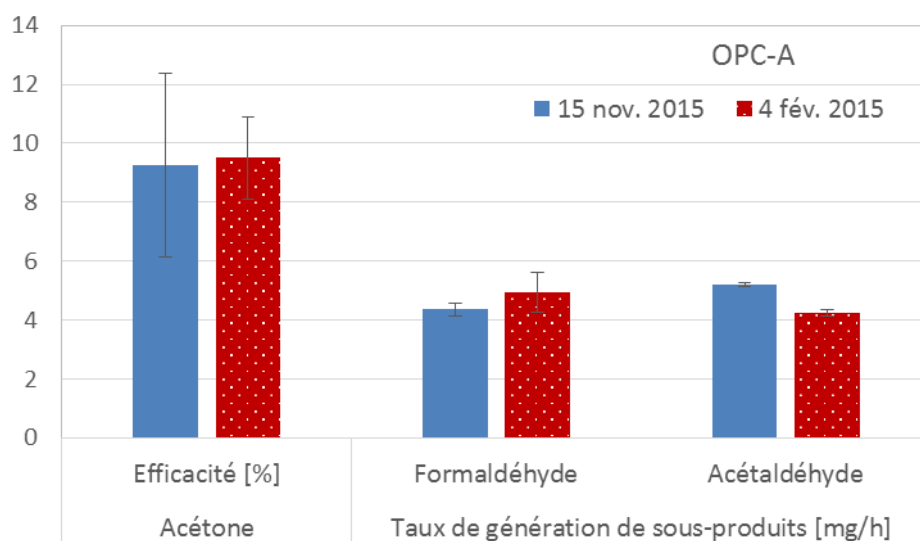


Figure 5-2. Tests de répétabilité avec l'OPC-A

5.2 Performance de différents systèmes de purification de l'air par oxydation

Farhanian et Haghghat (2014) ont testé l'efficacité de trois systèmes différents d'UV-OPC à éliminer l'alcool butylique normal, l'hexane, l'octane, l'acétone, le MEC, le toluène et le p-xylène mesurés individuellement au moyen d'essais portant sur un seul gaz à tester à la fois, et les COV indicatifs de l'efficacité d'élimination médiane étaient le MEC pour deux des OPC et l'acétone pour les autres OPC. Hodgson, Sullivan et Fisk (2005) ont mis au point un système UV-OPC pilote et testé son efficacité à éliminer des mélanges de COV de faible concentration en ppb constitués de COV présents dans les bureaux, les produits de nettoyage et les produits de

construction. Cinquante-deux données d'efficacité recueillies pour 45 COV différents variaient de 85 % à 19 %, et l'efficacité d'élimination du MEC (55 %) se trouvait au milieu de cette fourchette et près du taux d'efficacité moyen (52 %). Sur la base de ces résultats, le MEC a été sélectionné aux fins de comparaison des différents systèmes de purification de l'air par oxydation évalués sur la plateforme d'essai à quatre conduits. Il est aussi utilisé à des fins de contrôle pour étudier de façon plus approfondie les paramètres qui influent sur la performance des appareils de purification de l'air.

Huit photocatalyseurs différents ont été utilisés selon 12 configurations variant surtout quant à la source lumineuse (p. ex. lampes germicides à mercure à basse pression UVC ou lampes génératrices d'ozone à mercure à basse pression UVV), comme décrit au chapitre 3. Tous les photocatalyseurs sauf l'OPC-F étaient de type commercial et ont été achetés ou fournis par les fabricants. L'OPC-F a été conçu dans notre laboratoire et utilisait de la fibre de charbon actif comme substrat pour augmenter l'adsorption. Les détails de sa conception sont fournis au chapitre 2. Deux types de petites unités à PNT, normalement utilisées dans les appareils de purification de l'air intérieur ambiant, ont été testés en raison de la taille restreinte des conduits de la plateforme d'essai à quatre conduits. Pour l'ozonation, des lampes UVV (Atlantic Ultraviolet Co., modèle G18T5VH-U) ont été utilisées. Les appellations O3-A et O3-B correspondent à l'utilisation d'une ou deux lampes UVV, respectivement, et les niveaux d'ozone moyens mesurés aux points de prélèvement en aval étaient de 435 ppb et 1310 ppb, respectivement.

Seize systèmes de purification de l'air différents ont été testés avec 100 ppb de MEC (95 ± 3 ppb) à $21 \pm 0,2$ °C et 26 ± 1 % HR. L'OPC-B et l'OPC-C ont été testés à $37 \pm 0,5$ % HR. Huit systèmes ont été testés avec un débit d'air de 135 ± 7 m³/h (ou une vitesse d'écoulement de l'air de $0,40 \pm 0,02$ m/s), et douze systèmes ont été testés à 176 ± 8 m³/h (ou $0,53 \pm 0,02$ m/s). L'OPC-A, l'OPC-D, l'OPC-E et le PNT-A ont été testés dans les deux conditions d'écoulement de l'air.

La figure 5-3 montre l'efficacité moyenne des systèmes de purification de l'air par oxydation testés à éliminer le MEC en une seule passe. L'efficacité d'élimination varie considérablement d'un système à l'autre, allant de 0 % à 37 %. Les systèmes d'OPC présentent de nettes disparités. Tandis que l'efficacité d'élimination de l'OPC-F, de l'OPC-A1 et de l'OPC-C1 est supérieure à 20 %, celle de l'OPC-B, de l'OPC-D, de l'OPC-E, de l'OPC-G et de l'OPC-H est inférieure à 5 %. En général, les systèmes d'OPC équipés de lampes UVV (soit l'OPC-A1, l'OPC-B1, l'OPC-B3 et l'OPC-C1) ont tendance à être plus efficaces du fait que la présence d'ozone peut accentuer l'oxydation du MEC. L'OPC-F, le seul photocatalyseur non commercial, affiche la plus grande efficacité d'élimination, soit 34 % ; cela est toutefois dû à la capacité d'adsorption plus élevée de la fibre de charbon actif utilisée comme substrat. Comme en témoigne l'important écart-type indiqué à la figure 5-3, l'efficacité d'élimination de l'OPC-F diminuait avec le temps, passant de 61 % la première heure à 20 % après 5 heures de test. Cela démontre que l'adsorption était le mécanisme d'élimination dominant dans l'OPC-F. Les unités d'OPC de type bâton (soit l'OPC-G et l'OPC-H) sont peu efficaces en raison d'une importante déviation de l'air ; par conséquent, ce type d'unité a été exclu des analyses ultérieures. L'efficacité de l'OPC-G s'est avérée nulle, tandis que celle de l'OPC-H était de 4,7 %. L'OPC-G utilise un nid d'abeille métallique comme substrat alors que l'OPC-H utilise des monolithes de charbon actif.

Les unités à PNT ont une efficacité d'élimination de moins de 5 %, ce qui est nettement inférieur aux mesures d'efficacité publiées dans la littérature, comme indiqué au chapitre 2. Le PNT génère intrinsèquement de l'ozone comme sous-produit. À la différence des unités à PNT pilotes mentionnées dans la littérature et dont la génération d'ozone est élevée (de l'ordre de plusieurs dizaines ou centaines de ppm), la génération d'ozone des unités commerciales testées était inférieure à 70 ppbv, sans doute pour assurer leur conformité à la réglementation et aux lignes directrices concernant les appareils de purification de l'air qui génèrent de l'ozone (Cal. Code Regs. tit. 17, § 94800-94810 (2020); EPA, 2018b). La génération de plasma réduite dans les unités commerciales peut expliquer la faible performance des unités testées.

Les tests d'ozonation au moyen de lampes UVV révèlent une efficacité d'élimination élevée, soit de 21 % pour l'O3-A et 37 % pour l'O3-B. Les taux d'émission d'ozone étaient de 123 mg/h et 467 mg/h pour ces deux unités, respectivement. Des taux d'émission d'ozone comparables ont été mentionnés avec des ozoneurs UV (Morrison, Shaughnessy et Siegel, 2014). Il convient de noter que les niveaux d'ozone générés lors de tels essais peuvent ne pas être représentatifs des applications réelles des ozoneurs. Vu la toxicité élevée de l'ozone, les ozoneurs en place dans les conduits de ventilation sont généralement reliés à des capteurs d'ozone installés dans les zones occupées. Les émissions des ozoneurs sont modulées ou interrompues dès que le niveau d'ozone dans les zones occupées dépasse le point de consigne, qui est normalement de 50 ppb ou moins. Le banc de test utilisé dans cette étude ne permettait pas d'appliquer cette mesure de sécurité, de sorte que les ozoneurs ont été testés à plein régime. Par conséquent, l'efficacité d'élimination mesurée dans cette étude peut être considérablement surestimée par rapport aux applications réelles.

La figure 5-4 présente les débits d'air purifié (DAP) calculés selon l'efficacité moyenne des unités de purification de l'air testées à éliminer le MEC. Les DAP étaient de 68 m³/h ou moins. Hodgson *et al.* (2005) ont fait état de DAP variant entre 89 et 366 m³/h en lien avec l'élimination du MEC par un système UV-OPC pilote. Dans leur étude, les concentrations d'essai en MEC dans un mélange de COV se situaient entre 0,95 ppb et 9,7 ppb. L'efficacité d'élimination diminue généralement avec l'augmentation de la concentration d'essai, ce dont nous traiterons plus en détail à la section suivante ; la notion de DAP ne prend toutefois pas ce facteur en considération. Par conséquent, cette notion peut fausser les tests en présence de concentrations d'essai élevées, ce qui en limite la portée en matière d'évaluation des appareils de purification de l'air.

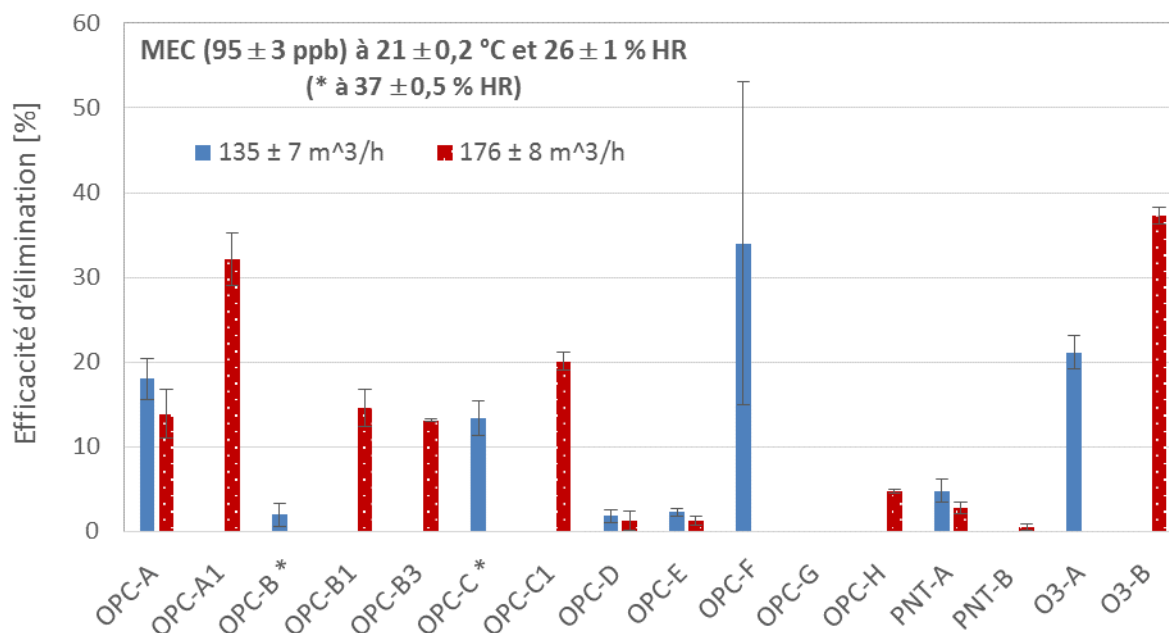


Figure 5-3. Efficacité à éliminer le MEC des 16 systèmes de purification de l'air par oxydation testés

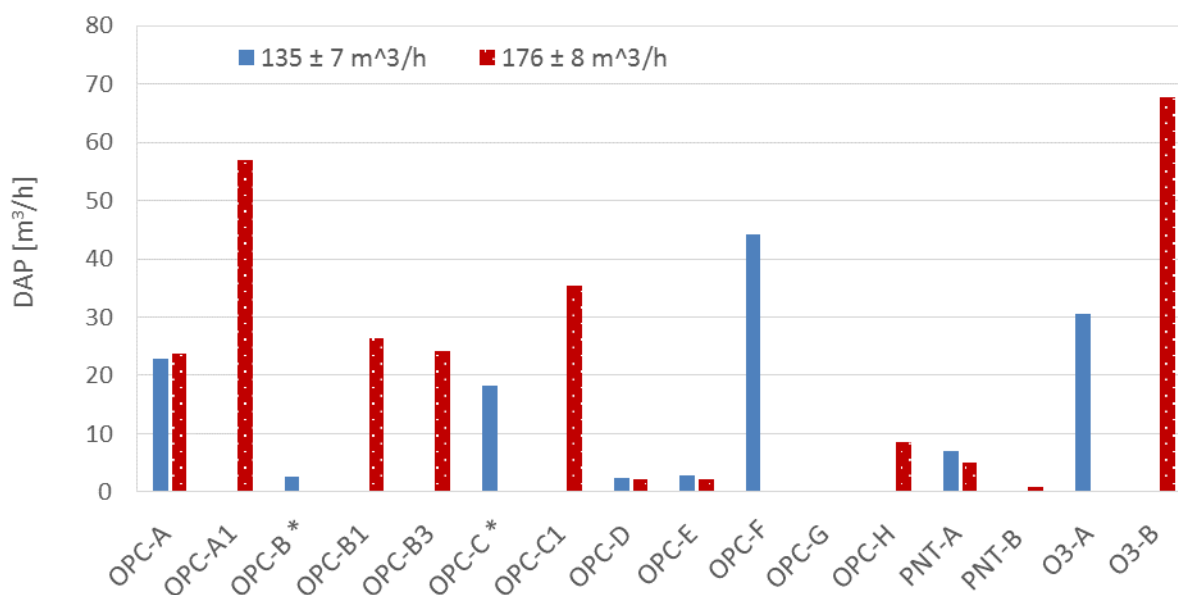


Figure 5-4. DAP des 16 systèmes de purification de l'air par oxydation testés

Le tableau 5-1 résume la génération de sous-produits des 16 systèmes de purification de l'air testés pour l'élimination du MEC. La génération d'ozone est exprimée comme la différence entre les concentrations en ozone en aval et en amont. Trois sous-produits détectés – le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone – sont quantifiés en termes de taux de production massique (mg/h). L'ozone émis par les unités d'OPC équipées de lampes UVV variait entre 340 et 1282 ppb. Puisque l'ozone est réactif, les unités d'OPC équipées de lampes UVC peuvent éliminer l'ozone sans en générer, de sorte que les niveaux d'ozone en aval sont plus faibles qu'en amont. Une légère génération d'ozone a été mesurée avec les unités à PNT commerciales testées. Les systèmes de purification de l'air dont l'efficacité d'élimination est faible ne peuvent pas décomposer le MEC, en conséquence de quoi ils génèrent moins de sous-produits. Le photocatalyseur de type « A » tend à générer davantage de sous-produits organiques. L'OPC-A1 est celui qui génère le plus de formaldéhyde, d'acétaldéhyde et d'acétone. L'efficacité d'élimination de l'OPC-A est semblable à celle de l'OPC-B1, de l'OPC-B3 et de l'OPC-C ; mais son taux de génération de formaldéhyde et d'acétaldéhyde était plus élevé. En dépit de l'efficacité d'élimination accrue des ozoneurs, leur taux de génération de sous-produits organiques tend à être plus faible.

Tableau 5-1. Génération de sous-produit des 16 systèmes de purification de l'air par oxydation testés pour l'élimination du MEC

	Débit d'air [m³/h]	Efficacité	É-T	Ozone		Formaldéhyde		Acétaldéhyde		Acétone	
				C _{aval} -C _{amont} [ppb]	É-T	Taux de génération [mg/h]	É-T	Taux de génération [mg/h]	É-T	Taux de génération [mg/h]	É-T
OPC-A	127	17,99	2,40	-13,61	1,88	2,78	0,11	3,69	0,21	0,36	0,10
OPC-A	172	13,87	2,91	-6,03	1,12	2,85	1,01	3,28	0,66	0,36	0,03
PCO-A1	178	32,11	3,12	602,11	15,49	4,60	0,44	6,43	0,57	1,78	0,15
OPC-B*	135	1,99	1,36	-1,85	1,11	0,33	0,05	0,31	0,02	0,14	0,03
PCO-B1	182	14,54	2,15	1104,37	47,42	0,46	0,20	2,19	0,17	1,27	0,12
PCO-B3	183	13,12	0,10	340,35	32,27	0,52	0,15	0,52	0,15	1,36	0,25
OPC-C*	136	13,40	2,04	-2,49	2,13	0,50	0,21	0,96	0,10	0,08	0,06
OPC-C1	177	20,09	1,08	1282,09	46,53	0,70	0,29	2,45	0,21	1,20	0,16
OPC-D	129	1,82	0,76	-1,45	1,41	0,13	0,04	0,08	0,01	-0,04	0,11
OPC-D	172	1,28	1,09	-0,76	0,98	0,05	0,04	0,06	0,01	0,00	0,02
OPC-E	130	2,24	0,47	-1,53	1,42	0,32	0,01	0,49	0,05	-0,05	0,19
OPC-E	171	1,28	0,53	-0,98	1,00	0,35	0,23	0,39	0,12	0,03	0,02
OPC-F	130	34,02	19,06	-23,31	0,94	1,61	0,15	2,98	0,31	0,17	0,51
OPC-G	186	-1,66	1,39	0,00	1,88	0,05	0,03	0,02	0,01	0,03	0,01
OPC-H	183	4,71	0,22	-0,45	1,96	0,20	0,06	0,14	0,02	-0,01	0,03
PNT-A	145	4,81	1,30	65,25	8,47	-0,06	0,02	0,15	0,03	0,12	0,01
PNT-A	175	2,82	0,70	57,25	6,42	-0,09	0,00	0,05	0,02	0,05	0,02
PNT-B	157	0,51	0,40	21,85	5,91	-0,06	0,01	0,03	0,01	0,03	0,08
O3-A	145	21,11	1,94	433,49	47,50	0,41	0,08	1,46	0,11	0,36	0,09
O3-B	182	37,25	0,97	1310,32	24,32	0,75	0,22	1,60	0,09	0,31	0,11

C_{aval}-C_{amont} : différence entre les concentrations en aval et en amont

É-T : Écart-type

5.2.1 Performances des OPC sous rayonnement UVC

Étant donné que la source lumineuse peut modifier la performance des OPC, les photocatalyseurs de types « A » à « F » ont aussi été testés pour l'élimination de l'acétone en utilisant une même source lumineuse (deux lampes UVC en U) afin d'évaluer le rôle du photocatalyseur en soi. Seul l'OPC-B2 a été testé sous intensité lumineuse plus faible au moyen d'une lampe UVC droite. Des tests ont été effectués avec 97 ± 1 ppb d'acétone et un débit d'air de 176 ± 3 m³/h (ou une vitesse d'écoulement de l'air de $0,53 \pm 0,01$ m/s) dans chaque conduit, à $22,3 \pm 0,2$ °C et un taux d'HR de 17 ± 1 %.

La figure 5-5 présente l'efficacité moyenne de 7 unités d'OPC différentes à éliminer l'acétone. L'efficacité d'élimination de l'acétone est faible (inférieure à 10 %). L'acétone est plus difficile à oxyder que le MEC – en raison de sa réaction avec les radicaux hydroxyles dans l'atmosphère, la durée de vie de l'acétone est estimée à 817 h, tandis que celle du MEC est de 114 heures. L'activité photocatalytique la plus élevée appartient à l'OPC-A, suivie de celle des OPC-F > OPC-C > OPC-E > OPC-D > OPC-B. Pour ce qui est de l'élimination du MEC (figure 5-3), l'OPC-F a affiché une meilleure performance que l'OPC-A en raison de la capacité d'adsorption accrue du substrat de fibre de charbon actif. En situation d'adsorption physique, soit le principal mécanisme du média de charbon actif, l'acétone présente généralement une force de Van der Waals plus faible que le MEC, ce qui peut considérablement réduire son efficacité à éliminer l'acétone par rapport au MEC. Selon les résultats de la spectroscopie à dispersion d'énergie (SDE) présentés au chapitre 3, la teneur en TiO₂ du revêtement des photocatalyseurs testés est la plus élevée dans l'OPC-C, suivie de celle des OPC-E > OPC-A > OPC-F > OPC-B > OPC-D. Compte tenu des différences de substrats, les résultats de la SDE ne peuvent en soi refléter directement la performance des OPC. Par exemple, bien que la teneur en TiO₂ de l'OPC-E soit élevée, sa performance est faible. En outre, l'OPC-A et l'OPC-F utilisent des médias de fibre de verre et de fibre de charbon actif, respectivement, alors que les autres OPC utilisent un média métallique dont la surface totale des particules est limitée. Par conséquent, malgré leur teneur moyenne en TiO₂, l'OPC-A et l'OPC-F ont affiché une meilleure performance. De plus, les résultats de la DRX présentés au chapitre 3 montrent que la teneur en TiO₂ de l'OPC-A et de l'OPC-F est de 100 % et 80 % en phase anatase, respectivement. En phase anatase, le TiO₂ accroît généralement la performance des OPC. L'OPC-B et l'OPC-C, fournis par le même fabricant, utilisent le même substrat maillé en aluminium déployé. La teneur en TiO₂ de l'OPC-C est cependant presque deux fois plus élevée que celle de l'OPC-B, ce qui pourrait expliquer la meilleure performance de l'OPC-C dans les tests d'élimination du MEC et de l'acétone.

Les sous-produits générés par les systèmes d'OPC testés sont le formaldéhyde et l'acétaldéhyde. La figure 5-6 présente les taux de génération de sous-produits en fonction de l'efficacité d'élimination de l'acétone pour sept OPC différents sous rayonnement UVC. Elle dénote une tendance linéaire en ce sens que les taux de génération de formaldéhyde et d'acétaldéhyde augmentent généralement avec l'augmentation de l'efficacité d'élimination. Les points aberrants correspondant à des taux de génération de sous-produits moins élevés proviennent de l'OPC-C. Il s'agit là d'une caractéristique souhaitable dans la mesure où la génération de sous-produits nocifs est l'une des principales préoccupations relatives aux technologies de purification de l'air par oxydation.

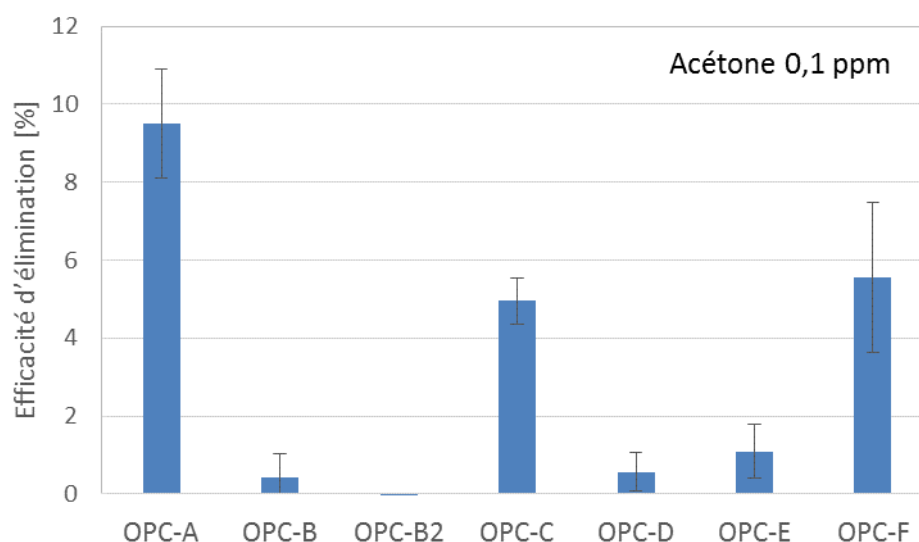


Figure 5-5. Efficacité à éliminer l'acétone de sept unités d'OPC différentes, équipées de lampes UVC

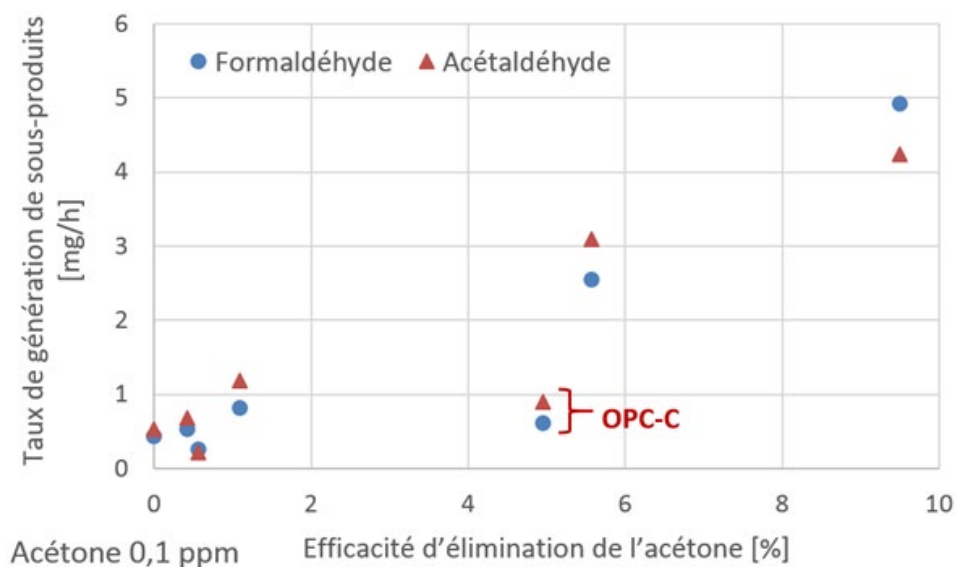


Figure 5-6. Taux de génération de sous-produits de sept unités d'OPC différentes, équipées de lampes UVC

5.2.2 Performance des OPC : lampes UVC vs lampes UVV

L'utilisation de lampes UV sous vide génératrices d'ozone augmente l'efficacité d'élimination en raison de l'oxydation supplémentaire de l'ozone généré par ces lampes. Sur la base des résultats d'essais ci-dessus concernant l'activité des OPC, trois photocatalyseurs ont été sélectionnés pour étudier les effets de la source lumineuse : les photocatalyseurs de type « A » (efficacité d'élimination la plus élevée), de type « B » (efficacité d'élimination la plus faible) et de type « C » (faible génération de sous-produits par rapport à l'efficacité d'élimination). L'OPC-A, l'OPC-B, l'OPC-B2 et l'OPC-C utilisent des lampes UVC ; l'OPC-A1, l'OPC-B1, l'OPC-B3 et l'OPC-C1 utilisent des lampes UVV. Les essais ont été effectués pour deux concentrations d'acétone (96 ± 2 ppb et 955 ± 20 ppb) avec un débit d'air de 177 ± 3 m³/h (ou une vitesse d'écoulement de l'air de $0,53 \pm 0,01$ m/s) à $21 \pm 0,2$ °C et 18 ± 1 % HR.

La figure 5-7 présente les effets de la source lumineuse sur l'efficacité des unités d'OPC testées à éliminer l'acétone. L'efficacité d'élimination des OPC utilisant des lampes UVV est plus élevée que celle des OPC utilisant des lampes UVC. Le taux d'augmentation de l'efficacité d'élimination a tendance à être plus élevé lorsque les concentrations d'essai en acétone sont plus élevées. En général, l'efficacité d'élimination d'un OPC est plus élevée lorsque les concentrations d'essai sont plus faibles (la section suivante fournit davantage de données probantes à cet égard), mais une tendance inverse a été observée avec les OPC-B, B1, B3 et C1. L'acétone est un sous-produit d'oxydation courant de divers COV. Compte tenu du débit d'air élevé qu'exige le banc de test utilisé dans cette étude, l'air ambiant du laboratoire est filtré et utilisé comme air de transport lors des essais ; l'élimination complète des COV dans le flux d'air est par ailleurs improbable. D'autres COV présents à l'état de traces peuvent être décomposés par l'OPC et générer de l'acétone comme sous-produit. Cela peut altérer la mesure de l'efficacité d'élimination de l'acétone, surtout lorsque la concentration d'essai en acétone est faible (comme dans le cas présenté dans la figure 5-7) et lorsque la performance de l'OPC est plus élevée (comme dans le cas des OPC équipés de lampes UVV). Par conséquent, les résultats d'essais avec 0,1 ppm d'acétone peuvent, dans le cas des OPC à lampes UVV, sous-estimer l'efficacité d'élimination. Il convient de noter que les tests de répétabilité présentés à la section 4-1 ont été réalisés avec des OPC équipés de lampes UVC ; par conséquent, l'effet mentionné ci-dessus a été considéré comme négligeable, de sorte que de bons résultats ont été obtenus en matière de répétabilité.

Cela suggère qu'il faut éviter de sélectionner un sous-produit d'oxydation courant comme le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, l'acétone, l'acide formique ou l'acide acétique en tant que composé standard à tester pour évaluer les systèmes de purification de l'air par oxydation, surtout dans le cadre d'essais à grande échelle. Cette recommandation rejoint celle de Gunschera, Markewitz, Bansen, Salthammer et Ding (2016), qui ont étudié la performance d'appareils portatifs de purification de l'air par photocatalyse au moyen d'essais en chambre climatique. Cependant, le mélange de contaminants de l'air à tester préconisé par la norme européenne EN 16846-1:2017 en contexte de photocatalyse comprend de l'acétone, du formaldéhyde, de l'acétaldéhyde, de l'heptane et du toluène (AFNOR, 2017). L'utilisation de ces composés à tester ne convenait pas pour cette étude, de sorte que l'acétone, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde ont été exclus de la liste des composés potentiels à tester.

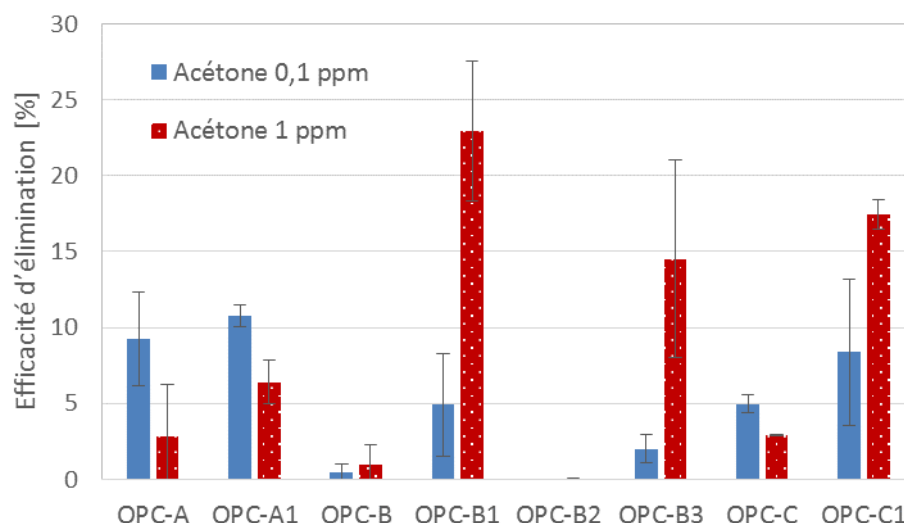


Figure 5-7. Effet de la source lumineuse sur l'efficacité des OPC à éliminer l'acétone

Sur la base des résultats d'évaluation de la capacité des systèmes de purification de l'air par oxydation à éliminer le MEC et l'acétone, l'OPC-A, l'OPC-A1, l'O3-A et le PNT-A ont été retenus pour les essais ultérieurs. Le photocatalyseur de type « A » affiche la meilleure performance photocatalytique. L'OPC-A a donc été sélectionné pour représenter la technologie d'OPC. Étant donné que certains systèmes d'OPC commerciaux utilisent des lampes UVV génératrices d'ozone comme source lumineuse, l'OPC-A1 a également été sélectionné. Pour ce qui est de l'ozonation, un appareil à lampe UVV (O3-A) a été choisi pour avoir une concentration d'ozone aussi faible que possible. Le PNT-A a été retenu pour représenter la technologie à PNT parce qu'il affichait une performance légèrement meilleure à celle du PNT-B.

5.3 Effets de la vitesse d'écoulement de l'air

Pour que les applications des technologies oxydatives soient fructueuses, un système de purification de l'air doit être conçu et utilisé de manière à assurer des réactions suffisantes. Contrairement aux appareils de purification de l'air autonomes exploités en mode de recirculation, les systèmes de purification de l'air des conduits de ventilation directement intégrés aux unités de traitement de l'air (UTA) sont exploités en mode dynamique à une seule passe, et ils ont tendance à être assujettis à un temps de réaction beaucoup plus court. Les essais sur la plateforme à quatre conduits présentés dans les sections précédentes ont été réalisés avec un débit d'air de 180 m³/h (soit une vitesse d'écoulement de l'air de 0,54 m/s) ou moins.

Pour étudier les effets du débit d'air sur l'efficacité des technologies de purification de l'air par oxydation à éliminer les COV, nous avons d'abord étudié le temps requis par les principaux agents oxydants pour oxyder les COV, puis comparé les effets du débit d'air exprimés en temps de séjour dans le réacteur sur l'efficacité d'élimination des COV en une seule passe des OPC et des PNT indiquée dans la littérature. Nous avons ensuite présenté les résultats expérimentaux obtenus avec quatre systèmes de purification de l'air par oxydation choisis parmi ceux des sections précédentes. Ces unités ont été testées côte à côte sur la plateforme d'essai à quatre

conduits sous trois débits d'air différents (121, 176 et 253 m³/h) avec du toluène à 0,1 ppm et 1 ppm.

5.3.1 Durée de vie des COV

Les processus de réaction des COV sont depuis longtemps étudiés en chimie atmosphérique pour comprendre ce qu'il advient d'eux et leur rôle dans la pollution atmosphérique. Les principaux processus de réaction chimique portent sur le radical hydroxyle (OH), l'ozone et le radical nitrate (NO₃) (Hester et Harrison, 1995). Le tableau 5-2 présente les constantes de vitesse de réaction (k) des composés d'essai du groupe des aldéhydes et des COV de la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE, ainsi que d'autres COV courants (Atkinson et Arey, 2003; Atkinson *et al.*, 2008).

Compte tenu de la constante de vitesse de réaction, l'échelle de temps ou la durée de vie (τ) caractéristique se définit comme suit :

$$\tau_{COV-i} = \frac{1}{k_{COV-i} \cdot C_i} \quad (5-1)$$

où τ_{COV-i} représente la durée de vie d'un COV donné sous l'effet de la réaction avec une substance réactive i [s] ; k_{COV-i} , la constante de vitesse de réaction entre le COV et la substance i [cm³/molécules/s] ; et C_i , la concentration de la substance réactive i [molécules/cm³]. La durée de vie globale (τ_{tout}) d'un COV sous l'effet de la réaction avec l'O₃, le radical OH et le radical NO₃ se calcule comme suit :

$$\frac{1}{\tau_{tout}} = \frac{1}{\tau_{COV-O_3}} + \frac{1}{\tau_{COV-OH}} + \frac{1}{\tau_{COV-NO_3}} \quad (5-2)$$

Dans la troposphère, le radical OH est généré à partir de la photolyse de l'O₃ ; la concentration en radical OH au niveau du sol est à son plus haut niveau pendant la journée, et est alors de l'ordre de 10⁶ – 10⁷ molécules/cm³. En revanche, la concentration en radical NO₃ est à son plus haut niveau pendant la nuit du fait de sa réactivité élevée avec les photons et l'oxyde nitrique (NO). Au niveau du sol, la concentration en NO₃ pendant la nuit varie de moins de 5 × 10⁷ à 1 × 10¹⁰ molécules/cm³ (Hester et Harrison, 1995). La durée de vie des substances réactives dans l'air extérieur (AE), comme présentée dans le tableau 5-2, a été calculée selon une moyenne diurne sur 12 h de 2,0 × 10⁶ molécules/cm³ pour les réactions avec le radical OH, une moyenne nocturne sur 12 h de 5 × 10⁸ molécules/cm³ pour les réactions avec le radical NO₃, et une moyenne sur 24 h de 7 × 10¹¹ molécules/cm³ pour les réactions avec l'O₃, et elle s'établit à environ 30 ppb (Atkinson et Arey, 2003).

Il y a peu d'information sur les concentrations de substances réactives dans les environnements intérieurs. Ingrosso (2002) a étudié la chimie des radicaux dans la troposphère et les environnements intérieurs, et il recommande d'utiliser les concentrations intérieures suivantes dans les calculs de durée de vie : moyenne diurne sur 12 h de 1,0 × 10⁶ molécules/cm³ pour les réactions avec le radical OH, moyenne nocturne sur 12 h de 5 × 10⁸ molécules/cm³ pour les réactions avec le radical NO₃, et moyenne sur 24 h de 5 × 10¹¹ molécules/cm³ pour les réactions

avec l'O₃, ce qui donne environ 20 ppb. Ces valeurs ont été appliquées aux calculs de durée de vie des substances réactives dans l'air intérieur (AI) présentée dans le tableau 5-2.

Tableau 5-2. Constantes de vitesse de réaction et durées de vie calculées pour des COV courants

COV	k à 298 K [cm ³ /molécules]			Durée de vie [h] sous l'effet de l'OH		Durée de vie [h] sous l'effet de l'O ₃		Durée de vie [h] sous l'effet du NO ₃	Durée de vie globale [h]	
	OH	O ₃	NO ₃	AE	AI	AE	AI	AE = AI	AE	AI
n-Hexane	$5,2 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-23}$	$1,1 \times 10^{-16}$	27	53	$> 4,0 \times 10^7$	$> 5,6 \times 10^7$	5051	27	53
Cyclopentane	$4,97 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-23}$		28	56	$> 4,0 \times 10^7$	$> 5,6 \times 10^7$			
Cyclohexane	$6,97 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-23}$	$1,4 \times 10^{-16}$	20	40	$> 4,0 \times 10^7$	$> 5,6 \times 10^7$	3968	20	39
Benzène	$1,22 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$< 3 \times 10^{-17}$	114	228	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	> 18519	113	224
Toluène	$5,63 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$7,0 \times 10^{-17}$	25	49	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	7937	25	49
m-Xylène	$2,31 \times 10^{-11}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$2,6 \times 10^{-16}$	6,0	12	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	2137	6	12
o-Xylène	$1,36 \times 10^{-11}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$4,1 \times 10^{-16}$	10	20	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	1355	10	20
p-Xylène	$1,43 \times 10^{-11}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$5,0 \times 10^{-16}$	10	19	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	1111	10	19
Styrène	$5,8 \times 10^{-11}$	$1,7 \times 10^{-17}$	$1,5 \times 10^{-12}$	2,4	4,8	23	33	0,37	0,32	0,34
Formaldéhyde	$9,37 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$5,6 \times 10^{-16}$	15	30	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	992	15	29
Acétaldéhyde	$1,50 \times 10^{-11}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$2,7 \times 10^{-15}$	9,3	19	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	206	9	17
Hexanal	$3,0 \times 10^{-11}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$1,6 \times 10^{-14}$	4,6	9,3	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	35	4	7
Benzaldéhyde	$1,2 \times 10^{-11}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$2,4 \times 10^{-15}$	12	23	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	231	11	21
Acétone	$1,7 \times 10^{-13}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$< 3 \times 10^{-17}$	817	1634	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	> 18519	767	1462
Méthyléthylcétone	$1,22 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-20}$		114	228	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$			
Éthanol	$3,2 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$< 2 \times 10^{-15}$	43	87	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	> 278	38	66
Isopropanol	$5,1 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-20}$	$1,4 \times 10^{-15}$	27	54	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$	397	25	48
Isobutanol	$9,3 \times 10^{-12}$	$< 1 \times 10^{-20}$		15	30	$> 4,0 \times 10^4$	$> 5,6 \times 10^4$			
Dichlorométhane	$1,0 \times 10^{-13}$			1389	2778					
Tétrachlorure d'éthylène	$1,6 \times 10^{-13}$	$< 1 \times 10^{-21}$	$< 1 \times 10^{-16}$	868	1736	$> 4,0 \times 10^5$	$> 5,6 \times 10^5$	> 5556	749	1320
Limonène	$1,64 \times 10^{-10}$	$2,1 \times 10^{-16}$	$1,22 \times 10^{-11}$	0,8	1,7	1,9	2,6	0,046	0,042	0,044
Pinène normal	$5,23 \times 10^{-11}$	$8,4 \times 10^{-17}$	$6,16 \times 10^{-12}$	2,7	5,3	4,7	6,6	0,090	0,086	0,088

Les résultats montrent que la réaction avec le radical OH est le principal mécanisme à l'œuvre dans la décomposition de la plupart des COV présents dans l'air extérieur et dans l'air intérieur. Dans le cas des COV hautement réactifs, comme le limonène, le pinène normal et le styrène, la réaction avec le radical NO₃ est dominante. La durée de vie globale dans l'air intérieur varie de 160 secondes à 61 jours pour les COV pris en compte. La figure 5-8 présente la durée de vie des COV courants obtenue dans l'air intérieur et dans l'air extérieur. Sauf le styrène, tous les COV cibles sélectionnés pour les essais de cette étude ont une durée de vie de plus de 10 heures dans l'air intérieur. L'acétone a une durée de vie beaucoup plus longue, attribuable à la faible efficacité d'élimination indiquée dans les sections précédentes. La durée de vie calculée est plus longue de plusieurs ordres de grandeur en échelle de temps que le temps de séjour possible dans les appareils de purification de l'air des conduits de ventilation. Il va sans dire que les UTA produiraient des environnements réactifs différents des environnements intérieurs habituels. Néanmoins, pour pallier cette limitation, les systèmes de purification de l'air par oxydation devraient être en mesure de générer d'énormes quantités d'agents oxydants.

En prenant le radical OH comme principal agent oxydant, la concentration en OH nécessaire pour atteindre un temps de séjour de 0,1 seconde, soit le temps de séjour nominal appliqué pour tester les technologies d'épuration de l'air par adsorption (notamment à base de charbon actif), a été calculée comme l'indique la figure 5-9. On constate qu'une concentration de 10¹¹ molécules/cm³ ou plus en radical OH est nécessaires pour la plupart des COV. Peu d'études se sont penchées sur la génération de radicaux par les technologies de purification de l'air par oxydation. Les concentrations de radical OH généré par le PNT sur banc expérimental avec des réacteurs à décharge à barrière diélectrique (DBD) se situaient, selon les études publiées, dans la plage de (5,9 à 23,6) × 10¹³ molécules/cm³ (Guo, Liao, He, Ou et Ye, 2010) et de (1,5 à 4,0) × 10¹² molécules/cm³ (Chen *et al.*, 2016). De tels niveaux pourraient considérablement réduire la durée de vie des COV, et pourraient s'avérer suffisants selon les COV. Il peut toutefois en résulter une importante génération d'ozone, comme l'ont indiqué Guo *et al.* (2010), à savoir de 18 à 215 ppm d'ozone.

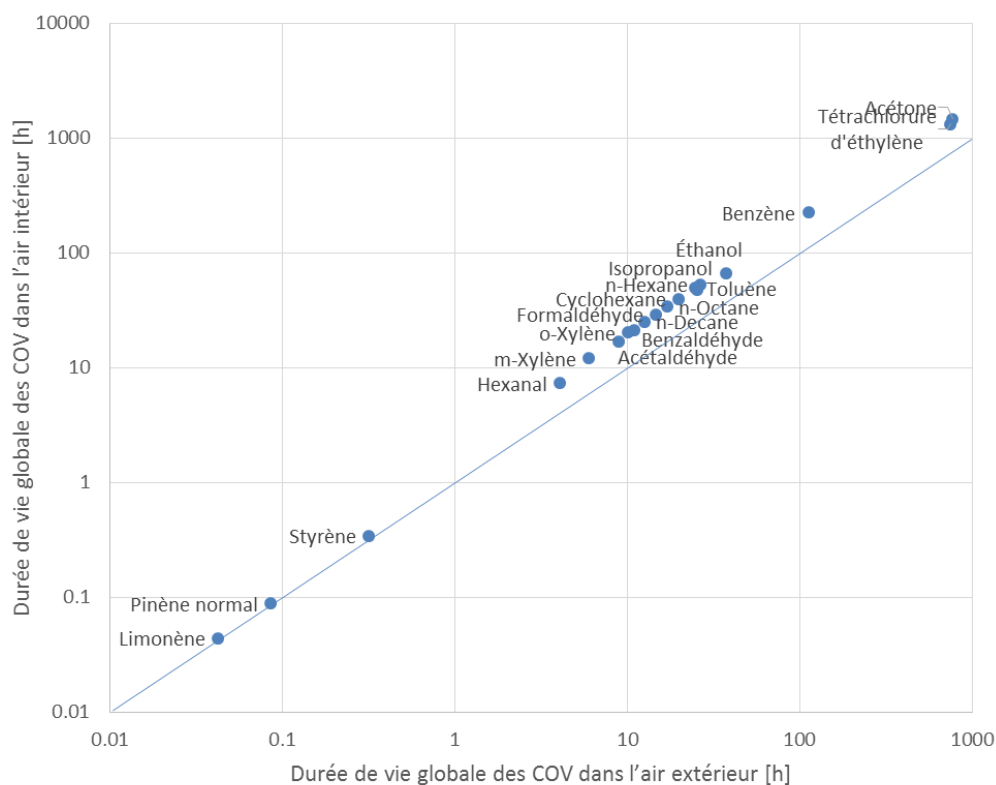


Figure 5-8. Durée de vie globale des COV courants dans l'air intérieur et dans l'air extérieur types

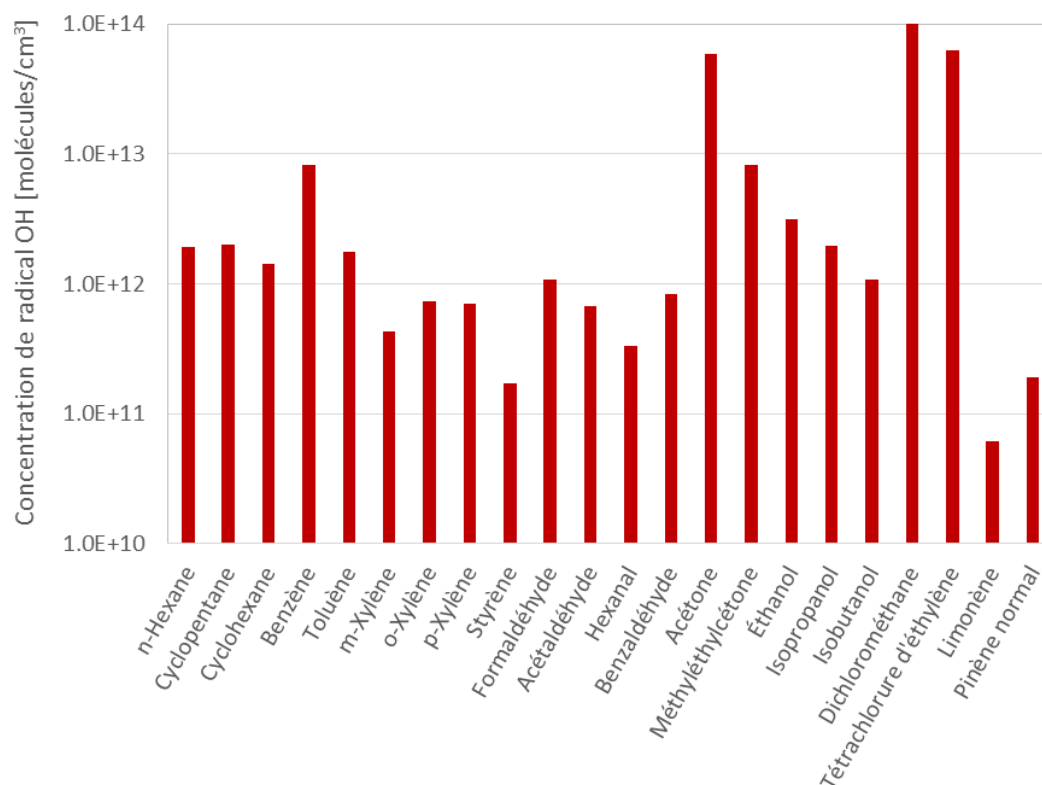


Figure 5-9. Concentration de radical hydroxyle requise pour 0,1 s de durée de vie des COV sélectionnés

5.3.2 Effet du temps de séjour dans le réacteur – Analyse des données issues de la littérature

Vu l'absence de méthodes d'essai normalisées, les montages expérimentaux pour tester les systèmes d'OPC diffèrent d'une étude à l'autre. Pour faciliter les comparaisons entre diverses études, nous avons examiné celles qui portaient sur l'efficacité d'élimination du toluène et du xylène en une seule passe, mesurée dans un contexte d'essais pertinent aux applications d'UTA. Afin de réduire les variations attribuables aux photocatalyseurs et à leurs substrats, nous avons porté notre attention sur le plus étudié des photocatalyseurs, à savoir le P-25 (Evonic Corp.) en revêtement sur des substrats présentant un effet d'adsorption minimal, comme les filtres en verre ou en fibre de verre. La figure 5-10 présente les effets du temps de séjour dans le réacteur – défini comme le volume du réacteur divisé par le débit d'air – sur la performance des UV-OPC selon les données provenant de différentes études (Ao et Lee, 2003; Ao, Lee, Mak et Chana, 2003; Jeong *et al.*, 2004; Kibanova, Cervini-Silva et Destailats, 2009; Mo, Zhang et Xu, 2013; Quici *et al.*, 2010; Sharmin et Ray, 2012). Comme la performance des UV-OPC varie selon le niveau d'humidité relative, les résultats d'essais effectués dans des conditions de faible humidité relative ont été retenus. Il en ressort que les temps de séjour rapportés dans la littérature sont variables. Lorsque des lampes UV non génératrices d'ozone étaient utilisées, les UV-OPC affichaient des performances comparables quant à l'élimination du toluène et du xylène.

L'augmentation de l'efficacité avec celle du temps de séjour tend à être logarithmique, et une augmentation plus rapide a été observée avec les OPC utilisant des lampes UV sous vide (UVV) génératrices d'ozone en raison de l'oxydation accrue sous l'effet de l'ozone. Dans le cas des OPC utilisant des lampes UVV, les niveaux d'ozone étaient de 0,1 à 0,25 ppm. Les résultats suggèrent qu'en l'absence d'ozone, des systèmes d'OPC volumineux sont nécessaires pour assurer une efficacité appréciable des applications d'UTA. Cependant, différentes approches sont continuellement proposées pour améliorer l'efficacité des UV-OPC, notamment en modifiant les photocatalyseurs, en variant leur dopage et en utilisant des technologies de revêtement et des substrats plus efficaces.

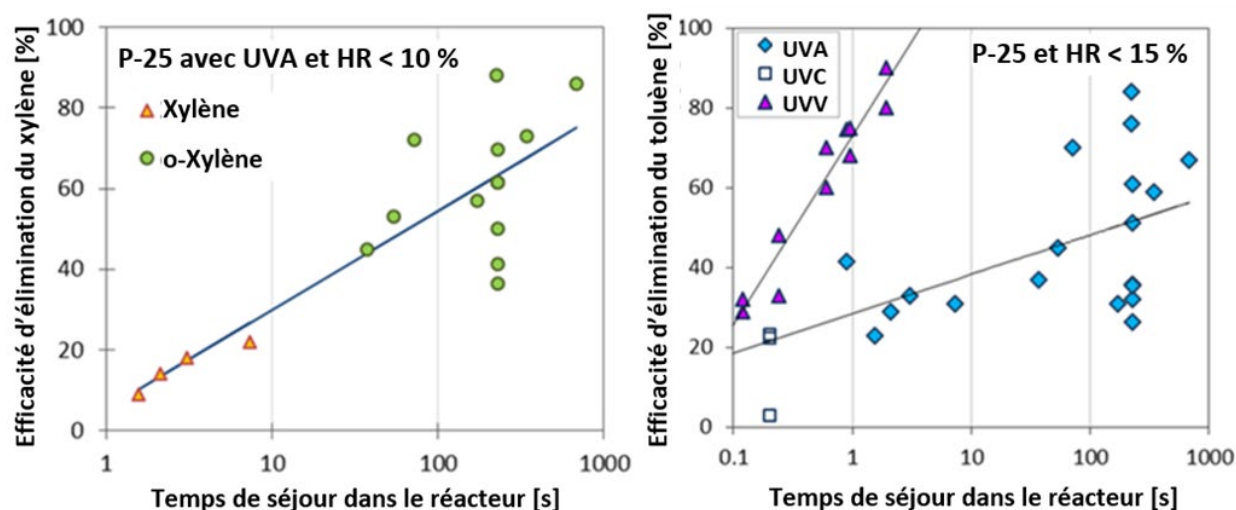


Figure 5-10. Effet du temps de séjour dans le réacteur sur l'efficacité d'élimination d'UV-OPC utilisant du P-25

À gauche : xylène avec lampes UVA et HR < 10 %. À droite : toluène avec différentes lampes UV et HR < 15 % (données provenant de Ao et Lee, 2003; Ao et al., 2003; Jeong et al., 2004; Kibanova et al., 2009; Mo et al., 2013; Quici et al., 2010; Sharmin et Ray, 2012).

Vu les importantes variations quant aux méthodes de génération du PNT, aux paramètres de conception, aux paramètres fonctionnels et aux conditions d'essai, il n'a pas été possible de comparer directement les performances du PNT entre les différentes études en ce qui a trait à l'élimination des COV. Seules quelques études ont examiné les effets du débit d'air sur l'efficacité du PNT à éliminer les COV (Byeon, Park, Jo, Yoon et Hwang, 2010; Cal et Schluep, 2001; Wang, Li, Wu, Li et Li, 2009), et ces études font état d'une efficacité accrue en augmentant le temps de séjour. On a toutefois constaté qu'une augmentation excessive de l'efficacité d'élimination n'est pas nécessairement avantageuse sous l'angle de l'efficacité énergétique du PNT (Wang et al., 2009).

5.3.3 Effet de la vitesse d'écoulement de l'air – Résultats d'essais sur la plateforme à quatre conduits

Quatre systèmes de purification de l'air par oxydation différents (OPC-A, OPC-A1, O3-A et PNT-A) ont été testés simultanément sur la plateforme à quatre conduits. Les essais ont été réalisés selon trois débits d'air différents : $121 \pm 2 \text{ m}^3/\text{h}$, $176 \pm 5 \text{ m}^3/\text{h}$ et $253 \pm 5 \text{ m}^3/\text{h}$, ce qui correspond à des vitesses d'écoulement de l'air nominales de $0,36 \pm 0,01 \text{ m/s}$, $0,53 \pm 0,01 \text{ m/s}$ et $0,76 \pm 0,01 \text{ m/s}$. Compte tenu de la distance entre l'appareil de purification de l'air et le point d'échantillonnage de l'air du réacteur, les temps de séjour correspondants dans le réacteur étaient de 2,5 s, 1,7 s et 1,2 s, respectivement. Cependant, cette méthode de calcul n'est pas appropriée pour l'OPC-A, car il utilise des lampes UVC non génératrices d'ozone, de sorte que les résultats ne reflètent que les réactions de surface. En considérant l'épaisseur de deux couches d'OPC, les temps de séjour correspondants s'établissaient plutôt à 0,036 s, 0,024 s et 0,017 s, respectivement. Le test a été réalisé avec deux concentrations d'essai de toluène ($0,097 \pm 0,002 \text{ ppm}$ et $0,98 \pm 0,02 \text{ ppm}$) à $21 \pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$ et $44 \pm 2 \text{ \% HR}$.

La génération d'ozone par le système testé variait selon le débit d'air, comme le montre la figure 5-11. Étant donné que l'ozone est réactif et que l'OPC peut éliminer l'ozone, la génération d'ozone de l'OPC-A1 – bien qu'il soit équipé de deux lampes UVV – est semblable à celle de l'O3-A, équipé d'une seule lampe UVV. L'OPC-A élimine en outre l'ozone sans en générer, de sorte que les concentrations d'ozone en aval étaient plus faibles qu'en amont. Contrairement aux résultats publiés dans la littérature concernant le PNT, la génération d'ozone du PNT-A testé n'était pas significative.

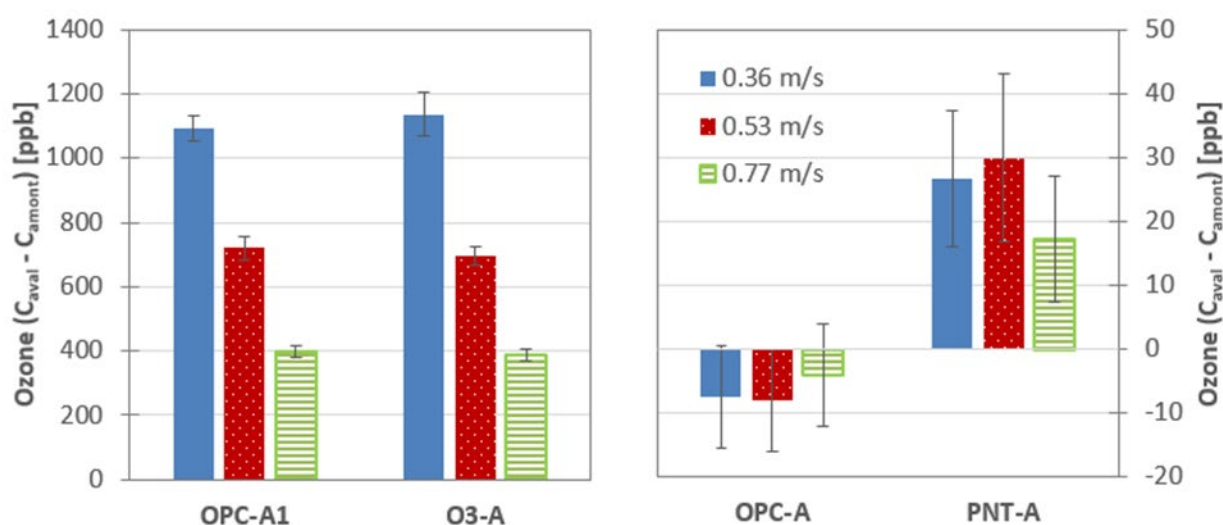
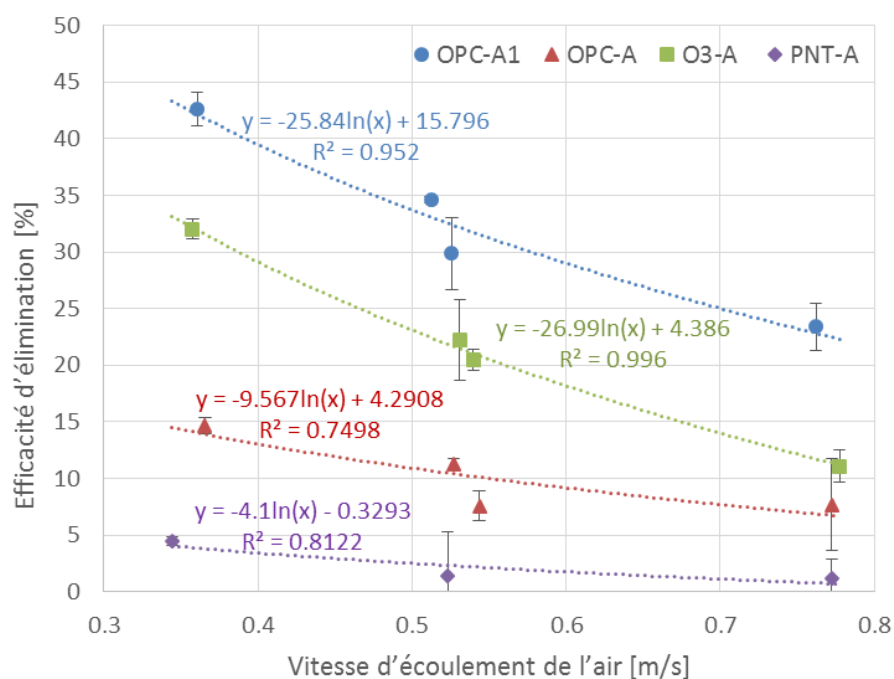


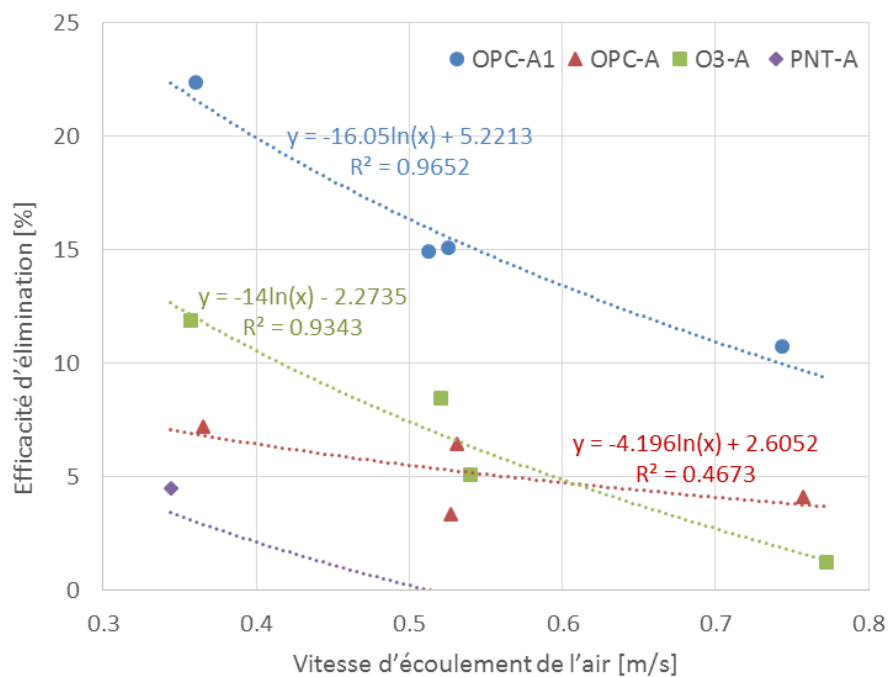
Figure 5-11. Génération d'ozone par les systèmes de purification de l'air par oxydation testés

L'efficacité d'élimination du toluène mesurée selon quatre technologies différentes est présentée à la figure 5-12. L'OPC-A1 a affiché la meilleure efficacité d'élimination dans tous les cas, suivi des O3-A > OPC-A > PNT-A. Selon l'information fournie dans le tableau 5-2, une augmentation de la concentration en ozone pour qu'elle soit 50 fois plus élevée que dans l'air intérieur (20 ppb) peut réduire la durée de vie du toluène de 49 h à 47 h, ce qui n'est pas suffisant pour expliquer la plus grande efficacité de l'OPC-A1 et de l'O3-A à éliminer le toluène. Cela peut indiquer que des substances plus réactives, comme le radical OH – mais pas le radical NO₃ en raison de la lumière UV –, ont été générées par ces systèmes, et que le taux de génération d'ozone peut être indicatif du taux de génération de substances réactives dans les systèmes de purification de l'air par oxydation, exception faite des systèmes d'OPC qui utilisent des sources lumineuses non génératrices d'ozone. En raison des contraintes de taille et des plages de faibles débits applicables sur la plateforme d'essai à quatre conduits, un système à PNT normalement utilisé dans les conduits de ventilation n'a pu être testé ; nos essais ont donc plutôt porté sur trois petites unités à PNT habituellement utilisées dans les appareils de purification de l'air intérieur ambiant. Par conséquent, les capacités du PNT-A peuvent ne pas correspondre aux conditions d'essai appliquées ici. La performance des unités à PNT commerciales doit être étudiée plus à fond. Plus la vitesse d'écoulement de l'air augmente, plus l'efficacité diminue. Les tendances suivent généralement une courbe logarithmique, comme le montre la figure 5-12. Cela indique que des pseudo-réactions de premier ordre peuvent être appliquées. Comme dans les résultats présentés à la figure 5-10, l'OPC-A1 s'avère plus sensible aux changements de débit d'air. Une augmentation de la concentration d'essai en toluène de 0,1 à 1 ppm a entraîné une réduction d'environ 50 % de l'efficacité de l'OPC-A1 et de l'O3-A, et d'environ 70 % dans le cas de l'OPC-A.

Les principaux sous-produits quantifiés de l'analyse par CLHP étaient le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone. La figure 5-13 présente les taux de génération de sous-produits de ces composés pour chaque technologie et révèle des profils différents dans tous les cas. Les systèmes d'OPC ont tendance à générer plus de sous-produits. L'OPC-A affiche une efficacité inférieure à celle de l'O3-A, mais des taux de génération de sous-produits plus élevés. Les taux de génération de formaldéhyde sont supérieurs à ceux des autres sous-produits pour toutes les unités testées, sauf le PNT-A. Les taux de génération d'acétone de l'O3-A et du PNT-A sont supérieurs à leurs taux de génération d'acétaldéhyde. L'analyse par CPG-SM a permis de détecter la génération de benzaldéhyde par l'OPC-A1 et l'O3-A, qui présentent de fortes concentrations en ozone.

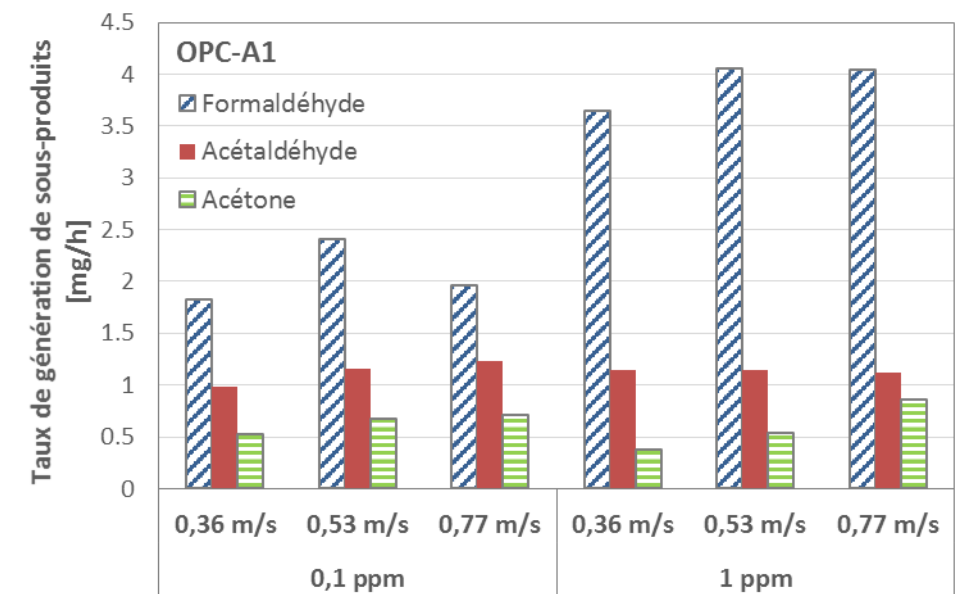


(a) 0,1 ppm

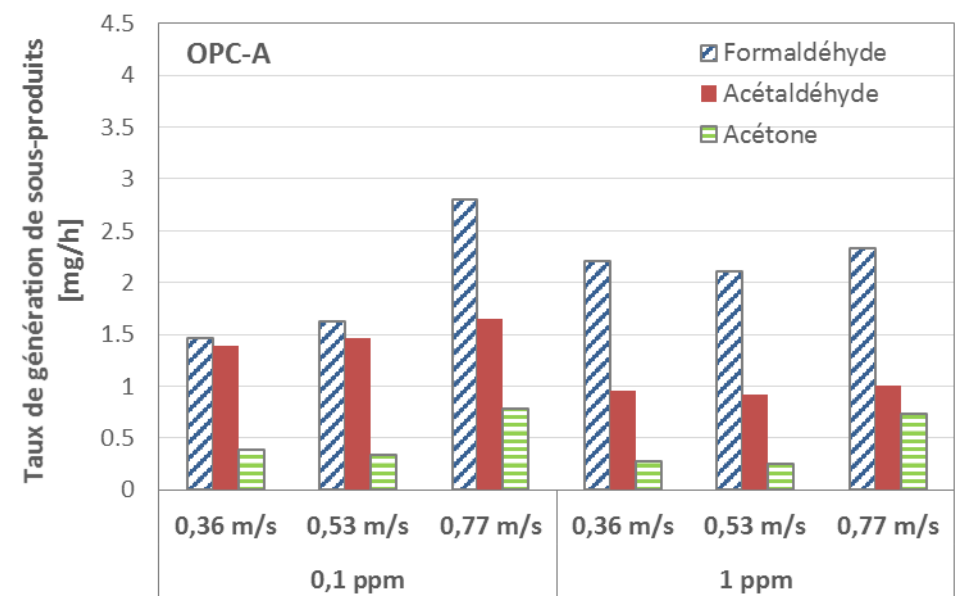


(b) 1 ppm

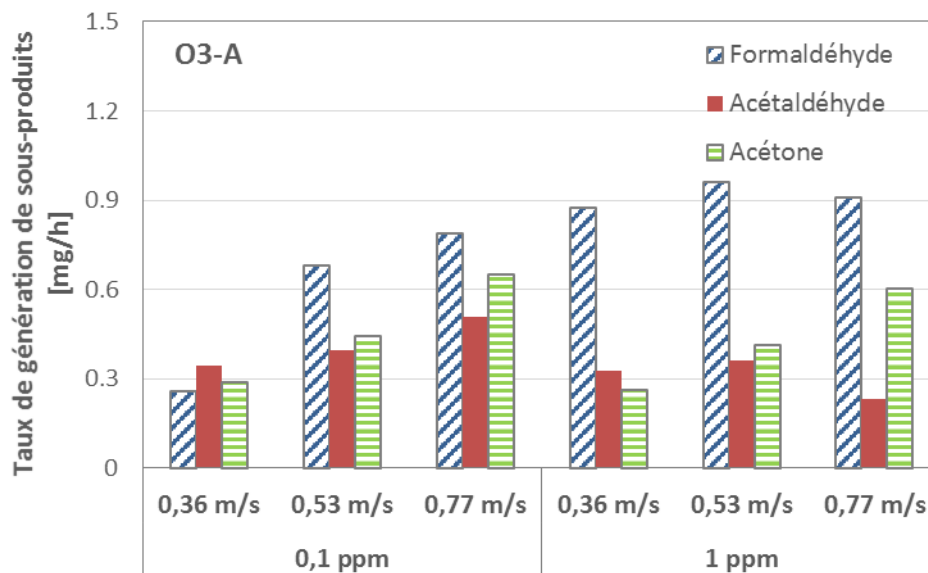
Figure 5-12. Effet de la vitesse d'écoulement de l'air sur l'efficacité d'élimination du toluène



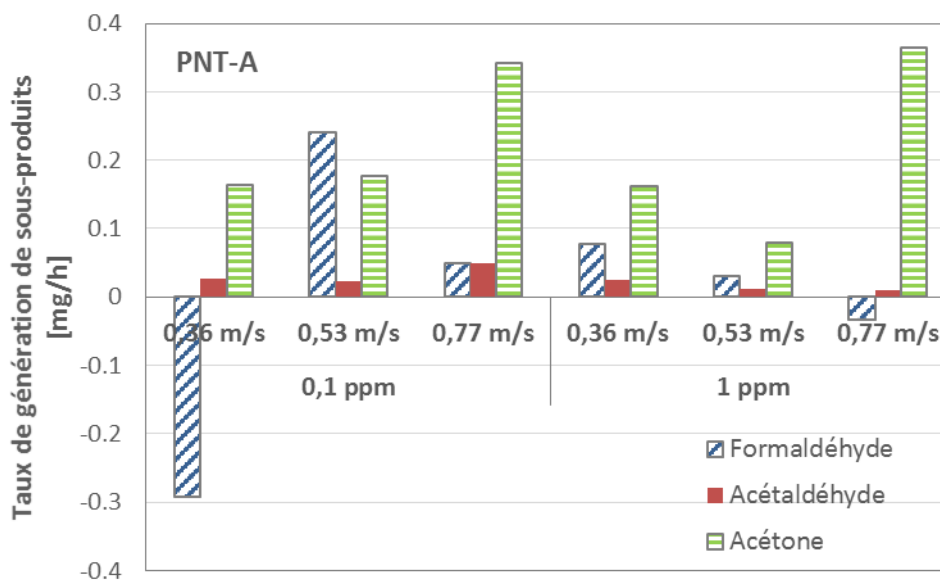
(a) OPC-A1



(b) OPC-A



(c) O3-A



(d) PNT-A

Figure 5-13. Effet de la vitesse d'écoulement de l'air sur le taux de génération de sous-produits

5.4 Effet des COV à tester et des concentrations d'essai

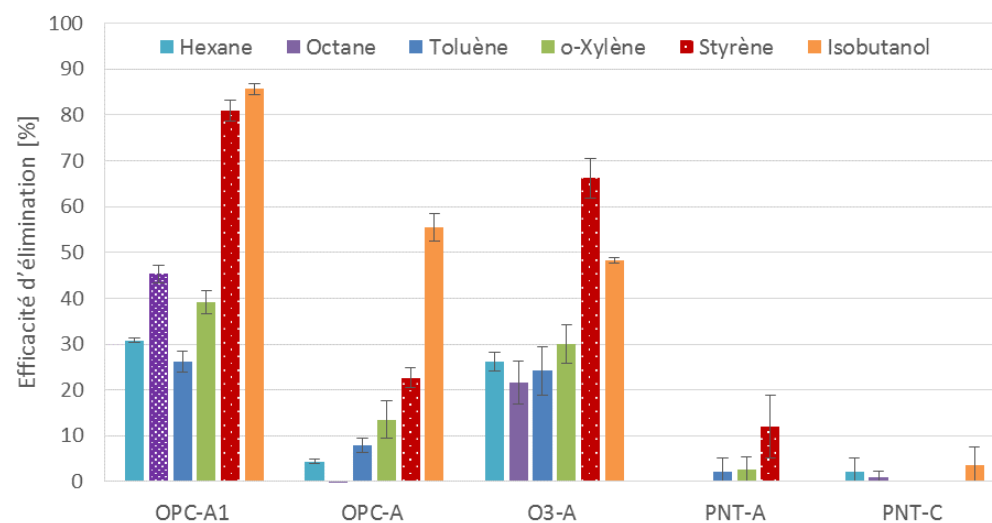
Les composés cibles à tester dans cette étude étaient l'acétone, le MEC, l'hexane normal, l'octane normal, le toluène, l'o-xylène, le styrène et l'isobutanol. Les résultats d'essais relatifs au MEC et à l'acétone ont été présentés dans la section précédente. Les résultats d'essais relatifs aux autres COV à tester sont présentés ci-après.

Quatre technologies d'oxydation majeures ont été sélectionnées et testées côte à côte sur la plateforme à quatre conduits quant à leur efficacité à éliminer les COV. L'OPC-A, qui utilise des lampes UVC, représente la technologie d'oxydation purement photocatalytique ; l'O3-A représente la technologie d'ozonation ; l'OPC-A1 représente la combinaison des technologies d'OPC et d'ozonation ; et le PNT-A ou C représente la technologie au plasma non thermique. Au départ, le PNT-A avait été sélectionné et testé pour le toluène, l'o-xylène et le styrène, mais vu sa faible efficacité, il a été remplacé par le PNT-C et testé pour l'hexane normal, l'octane normal et l'isobutanol. Étant donné que la concentration d'essai peut altérer la performance des systèmes de purification de l'air par oxydation de même que l'intégrité des méthodes d'essai – comme en témoignent les résultats des tests d'élimination de l'acétone –, les essais ont été effectués selon deux concentrations cibles : 0,1 ppm et 1 ppm. Les conditions d'essai étaient les suivantes : débit d'air de 178 ± 11 m³/h (ou vitesse d'écoulement de l'air de $0,53 \pm 0,03$ m/s), température de $21 \pm 0,1$ °C et HR de 58 ± 1 %. Les concentrations d'essai moyennes étaient de $0,095 \pm 0,002$ ppm et $0,951 \pm 0,025$ ppm.

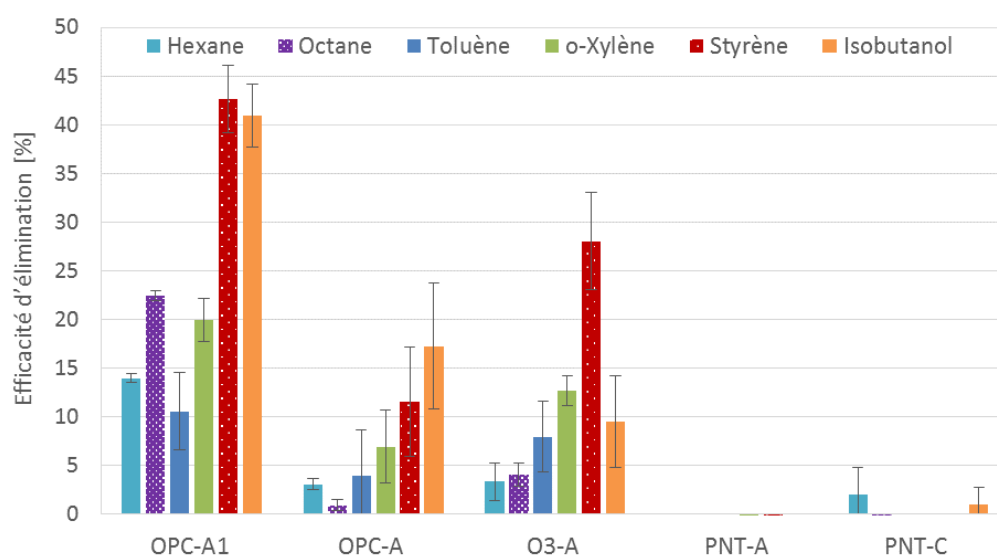
La figure 5-14 illustre l'efficacité d'élimination moyenne des COV testés avec des concentrations d'essai de 0,1 ppm et 1 ppm. L'OPC-A1 a affiché l'efficacité d'élimination la plus élevée pour tous les COV testés. L'O3-A présentait généralement une efficacité plus élevée que l'OPC-A, sauf dans le cas de l'isobutanol, et ce, dans les deux concentrations. Les deux unités de PNT ont affiché une faible efficacité. Alors que l'OPC-A1 présentait une efficacité d'élimination supérieure à 80 % pour le styrène et l'isobutanol à 0,1 ppm, l'efficacité des unités de PNT était inférieure à 12 % pour ces mêmes COV. L'efficacité d'élimination du styrène et de l'isobutanol est généralement plus élevée que pour les autres COV, car ces composés ont des constantes de vitesse de réaction plus élevées avec les radicaux hydroxyles, comme l'indique le tableau 5-2. Les résultats d'essais de l'unité d'ozonation O3-A révèlent qu'elle présente l'efficacité d'élimination la plus élevée en ce qui concerne le styrène, et ce, tant à 0,1 ppm qu'à 1 ppm. Cela peut s'expliquer par le fait que le styrène a une constante de vitesse de réaction plus élevée avec l'ozone que les autres COV testés. L'efficacité d'élimination de l'OPC-A1 et de l'OPC-A à 1 ppm était environ deux fois moins élevée qu'à 0,1 ppm ; l'O3-A voyait toutefois son efficacité encore plus réduite à 1 ppm. L'efficacité de l'OPC-A et de l'O3-A à éliminer l'octane normal était essentiellement inférieure à celle des autres COV aux deux concentrations d'essai ; il s'agissait néanmoins du COV pour lequel l'OPC-A1 présentait la 3^e efficacité la plus élevée parmi les COV testés. L'OPC-A1 combine OPC et ozonation, et l'effet combiné de ces deux technologies est manifestement synergique dans l'élimination de l'octane normal. D'autres effets synergiques ont été observés avec l'isobutanol et l'hexane normal à 1 ppm.

La figure 5-15 présente les taux de génération de sous-produits quantifiés selon l'analyse par CLHP. Du formaldéhyde, de l'acétaldéhyde et de l'acétone ont été générés pour tous les COV testés. Dans le cas des composés aromatiques, seuls ces trois sous-produits ont été détectés dans l'analyse par CLHP. Dans le cas de l'isobutanol, du crotonaldéhyde et du MEC ont aussi

été détectés. Les alcanes ont généré du crotonaldéhyde, du propionaldéhyde ainsi que du MEC. Dans le cas de l'isobutanol, le MEC était le principal sous-produit généré, suivi de l'acétone et du formaldéhyde. Dans le cas de tous les composés aromatiques testés, le formaldéhyde était le principal sous-produit généré. Le formaldéhyde était dominant dans le cas du styrène, surtout à 1 ppm. Les taux de génération de sous-produits étaient plus élevés à concentration d'essai plus élevée.

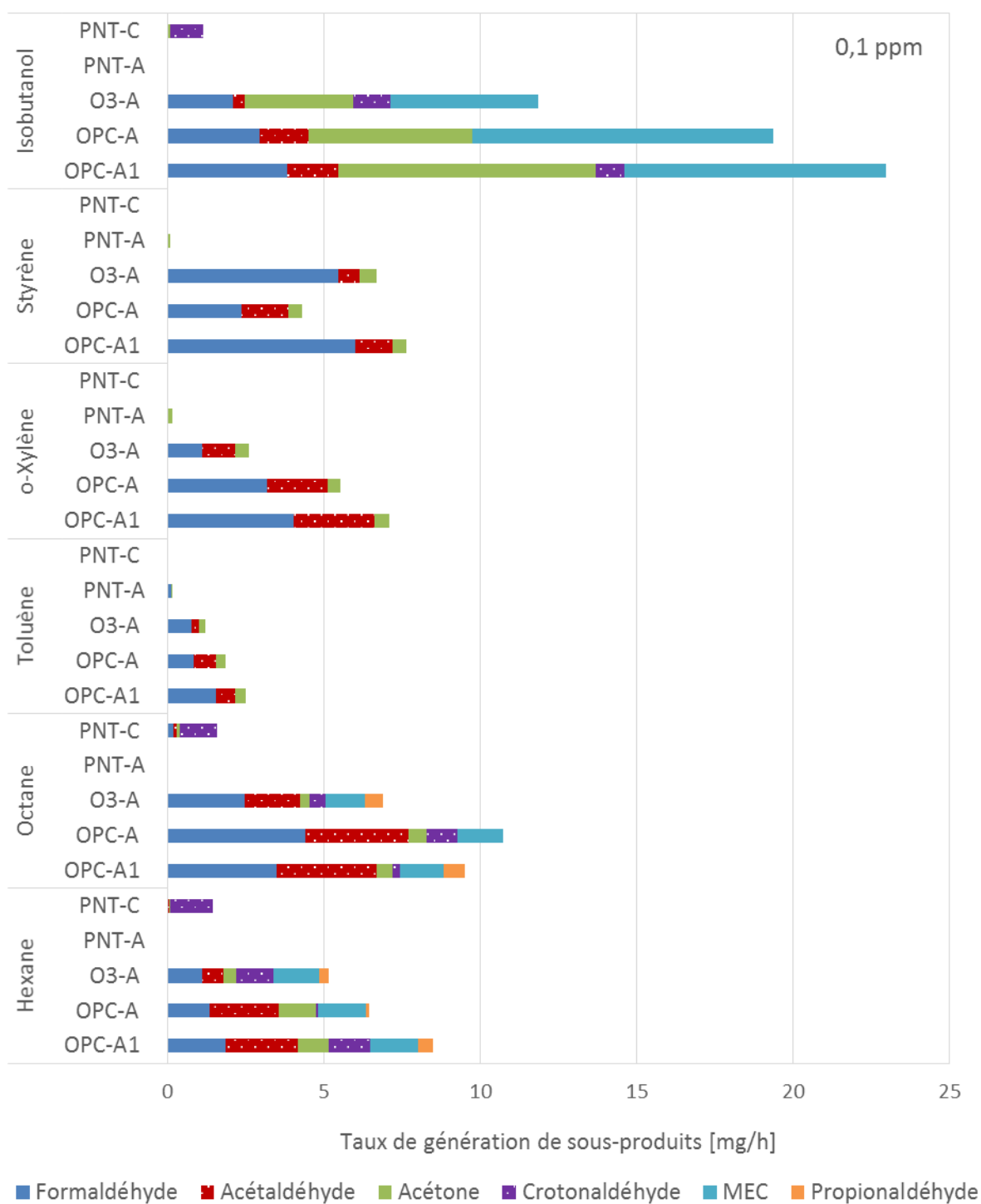


(a) 0,1 ppm

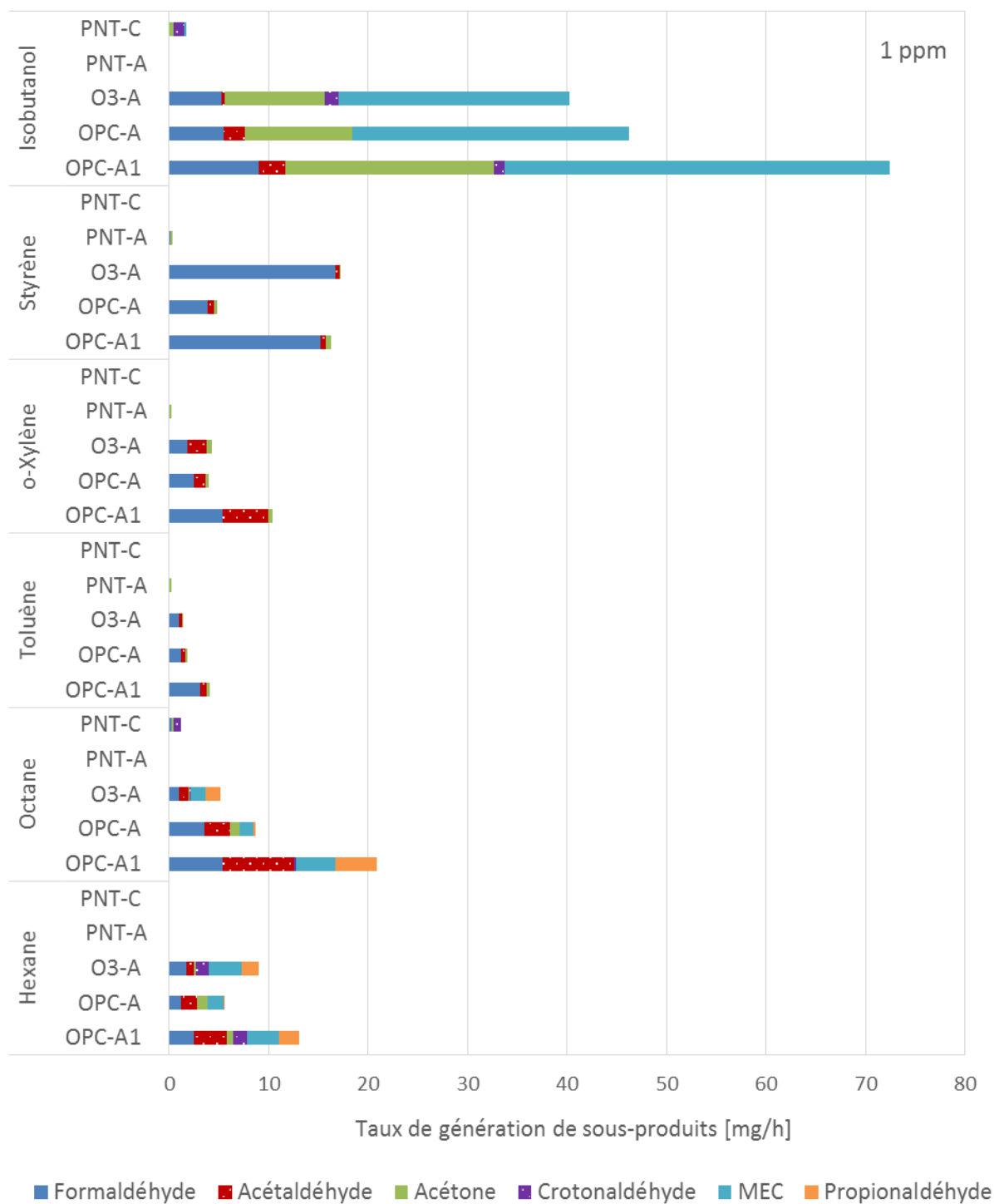


(b) 1 ppm

Figure 5-14. Efficacité d'élimination de différents COV



(a) 0,1 ppm



(b) 1 ppm

Figure 5-15. Taux de génération de sous-produits de différents COV

Dans l'ensemble, l'OPC-A1 est l'unité qui a généré le plus de sous-produits, ce qui s'explique par le fait que son efficacité d'élimination était la plus élevée. L'efficacité d'élimination de l'OPC-A était inférieure à celle de l'O3-A ; il générerait cependant plus de sous-produits, exception faite du styrène aux deux concentrations d'essai et de l'hexane normal à 1 ppm. Vu l'efficacité d'élimination négligeable du PNT, la génération de sous-produits observée dans ce cas était minime.

La détection des sous-produits dans une analyse par DTA-CPG-SM peut être difficile lorsque le COV à tester doit être échantillonné et analysé par les mêmes méthodes. Lorsque la concentration d'essai est élevée et que le rendement de conversion est faible, le volume d'échantillonnage doit être réduit pour ne pas surcharger les tubes de désorption thermique, ou alors un rapport de division plus élevé doit être appliqué en lien avec la méthode de désorption thermique, ce qui a pour effet de rehausser les limites de détection. Dans le cas des composés aromatiques, seul le benzaldéhyde a été détecté comme sous-produit dans l'analyse par CPG-SM, tandis que dans le cas de l'isobutanol, trois sous-produits ont été détectés : l'isobutyraldéhyde, la méthacroléine et le 2,3-butadione ont été détectés.

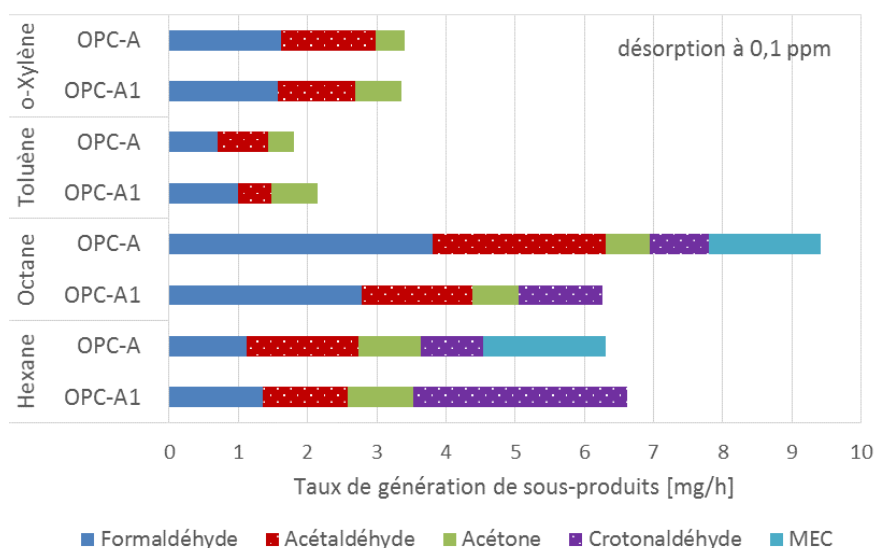
La génération de résidus à la surface des OPC et de leurs sous-produits d'oxydation après que l'introduction du COV à tester ait cessé a été étudiée. Un « test de désorption », ainsi nommé d'après une procédure similaire appliquée pour tester les médias des appareils de purification de l'air par adsorption, a été réalisé pendant une heure alors que les lampes UV étaient toujours allumées. Ce test n'a pas été réalisé dans le cas des unités O3-A et PNT. La figure 5-16 présente les résultats des tests de désorption effectués après les essais portant sur les COV à tester en concentrations de 0,1 ppm et 1 ppm. Bien que le test de désorption ait été effectué pour tous les COV à l'étude après les essais à 1 ppm, il n'a été effectué que pour l'hexane normal, l'octane normal, le toluène et l'o-xylène après les essais à 0,1 ppm. Étant donné que l'OPC était activée par des lampes UV pendant le test de désorption, le précédent COV à tester n'a pas été détecté ; sinon, la concentration en aval était inférieure à la concentration à l'état de trace en amont. Selon l'analyse par CLHP, des sous-produits en quantités mesurables étaient générés même après que l'introduction des COV à tester ait cessé. Comme dans les profils de génération de sous-produits au cours des essais sur les COV, les alcanes généraient plus de sous-produits que les composés aromatiques, et les taux de génération n'étaient que légèrement réduits. Cependant, les résultats des tests de désorption après les essais sur l'isobutanol révèlent des taux de génération beaucoup plus faibles que pendant les essais. Comme les catalyseurs de TiO_2 sont de nature polaire, l'adsorption des composés polaires s'en trouve accrue (Shayegan, Haghighat, Lee, Bahloul et Huard, 2018; Zhong, Lee et Haghighat, 2012). Or, puisque l'isobutanol est polaire, on s'attendait à ce que l'adsorption accrue à la surface des OPC entraîne une plus grande génération de sous-produits au cours des tests de désorption. La réactivité élevée de l'isobutanol aux OPC peut toutefois avoir contrecarré cet effet, d'où les faibles émissions observées.

Le taux de génération d'ozone moyen correspondait à la différence entre les concentrations en aval et en amont, laquelle était de 748 ± 45 ppb dans le cas de l'OPC-A1 et de 669 ± 30 ppb dans le cas de l'O3-A, et ce, pour tous les COV testés sauf le styrène. Lors des essais avec le styrène, la génération d'ozone était de 765 ± 262 ppb dans le cas de l'OPC-A1 et de 592 ± 323 ppb dans le cas de l'O3-A. Lorsque le styrène était utilisé comme composé à tester, il altérerait grandement la surveillance de l'ozone en lien avec l'utilisation de la technologie d'absorption UV. La norme D 5156-02 de l'ASTM (ASTM International, 2016), *Standard Test Methods for Continuous*

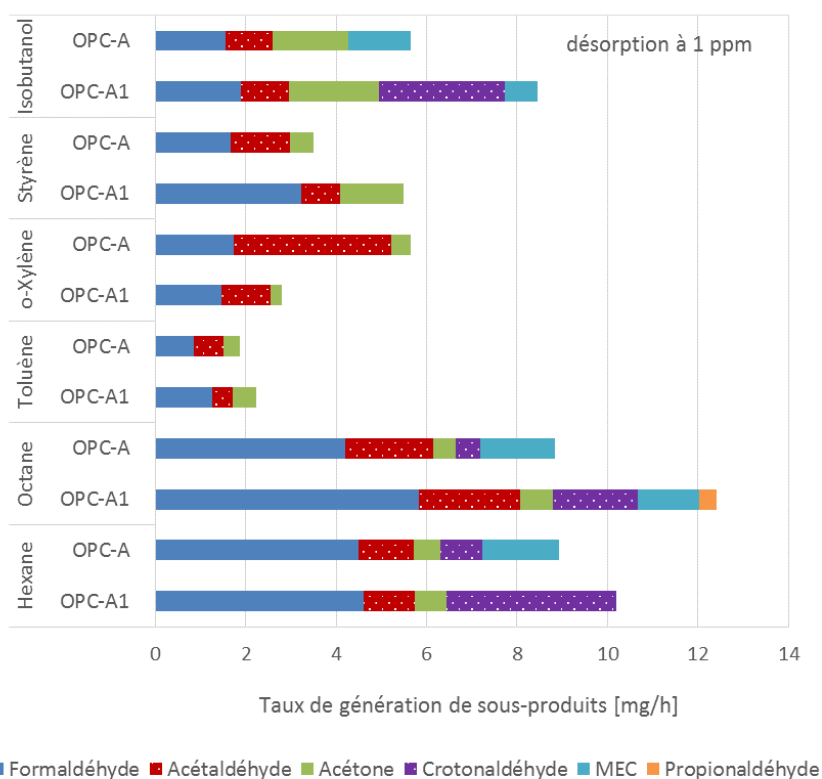
Measurement of Ozone in Ambient, Workplace, and Indoor Atmospheres (Ultraviolet Absorption), énumère certaines substances signalées comme étant interférentes, ici présentées dans le tableau 5-3. Les effets de l'interférence du styrène indiqués dans ce tableau sont toutefois contradictoires : surestimation de 13 % de la mesure d'ozone dans un cas, et sous-estimation de 80 % dans un autre. Comme l'ozone est l'un des principaux sous-produits nocifs qui doivent être mesurés pour évaluer la performance globale des technologies oxydatives, il vaudrait mieux éviter d'utiliser comme composés à tester les substances qui interfèrent avec la mesure de l'ozone.

Tableau 5-3. Composés qui interfèrent avec la surveillance de l'ozone en contexte d'absorption UV (modifié d'après la norme de 2016 de l'ASTM International)

Composé interférent	Effet (% de concentration)
Ozone	100
Styrène	113 (20)
2,5-diméthylstyrène	147
Benzaldéhyde	< 1(5)
2-méthyl-4-dinitrophénol	139
2-nitrotoluène	78
naphtalène	116
2,4-diméthylphénol	18



(a) Après les essais à 0,1 ppm

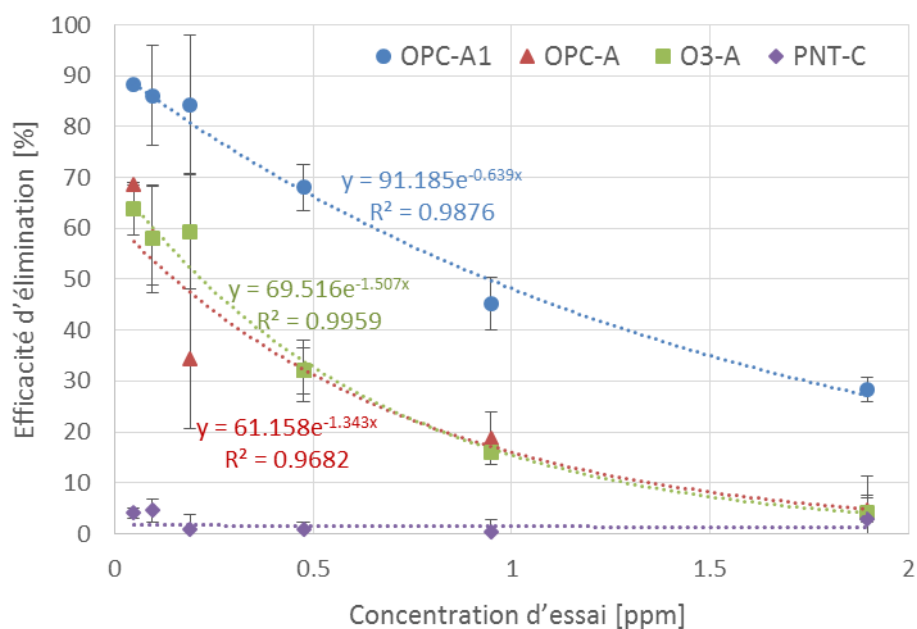


(b) Après les essais à 1 ppm

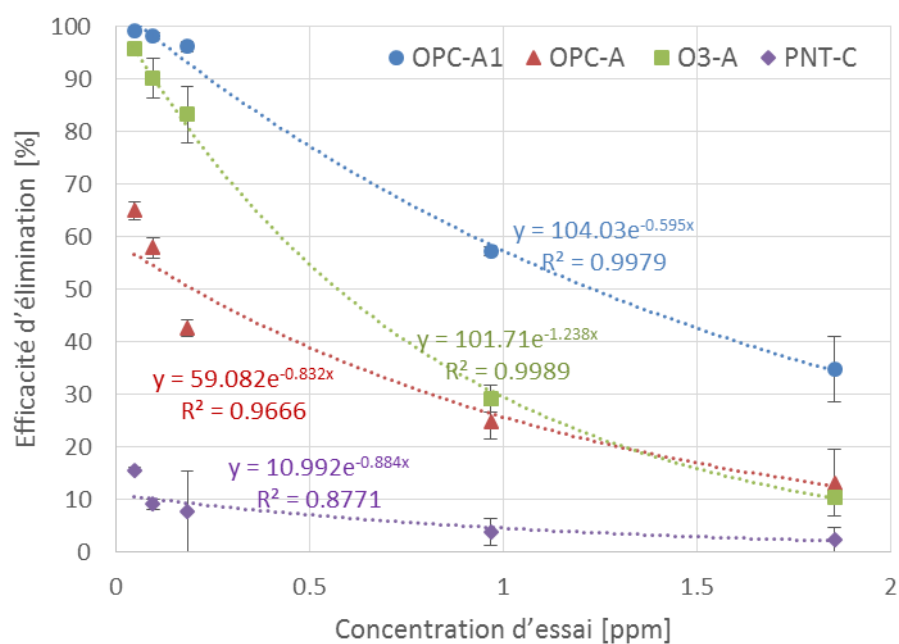
Figure 5-16. Taux de génération de sous-produits durant les tests de désorption

L'effet de la concentration de COV à tester a aussi été étudié pour l'isobutanol, le toluène et l'o-xylène dans la fourchette de 0,05 ppm à 2 ppm. La figure 5-17 présente l'efficacité d'élimination des différentes unités de purification de l'air selon les concentrations d'essai. Tous les essais ont été effectués dans des conditions semblables quant au débit d'air et à la température, mais variables en termes d'HR. L'isobutanol a été testé à deux niveaux d'HR (44 % et 25 %), comme l'indiquent les figures 5-17 (a) et (b), respectivement. Le toluène [figure 5-17 (c)] a été testé à 49 % d'HR, et l'o-xylène [figure 5-17 (d)] a été testé à 23 % d'HR. Vu la faible efficacité des unités à PNT, elles n'ont pas été testées pour les composés aromatiques. L'efficacité d'élimination de toutes les unités de purification de l'air par oxydation testées diminuait généralement avec l'augmentation de la concentration d'essai.

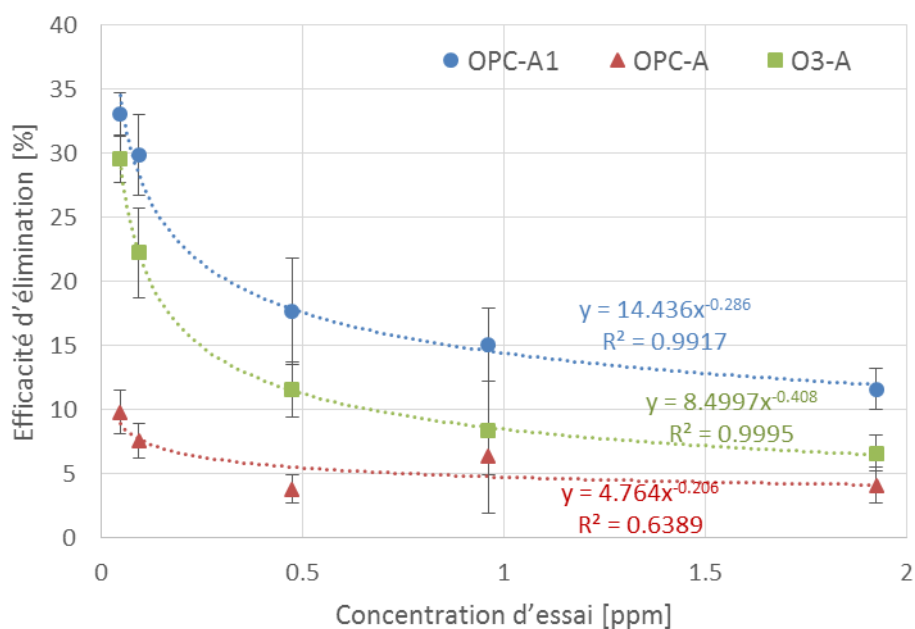
Dans le cas de l'isobutanol, l'efficacité d'élimination avait tendance à diminuer selon un profil de chute exponentiel. C'était tout particulièrement le cas des systèmes de purification de l'air faisant appel à l'ozone (OPC-A1 et O3-A). Dans des conditions d'humidité relative plus élevée, l'OPC-A et l'O3-A affichaient une efficacité d'élimination de l'isobutanol essentiellement similaire dans la plage de concentrations testées ; à faible taux d'humidité, l'O3-A présentait toutefois une efficacité beaucoup plus grande à faibles concentrations en ppb. La génération d'ozone de l'O3-A était de 723 ± 32 ppb lors des essais à 44 % d'HR, et de 752 ± 32 ppb à 25 % d'HR. Il a été mentionné que la formation d'ozone en présence d'humidité était supprimée, les électrons énergétiques étant alors éteints par les molécules d'eau (Raju, Reddy, Karupiah, Reddy et Subrahmanyam, 2013). La présence d'eau peut favoriser la formation de radicaux hydroxyles, ce qui augmente le potentiel de conversion des COV. Compte tenu des niveaux d'ozone générés par l'O3-A, un taux d'humidité relative de 25 % produirait suffisamment de molécules d'eau pour permettre la formation de radicaux OH ; par conséquent, l'efficacité accrue de cette unité n'est pas due à une augmentation du taux d'humidité. Bahri, Haghighat, Rohani et Kazemian (2017) ont indiqué qu'une augmentation du taux d'humidité relative pouvait avoir un effet négatif sur l'efficacité d'élimination des COV en réduisant la densité des électrons et en désactivant les substances réactives dans le réacteur. Par rapport à l'OPC-A1 et à l'O3-A, l'efficacité de l'OPC-A à éliminer l'isobutanol a rapidement diminué avec l'augmentation des concentrations dans la plage des ppb. Les photocatalyseurs ont des sites actifs restreints, et la concurrence entre les molécules du COV à tester, la vapeur d'eau et d'autres molécules s'intensifie aux concentrations d'essai plus élevées ou dans des conditions d'humidité relative accrue. Cela signifie qu'une augmentation des concentrations d'essai pour accélérer l'évaluation des appareils de purification de l'air – une pratique courante en ce qui a trait à l'évaluation des technologies à adsorption – ne convient pas dans le cas des technologies de purification de l'air par oxydation. Le PNT-C présentait une faible efficacité d'élimination de l'isobutanol (inférieure à 5 %) lors des essais à 44 % d'HR. À 25 % d'HR, sa performance était légèrement meilleure dans les plages de concentrations en ppb.



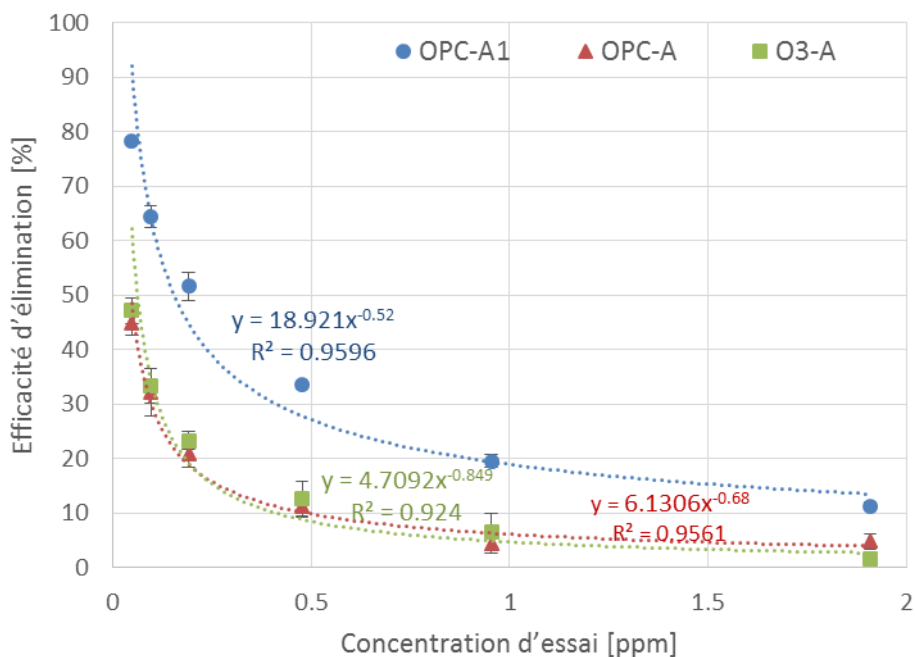
(a) isobutanol à 178 ± 4 m³/h, 20,7 ± 0,2 °C et 44 ± 2 % HR



(b) isobutanol à 174 ± 11 m³/h, 20,5 ± 0,2 °C et 25 ± 2 % HR



(c) toluène à $177 \pm 3 \text{ m}^3/\text{h}$, $20,7 \pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$ et $49 \pm 1 \text{ \% HR}$



(d) xylène à $180 \pm 5 \text{ m}^3/\text{h}$, $20,9 \pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$ et $23 \pm 1 \text{ \% HR}$

Figure 5-17. Effet de la concentration d'essai sur l'efficacité d'élimination

Les résultats d'essais avec le toluène à 49 % d'HR [figure 5-17 (c)] montrent une diminution progressive de l'efficacité d'élimination avec l'augmentation de la concentration d'essai. Une diminution plus rapide de l'efficacité d'élimination de l'o-xylène a cependant été observée [figure 5-17 (d)]. Cela peut s'expliquer par le fait que l'efficacité d'élimination de l'o-xylène est supérieure à l'efficacité d'élimination du toluène à humidité relative égale, comme le montre la figure 5-14. Il est à noter que les essais portant sur l'o-xylène ont été effectués dans des conditions plus favorables de faible humidité relative. Par conséquent, la variation de l'efficacité d'élimination de l'o-xylène sous l'effet de la variation du niveau de concentration peut avoir été plus perceptible. L'OPC-A a affiché une performance plus faible que l'O3-A dans les essais portant sur le toluène. En revanche, les résultats d'essais sur l'o-xylène indiquent que l'OPC-A et l'O3-A ont une efficacité d'élimination comparable dans la plage de concentrations utilisée. Alors que le TiO_2 est un composé polaire, le toluène et l'o-xylène sont des composés non polaires. La vapeur d'eau adsorbée sur le photocatalyseur peut s'attacher au TiO_2 par liaison hydrogène ; les composés non polaires présentent toutefois une attraction dipôle beaucoup plus faible (Obee et Hay, 1997). Cela peut accentuer l'effet négatif du taux d'humidité relative sur l'élimination des composés non polaires par OPC.

Les taux de génération de sous-produits ont été mesurés pour chaque concentration d'essai en isobutanol à 44 % d'HR, et les résultats sont présentés dans la figure 5-18. Les sous-produits générés par l'OPC-A1, l'OPC-A et l'O3-A augmentent avec l'augmentation de la concentration d'essai en isobutanol, et il y a peu de variations dans la composition des sous-produits. Vu la faible performance du PNT-C, les taux de génération de sous-produits observés étaient faibles.

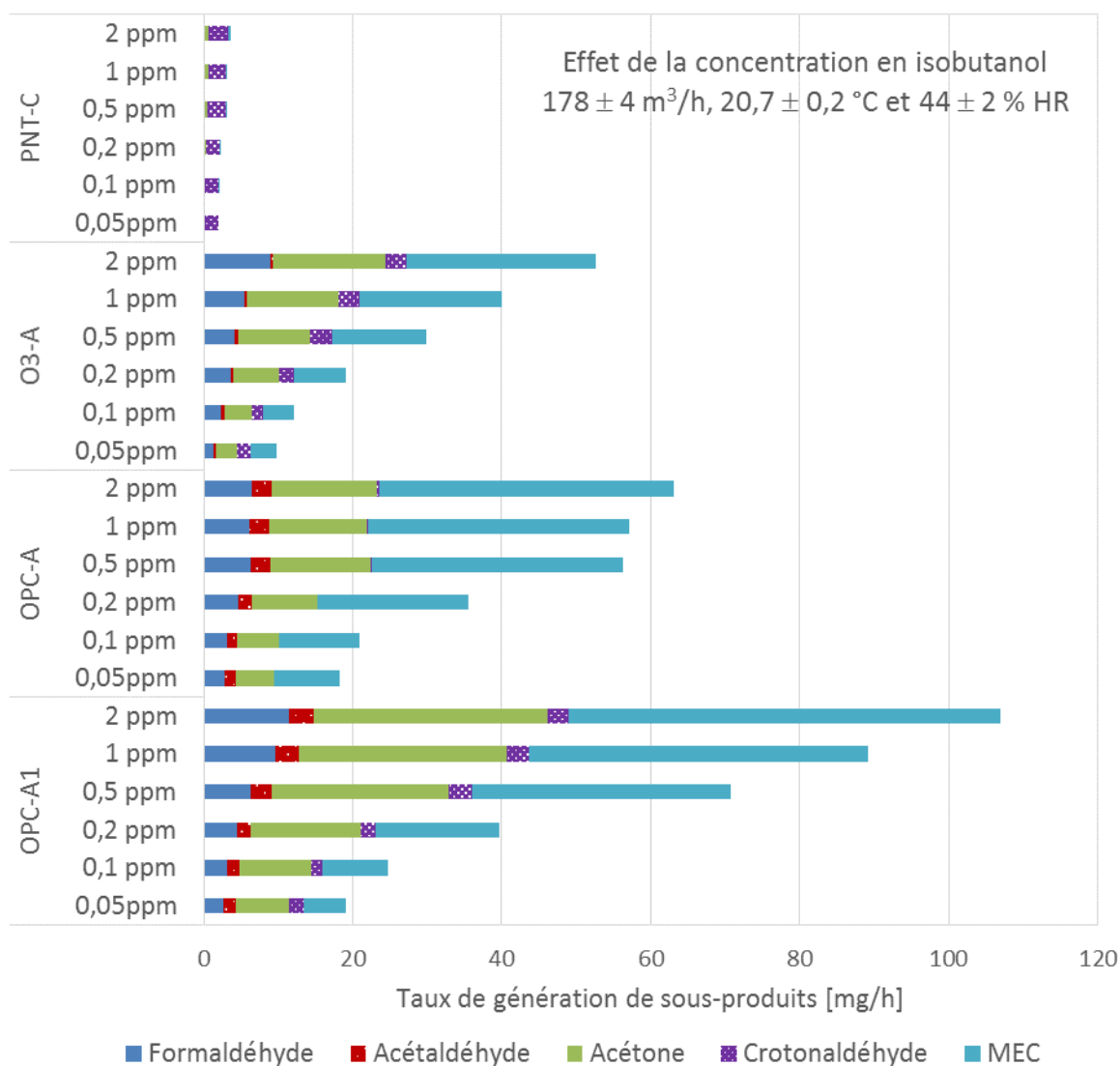


Figure 5-18. Effet de la concentration d'essai sur la génération de sous-produits : isobutanol

5.5 Effet du taux d'humidité relative

Comme mentionné au chapitre 2, le taux d'humidité relative peut altérer la performance des technologies de purification de l'air par oxydation étant donné que la formation de radicaux hydroxyles pour oxyder les COV nécessite de l'eau, mais un excès d'eau peut engendrer des conditions de réaction défavorables. Puisque le taux d'humidité relative à l'intérieur d'un bâtiment peut influencer sur le confort thermique des occupants, sur le potentiel de croissance de moisissures et sur d'autres enjeux liés à la qualité de l'air intérieur, de même que sur les activités et les processus qui se déroulent dans le bâtiment, certaines plages d'humidité relative sont recommandées. Par exemple, le taux d'humidité relative recommandé dans les immeubles de bureaux est de 20 % à 30 % l'hiver, et de 50 % à 60 % l'été (ASHRAE, 2015a). Étant donné que la plateforme d'essai à quatre conduits utilisait l'air filtré du laboratoire comme air de transport et qu'elle n'était pas équipée d'un système de contrôle actif de l'humidité, les essais effectués en différentes saisons l'ont été dans des conditions d'humidité variables à l'intérieur des plages d'humidité relative correspondant à l'utilisation normale d'un bâtiment. Il convient ici de souligner que les résultats d'essais présentés ici ont été obtenus en différentes saisons, au cours desquelles le taux d'humidité relative variait entre 20 % et 60 %.

La figure 5-19 porte sur l'efficacité d'élimination du toluène selon trois taux d'humidité relative, soit $35 \pm 3 \%$, $49 \pm 1 \%$ et $58 \pm 1 \%$. Les autres conditions d'essai étaient les suivantes : débit d'air de $176 \pm 4 \text{ m}^3/\text{h}$ (ou vitesse d'écoulement de l'air de $0,53 \pm 0,01 \text{ m/s}$) et température de $21 \pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$. L'effet du taux d'humidité relative varie selon la concentration d'essai. Pour le toluène à 0,1 ppm, la performance de l'OPC-A1 et de l'OPC-A était meilleure à 35 % d'HR qu'aux taux d'HR plus élevés ; à 1 ppm, cependant, leur performance culminait à 49 % d'HR. L'efficacité d'élimination du toluène de l'O3-A était plus faible à 35 % d'HR, et elle augmentait légèrement lorsque le taux d'humidité relative était plus élevé ; les écarts absolus en matière d'efficacité d'élimination étaient toutefois de moins de 4 %. Vu la piètre performance du PNT-A, aucun effet du taux d'humidité relative n'a pu être observé.

Une plage de taux d'HR plus large a été utilisée pour les essais sur l'o-xylène : 1) faible, soit $21 \pm 2 \%$ d'HR pour les essais à 0,1 ppm et $25 \pm 1 \%$ d'HR pour les essais à 1 ppm ; 2) moyenne, soit $37 \pm 1 \%$ d'HR ; et 3) élevée, soit $60 \pm 1 \%$ d'HR. Les autres conditions d'essai étaient les suivantes : débit d'air de $179 \pm 4 \text{ m}^3/\text{h}$ (ou vitesse d'écoulement de l'air de $0,54 \pm 0,01 \text{ m/s}$) et température de $21 \pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Comme le montre la figure 5-20, l'effet du taux d'humidité relative est plus marqué dans le cas de l'o-xylène. L'efficacité d'élimination de l'OPC-A1 et de l'OPC-A diminuait avec l'augmentation du taux d'HR à 0,1 ppm ; à 1 ppm, cependant, les résultats d'essais révèlent une performance maximale à 37 % d'HR, bien que la variation du taux d'HR soit non significative. L'O3-A est moins touché par la variation du taux d'HR, l'écart maximal en matière d'efficacité d'élimination étant de 6,2 %.

Les résultats d'essais pour le toluène et l'o-xylène indiquent que la performance des systèmes d'OPC est plus sensible au taux d'HR. Des effets contradictoires du taux d'HR ont été rapportés dans la littérature sur l'OPC, et les données publiées ont été de nouveau analysées afin de les comparer avec nos résultats (Ao et Lee, 2003; Ao, Lee, Mak et Chana, 2003; Einaga, Futamura et Ibusuki, 1999; Jeong *et al.*, 2005; Mo *et al.*, 2013). Pour distinguer les effets du taux d'HR de l'influence d'autres paramètres, comme la conception du réacteur et les conditions d'essai, l'efficacité d'élimination selon différents taux d'HR a été normalisée en fonction de l'efficacité

d'élimination maximale rapportée dans chaque étude pour un taux d'HR donné. Parce qu'il y a plus d'études sur les composés aromatiques, le toluène, le benzène et les xylènes ont été retenus. Comme le montre la figure 5-21, deux tendances distinctes ont été observées en ce qui a trait aux composés aromatiques non polaires.

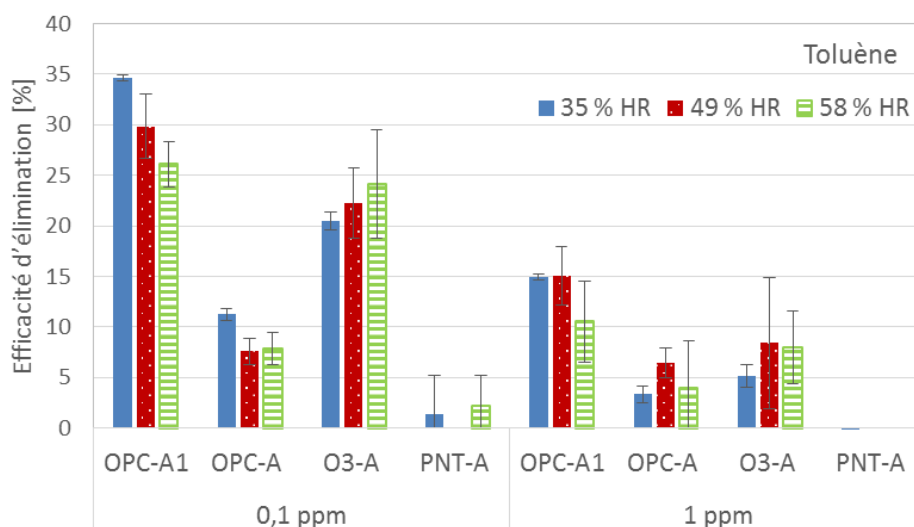


Figure 5-19 Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination du toluène

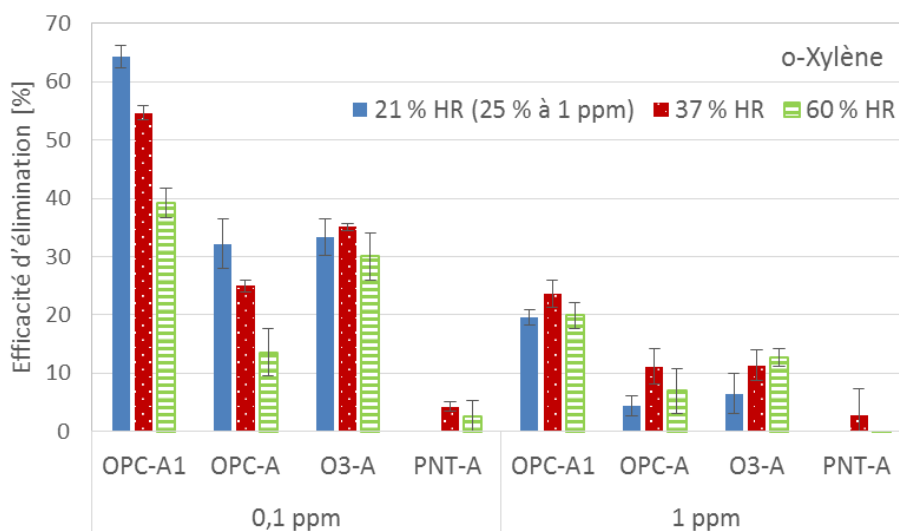
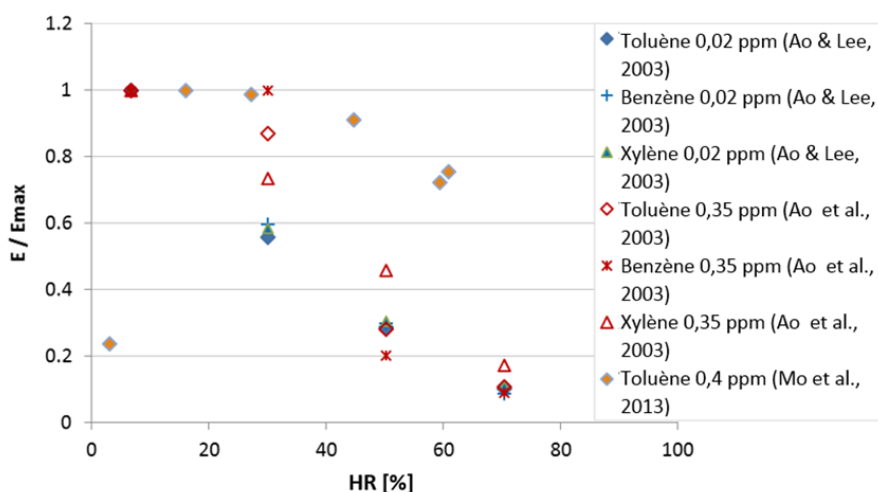


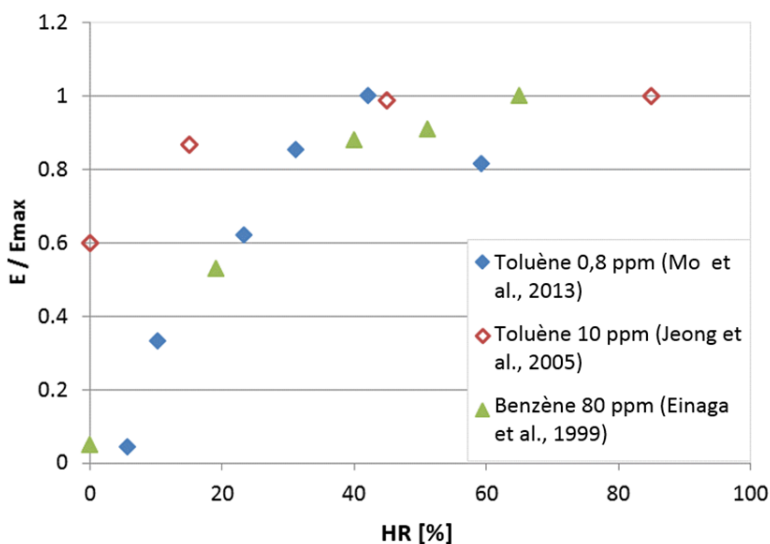
Figure 5-20 Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination de l'o-xylène

À faible concentration d'essai, l'efficacité la plus élevée a été observée avec un faible taux d'HR (généralement de 5 % à 25 %), et une augmentation du taux d'HR entraînait une réduction d'efficacité. À plus forte concentration, l'efficacité avait tendance à augmenter avec l'augmentation du taux d'HR. D'autres études font état d'un effet négligeable des taux d'HR à

faibles concentrations d'essai en raison de l'efficacité d'élimination élevée de l'OPC testé (Jo et Park, 2004; Mo *et al.*, 2013). L'efficacité d'oxydation du toluène rapportée par Mo *et al.* (2013) indique que le taux optimal d'HR pour une concentration donnée augmente généralement avec l'augmentation de la concentration d'essai en toluène.



(a) faibles concentrations d'essai



(b) fortes concentrations d'essai

Figure 5-21. Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination normalisée par rapport à l'efficacité maximale (données compilées à partir de la littérature)

L'effet du taux d'humidité relative sur l'isobutanol observé sur la plateforme d'essai à quatre conduits est présenté dans la figure 5-22. Les taux d'HR pris en compte sont les suivants : 25 ± 2 %, 45 ± 3 % à 0,1 ppm ou 42 ± 2 % à 1 ppm, et 59 ± 1 %. Les conditions d'essai moyennes

étaient les suivantes : débit d'air de $178 \pm 7 \text{ m}^3/\text{h}$ (ou vitesse d'écoulement de l'air de $0,53 \pm 0,02 \text{ m/s}$) et température de $21 \pm 0,2^\circ\text{C}$. Les effets du taux d'HR diffèrent de ceux observés dans le cas des composés aromatiques. L'efficacité de l'OPC-A1 à éliminer l'isobutanol chutait davantage entre 25 % et 45 % d'HR qu'entre 45 % et 59 % d'HR. En revanche, un moindre effet du taux d'HR a été observé dans le cas de l'OPC-A. Bien que l'efficacité d'élimination de l'O3-A ait peu varié dans le cas des composés aromatiques, le taux d'humidité relative avait manifestement un effet négatif sur son efficacité à éliminer l'isobutanol. Le PNT-C a affiché une efficacité décroissante avec l'augmentation du taux d'HR, mais le changement était non significatif. Un taux d'HR élevé peut favoriser la formation de radicaux hydroxyles, mais il peut simultanément empêcher l'adsorption des contaminants à la surface du catalyseur.

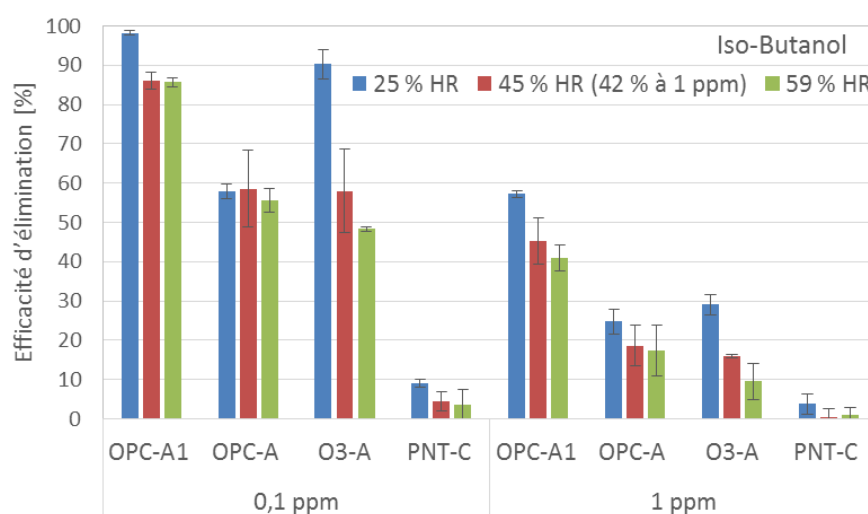
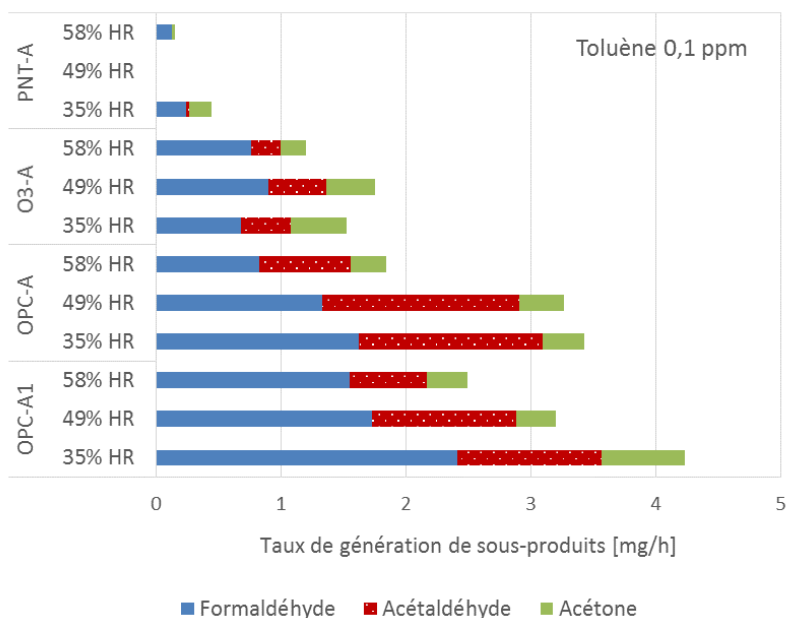


Figure 5-22. Effet du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination de l'isobutanol

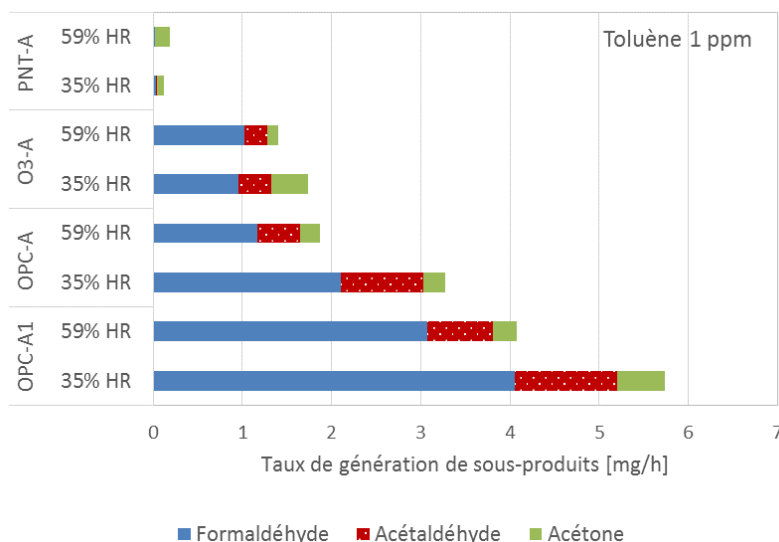
Les sous-produits générés lors des essais avec le toluène et l'isobutanol sont présentés dans les figures 5-23 et 5-24. Dans le cas du toluène, les taux de génération de sous-produits avaient tendance à suivre les courbes d'efficacité d'élimination, étant généralement plus élevés à faible taux d'HR. Cependant, les résultats d'essais avec l'isobutanol révèlent des profils différents. Lors des essais avec l'isobutanol à 0,1 ppm, un taux d'HR de 25 % réduisait considérablement la génération de sous-produits dans le cas de l'OPC-A1 et de l'OPC-A grâce à leur efficacité d'élimination élevée. Les taux de génération de sous-produits dans le cadre des essais avec l'isobutanol à 1 ppm sont difficiles à corréliser avec les données d'efficacité.

Selon les normes relatives à l'évaluation des appareils de purification de l'air, il convient habituellement d'effectuer les tests à un taux d'HR de 50 % et à concentrations élevées afin d'accélérer le processus. L'effet de divers taux d'HR selon différentes concentrations d'essai et le type de COV à tester peut être un facteur important à considérer dans l'élaboration d'une norme d'essai appropriée en ce qui concerne l'OPC. De façon générale, plus de variations ont été observées quant à la performance des systèmes de purification de l'air par oxydation lorsque le taux d'HR était de faible à moyen. Une évaluation des technologies de purification de l'air par oxydation dans des conditions d'exploitation réelles serait idéale, mais compliquée à réaliser. Les résultats de la présente étude indiquent que la performance des systèmes de purification de l'air

par oxydation est en général plus sensible aux taux d'HR inférieurs à 40 %. Par conséquent, il vaut normalement mieux éviter de réaliser les essais dans des conditions de faible humidité relative.

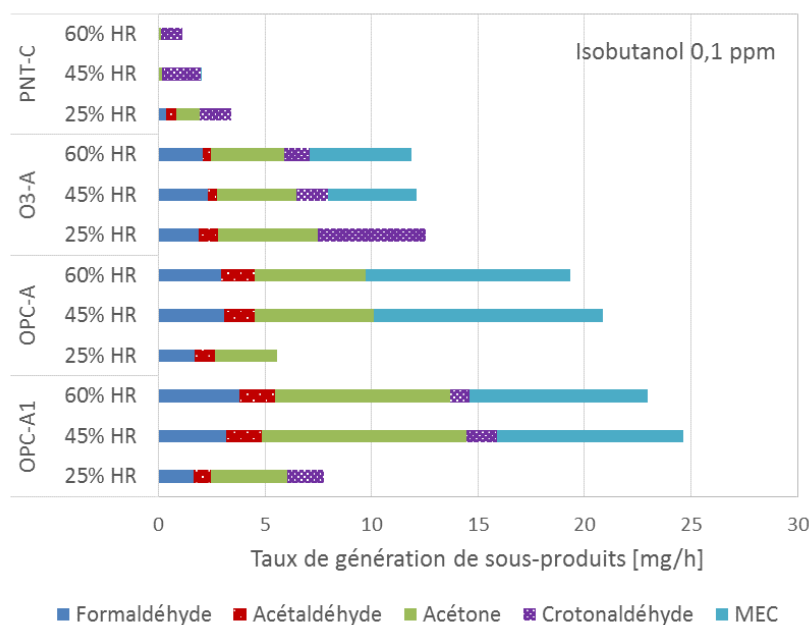


(a) toluène à 0,1 ppm

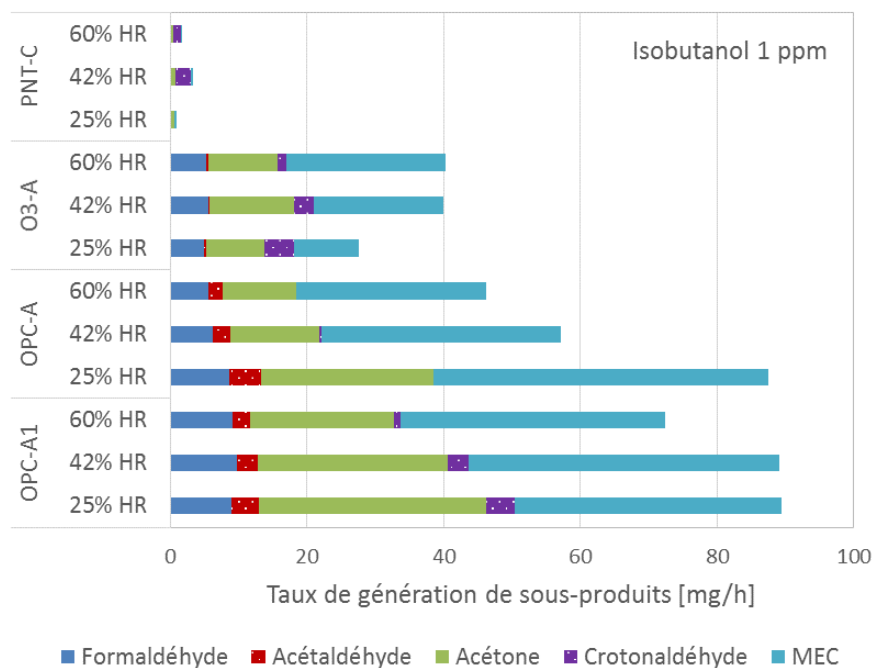


(b) toluène à 1 ppm

Figure 5-23. Effet du taux d'humidité relative sur le taux de génération de sous-produits : toluène



(a) isobutanol à 0,1 ppm



(b) isobutanol à 1 ppm

Figure 5-24. Effet du taux d'humidité relative sur le taux de génération de sous-produits : isobutanol

Durant tous les essais d'élimination de COV, aucun effet mesurable de désactivation ou de souillure du photocatalyseur par les lampes UV ou le plasma n'a été observé. Cela peut être dû au rendement de conversion des COV généralement faible des unités commerciales de purification de l'air, à l'alimentation en air pur et filtré des conduits d'essai, ou à la courte durée des essais suivie de tests de désorption, ce qui pourrait avoir un effet régénérateur sur le catalyseur ou un effet de conditionnement ou de nettoyage sur le système. Une étude sur le terrain des systèmes d'OPC réalisée par Hay *et al.* (2010) a démontré que la principale cause de désactivation des OPC tenait à l'oxydation des composés contenant du silicium, générés par l'utilisation de produits de consommation et de matériaux de construction comme les produits d'étanchéité (Chemweno, Cernohlavek et Jacoby, 2008; Hay *et al.*, 2010; Lamaa *et al.*, 2014). Cet effet déborde du cadre de la présente étude, de sorte que la performance à long terme et la désactivation des OPC n'ont pas été prises en compte. Une réduction du rayonnement UV a été observée en effectuant des mesures au moyen d'un radiomètre UV ; cependant, afin de mener l'étude paramétrique dans des conditions contrôlées, les lampes UV ont régulièrement été remplacées.

5.6 Élimination de l'ozone par les systèmes d'OPC

L'ozone est un polluant toxique de l'air, et l'utilisation de systèmes de purification de l'air par élimination de l'ozone – tout particulièrement dans les unités de traitement de l'air – est recommandée afin de réduire l'exposition à l'ozone et aux produits de réaction de l'ozone dans l'air intérieur. La norme de renouvellement de l'air (NRA) 62.1-2016 de l'ASHRAE préconise l'utilisation d'appareils de purification de l'air dont l'efficacité d'élimination de l'ozone est d'au moins 40 % lorsque le niveau d'ozone ambiant dépasse la limite assignée. Plusieurs études ont démontré le potentiel de l'oxydation photocatalytique à l'ultraviolet (UV-OPC) en ce qui a trait à l'élimination de l'ozone (Cho, Hwang, Sano, Takeuchi et Matsuzawa, 2004; He, Zhang, Yang et Yang, 2006; Lin et Lin, 2008; Lu *et al.*, 2014; Mills, Lee et Lepre, 2003; Ohtani, Zhang, Nishimoto et Kaglya, 1992). Cependant, nous manquons encore d'information sur l'efficacité des systèmes UV-OPC commerciaux à éliminer l'ozone. Bien que cette étude ait essentiellement porté sur l'élimination des COV, des essais expérimentaux complémentaires ont été menés afin d'évaluer l'efficacité d'élimination de l'ozone de trois systèmes d'OPC commerciaux (OPC-A, OPC-D et OPC-E) et d'une unité interne (OPC-F) sous rayonnement UVC identique. Les effets du nombre de couches d'OPC, de la concentration d'essai en ozone, du taux d'humidité relative et de la vitesse d'écoulement de l'air sur l'efficacité d'élimination de l'ozone ont également été étudiés.

Des essais dynamiques à une seule passe ont été effectués. Le protocole de test était le suivant : le débit d'air de chaque conduit d'essai était d'abord réglé, après quoi les niveaux d'ozone de fond étaient mesurés pendant au moins 10 minutes. Les lampes UVV étaient ensuite allumées pour introduire l'ozone dans les conduits d'essai. Les niveaux d'ozone en amont et en aval dans trois conduits d'essai étaient surveillés pendant au moins 15 minutes, après quoi les lampes UVC des systèmes UV-OPC étaient allumées. Les essais étaient menés pendant au moins 2 heures, et les niveaux d'ozone étaient surveillés en permanence. Pendant toute la durée des essais, le débit d'air, la température et le taux d'humidité relative étaient observés. Les essais étaient effectués à température ambiante (21 ± 1 °C), à différents taux d'humidité relative (30 à 60 %) et à différentes vitesses d'écoulement de l'air (0,122 à 1,04 m/s).

Avant l'essai comme tel des systèmes UV-OPC, la capacité d'élimination de l'ozone par photolyse de quatre lampes UVC, de même que par adsorption sur trois couches d'OPC-A a simultanément été testée. Au total, six essais ont été effectués dans différentes conditions d'humidité relative, de vitesse d'écoulement de l'air et de concentration d'essai en ozone. Sur l'ensemble des six essais, l'efficacité des quatre lampes UVC à décomposer l'ozone par photolyse variait entre 1,6 % et 6,4 %, avec une moyenne de 3,7 %. L'efficacité d'élimination de l'ozone par adsorption sur l'OPC-A variait de 3,6 % à 8,1 %, avec une moyenne de 4,9 %.

5.6.1 Efficacité des différents systèmes d'OPC à éliminer l'ozone

Trois systèmes d'OPC commerciaux ont été installés selon une configuration à deux couches d'OPC dans chacun des conduits d'essai, puis testés simultanément avec une vitesse d'écoulement de l'air de $0,554 \pm 0,033$ m/s, un taux d'humidité relative de 50 ± 2 % et deux niveaux d'ozone différents (96 ppb et 143 ppb). L'efficacité moyenne des trois systèmes d'OPC commerciaux à éliminer l'ozone était inférieure à 9 %, comme le montre la figure 5-25. Ces résultats sont nettement inférieurs à l'efficacité d'élimination de l'ozone minimale requise par la norme 62.1-2016 de l'ASHRAE. Ils sont également inférieurs à ceux de Kadribegovic, Ekberg, Gilligan et Shi (2011), qui faisaient état d'une efficacité d'élimination de l'ozone en une seule passe de 15 % avec un système UV-OPC commercial ; le système testé comportait toutefois trois chambres d'OPC. L'efficacité globale d'élimination de l'ozone, de la plus faible à la plus élevée, s'établissait comme suit : OPC-E < OPC-D < OPC-A. Des tests complémentaires ont été effectués avec l'OPC-A pour étudier les facteurs qui influent sur l'efficacité d'élimination de l'ozone, lesquels sont présentés dans les sections suivantes.

L'OPC-F, préparé en interne avec un substrat de feutre de charbon actif, a été installé selon la même configuration à deux couches dans deux conduits d'essai, et simultanément testé avec et sans rayonnement UVC à une vitesse d'écoulement de l'air de $0,538 \pm 0,02$ m/s, un taux d'humidité relative de 56 ± 2 % et une concentration d'essai en ozone de 184 ppb. La figure 5-26 présente les profils d'efficacité d'élimination de l'ozone en fonction du temps, avec et sans rayonnement UVC. Les deux profils affichent une efficacité initiale de plus de 95 % qui diminue lentement avec le temps. Sous rayonnement UVC, le taux de diminution était plus faible que dans le noir. Après deux heures, la différence d'efficacité était de plus de 17 %. Par rapport aux OPC commerciaux, l'OPC-F présentait une efficacité nettement supérieure. Lu *et al.* (2014) ont également démontré qu'un revêtement de TiO_2 sur un nid d'abeille de charbon actif offrait une efficacité d'élimination de l'ozone beaucoup plus élevée qu'un revêtement de TiO_2 sur un tissu de fibre de verre.

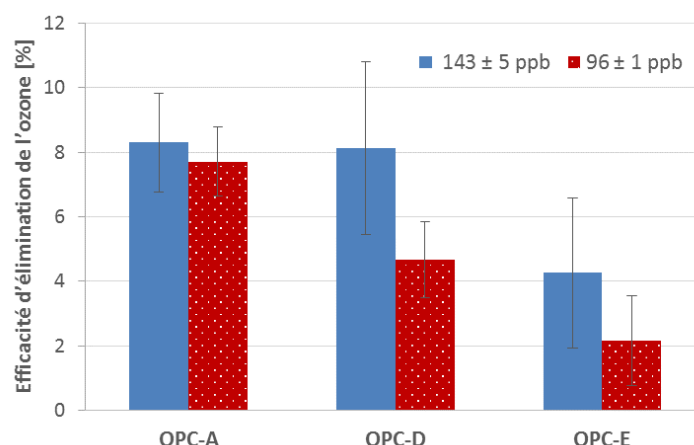


Figure 5-25. Efficacité des OPC commerciaux à éliminer l'ozone selon une configuration à deux couches

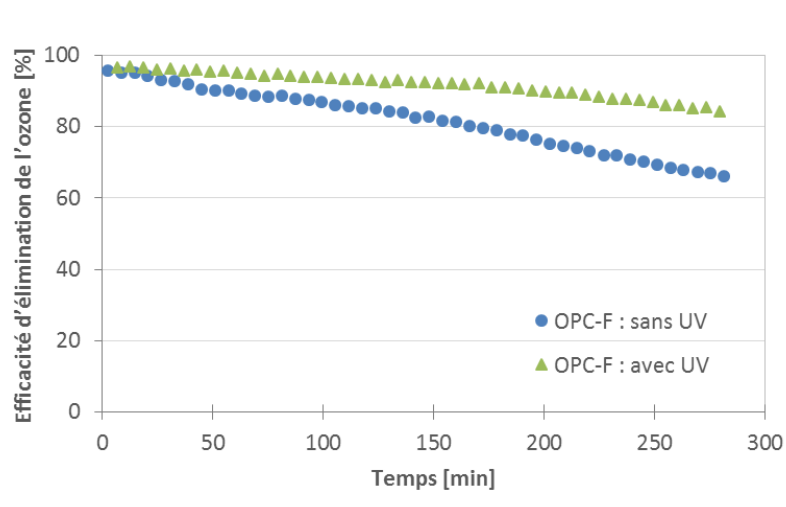


Figure 5-26. Efficacité de l'OPC-F à éliminer l'ozone selon une configuration à deux couches

5.6.2 Effet du nombre de couches d'OPC

Au total, sept essais ont été effectués dans différentes conditions avec l'OPC-A selon trois configurations testées en parallèle, soit avec une, deux ou trois couches d'OPC. La figure 5-27 présente les valeurs minimale, maximale et moyenne d'E_{2h} pour chaque configuration. L'efficacité d'élimination avait tendance à augmenter avec le nombre de couches d'OPC. Alors que l'efficacité moyenne de la configuration à deux couches était plus de deux fois plus élevée que celle de la configuration à une couche, l'ajout d'une couche pour en porter le nombre à trois n'augmentait l'efficacité que de 1 %.

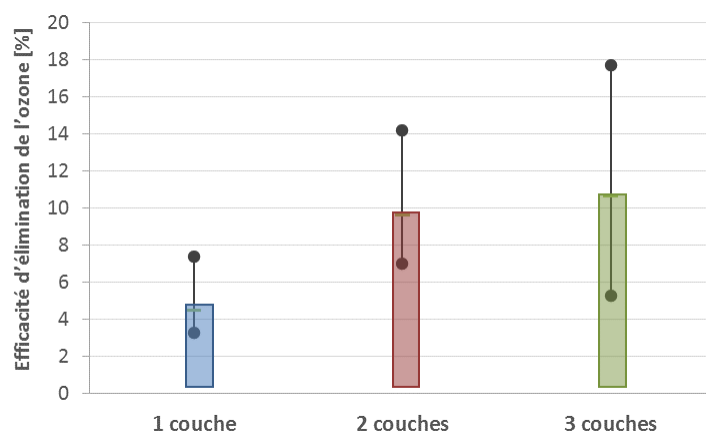


Figure 5-27. Effet du nombre de couches d'OPC-A sur l'efficacité d'élimination de l'ozone

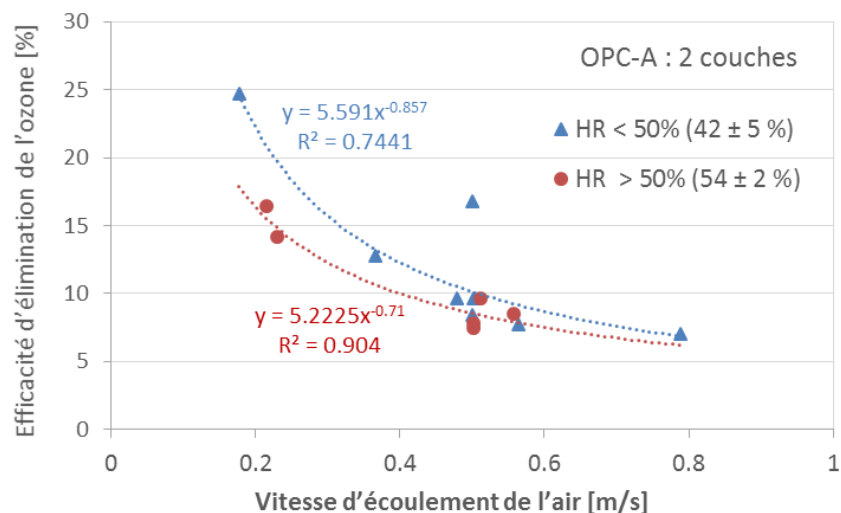
5.6.3 Effet des conditions de fonctionnement des UV-OPC

L'influence des conditions de fonctionnement des systèmes UV-OPC, notamment la concentration d'ozone, la vitesse d'écoulement de l'air et le taux d'humidité relative, a été étudiée avec l'OPC-A selon les configurations à deux et à trois couches. Aucun effet net des concentrations d'essai en ozone dans la plage de 85 ppb à 200 ppb n'a été observé. La figure 5-28 montre les effets de la vitesse d'écoulement de l'air sur l'efficacité d'élimination de l'ozone dans différentes conditions d'humidité relative. L'efficacité diminuait avec l'augmentation de la vitesse d'écoulement de l'air, et le profil observé tendait vers une loi de puissance. L'efficacité avait tendance à être plus faible lorsque le taux d'HR était supérieur à 50 %. Cho *et al.* (2004) ont démontré que l'efficacité d'élimination de l'ozone des systèmes UV-OPC utilisant du TiO_2 pur à plus d'environ 45 % d'HR diminuait rapidement, ce qui n'était pas le cas avec du TiO_2 dopé au platine. Le TiO_2 pur est de nature hydrophile, et l'eau adsorbée peut favoriser la recombinaison trous-électrons, réduisant ainsi la performance des OPC. En revanche, un dopage du TiO_2 au métal noble peut réduire l'hydrophilie et le risque de recombinaison (Cho *et al.*, 2004). Cela indique que du TiO_2 pur est utilisé dans l'OPC-A, ce qui concorde avec les résultats d'analyse élémentaire par SDE.

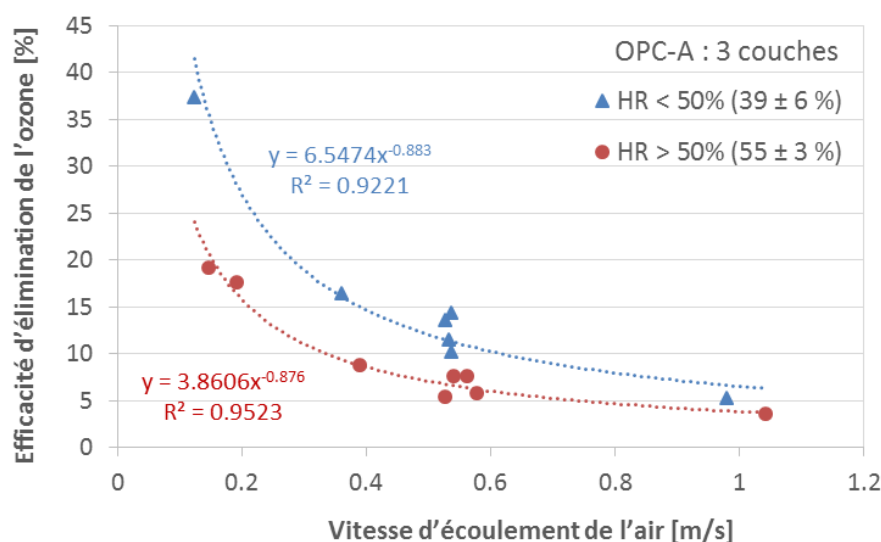
L'évaluation de la capacité des systèmes UV-OPC à éliminer l'ozone a révélé ce qui suit : Les systèmes UV-OPC utilisant des catalyseurs commerciaux ont affiché une faible efficacité d'élimination de l'ozone, de loin plus faible que l'efficacité minimale de 40 % prescrite par la norme 62.1-2016 de l'ASHRAE. Par contre, le système UV-OPC avec catalyseur préparé en interne et utilisant un substrat de fibre de charbon actif a affiché une efficacité moyenne sur 2 heures de 95 %. Cette différence significative en ce qui a trait à l'efficacité d'élimination de l'ozone peut s'expliquer par la différence de capacité d'adsorption des substrats. Cependant, comme l'ont démontré Ohtani *et al.* (1992), la structure cristalline du TiO_2 peut en soi altérer la performance. Des recherches plus approfondies sont requises à cet égard.

Une étude paramétrique a été effectuée avec l'OPC commercial le plus performant. Une augmentation du nombre de couches d'OPC augmentait l'efficacité d'élimination, mais l'ajout

d'une troisième couche au-delà d'une deuxième ne procurait que des améliorations mineures. Aucune relation nette n'a été observée dans la présente étude entre la concentration d'essai en ozone et l'efficacité d'élimination de l'ozone. Une augmentation de la vitesse d'écoulement de l'air réduisait l'efficacité de suppression, et le profil observé obéissait à une loi de puissance. Les essais effectués à un taux d'humidité relative supérieur à 50 % indiquaient une plus faible efficacité d'élimination de l'ozone.



(a) OPC-A – 2 couches



(b) OPC-A – 3 couches

Figure 5-28. Effet de la vitesse d'écoulement de l'air et du taux d'humidité relative sur l'efficacité d'élimination de l'ozone

6. PROTOCOLE DE TEST À GRANDE ÉCHELLE RECOMMANDÉ ET RÉSULTATS

Les méthodes expérimentales initialement développées et appliquées aux essais sur la plateforme à quatre conduits pour évaluer des systèmes de purification de l'air par oxydation ont été rigoureusement testées, et ont par la suite fait l'objet d'améliorations continues. Sur la base des connaissances acquises durant les essais, des résultats de l'étude paramétrique et des normes existantes en matière d'évaluation des appareils de purification de l'air présentées au chapitre 1, un protocole de test à grande échelle a été mis au point. Ce chapitre porte sur le protocole en question et sur les expériences menées selon ce protocole.

6.1 Protocole de test à grande échelle recommandé

Objectif

Ce protocole de test en laboratoire vise à évaluer la performance des systèmes pilotes ou commerciaux de purification de l'air des conduits de ventilation faisant appel à des technologies oxydatives utilisées seules ou en conjonction avec d'autres mécanismes pour éliminer les COV.

Portée

- Ce protocole repose sur une méthode d'essai dynamique à grande échelle à une seule passe pour évaluer les appareils de purification de l'air des conduits de ventilation installés dans les unités de traitement de l'air.
- Ce protocole s'applique aux dispositifs de purification de l'air qui font appel à des technologies oxydatives pour éliminer les COV, lesquelles génèrent des agents oxydants actifs tels que des radicaux, de l'ozone et des ions provenant généralement de l'utilisation d'appareils électriques ou électroniques. Les technologies oxydatives utilisées pour éliminer les COV comprennent les photocatalyseurs, les générateurs de plasma (thermique ou non thermique), les ioniseurs, les catalyseurs de plasma et les ozoneurs.
- Les évaluations effectuées selon ce protocole le sont selon des concentrations d'essai de deux types : un premier type relève des applications relatives à la qualité de l'air intérieur, pertinentes aux bâtiments ou espaces commerciaux, publics, d'enseignement ou autres couverts par la norme 62.1-2016 de l'ASHRAE ; le second type se rapporte aux lieux de travail relevant d'industries légères où l'on trouve des concentrations sub-ppm de COV. Ce protocole peut aussi être appliqué à d'autres lieux de travail où les concentrations de COV sont plus élevées ; il se peut toutefois qu'il doive alors faire l'objet de certaines modifications, y compris, mais sans s'y limiter, en ce qui concerne les concentrations de COV à tester et les méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'air.
- En matière de purification de l'air, la performance est évaluée en termes d'efficacité d'élimination, de débit d'air purifié (DAP) et de taux de génération de sous-produits afin d'intégrer les résultats d'essai dans la conception des systèmes de ventilation, comme le préconise la norme de la qualité de l'air intérieur 62.1-2016 de l'ASHRAE.
- Les sous-produits générés après oxydation complète des COV, comme le dioxyde de carbone, le monoxyde de carbone et les molécules d'eau, ne sont pas pris en compte dans ce protocole en raison de leur abondance et de leur concentration variable dans l'air.

- La production réduite d'agents oxydants et les effets de souillure normalement observés après un usage prolongé des systèmes de purification de l'air ne sont pas non plus pris en compte dans ce protocole de test.

Documents applicables

Ce protocole a été développé sur la base des normes applicables qui suivent :

- *ANSI/ASHRAE Standard 145.2-2016 – Laboratory Test Method for Assessing the Performance of Gas-Phase Air Cleaning Systems: Air Cleaning Devices*, American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE, 2016b) ;
- *Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air: Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes, Method TO-17*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/625/R-96/010b (EPA, 1999a) ;
- *Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air: Determination Of Volatile Organic Compounds (VOCs) In Air Collected in Specially Prepared Canisters and Analyzed by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS), Method TO-15*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 625/R-96-010b (EPA, 1997) ;
- *Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air: Determination of Formaldehyde in Ambient Air Using Adsorbent Cartridge Followed by High Performance Liquid Chromatography (HPLC), Method TO-11A*, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/625/R-96/010b (EPA, 1999b) ;
- *Volatile Organic Compounds (Screening): Method 2549, Issue 1, NIOSH Manual of Analytical Methods (NMAM), Fourth Edition*, National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH, 1996) ;
- *ASTM Standard D5156-02-2016: Standard Test Methods for Continuous Measurement of Ozone in Ambient, Workplace, and Indoor Atmospheres (Ultraviolet Absorption)*, ASTM International, West Conshohocken, PA (ASTM International, 2016).

Dispositif de test et essais de qualification du dispositif de test

Le protocole de test s'applique au conduit d'essai à grande échelle décrit dans la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE ou à un banc de test équivalent. Les conditions requises concernant le dispositif de test et le matériel utilisé, ainsi que les critères et la méthodologie des tests de qualification prescrits dans la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE y sont respectés afin d'assurer une répétabilité à ± 10 % des valeurs mesurées quant à l'élimination des contaminants de l'air en phase gazeuse, inclusion faite des COV. Cependant, la norme 145.2-2016 de l'ASHRAE est conçue pour mesurer la capacité d'élimination d'un composé unique, exclusion faite de tout sous-produit, ce qui ne s'applique pas aux technologies de purification de l'air par oxydation.

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'air intégrées à ce protocole permettent d'identifier et de quantifier les COV à tester et leurs sous-produits d'oxydation. Elles prévoient une limite de détection inférieure à 5 % de la concentration d'essai.

Il est recommandé de procéder à un échantillonnage d'air actif au moyen de tubes multisorbants adaptés au COV à tester et à ses sous-produits, suivi d'une désorption thermique combinée à une chromatographie en phase gazeuse et à une spectrométrie de masse sur colonne capillaire (DT-CPG-SM) conformément à la méthode TO-17 de l'EPA, ou d'appliquer toute autre méthode d'échantillonnage et d'analyse permettant d'obtenir des résultats équivalents (p. ex. la méthode TO-15 de l'EPA). Lorsque la liste des sous-produits ou intermédiaires d'oxydation est déjà connue, d'autres détecteurs de CPG, comme le détecteur à ionisation de flamme (DIF), le détecteur à capture d'électrons (DCE) ou le détecteur à photoionisation (DPI) peuvent être utilisés.

Compte tenu des faibles performances de certains systèmes de purification de l'air par oxydation, il est recommandé de rehausser la précision de la méthode de surveillance des gaz en prenant les précautions qui suivent :

- les technologies de purification de l'air par oxydation peuvent produire de l'ozone à forte concentration. L'influence de l'ozone sur l'échantillonnage de l'air et la génération d'artefacts doit être évaluée et documentée ;
- il est recommandé de surveiller le débit d'échantillonnage pendant toute la durée de l'échantillonnage ;
- il est recommandé d'utiliser l'option d'étalonnage interne automatisé en phase gazeuse du désorbeur thermique pour appliquer l'étalon interne au tube adsorbant avant la désorption primaire (sur tube) afin d'assurer l'intégrité du système d'analyse par CPG-SM ;
- une purge à sec des tubes d'échantillonnage avant la désorption thermique primaire des tubes est normalement effectuée pour contrôler l'interférence de l'eau dans l'échantillon. Comme les intermédiaires et les sous-produits d'oxydation des COV présentent généralement une plus grande hydrosolubilité, la perte de ces composés au cours de la purge à sec doit être évaluée.

L'ozone, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde sont d'importants sous-produits toxiques susceptibles d'être générés en abondance par les technologies de purification de l'air par oxydation. L'analyseur d'ozone doit avoir une précision d'au moins 2 ppb ou 2 % de la valeur mesurée. Le niveau d'interférence des COV dans la surveillance de l'ozone doit être évalué pour s'assurer qu'il est acceptable (p. ex. moins de 5 % de la valeur mesurée). Si ce n'est pas le cas, une autre technologie de captation doit être utilisée.

L'échantillonnage du formaldéhyde, de l'acétaldéhyde et d'autres aldéhydes et cétones doit être fait au moyen de cartouches contenant de la 2,4-dinitrophénylhydrazine (DNPH) jumelées à un épurateur d'ozone à l'iodure de potassium (KI), et suivi d'une analyse par chromatographie liquide à haute performance (CLHP) en utilisant un détecteur d'UV/Vis, conformément à la méthode TO-11a de l'EPA. Pour assurer une collecte suffisante d'analytes, il est recommandé de prélever au moins 90 litres d'échantillons d'air.

Les limites de détection d'un COV à tester et de ses sous-produits organiques doivent être inférieures à 1 ppbv. Parmi les sous-produits générés, l'ozone, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde doivent être mesurés et documentés. Les autres sous-produits mesurés au-delà de la limite de détection doivent être signalés.

Conditions d'essai

Les conditions d'essai sont les suivantes :

- Température : 23 ± 2 °C
- HR : 45 ± 5 %
- Débit d'air : débit d'air de référence indiqué dans les spécifications du produit ± 5 % ; 1700 ± 85 m³/h s'il n'est pas indiqué.

COV à tester et concentrations d'essai

Le COV à tester de référence pour obtenir des données de performance comparatives entre différents appareils de purification de l'air par oxydation est l'isobutanol. La norme 145.2-2016 de l'ASHRAE préconise quant à elle le toluène comme gaz d'essai dans la catégorie des COV, ce choix visant à permettre des comparaisons avec d'autres technologies d'épuration de l'air, notamment par média adsorbant. Des tests au toluène doivent donc être effectués, surtout dans le cas des systèmes de purification de l'air combinant oxydation et média adsorbant. Un autre COV peut être sélectionné aux fins d'essais, mais l'interférence de l'ozone dans l'échantillonnage doit alors être évaluée.

Deux niveaux de concentration d'essai doivent être utilisés :

- 1) $0,1 \pm 0,005$ ppm pour les applications touchant la QAI ;
- 2) $1 \pm 0,05$ ppm pour les applications en contexte d'industrie légère.

Les conditions d'essai décrites ci-dessus doivent être maintenues constantes pendant toute la période d'essai.

Procédure d'essai et analyse des données

Avant les essais, les appareils de purification de l'air doivent être gardés dans leur emballage d'origine et entreposés dans une pièce à l'abri de toute source importante de pollution atmosphérique ou de COV. La procédure d'essai est la suivante :

- 1) **Installation et conditionnement préalable** – Installez l'appareil de purification de l'air à tester dans la section d'essai. Si l'unité à tester est une unité d'OPC, la (ou les) lampe(s) UV, ou toute autre source lumineuse intégrée doit être allumée pendant une heure pour conditionner l'OPC, puis éteinte.
- 2) **Démarrage** – Mettez sous tension le système d'acquisition de données, puis le ventilateur, et réglez le débit d'air. Surveillez la température et le taux d'humidité relative. Si nécessaire, démarrez l'humidificateur et attendez que les conditions requises de température et d'humidité relative soient atteintes.

- 3) **Surveillance de fond** – Lancez la lecture directe depuis l'analyseur de gaz à tester relié au point de prélèvement en amont, et depuis le capteur d'ozone relié au point de prélèvement en aval, et mesurez les concentrations de fond pendant au moins 30 minutes.
- 4) **Préparation à l'injection du COV** – Ajustez le débit d'air comprimé dans la chambre d'injection du COV de façon à ce qu'il soit suffisant pour évaporer le COV injecté. Dans le cas des COV de référence, un débit d'air de 30 l/min est suffisant. Le COV à tester doit être introduit dans une seringue étanche aux gaz, et celle-ci doit être installée dans la pompe à seringue automatique.
- 5) **Début d'injection de COV à faible concentration** – Une fois les conditions expérimentales stabilisées, démarrez l'injection à faible débit du COV à tester, et continuez à surveiller les valeurs de lecture directe de l'analyseur de COV afin d'assurer la stabilité de la concentration de COV à tester.
- 6) **Mise en marche du système de purification de l'air d'essai** – Après 10 minutes d'injection de COV, allumez l'appareil de purification de l'air par oxydation.
- 7) **Échantillonnage de l'air lors des essais à faible concentration** – Attendez que le rayonnement UV soit stable pendant environ 5 minutes, puis lancez l'échantillonnage de l'air. Les échantillons en amont et en aval doivent être prélevés simultanément. Au moins trois séries d'échantillons d'air par COV à tester doivent être prélevées selon un intervalle d'échantillonnage égal. En raison des exigences relatives à l'échantillonnage de longue durée, procédez à un échantillonnage à la DNPH sur une série d'échantillons d'air pour mesurer les sous-produits. Au moins 25 % des échantillons doivent être prélevés en double. Les essais à faible concentration doivent être menés pendant au moins 2 heures.
- 8) **Période de régénération et échantillonnage de désorption** – Arrêtez l'injection de COV des essais à faible concentration pendant une heure pour permettre à l'OPC de se régénérer avant les essais à concentration élevée. Lorsqu'un système UV-OPC utilise des substrats poreux (d'une surface spécifique supérieure à 50 m²/g), prélevez des échantillons d'air pour mesurer toute génération de COV à tester et d'autres sous-produits désorbés du photocatalyseur.
- 9) **Début d'injection de COV à concentration élevée** – Commencez l'injection de COV pour les essais à concentration élevée. Surveillez les mesures en amont de l'analyseur de COV à lecture directe jusqu'à ce que la concentration cible de COV à tester soit atteinte.
- 10) **Échantillonnage de l'air lors des essais à concentration élevée** – Une fois atteinte la concentration cible de COV à tester, procédez à l'échantillonnage de l'air de la même façon que pour les essais à faible concentration.
- 11) **Échantillonnage de désorption** – Afin de mesurer le COV à tester et les intermédiaires de réaction libérés par l'OPC, poursuivez l'échantillonnage de l'air pendant 1 heure après la fin de l'injection du COV.
- 12) **Arrêt des systèmes de purification de l'air d'essai** – Éteignez les systèmes de purification de l'air d'essai et observez l'analyseur de COV à lecture directe ainsi que le capteur d'ozone jusqu'à ce qu'ils retournent à leurs niveaux de fond.
- 13) **Clôture** – Transférez les données recueillies et mettez hors tension tous les systèmes d'essai et autres appareils. Scellez et entreposez les échantillons d'air.

La performance d'un appareil de purification de l'air par oxydation devra être évaluée en termes d'efficacité d'élimination des COV à tester, du débit d'air purifié (DAP) et du taux de génération de sous-produit, comme indiqué au chapitre 3.

6.2 Résultats des essais à grande échelle et constatations

Aux fins d'application du protocole de test à grande échelle mis au point, 14 systèmes commerciaux différents de purification de l'air des conduits de ventilation utilisant des technologies de purification de l'air par oxydation ont été testés. Les systèmes testés se subdivisent comme suit : 7 systèmes d'OPC, 3 systèmes combinant OPC et épuration par adsorption, 2 ozoneurs et 2 unités à plasma non thermique. Les détails relatifs aux systèmes testés sont présentés au chapitre 3. La génération d'ozone était de 207 ± 4 ppb pour l'OPC-1, de 190 ± 3 ppb pour l'OPC-2, de 213 ± 4 ppb pour l'OPC-3, et de 439 ± 12 ppb pour l'OPC-Af1. Les autres systèmes d'OPC ne généraient pas d'ozone.

Les essais effectués visaient à évaluer la pertinence du protocole de test mis au point et la capacité des unités commerciales de purification de l'air testées à éliminer les COV dans l'installation à grande échelle. Les essais ont été effectués dans les conditions recommandées, soit pour l'isobutanol et le toluène à 0,1 ppm et 1 ppm, avec un débit d'air de 1697 ± 9 m³/h, une température de $23,3 \pm 0,6$ °C et un taux d'HR de 45 ± 3 %. Dans ces conditions, l'efficacité d'élimination de l'isobutanol des deux unités à plasma était inférieure à 1 %, de sorte que ces unités n'ont pas fait l'objet d'une étude plus poussée.

La figure 6-1 montre l'efficacité d'élimination de l'isobutanol des sept unités d'OPC. L'OPC-Af1 présente l'efficacité d'élimination la plus élevée pour les deux concentrations d'essai ; étant donné qu'il s'agissait aussi de l'unité générant le plus d'ozone, l'effet combiné de la photocatalyse et de l'ozonation y était plus marqué. En général, les OPC équipés de lampes UVV génératrices d'ozone (OPC-1 à OPC-3 et OPC-Af1) offraient une meilleure performance. Cependant, le photocatalyseur de type « A », qui avait affiché le meilleur rendement photocatalytique parmi les OPC commerciaux testés sur la plateforme à quatre conduits, a affiché une performance comparable à celle de l'OPC-3. Alors que toutes les autres unités d'OPC ont nettement vu diminuer leur efficacité d'élimination à 1 ppm, l'OPC-4 et l'OPC-4a ont affiché peu de perte d'efficacité à cette concentration, sans doute en raison de leur faible activité photocatalytique.

Le fabricant de l'OPC-2 installe normalement un système d'épuration au moyen de modules en V remplis de charbon actif granulaire (CAG) en aval de l'OPC. Le fabricant de l'OPC-4 utilise des panneaux filtrants combinés, constitués de fins granules de charbon actif et d'alumine permanganate pris en sandwich entre des médias filtrants à couche poreuse. Deux types de panneaux filtrants de 2,5 cm d'épaisseur ont été fournis et testés avec l'OPC-4, ce qui a donné lieu aux désignations OPC-4+Sc1 et OPC-4+Sc2. La figure 6-2 montre la performance de l'OPC seul et avec épurateurs. Le CAG utilisé avec l'OPC-2 améliorait de façon significative (jusqu'à plus de 85 %) son efficacité à éliminer l'isobutanol. Compte tenu de la quantité de charbon utilisée (environ 0,1 m³ au total), on prévoyait une efficacité de près de 100 %. Lorsque les modules d'épuration ont été installés, seuls les dispositifs d'étanchéité fournis par le fabricant ont été utilisés, sans ajout d'aucun autre joint d'étanchéité. Cela peut avoir donné lieu à une certaine déviation entre les modules et la porte de la section d'essai, d'où une efficacité d'élimination d'environ 85 %. Les panneaux filtrants utilisés avec l'OPC-4 ont amélioré son efficacité

d'élimination, mais pas dans une aussi grande mesure que le CAG, car les quantités de média adsorbant dans les panneaux filtrants étaient de beaucoup inférieures à celles du CAG. L'OPC-4+Sc2 a affiché une efficacité nettement supérieure à celle de l'OPC-4+Sc1. À l'œil nu, les deux panneaux filtrants semblaient identiques. Le fabricant n'ayant fourni aucun renseignement sur le produit, la différence observée reste sans explication. Comme le montre la figure 6-3, le DAP calculé pour les systèmes d'OPC testés variait considérablement.

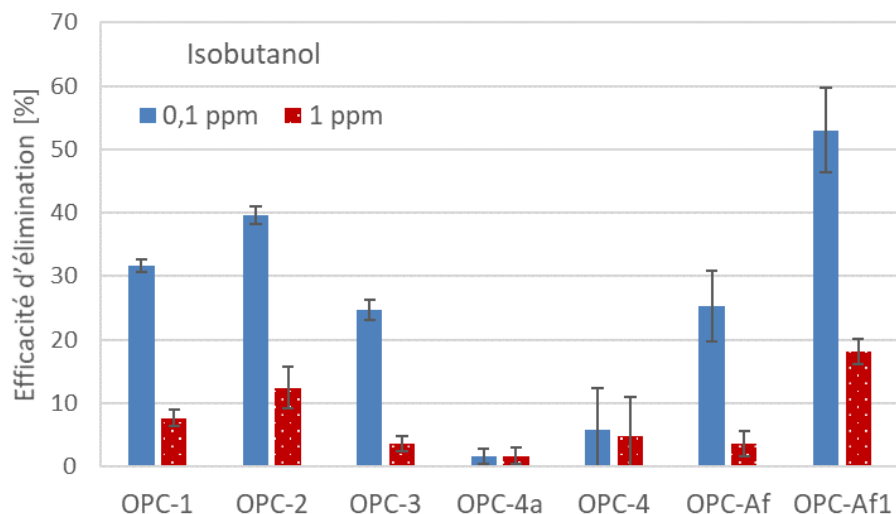


Figure 6-1. Efficacité des systèmes d'OPC à éliminer l'isobutanol

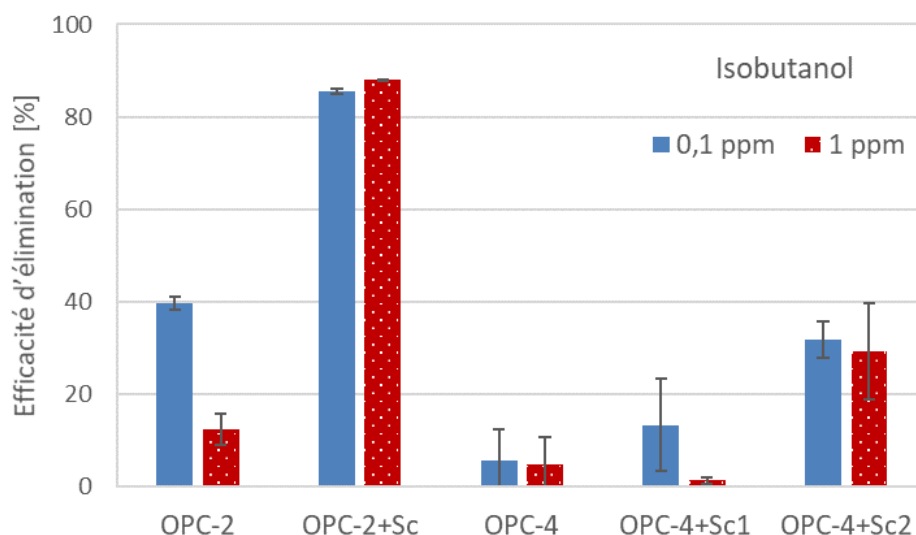


Figure 6-2. Effet des épurateurs sur l'efficacité d'élimination de l'isobutanol

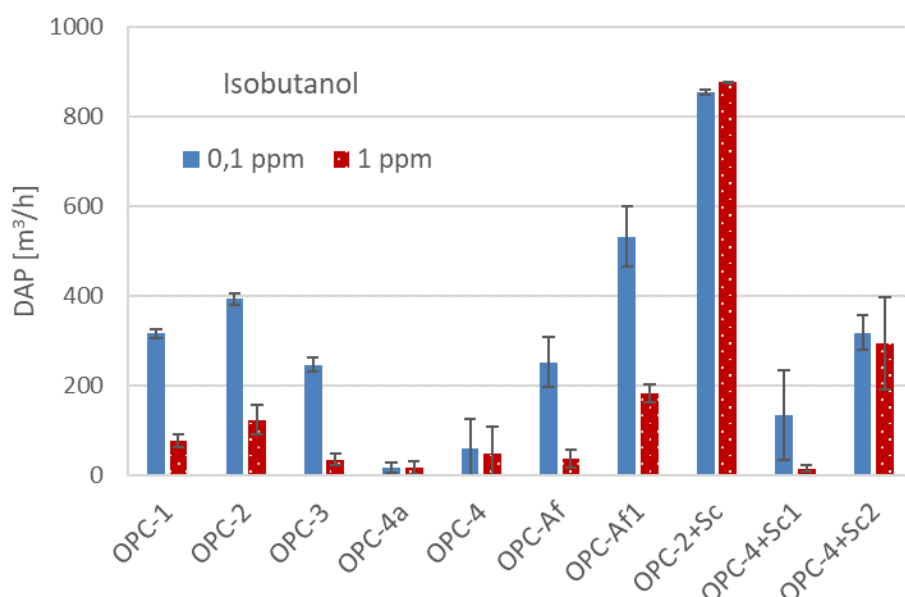


Figure 6-3. Débit d'air purifié (DAP) des systèmes d'OPC : isobutanol

La figure 6-4 présente les sous-produits générés par les systèmes d'OPC seulement et les systèmes d'OPC avec épurateurs testés pendant les essais sur l'isobutanol. Dans tous les cas, le taux de génération de sous-produits est supérieur avec une concentration de 1 ppm. Dans le cas des systèmes d'OPC seulement, la génération de sous-produits avait tendance à être plus importante lorsque l'efficacité d'élimination était élevée, sauf pour l'OPC-Af. L'efficacité de l'OPC-Af était comparable à celle de l'OPC-C, mais il générait au moins deux fois plus de sous-produits que ce dernier. L'utilisation de l'épurateur au CAG dans l'OPC-2 réduisait le taux de génération de sous-produits, ceux-ci étant éliminés par le CAG. Les concentrations d'acétone et de formaldéhyde étaient même plus faibles en aval qu'en amont, ce qui donnait des taux de génération négatifs. La génération d'ozone se voyait également réduite, de 190 ± 3 ppb à 9 ± 2 ppb, puisque le CAG élimine aussi l'ozone. En revanche, les deux panneaux filtrants utilisés avec l'OPC-4 n'ont guère contribué à réduire les taux de génération de sous-produits. Ces résultats étaient inattendus, car les médias d'alumine permanganate sont considérés comme étant efficaces pour éliminer les composés légers que les charbons actifs ont du mal à éliminer (ASHRAE, 2015a). L'utilisation de médias permanganates est courante dans l'industrie de la purification de l'air pour ce qui est d'éliminer les aldéhydes et les cétones légers, comme les sous-produits trouvés dans cette étude. Puisqu'on ne s'attend pas à ce qu'une unité d'OPC réalise une oxydation complète, les fabricants de matériel de purification de l'air font souvent appel à un mélange de charbon actif et de média permanganate pour éliminer les COV non convertis et leurs sous-produits. Les résultats obtenus dans cette étude soulignent la nécessité d'approfondir les recherches sur l'efficacité de cette pratique.

La figure 6-5 montre l'efficacité d'élimination du toluène de tous les appareils de type OPC. L'efficacité des systèmes utilisant seulement l'OPC était inférieure à 12 %. Cela pourrait suggérer que les essais à l'isobutanol gagnent à être réalisés en tout premier lieu, car si l'efficacité d'élimination de l'isobutanol est inférieure à 50 %, il n'est pas nécessaire de faire des essais au

toluène pour comparer les performances de différents produits. L'OPC-2+Sc s'est révélé légèrement plus efficace à éliminer le toluène que l'isobutanol, étant donné que les charbons actifs sont généralement non polaires, de sorte que les composés non polaires comme le toluène s'adsorbent mieux. Comme pour les essais à l'isobutanol, l'OPC-4+Sc2 a affiché une meilleure performance que l'OPC-4+Sc1.

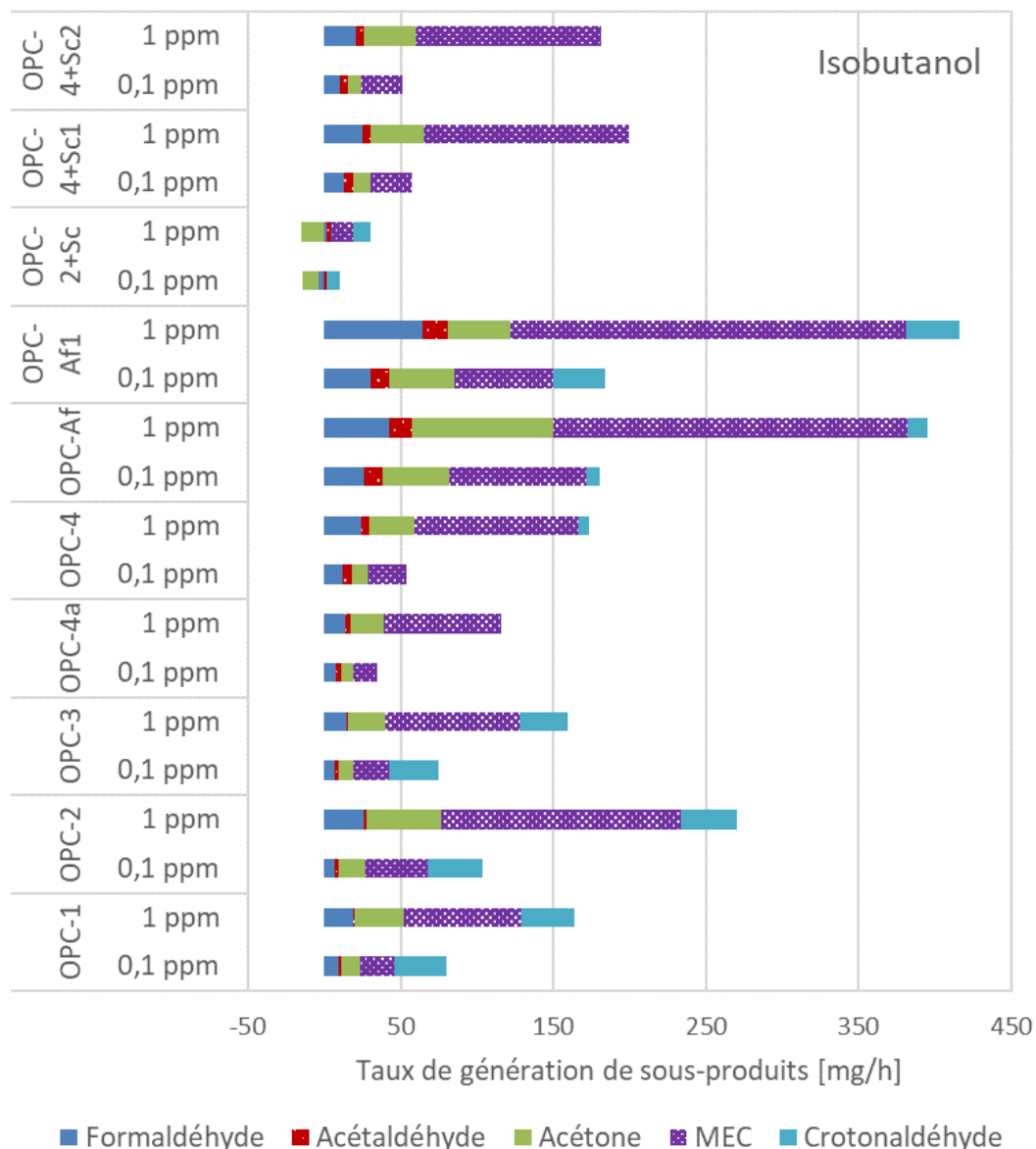


Figure 6-4. Taux de génération de sous-produits des systèmes d'OPC : isobutanol

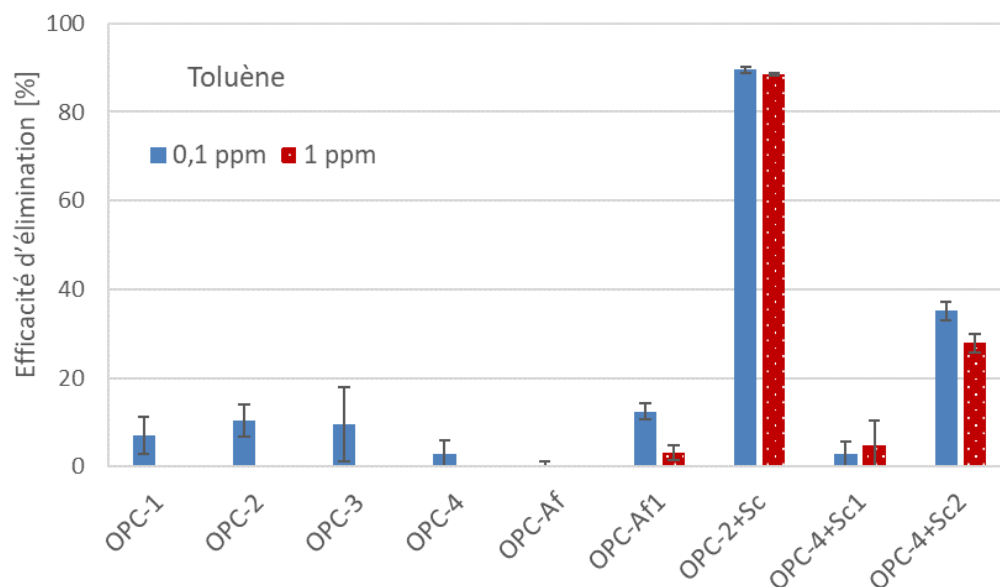


Figure 6-5. Efficacité des systèmes d'OPC à éliminer le toluène

En raison de la faible efficacité d'élimination du toluène lors des essais, les taux de génération de sous-produits sont également faibles, comme le montre la figure 6-6. L'OPC-Af et l'OPC-Af1 avaient tendance à générer plus de formaldéhyde que les autres systèmes, ce qui est préoccupant. En outre, les systèmes d'OPC équipés de lampes UVV génératrices d'ozone produisaient généralement plus de crotonaldéhyde, un intermédiaire rarement signalé comme sous-produit d'oxydation du toluène. Farhanian et Haghighat (2014) ont indiqué que des essais au toluène avec des UV-OPC avaient généré du crotonaldéhyde, mais les voies réactionnelles possibles demeurent inconnues. L'épurateur au CAG utilisé avec l'OPC-2 réduisait le taux de génération de sous-produits, comme pour les essais à l'isobutanol. Cependant, les deux panneaux filtrants utilisés avec l'OPC-4 n'ont présenté aucune efficacité à éliminer les sous-produits.

Lors du test de désorption, aucun des systèmes d'OPC seulement et d'OPC avec épurateur n'a pu désorber le COV à tester, exception faite de l'OPC-4+Sc2. Comme le montre la figure 6-7, l'isobutanol a été désorbé de l'OPC-4+Sc2 après l'essai à 1 ppm. Le toluène a aussi été désorbé, mais en beaucoup plus petite quantité. Cela peut être préoccupant lorsque des médias adsorbants sont utilisés avec des technologies de purification de l'air par oxydation en tant qu'éléments d'un système complet de purification de l'air. Les figures 6-8 et 6-9 présentent les sous-produits générés au cours des périodes de désorption. La génération de sous-produits était plus importante dans les systèmes d'OPC avec lampes UVV.

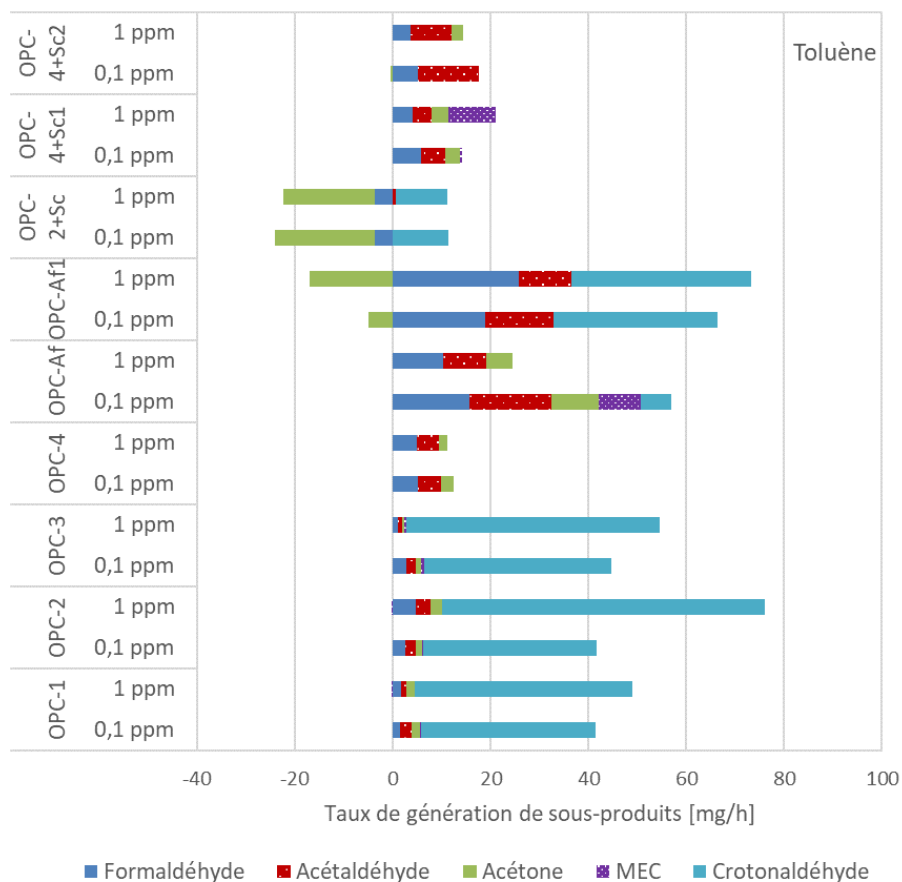


Figure 6-6. Taux de génération de sous-produits des systèmes d'OPC : toluène

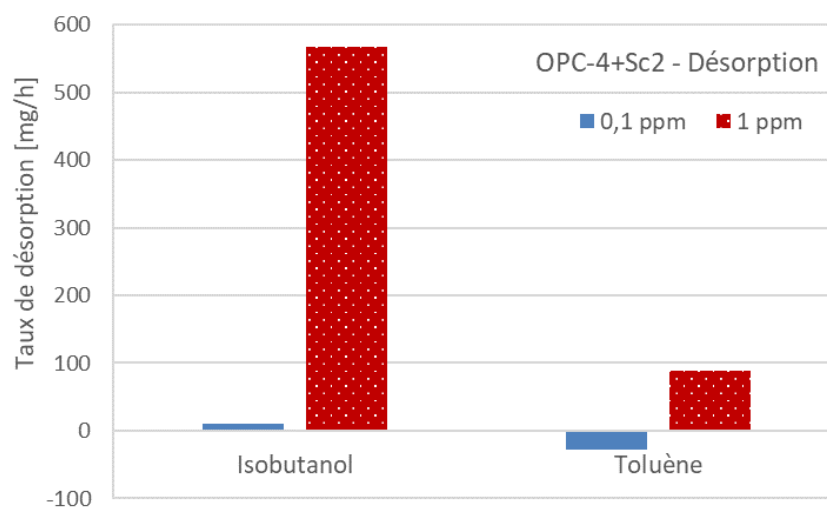


Figure 6-7. Désorption des COV à tester par l'OPC-4+Sc2

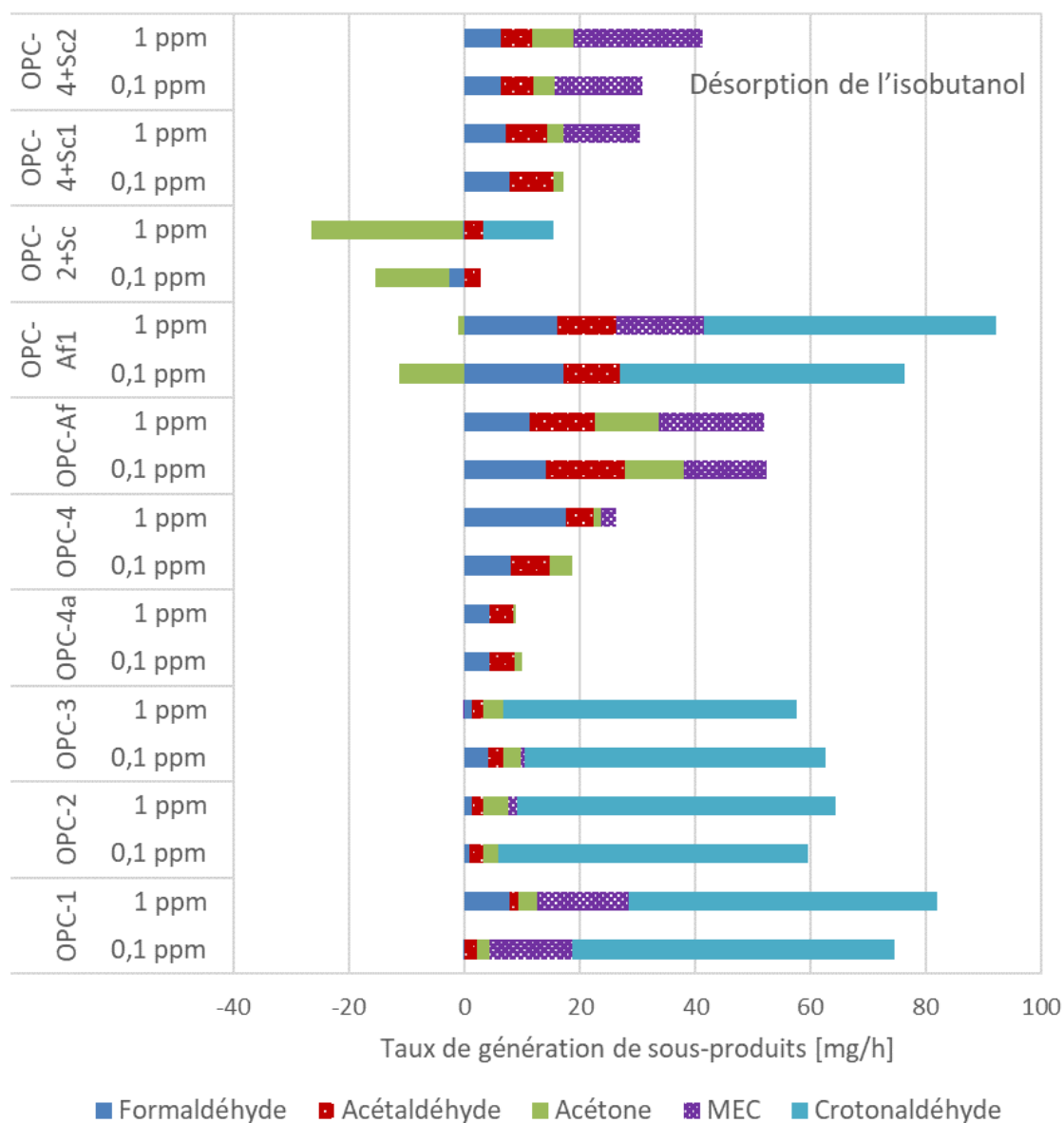


Figure 6-8. Taux de génération de sous-produits durant les tests de désorption de l'isobutanol

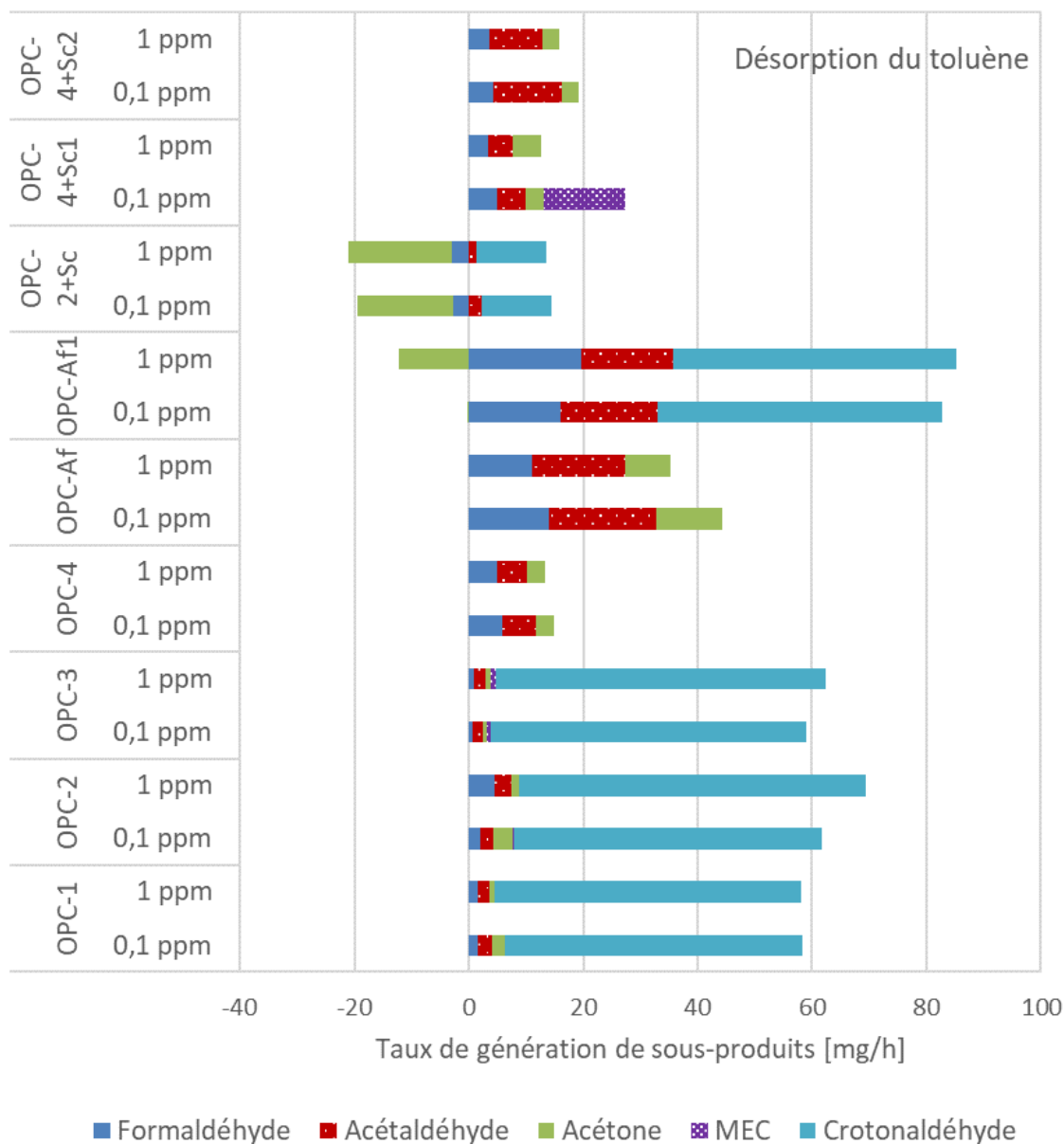


Figure 6-9. Taux de génération de sous-produits durant les tests de désorption du toluène

Deux systèmes générateurs d'ozone différents ont été testés : l'O3-1 constitué de deux lampes UVC et de deux lampes UVV, et l'O3-2 équipé de quatre lampes UVV. La génération d'ozone était de 300 ± 9 ppb dans le cas de l'O3-1 et de 546 ± 13 ppb dans le cas de l'O3-2. Par rapport aux différences entre les niveaux d'ozone générés, les différences relatives à l'efficacité d'élimination sont minimales (inférieures à 6 %), comme le montre la figure 6-10. La plus grande efficacité d'élimination observée lors des essais à l'isobutanol s'accompagnait d'une génération accrue de sous-produits (figure 6-11).

Les résultats d'essais à grande échelle indiquent que le protocole de test à grande échelle proposé permet de dégager diverses caractéristiques de la performance des différents systèmes, sauf dans le cas des unités à PNT, qui ont affiché une piètre performance tout au long de l'étude. En ce qui concerne les autres systèmes, le protocole de test proposé pourrait très bien suffire à la réalisation d'essais de classement. Les performances mesurées peuvent par ailleurs être directement intégrées dans l'analyse de bilan massique requise lors de la conception des systèmes de ventilation selon la NQAI de la norme 62.1-2016 de l'ASHRAE. Étant donné qu'un nombre restreint d'unités à PNT ont été testées dans cette étude, d'autres recherches sont nécessaires pour cerner les performances de cette technologie.

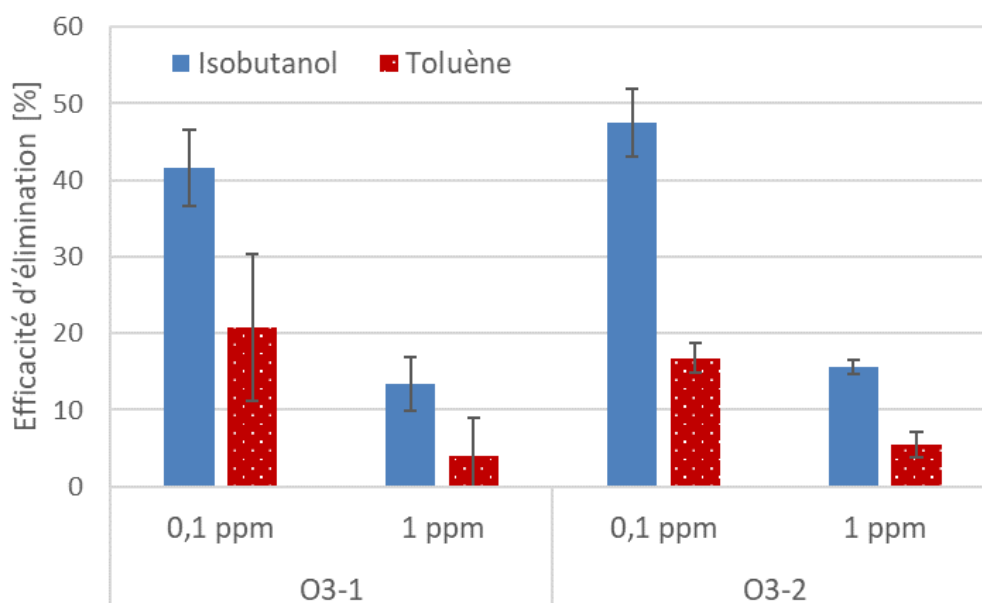


Figure 6-10. Performance des ozoneurs

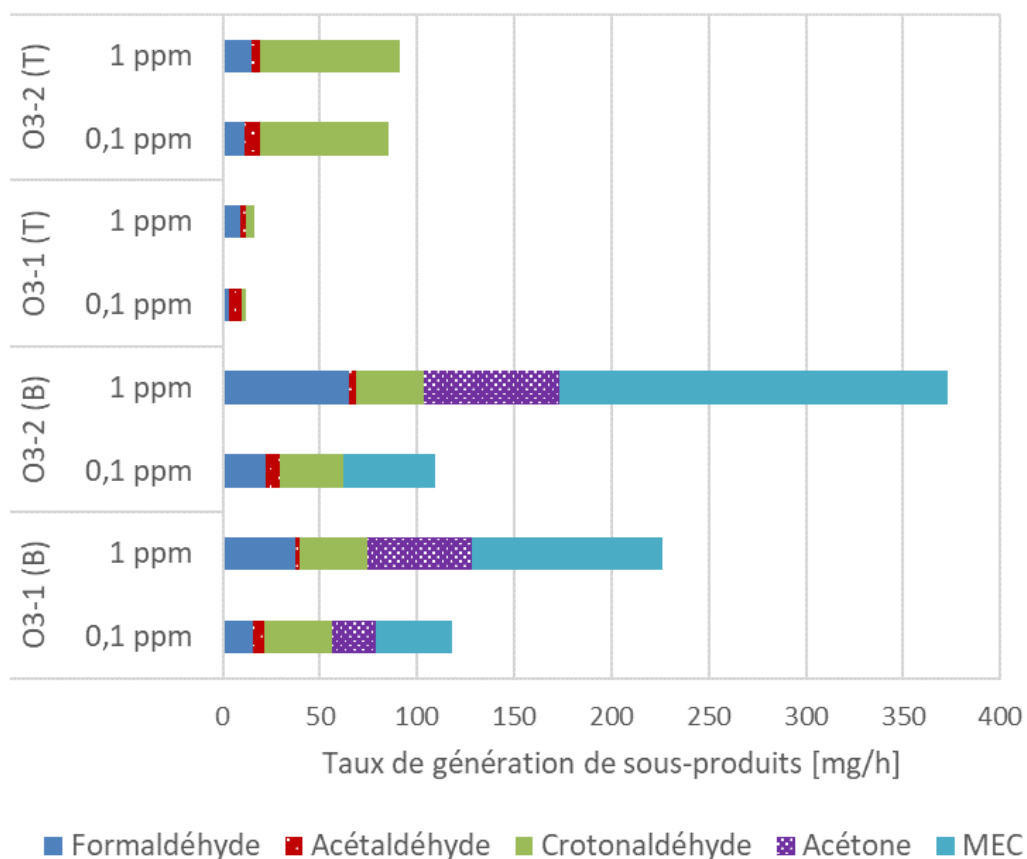


Figure 6-11. Taux de génération de sous-produits des ozoneurs : (B) isobutanol et (T) toluène

7. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les composés organiques volatils (COV) forment un important groupe de contaminants gazeux pouvant nuire à la santé des travailleurs, non seulement dans les installations manufacturières et industrielles, mais aussi dans d'autres environnements, notamment dans les immeubles de bureaux, les établissements d'enseignement et les commerces de détail. Les concentrations de COV sont généralement plus élevées dans l'air intérieur que dans l'air extérieur, et les COV font partie des facteurs étiologiques connus du syndrome des bâtiments malsains. Étant donné que la majorité des travailleurs du Québec œuvrent dans le secteur des services, dans des environnements autres qu'industriels, la réduction de l'exposition aux COV dans de tels environnements constitue un enjeu de santé important pour les travailleurs.

Diverses technologies sont utilisées pour éliminer les COV. Les systèmes conventionnels font appel à divers procédés d'adsorption – granules de charbon actif ou d'alumine activée de permanganate de potassium sur plateaux ou lits profonds, filtres à particules intégrant de très minces lits de granules de charbon actif ou d'alumine, et tissu de charbon actif. Ces technologies à adsorption sont depuis longtemps utilisées dans un large éventail d'applications, de sorte que leur performance et leur efficacité dans diverses conditions sont bien connues et documentées. Des méthodes d'essai normalisées, comme les normes 145.1-2015 et 145.2-2016 de l'ASHRAE, sont applicables aux technologies à base d'adsorption.

D'autres technologies utilisées dans les systèmes électroniques de purification de l'air, dont le rayonnement UV, le rayonnement UV avec photocatalyseurs, le plasma non thermique et l'ozonation, font appel à des mécanismes d'oxydation pour éliminer les COV. Tandis que les technologies à adsorption transfèrent les polluants de l'air à des adsorbants, lesquels doivent régulièrement être remplacés, les technologies oxydatives permettent de décomposer les polluants, de sorte qu'elles nécessitent moins d'entretien. Ce facteur, conjugué à une résistance généralement plus faible à l'écoulement, favorise une pénétration rapide du marché par les appareils de purification de l'air reposant sur des technologies oxydatives. Cependant, il n'y a pas de consensus sur la façon d'évaluer ces systèmes de purification de l'air lorsqu'ils sont directement intégrés à des unités de traitement d'air (UTA).

Cette étude portait sur le développement d'un protocole de test fiable des systèmes de purification de l'air des conduits de ventilation par oxydation fondé sur une juste compréhension de la performance globale de ces systèmes. Afin de simuler leur utilisation dans les UTA, des tests dynamiques à une seule passe ont été rigoureusement effectués sur une plateforme d'essai à quatre conduits parallèles permettant l'évaluation simultanée de quatre systèmes de purification de l'air différents dans des conditions identiques.

Au total, 18 configurations différentes d'unités de purification de l'air par oxydation ont été testées sur la plateforme à quatre conduits, soit 12 unités d'OPC commerciales différentes, 1 unité d'OPC pilote interne, 3 unités à plasma et 2 unités d'ozonation fonctionnant à plein régime (émissions d'ozone de 430 ppb et 1300 ppb, respectivement). Seize des unités ont été testées pour évaluer leur capacité à éliminer 0,1 ppm de méthyléthylcétone (MEC), et leur efficacité d'élimination en une seule passe variait de 0 à 37 %. L'ozonation, soit l'OPC au moyen de lampes UV sous vide génératrices d'ozone, affichait globalement une efficacité supérieure à celle de l'OPC au moyen

de lampes UVC non génératrices d'ozone ou à celle des unités à plasma. Les sous-produits d'oxydation détectés lors des essais au MEC étaient le formaldéhyde, l'acétaldéhyde et l'acétone. Les systèmes d'OPC avaient tendance à générer plus de sous-produits. Des tests d'élimination de l'acétone avec les systèmes d'OPC ont révélé que l'acétone ne convenait pas comme COV à tester dans le cadre d'essais dynamiques à grande échelle, car elle peut être générée comme sous-produit d'autres COV à l'état de trace dans l'air de transport.

Compte tenu des résultats de ces tests, nous avons sélectionné quatre unités utilisant différentes technologies : l'OPC-A (pure technologie OPC), l'OPC-A1 (combinaison OPC et ozonation), l'O3-A (ozonation) et le PNT-A ou PNT-C (plasma). Les conclusions suivantes, issues de l'étude paramétrique réalisée avec les quatre systèmes sélectionnés, sont dignes d'intérêt.

- Lors des essais d'élimination du toluène à différentes vitesses d'écoulement de l'air, l'efficacité d'élimination diminuait avec l'augmentation de la vitesse d'écoulement de l'air, car en augmentant la vitesse d'écoulement de l'air, on réduit le temps de séjour nécessaire aux réactions d'oxydation entre les contaminants de l'air et les agents oxydants générés par les systèmes de purification de l'air. Aucune tendance nette n'a toutefois été observée quant aux taux de génération de sous-produits. On a également constaté que les performances de l'OPC-A1 et de l'O3-A étaient plus sensibles aux variations de la vitesse d'écoulement de l'air, et que des pseudo-réactions de premier ordre pouvaient se produire.
- Les unités sélectionnées ont été testées à l'égard de six COV : l'hexane normal, l'octane normal, le toluène, l'o-xylène, le styrène et l'isobutanol. Ces COV ont été testés séparément, sans aucun mélange. Les résultats d'essais ont révélé que l'efficacité d'élimination et le profil de génération de sous-produits d'une unité de purification de l'air différaient sensiblement selon le COV à tester. L'efficacité d'élimination du styrène et de l'isobutanol était plus élevée pour tous les appareils du fait que ces composés présentent des constantes de vitesse de réaction plus élevées avec le radical hydroxyle, soit le principal agent oxydant dans les technologies d'épuration de l'air retenues. Ces composés donnaient néanmoins lieu à des performances nettement distinctes d'un système à l'autre, ce qui en fait des composés cibles à tester tout à fait appropriés. Par contre, le styrène interférait manifestement avec la surveillance de l'ozone, de sorte qu'il a été exclu.
- L'effet de la concentration de COV à tester a aussi été étudié pour l'isobutanol, le toluène et l'o-xylène dans la fourchette de 0,05 ppm à 2 ppm. La réduction de l'efficacité d'élimination de l'isobutanol avec l'augmentation de la concentration d'essai avait tendance à suivre une courbe exponentielle, tandis que la variation de l'efficacité d'élimination des composés aromatiques obéissait à une loi de puissance. Cela signifie qu'une augmentation significative de la concentration d'essai pour accélérer l'évaluation des appareils de purification de l'air – une pratique courante en ce qui a trait à l'évaluation des technologies à adsorption – ne convient pas dans le cas des technologies de purification de l'air par oxydation.
- L'effet du taux d'humidité a été étudié dans la fourchette comprise entre 20 % et 60 % d'HR pour l'isobutanol, le toluène et l'o-xylène. Différents effets ont été observés selon la polarité du COV à tester. Cela dit, de façon générale, la performance des systèmes de purification de l'air par oxydation est plus sensible aux taux d'HR inférieurs à 40 %. Par conséquent, il

vaut normalement mieux éviter de réaliser les essais dans des conditions d'humidité relative faible.

Certains des systèmes d'OPC sélectionnés ont en outre été testés quant à leur capacité à éliminer l'ozone, et les systèmes d'OPC commerciaux se sont révélés peu efficaces à cet égard.

Sur la base des connaissances acquises grâce aux essais approfondis réalisés avec des systèmes commerciaux sur la plateforme à quatre conduits, un protocole de test recommandé a été mis au point en misant sur des évaluations de performance multifacette, au-delà de la simple mesure de l'efficacité d'élimination. Les évaluations effectuées selon ce protocole le sont selon des concentrations d'essai de deux types : 1) représentatives des conditions d'air intérieur comme celles des espaces commerciaux, des bâtiments publics, des établissements d'enseignement et d'autres bâtiments couverts par la norme 62.1-2016 de l'ASHRAE ; 2) représentatives des lieux de travail relevant d'industries légères où l'on trouve des concentrations sub-ppm de COV. Elles portent également sur la génération de sous-produits et les émissions de résidus et d'intermédiaires de réaction des COV au-delà de la période d'essai. Le protocole de test mis au point pour les essais à grande échelle a été appliqué à 14 unités commerciales de purification de l'air des conduits de ventilation selon les conditions d'essai recommandées : 7 unités d'OPC, 3 unités combinant OPC et média d'adsorption, 2 unités au plasma et 2 unités d'ozonation. Les résultats d'essais indiquent que le protocole de test proposé permet de dégager diverses caractéristiques de la performance des différents systèmes, sauf dans le cas des unités à PNT, qui ont affiché une piètre performance tout au long de l'étude.

Les résultats de cette étude permettent de formuler les recommandations qui suivent.

- Les résultats d'essais révèlent d'importantes variations en ce qui concerne l'efficacité d'élimination et le taux de génération de sous-produits nocifs. Par conséquent, les systèmes de purification de l'air par oxydation ne devraient pas être utilisés sans avoir été dûment testés. Comme de plus en plus d'appareils de purification de l'air font appel aux technologies oxydatives, il s'avère urgent de développer une méthode d'essai normalisée. Le protocole de test recommandé peut constituer un bon point de départ en ce sens, et il peut aussi être utilisé comme méthode d'essai provisoire.
- La génération d'ozone par certains appareils de purification de l'air par oxydation peut être préoccupante. Les appareils en question ne devraient pas être utilisés à moins que l'ozone généré puisse être réduit à moins de 50 ppb avant que l'air soit envoyé aux zones occupées.
- Les résultats d'essais à grande échelle ont révélé que l'ajout de médias adsorbants pour épurer les contaminants n'ayant pas réagi et les sous-produits d'oxydation pouvait être une solution. Cependant, les résultats d'essais ont également démontré que les performances des épurateurs variaient grandement. La pratique courante qui consiste à utiliser des médias mixtes composés de charbon actif et d'alumine permanganate en lit mince nécessite une étude plus poussée. Davantage de recherches doivent globalement être menées sur la capacité des épurateurs à éliminer des mélanges de COV et leurs sous-produits afin d'optimiser la conception des systèmes de purification de l'air.

- Le PNT a systématiquement affiché une très faible performance dans cette étude. Comme seulement quatre unités à PNT ont été testées dans cette étude, des recherches plus approfondies sur les unités à PNT commerciales sont recommandées.
- Aucun des systèmes de purification de l'air par oxydation testés n'est parvenu à oxyder complètement les COV. Néanmoins, certains systèmes d'OPC présentent un potentiel d'amélioration de la capacité à purifier l'air. Des efforts ultérieurs sont requis pour développer des systèmes d'OPC commerciaux plus performants.
- Le protocole de test proposé se limite à l'évaluation de la performance initiale ou à court terme des technologies de purification de l'air par oxydation. Leur performance à long terme doit faire l'objet d'études plus poussées en laboratoire et sur le terrain afin de développer une méthode d'évaluation adéquate à long terme.
- Le protocole de test proposé a été conçu pour des essais sur un gaz à la fois. Les effets liés à des mélanges de COV ou à la présence d'autres gaz inorganiques n'ont pas été pris en compte dans cette étude. D'autres études expérimentales et théoriques sont requises pour examiner les effets des mélanges gazeux de manière à pouvoir interpréter l'efficacité mesurée des appareils de purification de l'air en termes de performance réelle.

BIBLIOGRAPHIE

- Adam-Poupart, A., Labrèche, F., Smargiassi, A., Duguay, P., Busque, M.-A., Gagné, C. et Zayed, J. (2013). *Impacts of climate change on occupational health and safety* (Rapport n° R-775). Montréal, QC: IRSST.
- Alberici, R. M. et Jardim, W. F. (1997). Photocatalytic destruction of VOCs in the gas-phase using titanium dioxide. *Applied Catalysis B: Environmental*, 14(1-2), 55-68.
- Alonso-Tellez, A., Masson, R., Robert, D., Keller, N. et Keller, V. (2012). Comparison of Hombikat UV100 and P25 TiO₂ performance in gas-phase photocatalytic oxidation reactions. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 250, 58-65.
- American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2015a). *ASHRAE handbook: HVAC applications*. Atlanta, GA: ASHRAE.
- American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2015b). *Laboratory test method for assessing the performance of gas-phase air-cleaning systems: Loose granular media*. Norme ASHRAE 145.1. Atlanta, GA: ASHRAE.
- American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2016a). *ASHRAE handbook: HVAC systems and equipment*. Atlanta, GA: ASHRAE.
- American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2016b). *Laboratory test method for assessing the performance of gas-phase air-cleaning systems: Air-cleaning devices*. Norme ASHRAE 145.2. Atlanta, GA: ASHRAE.
- American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2016c). *Ventilation for acceptable indoor air quality*. Norme ASHRAE 62.1. Atlanta, GA: ASHRAE.
- American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers. (2017). *ASHRAE handbook: Fundamental*. Atlanta, GA: ASHRAE.
- Anderson, C. et Bard, A. J. (1995). An improved photocatalyst of TiO₂/SiO₂ prepared by a sol-gel synthesis. *Journal of Physical Chemistry*, 99(24), 9882-9885.
- Ao, C. H. et Lee, S. C. (2003). Enhancement effect of TiO₂ immobilized on activated carbon filter for the photodegradation of pollutants at typical indoor air level. *Applied Catalysis B: Environmental*, 44(3), 191-205.
- Ao, C. H. et Lee, S. C. (2004). Combination effect of activated carbon with TiO₂ for the photodegradation of binary pollutants at typical indoor air level. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 161(2-3), 131-140.
- Ao, C. H., Lee, S. C., Mak, C. L. et Chana, L. Y. (2003). Photodegradation of volatile organic compounds (VOCs) and NO for indoor air purification using TiO₂: Promotion versus inhibition effect of NO. *Applied Catalysis B: Environmental*, 42(2), 119-129.
- Ardizzone, S., Bianchi, C. L., Cappelletti, G., Naldoni, A. et Pirola, C. (2008). Photocatalytic degradation of toluene in the gas phase: Relationship between surface species and catalyst features. *Environmental Science & Technology*, 42(17), 6671-6676.
- Association française de normalisation. (2009). *Photocatalyse : méthode d'essais et d'analyses pour la mesure d'efficacité de systèmes photocatalytiques pour l'élimination des composés organiques volatils/odeurs dans l'air intérieur en recirculation : test en enceinte confinée*. Norme AFNOR XP B44-013. La Plaine Saint-Denis, France: AFNOR.
- Association française de normalisation. (2017). *Photocatalysis: Measurement of efficiency of photocatalytic devices used for the elimination of VOC and odour in indoor air in active mode: Part 1: Batch mode test methods in closed chamber*. Norme AFNOR EN 16846-1. La Plaine Saint-Denis, France: AFNOR.

- Association of Home Appliance Manufacturers. (2015). *Method for measuring performance of portable household electric room air cleaners*. Norme ANSI/AHAM AC-1-2015. Washington, DC: AHAM.
- ASTM International. (2016). *Standard test methods for continuous measurement of ozone in ambient, workplace, and indoor atmospheres (ultraviolet absorption)*. Norme ASTM D5156-02. West Conshohocken, PA: ASTM International.
- Atkinson, R. et Arey, J. (2003). Atmospheric degradation of volatile organic compounds. *Chemical Reviews*, 103(12), 4605-4638.
- Atkinson, R., Baulch, D. L., Cox, R. A., Crowley, J. N., Hampson, R. F., Hynes, R. G., . . . Wallington, T. J. (2008). Evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: Volume IV: Gas phase reactions of organic halogen species. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8(15), 4141-4496.
- Ayrault, C., Barrault, J., Blin-Simiand, N., Jorand, F., Pasquiers, S., Rousseau, A. et Tatibouet, J. M. (2004). Oxidation of 2-heptanone in air by a DBD-type plasma generated within a honeycomb monolith supported Pt-based catalyst. *Catalysis Today*, 89(1), 75-81.
- Bahri, M. et Haghighat, F. (2014). Plasma-based indoor air cleaning technologies: The state of the art-review. *Clean: Soil, Air, Water*, 42(12), 1667-1680.
- Bahri, M., Haghighat, F., Kazemian, H. et Rohani, S. (2017). A comparative study on metal organic frameworks for indoor environment application: Adsorption evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 313, 711-723.
- Bahri, M., Haghighat, F., Rohani, S. et Kazemian, H. (2017). Metal organic frameworks for gas-phase VOCs removal in a NTP-catalytic reactor. *Chemical Engineering Journal*, 320, 308-318.
- Bahri, M., Kazemian, H., Rohani, S. et Haghighat, F. (2017). Mechanochemical synthesis of CPM-5: A green method. *Chemical Engineering & Technology*, 40(1), 88-93.
- Bastani, A., Lee, C.-S., Haghighat, F., Flaherty, C. et Lakdawala, N. (2010). Assessing the performance of air cleaning device: A full scale test method. *Building and Environment*, 45(1), 143-149.
- Benoit-Marquié, F., Wilkenhöner, U., Simon, V., Braun, A. M., Oliveros, E. et Maurette, M.-T. (2000). VOC photodegradation at the gas-solid interface of a TiO₂ photocatalyst: Part I: 1-butanol and 1-butylamine. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 132(3), 225-232.
- Bianchi, C. L., Gatto, S., Pirola, C., Naldoni, A., Di Michele, A., Cerrato, G., . . . Capucci, V. (2014). Photocatalytic degradation of acetone, acetaldehyde and toluene in gas-phase: Comparison between nano and micro-sized TiO₂. *Applied Catalysis B: Environmental*, 146, 123-130.
- Boulamanti, A. K. et Philippopoulos, C. J. (2009). Photocatalytic degradation of C5-C7 alkanes in the gas-phase. *Atmospheric Environment*, 43(20), 3168-3174.
- Boulamanti, A. K., Korologos, C. A. et Philippopoulos, C. J. (2008). The rate of photocatalytic oxidation of aromatic volatile organic compounds in the gas-phase. *Atmospheric Environment*, 42(34), 7844-7850.
- Britigan, N., Alshawa, A. et Nizkorodov, S. A. (2006). Quantification of ozone levels in indoor environments generated by ionization and ozonolysis air purifiers. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(5), 601-610.
- Byeon, J. H., Park J. H., Jo, Y. S., Yoon, K. Y. et Hwang, J. (2010). Removal of gaseous toluene and submicron aerosol particles using a dielectric barrier discharge reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 417-422.

-
- Cal. Code Regs. tit. 17, § 94800-94810 (2020). Tiré de <https://ww2.arb.ca.gov/sites/default/files/2020-03/air-cleaner-regulation.pdf>
- Cal, M. P. et Schluep, M. (2001). Destruction of benzene with nonthermal plasma in dielectric barrier discharge reactors. *Environmental Progress*, 20(3), 151-156.
- Cao, L., Spiess, F.-J., Huang, A., Suib, S. L., Obee, T. N., Hay, S. O. et Freihaut, J. D. (1999). Heterogeneous photocatalytic oxidation of 1-butene on SnO₂ and TiO₂ films. *Journal of Physical Chemistry B*, 103(15), 2912-2917.
- Cao, L., Gao, Z., Suib, S. L., Obee, T. N., Hay, S. O. et Freihaut, J.D. (2000). Photocatalytic oxidation of toluene on nanoscale TiO₂ catalysts: Studies of deactivation and regeneration. *Journal of Catalysis*, 196(2), 253-261.
- Cao, X.-L. et Hewitt, C. N. (1994). Study of the degradation by ozone of adsorbents and of hydrocarbons adsorbed during the passive sampling of air. *Environmental Science & Technology*, 28(5), 757-762.
- Cazoir, D., Vildozo, D., Sleiman, M., Ferronato, C., Fine, L. et Chovelon, J.-M. (2012). Analysis of gas phase intermediates and mineralization during the photocatalytic oxidation of organic pollutants: A critical step towards the performance evaluation. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 92(8), 923-932.
- Chao, C. Y., Kwong, C. W. et Hui, K. S. (2007). Potential use of a combined ozone and zeolite system for gaseous toluene elimination. *Journal of Hazardous Materials*, 143(1-2), 118-127.
- Chemweno, M. K., Cernohlavek, L. G. et Jacoby, W. A. (2008). Deactivation of titanium dioxide photocatalyst by oxidation of polydimethylsiloxane and silicon sealant off-gas in a recirculating batch reactor. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58(1), 12-18.
- Chen J., Xie, Z., Tang, J., Zhou, J., Lu, X. et Zhao, H. (2016). Oxidation of toluene by dielectric barrier discharge with photo-catalytic electrode. *Chemical Engineering Journal*, 284, 166-173.
- Chen, H. L., Lee, H. M., Chen, S. H., Chang, M. B., Yu, S. J. et Li, S. N. (2009). Removal of volatile organic compounds by single-stage and two-stage plasma catalysis systems: A review of the performance enhancement mechanisms, current status, and suitable applications. *Environmental Science & Technology*, 43(7), 2216-2227.
- Cho, K., Hwang, K., Sano, T., Takeuchi, K. et Matsuzawa, S. (2004). Photocatalytic performance of Pt-loaded TiO₂ in the decomposition of gaseous ozone. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 161(2-3), 155-161.
- Corsi, R. L., Siegel, J., Karamalegos, A., Simon, H. et Morrison, G. C. (2007). Personal reactive clouds: Introducing the concept of near-head chemistry. *Atmospheric Environment*, 41(15), 3161-3165.
- d'Hennezel, O., Pichat, P. et Ollis, D. F. (1998). Benzene and toluene gas-phase photocatalytic degradation over H₂O and HCL pretreated TiO₂: By-products and mechanisms. *Journal of Photochemistry Photobiology A: Chemistry*, 118(3), 197-204.
- Debono, O., Thevenet, F., Gravejat, P., Hequet, V., Raillard, C., Lecoq, L. et Locoge, N. (2011). Toluene photocatalytic oxidation at ppbv levels: Kinetic investigation and carbon balance determination. *Applied Catalysis B: Environmental*, 106(3-4), 600-608.
- Debono, O., Thévenet, F., Gravejat, P., Hequet, V., Raillard, C., Le Coq, L. et Locoge, N. (2013). Gas phase photocatalytic oxidation of decane at ppb levels: Removal kinetics, reaction intermediates and carbon mass balance. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 258, 17-29.

- Delagrangé, S., Pinard, L. et Tatibouët, J.-M. (2006). Combination of a non-thermal plasma and a catalyst for toluene removal from air: Manganese based oxide catalysts. *Applied Catalysis B: Environmental*, 68(3-4), 92-98.
- Demidiouk, V., Moon, S. I. et Chae, J. O. (2003). Toluene and butyl acetate removal from air by plasma-catalytic system. *Catalysis Communications*, 4(2), 51-56.
- Destailats, H., Sleiman, M., Sullivan, D. P., Jacquiod, C., Sablayrolles, J. and Molins, L. (2012). Key parameters influencing the performance of photocatalytic oxidation (PCO) air purification under realistic indoor conditions. *Applied Catalysis B: Environmental*, 128, 159-170.
- Dieckmann, J., McKenney, K. et Brodrick, J. (2009). Air purification to reduce OA. *ASHRAE Journal*, 51(4), 68-70.
- Drolet, D. et Beauchamp, G. (2013). *Sampling guide for air contaminants in the workplace* (Guide technique n° T-15, 8^e éd.). Montréal, QC: IRSST.
- Einaga, H., Futamura, S. et Ibusuki, T. (1999). Photocatalytic decomposition of benzene over in a humidified TiO₂ airstream. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 1(20), 4903-4908.
- Einaga, H., Ibusuki, T. et Futamura, S. (2004). Photocatalytic oxidation of benzene in air. *Journal of Solar Energy Engineering*, 126(2), 789-793.
- Einaga, H., Futamura, S. et Ibusuki, T. (2002). Heterogeneous photocatalytic oxidation of benzene, toluene, cyclohexene and cyclohexane in humidified air: Comparison of decomposition behavior on photoirradiated TiO₂ catalyst. *Applied Catalysis B: Environmental*, 38(3), 215-225.
- Environmental Protection Agency. (1997). *Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air: Determination of volatile organic compounds (VOCs) in air collected in specially prepared canisters and analyzed by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)* (Méthode n° TO-15). Cincinnati, OH: EPA.
- Environmental Protection Agency. (1999a). *Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air: Determination of volatile organic compounds in ambient air using active sampling onto sorbent tubes* (Méthode n° TO-17). Cincinnati, OH: EPA.
- Environmental Protection Agency. (1999b). *Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air: Determination of formaldehyde in ambient air using adsorbent cartridge followed by high performance liquid chromatography (HPLC)* (Méthode n° TO-11A). Cincinnati, OH: EPA.
- Environmental Protection Agency. (2013). *Indoor air facts n° 4: Sick building syndrome*. Tiré de www.epa.gov/sites/production/files/2014-08/documents/sick_building_factsheet.pdf
- Environmental Protection Agency. (2018a). *Building Assessment Survey and Evaluation (BASE) study: Volatile organic compounds master list*. Tiré de www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/building-assessment-survey-and-evaluation-study
- Environmental Protection Agency. (2018b). *Ozone generators that are sold as air cleaners*. Tiré de www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/ozone-generators-are-sold-air-cleaners
- Fan, X., Zhu, T. L., Wang, M. Y. et Li, X. M. (2009). Removal of low-concentration BTX in air using a combined plasma catalysis system. *Chemosphere*, 75(10), 1301-1306.
- Fan, X., Zhu, T., Wan, Y. et Yan, X. (2010). Effects of humidity on the plasma-catalytic removal of low-concentration BTX in air. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1), 616-621.
- Farhanian, D. et Haghighat, F. (2014). Photocatalytic oxidation reactor for indoor environment applications: Identification and quantification of by-products. *Journal of Building and Environment*, 72, 34-48.

- Fujishima, A., Rao, T. N., et Tryk, D. A. (2000). Titanium dioxide photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, 1(1), 1-21.
- Ghaffarianhoseini, A., AlWaer, H., Omrany, H., Ghaffarianhoseini, A., Alalouch, C., Clements-Croome, D. et Tookey, J. (2018). Sick building syndrome: Are we doing enough? *Architectural Science Review*, 61(3), 99-121.
- Ginestet, A., Pugnet, D., Rowley, J., Bull, K. et Yeomans, H. (2005). Development of a new photo catalytic oxidation air filter for aircraft cabin. *Indoor Air*, 15(5), 326-334.
- Global Industry Analysts. (17 novembre 2011). North American air purification equipment market to reach US\$4.8 billion by 2017, according to new report by Global Industry Analysts, Inc. Tiré de http://www.prweb.com/releases/air_purification/equipment_stand_alone/prweb8973320.htm
- Godish, T. (2001). *Indoor environmental quality*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Government of Canada. (2018). *Labour Market Bulletin: Quebec: June 2017*. Tiré de www.jobbank.gc.ca/content/pieces-eng.do?cid=12119
- Gunschera, J., Markewitz, D., Bansen, B., Salthammer, T. et Ding, H. (2016). Portable photocatalytic air cleaners: Efficiencies and by-product generation. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(8), 7482-7493.
- Guo, Y., Liao, X., He, J., Ou, W. et Ye, D. (2010). Effect of manganese oxide catalyst on the dielectric barrier discharge decomposition of toluene. *Catalysis Today*, 153(3-4), 176-183.
- Hager, S. et Bauer, R. (1999). Heterogeneous photo catalytic oxidation of organics for air purification by near UV irradiation titanium dioxide. *Chemosphere*, 38(7), 1549-1559.
- Haghighat, M. A., Haghighat, F. et Lee, C. S. (2017) Photocatalytic oxidation technology for indoor environment air purification: The state-of-the-art. *Applied Catalysis B: Environmental*, 203, 247-269.
- Haghighat, F., Lee, C.-S., Pant, B., Bolourani, G., Lakdawala, N. et Bastani, A. (2008) Evaluation of activated carbon for gas-phase air cleaning: Toward design of an immune and sustainable buildings. *Atmospheric Environment*, 42(35), 8176-8184.
- Harling, A. M., Demidyuk, V., Fischer, S. J. et Whitehead, J. C. (2008). Plasma-catalysis destruction of aromatics for environmental clean-up: Effect of temperature and configuration. *Applied Catalysis B: Environmental*, 82(3), 180-189.
- Hauchecorne, B., Terrens, D., Verbruggen, S., Martens, J. A., Van Langenhove, H., Demeestere, K. et Lenaerts, S. (2011). Elucidating the photocatalytic degradation pathway of acetaldehyde: An FTIR in situ study under atmospheric conditions. *Applied Catalysis B: Environmental*, 106(3-4), 630-638.
- Hay, S. O., Obee, T. N. et Thibaud-Erkey, C. (2010). The deactivation of photocatalytic based air purifiers by ambient siloxanes. *Applied Catalysis B: Environmental*, 99(3-4), 435-441.
- He, P., Zhang, M., Yang, D. et Yang, J. (2006). Preparation of au-loaded TiO₂ by photochemical deposition and ozone photocatalytic decomposition. *Surface Review and Letters*, 13(1), 51-55.
- Hester, R. E. et Harrison, R. M. (Édit.). (1995). *Volatile organic compounds in the atmosphere*. Cambridge, Angleterre: The Royal Society of Chemistry.
- Hodgson, A. T., Destailats, H., Sullivan, D. P. et Fisk, W. J. (2007). Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air cleaning applications. *Indoor Air*, 17(4), 305-316.

- Hodgson, A. T., Sullivan, D. P. et Fisk, W. J. (2005). *Evaluation of ultra-violet photocatalytic oxidation (UVPCO) for indoor air applications: Conversion of volatile organic compounds at low part-per-billion concentrations: LBNL-58936*. Berkeley, CA: Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Holzer, F., Roland, U. et Kopinke, F. D. (2002). Combination of non-thermal plasma and heterogeneous catalysis for oxidation of volatile organic compounds: Part 1: Accessibility of the intra-particle volume. *Applied Catalysis B: Environmental*, 38(3), 163-181.
- Huang, Y., Ho, S. S. H., Lu, Y., Niu, R., Xu, L., Cao, J. et Lee, S. (2016). Removal of indoor volatile organic compounds via photocatalytic oxidation: A short review and prospect. *Molecules*, 21(1).
- Hubbard, H. F., Coleman, B. K., Sarwar, G. et Corsi, R. L. (2005). Effects of an ozone-generating air purifier on indoor secondary particles in three residential dwellings. *Indoor Air*, 15(6), 432-444.
- Inghrosso, G. (2002). Free radical chemistry and its concern with indoor air quality: An open problem. *Microchemical Journal*, 73(1-2), 221-236.
- Inoue, K., Okano, H., Yamagata, Y., Muraoka, K. et Teraoka, Y. (2011). Performance tests of newly developed adsorption/plasma combined system for decomposition of volatile organic compounds under continuous flow condition. *Journal of Environmental Sciences*, 23(1), 139-144.
- International Organization for Standardization. (2013). *Test methods for assessing the performance of gas-phase air cleaning media and devices for general ventilation: Part 2: Gas-phase air cleaning devices (GPACD)*. Norme ISO 10121-2:2013. Genève, Suisse: ISO.
- International Organization for Standardization. (2014). *Test method for assessing the performance of gas-phase air cleaning media and devices for general ventilation: Part 1: Gas-phase air cleaning media*. Norme ISO 10121-1:2014. Genève, Suisse: ISO.
- Jacoby, W. A., Blake, D. M., Penned, J. A., Boulter, J. E., Vargo, L. A. M., George, M. C. et Dolberg, S. K. (1996). Heterogeneous photocatalysis for control of volatile organic compounds in indoor air. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46(9), 891-898.
- Jafarikojour, M., Sohrabi, M., Royaei, S. J. et Hassanvand, A. (2015). Evaluation and optimization of a novel immobilized photoreactor for the degradation of gaseous toluene. *Clean: Soil, Air, Water*, 43(5), 662-670.
- Jeong, J., Sekiguchi, K. et Sakamoto, K. (2004). Photochemical and photocatalytic degradation of gaseous toluene using short-wavelength UV irradiation with TiO₂ catalyst: Comparison of three UV sources. *Chemosphere*, 57(7), 663-671.
- Jeong, J., Sekiguchi, K., Lee, W. et Sakamoto, K. (2005). Photodegradation of gaseous volatile organic compounds (VOCs) using TiO₂ photo irradiated by an ozone-producing UV lamp: Decomposition characteristics, identification of by-products and water-soluble organic intermediates. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 169(3), 279-287.
- Jeong, M. G., Park, E. J., Seo, H. O., Kim, K. D., Kim, Y. D. and Lim, D. C. (2013). Humidity effect on photocatalytic activity of TiO₂ and regeneration of deactivated photocatalysts. *Applied Surface Science*, 271, 164-170.

- Jo, W.-K., Park, J.-H. et Chun, H.-D. (2002). Photocatalytic destruction of VOCs for in-vehicle air cleaning. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 148(1-3), 109-119.
- Jo, W.-K. et Park, K.-H. (2004). Heterogeneous photocatalysis of aromatic and chlorinated volatile organic compounds (VOCs) for non-occupational indoor air application. *Chemosphere*, 57(7), 555-565.
- Johnson, P. F. (2005). Standard 62 IAQ procedure: Reduced outdoor air for auditorium. *ASHRAE Journal*, 48(5), 54-58.
- Kadribegovic, R., Ekberg, L., Gilligan, A. et Shi, B. (2011). Air cleaning by photo catalytic oxidation: An experimental performance test. *ASHRAE Transactions*, 117(2), 426-433.
- Karuppiyah, J., Sivachandiran, L., Karvembu, R. et Subrahmanyam, C. (2010). Catalytic nonthermal plasma reactor for the abatement of low concentrations of isopropanol. *Chemical Engineering Journal*, 165(1), 194-199.
- Kibanova, D., Cervini-Silva, J. et Destailats, H. (2009). Efficiency of clay: TiO₂ nanocomposites on the photocatalytic elimination of a model hydrophobic air pollutant. *Environmental Science and Technology*, 43(5), 1500-1506.
- Kibanova, D., Sleiman, M., Cervini-Silva, J. et Destailats, H. (2012). Adsorption and photocatalytic oxidation of formaldehyde on a clay-TiO₂ composite. *Journal of Hazardous Material*, 211-212, 233-239.
- Kim, H. H., Ogata, A. et Futamura, S. (2006). Effect of different catalysts on the decomposition of VOCs using flow-type plasma-driven catalysis. *IEEE Transactions on Plasma Science*, 34(3), 984-995.
- Kim, S. B. et Hong, S. C. (2002). Kinetic study for photocatalytic degradation of volatile organic compounds in air using thin film TiO₂ photocatalyst. *Applied Catalysis B: Environmental*, 35(4), 305-315.
- Kirchnerova, J., Herrera Cohen, M. L., Guy, C. et Klvana, D. (2005). Photocatalytic oxidation of n-butanol under fluorescent visible light lamp over commercial TiO₂ (Hombicat UV100 and Degussa P25). *Applied Catalysis A: General*, 282(1-2), 321-332.
- Kohno, H., Berezin, A. A., Chang, J. S., Tamura, M., Yamamoto, T., Shibuya, A. et Honda, S. (1998). Destruction of volatile organic compounds used in a semiconductor industry by a capillary tube discharge reactor. *IEEE Transactions on Industry Applications*, 34(5), 953-966.
- Korologos, C. A., Philippopoulos, C. J. et Pouloupoulos, S. G. (2011). The effect of water presence on the photocatalytic oxidation of benzene, toluene, ethylbenzene and m-xylene in the gas-phase. *Atmospheric Environment*, 45(39), 7089-7095.
- Krichevskaya, M., Preis, S., Moiseev, A., Pronina, N. et Deubener, J. (2017). Gas-phase photocatalytic oxidation of refractory VOCs mixtures: Through the net of process limitations. *Catalysis Today*, 280(1), 93-98.
- Kwong, C. W., Chao, C. Y., Hui, K. S. et Wan, M. P. (2008). Removal of VOCs from indoor environment by ozonation over different porous materials. *Atmospheric Environment*, 42(10), 2300-2311.
- Lamaa, L., Ferronato, C., Prakash, S., Fine, L., Chovelon, J. M. et Jaber, F. (2014). Photocatalytic oxidation of octamethylcyclotetrasiloxane (D4): Towards a better understanding of the impact of volatile methyl siloxanes on photocatalytic systems. *Applied Catalysis B: Environmental*, 156, 438-446.

- Lee, C. S., Amorim, W. B., Rastan, S., Morofsky, E., Dziedzic, M. et Haghighat, F. (2009). *Measurements of indoor and outdoor air VOC levels of office buildings in Montreal, Canada*. Communication présentée à la 9th International Conference and Exhibition: Healthy Buildings, Syracuse, NY.
- Lee, C. S., Zhong, L., Farhanian, D., Flaherty, C. et Haghighat, F. (2012). *Development of a parallel test system for the evaluation of UV-PCO systems*. Communication présentée à la 7th International Cold Climate Conference, Calgary, AB.
- Lin, C. Y. et Li, C. S. (2003). Inactivation of microorganisms on the photocatalytic surfaces in air. *Aerosol Science and Technology*, 37(12), 939-946.
- Lin, Y. et Lin, C. (2008). Catalytic and photocatalytic degradation of ozone via utilization of controllable nano-Ag modified TiO₂. *Environmental Progress*, 27(4), 496-502.
- Lu, Y., Zhao, X., Wang, M., Yang, Z., Zhang, X. et Yang, C. (2014). Feasibility analysis on photocatalytic removal of gaseous ozone in aircraft cabins. *Building and Environment*, 81, 42-50.
- Luengas, A., Barona, A., Hort, C., Gallastegui, G., Platel, V. et Elias, A. (2015). A review of indoor air treatment technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(3), 499-522.
- Magureanu, M., Mandache, N. B., Eloy, P., Gaigneaux, E. M. et Parvulescu, V. I. (2005). Plasma-assisted catalysis for volatile organic compounds abatement. *Applied Catalysis B: Environmental*, 61(1), 12-20.
- Markets and Markets. (2018). *Air purification systems market worth 20.65 Billion USD by 2020*. Tiré de www.marketsandmarkets.com/PressReleases/air-purification-systems.asp
- Maroni, M., Selfert, B. et Lindvall, T. (Édit.). (1995). *Indoor air quality*. Amsterdam, Pays-Bas: Elsevier Science.
- Meichsner, J., Schmidt, M., Schneider, R. et Wagner, H.-E. (2013). *Nonthermal plasma chemistry and physics*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Mendell, M. J. et Apte, M. G. (2011). *The indoor air quality procedure in the ASHRAE ventilation standard for commercial buildings: Is it needed? Is it ready?* Communication présentée à la 12th International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Austin, TX.
- Mills, A., Lee, S. et Lepre, A. (2003). Photodecomposition of ozone sensitized by a film of titanium dioxide on glass. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 155(1-3), 199-205.
- Mo, J., Zhang, Y., Xu, Q., Zhu, Y., Lamson, J. J. et Zhao, R. (2009). Determination and risk assessment of by-products resulting from photocatalytic oxidation of toluene. *Applied Catalysis B: Environmental*, 89(3-4), 570-576.
- Mo, J., Zhang, Y. et Xu, Q. (2013). Effect of water vapor on the by-products and decomposition rate of ppb-level toluene by photocatalytic oxidation. *Applied Catalysis B: Environmental*, 132-133, 212-218.
- Monteiro, R. A. R., Miranda, S. M., Rodrigues-Silva, C., Faria, J. L., Silva, A. M. T., Boaventura, R. A. R. et Vilar, V. J. P. (2015). Gas phase oxidation of n-decane and PCE by photocatalysis using an annular photoreactor packed with a monolithic catalytic bed coated with P25 and PC500. *Applied Catalysis B: Environmental*, 165, 306-315.
- Monteiro, R. A. R., Silva, A. M. T., Ângelo, J. R. M., Silva, G. V., Mendes, A. M., Boaventura, R. A. R. et Vilar, V. J. P. (2015). Photocatalytic oxidation of gaseous perchloroethylene over TiO₂ based paint. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 311, 41-52.

- Morrison, G., Shaughnessy, R. et Siegel, J. (2014). *In-duct air cleaning devices: Ozone emission rates and test methodology*. Tiré de <https://www3.arb.ca.gov/research/seminars/morrison/morrison.pdf>
- Muggli, D. S., McCue, J. T. et Falconer, J. L. (1998). Mechanism of the photocatalytic oxidation of ethanol on TiO₂. *Journal of Catalysis*, 173(2), 470-483.
- National Institute for Occupational Safety and Health. (1996). Volatile organic compounds (screening) (Méthode n° 2549). Dans National Institute for Occupational Safety and Health (Édit.), *First supplement to NIOSH manual of analytical methods (NMAM)* (4^e éd., p. 177-184). Washington, DC: NIOSH.
- Nimlos, M. R., Wolfrum, E. J., Brewer, M. L., Fennell, J. A. et Bintner, G. (1996). Gas-phase heterogeneous photocatalytic oxidation of ethanol: Pathways and kinetic modeling. *Environmental Science & Technology*, 30(10), 3102-3110.
- Obee, T. N. (1996). Photooxidation of sub-parts-per-million toluene and formaldehyde levels on titania using a glass-plate reactor. *Environmental Science & Technology*, 30(12), 3578-3584.
- Obee, T. N. et Brown, R. T. (1995). TiO₂ photocatalysis for indoor air applications: Effects of humidity and trace contaminant levels on the oxidation rates of formaldehyde, toluene, and 1,3-butadiene. *Environmental Science & Technology*, 29(5), 1223-1231.
- Obee, T. N. et Hay, S. O. (1997). Effects of moisture and temperature on the photooxidation of ethylene on titania. *Environmental Science & Technology*, 31(7), 2034-2038.
- Oda, T. (2003). Non-thermal plasma processing for environmental protection: Decomposition of dilute VOCs in air. *Journal of Electrostatics*, 57(3), 293-311.
- Ogata, A., Einaga, H., Kabashima, H., Futamura, S., Kushiya, S. et Kim, H. H. (2003). Effective combination of nonthermal plasma and catalysts for decomposition of benzene in air. *Applied Catalysis B: Environmental*, 46(1), 87-95.
- Ogata, A., Shintani, N., Mizuno, K., Kushiya, S. et Yamamoto, T. (1999). Decomposition of benzene using a nonthermal plasma reactor packed with ferroelectric pellets. *IEEE Transactions on Industry Applications*, 35(4), 753-759.
- Oh, S. M., Kim, H. H., Ogata, A., Einaga, H., Futamura, S. et Park, D. W. (2005). Effect of zeolite in surface discharge plasma on the decomposition of toluene. *Catalysis Letters*, 99(1), 101-104.
- Ohtani, B., Zhang, S., Nishimoto, S. et Kaglya, T. (1992). Catalytic and photocatalytic decomposition of ozone at room temperature over titanium (IV) oxide. *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions*, 88(7), 1049-1053.
- Onuki, S., Koziel, J. A., Jenks, W. S., Cai, L., Rice, S. et van Leeuwen, J. H. (2015). Ethanol purification with ozonation, activated carbon adsorption, and gas stripping. *Separation and Purification Technology*, 151, 165-171.
- Ostiguy, C., Morin, S., Bensimon, G. et Baril, M. (2011). *Résultats des analyses de substances chimiques produites à l'IRSST pour la période 2001-2008* (Rapport n° R-712). Montréal, QC: IRSST.
- Parvulescu, V. I., Magureanu, M. et Lukes, P. (2012). *Plasma chemistry and catalysis in gases and liquids*. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons.
- Piera, E., Ayllón, J. A., Doménech, X. et Peral, J. (2002). TiO₂ deactivation during gas-phase photocatalytic oxidation of ethanol. *Catalysis Today*, 76(2-4), 259-270.

- Quici, N., Vera, M. L., Choi, H., Puma, G. L., Dionysiou, D. D., Litter, M. I. et Destailats, H. (2010). Effect of key parameters on the photocatalytic oxidation of toluene at low concentrations in air under 254 + 185 nm UV irradiation. *Applied Catalysis B: Environmental*, 95(3-4), 312-319.
- Quoc An, H. T., Pham Huu, T., Le Van, T., Cormier, J. M. et Khacef, A. (2011). Application of atmospheric non thermal plasma-catalysis hybrid system for air pollution control: Toluene removal. *Catalysis Today*, 176(1), 474-477.
- Raillard, C., Héquet, V., Le Cloirec, P. et Legrand, J. (2006). Photocatalytic oxidation of methyl ethyl ketone over sol-gel and commercial TiO₂ for the improvement of indoor air. *Water Science and Technology*, 53(11), 107-115.
- Raju, B. R., Reddy, E. L., Karupiah, J., Reddy, P. M. K. et Subrahmanyam, C. (2013). Catalytic non-thermal plasma reactor for the decomposition of a mixture of volatile organic compounds. *Journal of Chemical Sciences*, 125(3), 673-678.
- Règlement sur la santé et la sécurité du travail*, RLRQ, c. S-2.1, r. 13.
- Rousseau, A., Guaitella, O., Röpkke, J., Gatilova, L. V. et Tolmachev, Y. A. (2004). Combination of a pulsed microwave plasma with a catalyst for acetylene oxidation. *Applied Physics Letters*, 85(12). doi: 10.1063/1.1785280
- Samarghandi, M. R., Babaei, S. A., Ahmadian, M., Asgari, G., Ghorbani Shahna, F. et Poormohammadi, A. (2014). Performance catalytic ozonation over the carbosieve in the removal of toluene from waste air stream. *Journal of Research in Health Sciences*, 14(3), 227-232.
- Schmid, S., Jecklin, M. C. et Zenobi, R. (2010). Degradation of volatile organic compounds in a non-thermal plasma air purifier. *Chemosphere*, 79(2), 124-130.
- Schmidt, C. M., Buchbinder, A. M., Weitz, E. et Geiger, F. M. (2007). Photochemistry of the indoor air pollutant acetone on Degussa P25 TiO₂ studied by chemical ionization mass spectrometry. *Journal of Physical Chemistry A*, 111(50), 13023-13031.
- Sekiguchi, K., Sanada, A. et Sakamoto, K. (2003). Degradation of toluene with an ozone-decomposition catalyst in the presence of ozone, and the combined effect of TiO₂ addition. *Catalysis Communications*, 4(5), 247-252.
- Sharmin, R. et Ray, M. B. (2012). Application of ultraviolet light-emitting diode photocatalysis to remove volatile organic compounds from indoor air. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 62(9), 1032-1039.
- Shayegan, Z., Haghighat, F., Lee, C.-S., Bahloul, A. et Huard, M. (2018). Effect of surface fluorination of p25-tio2 on adsorption of indoor environment volatile organic compounds. *Chemical Engineering Journal*, 346, 578-589.
- Siegel, J. (2016). Primary and secondary consequences of indoor air cleaners. *Indoor Air*, 26(1), 88-96.
- Sleiman, M., Conchon P., Ferronato, C. et Chovelon, J. M. (2009). Photocatalytic oxidation of toluene at indoor air levels (ppbv): Towards a better assessment of conversion, reaction intermediates and mineralization. *Applied Catalysis B: Environmental*, 86(3-4), 159-165.
- Song, Y. H., Kim, S. J., Choi, K. I. et Yamamoto, T. (2002). Effects of adsorption and temperature on a nonthermal plasma process for removing VOCs. *Journal of Electrostatics*, 55(2), 189-201.
- Stanke, D. (2012). Minimum outdoor airflow using the IAQ procedure. *ASHRAE Journal*, 54(6), 26-32.

- Stokke, J. M., Mazyck, D. W., Wu, C. Y. et Sheahanb, R. (2006). Photocatalytic oxidation of methanol using silica-titania composites in a packed-bed reactor. *Environmental Progress*, 25(4), 312-318.
- Stratton, J. C., Turner, W. J. N., Wray, C. P. et Walker, I. S. (2012). *Measuring airflows in residential mechanical ventilation systems: Part 1: Laboratory evaluation of commercially available devices (LBNL-5983E)*. Berkeley, CA: Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Sugasawa, M., Annadurai, G. et Futamura, S. (2009). Reaction behavior of toluene–dichloromethane mixture in nonthermal plasma. *IEEE Transactions on Industry Applications*, 45(4), 1499-1505.
- Tang, F. et Yang, X. (2012). A “deactivation” kinetic model for predicting the performance of photocatalytic degradation of indoor toluene, o-xylene, and benzene. *Building and Environment*, 56, 329-334.
- Thevenet, F., Guillard, C. et Rousseau, A. (2014). Acetylene photocatalytic oxidation using continuous flow reactor: Gas phase and adsorbed phase investigation, assessment of the photocatalyst deactivation. *Chemical Engineering Journal*, 244, 50-58.
- Tokode, O., Prabhu, R., Lawton, L. A. et Robertson, P. K. J. (2015). UV LED sources for heterogeneous photocatalysis. Dans D. Barceló et A. G. Kostianoy (Édit.), *The handbook of environmental chemistry: Environmental photochemistry: Part III*. Heidelberg, Allemagne: Springer-Verlag.
- United States International Trade Commission. (2005). *Air and noise pollution abatement services: An examination of U.S. and foreign markets: Investigation report no. 332-461*. Washington, DC: USITC.
- Urashima, K., Chang, J. S. et Ito, T. (1997). Destruction of volatile organic compounds in air by a superimposed barrier discharge plasma reactor and activated carbon filter hybrid system. Dans *IAS '97: Conference record of the 1997 IEEE Industry Applications Conference Thirteenth-Second IAS Annual Meeting*. (vol. 3, p. 1969-1974), Nouvelle-Orléans, LA.
- Van Durme, J., Dewulf, J., Demeestere, K., Leys, C. et Van Langenhove, H. (2009). Post-plasma catalytic technology for the removal of toluene from indoor air: Effect of humidity. *Applied Catalysis B: Environmental*, 87(1-2), 78-83.
- Van Durme, J., Dewulf, J., Leys, C. et Van Langenhove, H. (2008). Combining non-thermal plasma with heterogeneous catalysis in waste gas treatment: A review. *Applied Catalysis B: Environmental*, 78(3-4), 324-333.
- Van Durme, J., Dewulf, J., Sysmans, W., Leys, C. et Van Langenhove, H. (2007a). Abatement and degradation pathways of toluene in indoor air by positive corona discharge. *Chemosphere*, 68(10), 1821-1829.
- Van Durme, J., Dewulf, J., Sysmans, W., Leys, C. et Van Langenhove, H. (2007b). Efficient toluene abatement in indoor air by a plasma catalytic hybrid system. *Applied Catalysis B: Environmental*, 74(1-2), 161-169.
- Verbruggen, S. W. (2015). TiO₂ photocatalysis for the degradation of pollutants in gas phase: From morphological design to plasmonic enhancement. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, 24, 64-82.
- Vildoza, D., Ferronato, C., Sleiman, M. et Chovelon, J.-M. (2010). Photocatalytic treatment of indoor air: Optimization of 2-propanol removal using a response surface methodology (RSM). *Applied Catalysis B: Environmental*, 94(3-4), 303-310.
- Vildoza, D., Portela, R., Ferronato, C. et Chovelon, J.-M. (2011). Photocatalytic oxidation of 2-propanol/toluene binary mixtures at indoor air concentration levels. *Applied Catalysis B: Environmental*, 107(3-4), 347-354.

- Vincent, G., Marquaire, P. M. et Zahraa, O. (2008). Abatement of volatile organic compounds using an annular photocatalytic reactor: Study of gaseous acetone. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 197(2-3), 177-189.
- Vincent, G., Marquaire, P. M. et Zahraa, O. (2009). Photocatalytic degradation of gaseous 1-propanol using an annular reactor: Kinetic modelling and pathways. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 1173-1181.
- Wan, Y., Fan, X. et Zhu, T. (2011). Removal of low-concentration formaldehyde in air by DC corona discharge plasma. *Chemical Engineering Journal*, 171(1), 314-319.
- Wang, H., Li, D., Wu, Y., Li, J. et Li, G. (2009). Removal of four kinds of volatile organic compounds mixture in air using silent discharge reactor driven by bipolar pulsed power. *Journal of Electrostatics*, 67(4), 547-553.
- Wang, W. et Ku, Y. (2003). Photocatalytic degradation of gaseous benzene in air streams by using an optical fiber photoreactor. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 159(1), 47-59.
- World Health Organization. (1986). *Indoor air quality research* (Rapport n° 103). Copenhagen, Danemark: WHO.
- Woolfenden, E. (1997). Monitoring VOCs in air using sorbent tubes followed by thermal desorption-capillary GC analysis: Summary of data and practical guidelines. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 47(1), 20-36.
- Yang, L., Liu, Z., Shi, J., Zhang, Y., Hu, H. et Shangguan, W. (2007). Degradation of indoor gaseous formaldehyde by hybrid VUV and TiO₂/UV processes. *Separation and Purification Technology*, 54(2), 204-211.
- Yu-fang, G., Dai-qi, Y., Ya-feng, T. et Ke-fu, C. (2006). Humidity effect on toluene decomposition in a wire-plate dielectric barrier discharge reactor. *Plasma Chemistry and Plasma Processing*, 26(3), 237-249.
- Zhang, P., Liang, F., Yu, G., Chen, Q. et Zhu, W. (2003). A comparative study on decomposition of gaseous toluene by O₃/UV, TiO₂/UV and O₃/TiO₂/UV. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 156(1-3), 189-194.
- Zhang, Y., Mo, J., Li, Y., Sundell, J., Wargocki, P., Zhang, J., . . . Sun, Y. (2011). Can commonly-used fan-driven air cleaning technologies improve indoor air quality?: A literature review. *Atmospheric Environment*, 45(26), 4329-4343.
- Zhao, D. Z., Li, X. S., Shi, C., Fan, H. Y. et Zhu, A. M. (2011). Low-concentration formaldehyde removal from air using a cycled storage–discharge (CSD) plasma catalytic process. *Chemical Engineering Science*, 66(17), 3922-3929.
- Zhong, L. et Haghighat, F. (2011). Modeling and validation of a photocatalytic oxidation reactor for indoor environment applications. *International Journal of Chemical Engineering Science*, 66(23), 5945-5954.
- Zhong, L. et Haghighat, F. (2014). Ozonation air purification technology in HVAC applications. *ASHRAE Transactions*, 120(1).
- Zhong, L. et Haghighat, F. (2015). Photocatalytic air cleaners and materials technologies: Abilities and limitations. *Building and Environment*, 91, 191-203.
- Zhong, L., Haghighat, F., Blondeau, P. et Kozinski, J. (2010). Modeling and physical interpretation of photocatalytic oxidation efficiency in indoor air applications. *Building and Environment*, 45(12), 2689-2697.
- Zhong L., Haghighat F., Lee, C. S. et Lakdawala N. (2013). Performance of ultraviolet photocatalytic oxidation for indoor air applications: Systematic experimental evaluation. *Journal of Hazardous Materials*, 261, 130-138.

- Zhong, L., Lee, C. S. et Haghighat, F. (2012). Adsorption performance of titanium dioxide (TiO₂) coated air filters for volatile organic compounds. *Journal of Hazardous Materials*, 243, 340-349.
- Zhu, J., Yao, M., Li, Y. et Chan, C. C. (2014). In situ thermal degradation of isopropanol under typical thermal desorption conditions for GC-MS analysis of volatile organic compounds. *Analytical Methods*, 6(15), 6116-6119.
- Zhu, T., Li, J., Liang, W. et Jin, Y. (2009). Synergistic effect of catalyst for oxidation removal of toluene. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1-3), 1258-1260.

ANNEXE A : CARACTÉRISATION DES PHOTOCATALYSEURS

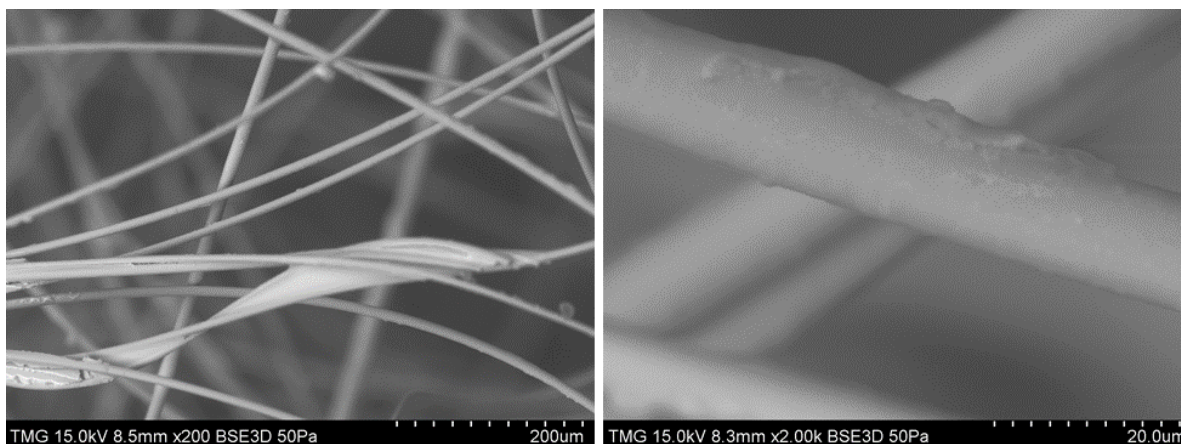
Cinq photocatalyseurs commerciaux (OPC-A à OPC-E) dans différents substrats et un photocatalyseur interne (OPC-F) ont été utilisés sur une plateforme d'essai à quatre conduits. Étant donné que les fabricants d'OPC n'ont fourni aucune information détaillée sur leurs produits, des tests de caractérisation ont été effectués afin de mieux comprendre les différents photocatalyseurs. En premier lieu, la morphologie des OPC a été examinée à l'aide d'un microscope électronique à balayage (MEB) Hitachi S-3400N équipé d'un système de spectroscopie à dispersion d'énergie (SDE) aux fins d'analyse élémentaire.

La figure A-1 présente les images du MEB pour cinq OPC commerciaux, et la figure A-2 présente les images du MEB pour l'OPC interne et le substrat de charbon actif fibreux non enrobé. Les résultats de l'analyse élémentaire indiquent que les revêtements de TiO_2 ne sont pas uniformes pour tous les OPC testés. Un motif circulaire irrégulier, observé dans l'image de l'OPC-C fournie par le MEB (figure A-1 (c)), concorde avec le motif de revêtement de TiO_2 visible sur les cartes d'analyse élémentaire par SDE de l'OPC-C (figure A-3). L'analyse élémentaire par SDE a été réalisée dans la zone avec revêtement et dans la zone sans revêtement. Le tableau A-1 présente les résultats de l'analyse élémentaire par SDE. Il ressort de cette analyse que tous les photocatalyseurs testés sont à base de TiO_2 , et on peut en déduire que les substrats des OPC commerciaux s'établissent comme suit : 1) tampon de fibre de verre pour l'OPC-A ; 2) panneaux en maille d'aluminium pour l'OPC-B et l'OPC-C ; 3) mousse de nickel pour l'OPC-D ; et 4) panneau en nid d'abeilles d'aluminium pour l'OPC-E. Puisque la SDE présente généralement une faible limite de détection, elle ne peut pas fournir d'information fiable sur le dopage du catalyseur. La teneur la plus élevée en TiO_2 dans la zone revêtue appartenait à l'OPC-C, suivi de l'OPC-E > OPC-A > OPC-F > OPC-B > OPC-D.

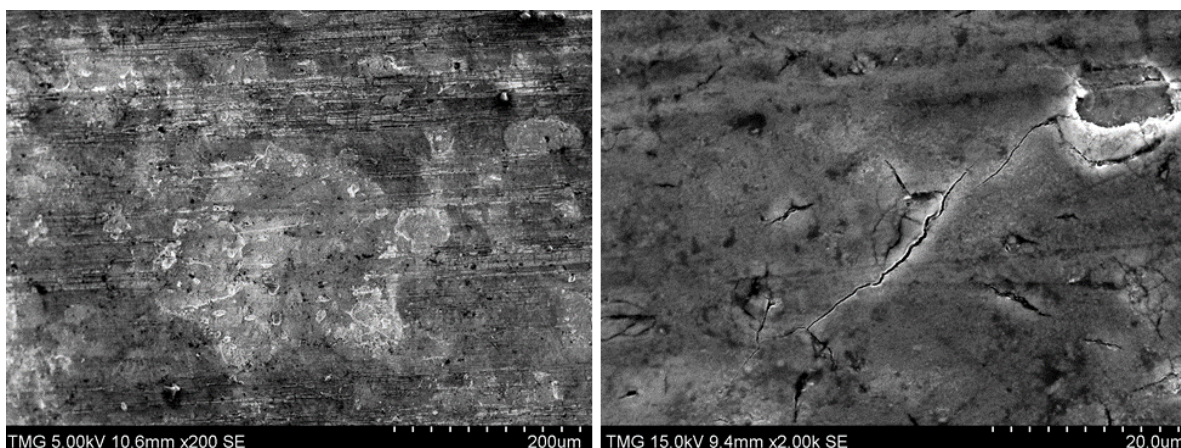
Les OPC utilisant des substrats fibreux (OPC-A et OPC-F) avaient tendance à produire plus de poudres de TiO_2 pendant leur entreposage et leur manipulation que les OPC sur substrats métalliques, ce qui pourrait s'expliquer par la flexibilité des substrats ou l'abondance des revêtements sur d'importantes surfaces de substrats fibreux. Les poudres recueillies dans le sac d'entreposage de l'OPC-A et la nanopoudre de TiO_2 utilisée dans la préparation de l'OPC-F ont été analysées selon la méthode de diffraction des rayons X (DRX) avec un diffractomètre à rayons X Philips PANalytical X'pert Pro (rayonnement X K_α du cuivre, tension de 45 kV et courant de 40 mA) afin d'établir les phases cristallines. Le spectre de DRX a été acquis de 20° à 90° (2θ) avec un pas de $0,02^\circ$ et un temps de balayage de 2 s par pas. L'analyse des radiogrammes a été réalisée à l'aide du logiciel X'Pert HighScore Plus Rietveld de concert avec la base de données de structures cristallines de Pearson. La figure A-4 présente les motifs de DRX, indiquant que le TiO_2 est en phase anatase à 100 % dans le cas de l'OPC-A, et que le TiO_2 est en phase anatase à 80,8 % et en phase rutile à 19,2 % dans le cas de l'OPC-F. La taille des cristallites peut être estimée à partir des résultats de la DRX en utilisant l'équation de Scherrer :

$$\tau = \frac{K \cdot \lambda}{\beta \cdot \cos \theta} \quad (\text{A-1})$$

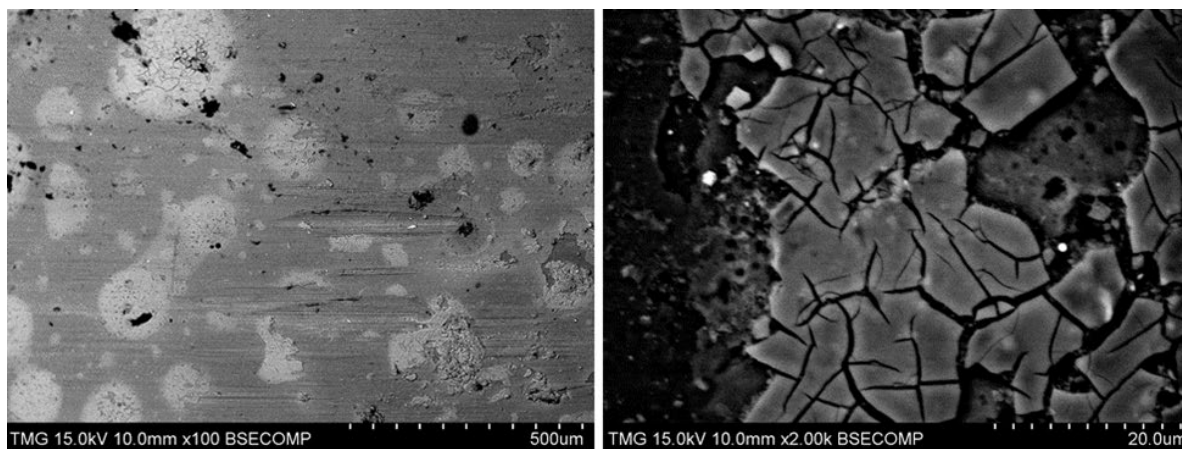
où τ représente la taille moyenne des cristallites [nm] ; K, le facteur de forme sans dimension ; λ , la longueur d'onde des rayons X [nm] ; β , l'élargissement des pics à mi-hauteur maximale des pics [rad] ; et θ , l'angle de Bragg [deg]. Pour les formes cristallines inconnues, le facteur de forme est généralement présumé être de 0,9, et la λ de la DRX utilisée était de 0,15418 nm. La taille moyenne des cristallites calculée était de 9,94 nm dans le cas du TiO_2 en phase anatase à 100 % de l'OPC-A, et respectivement de 19,4 nm et 29,2 nm dans le cas du TiO_2 en phase anatase à 80,8 % et en phase rutile à 19,2 % de l'OPC-F. La taille moyenne des cristallites de l'OPC-F peut être établie à 21,3 nm, ce qui présente une bonne concordance avec la taille de particules < 25 nm obtenue par MET selon le fournisseur. Il est à noter que le TiO_2 pur a été testé par DRX pour les filtres en tissu de charbon actif, de sorte qu'il présente de nets pics aigus, alors que les résultats de la DRX pour le TiO_2 cristallin contenant des impuretés amorphes (fibres de silice) dans le cas des filtres en fibre de verre présentent de grandes bosses larges plutôt que des pics étroits de haute intensité.



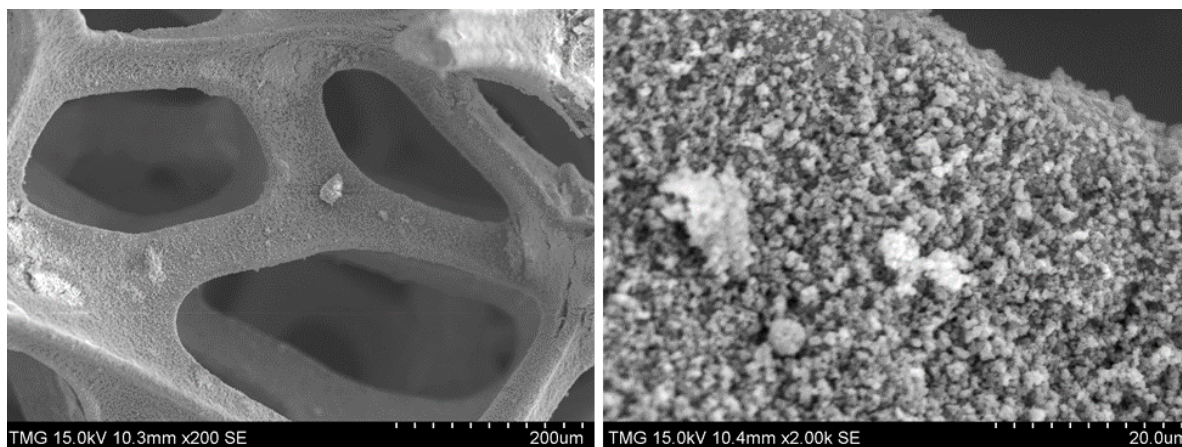
(a) OPC-A



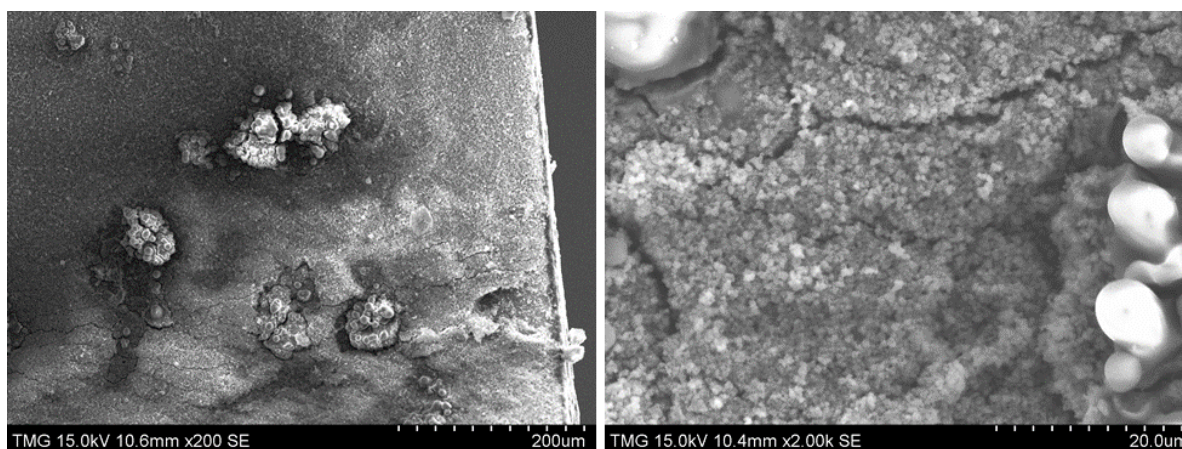
(b) OPC-B



(c) OPC-C

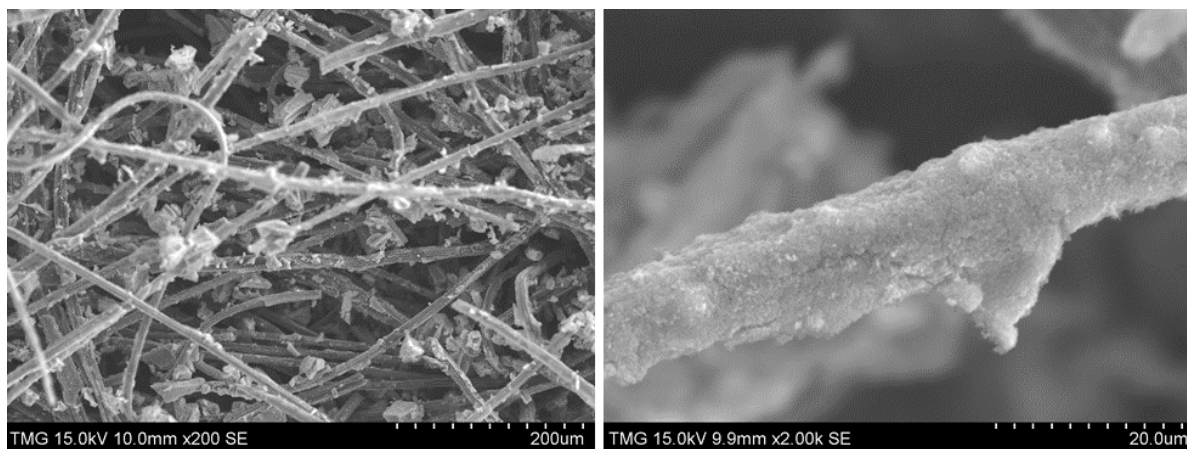


(d) OPC-D

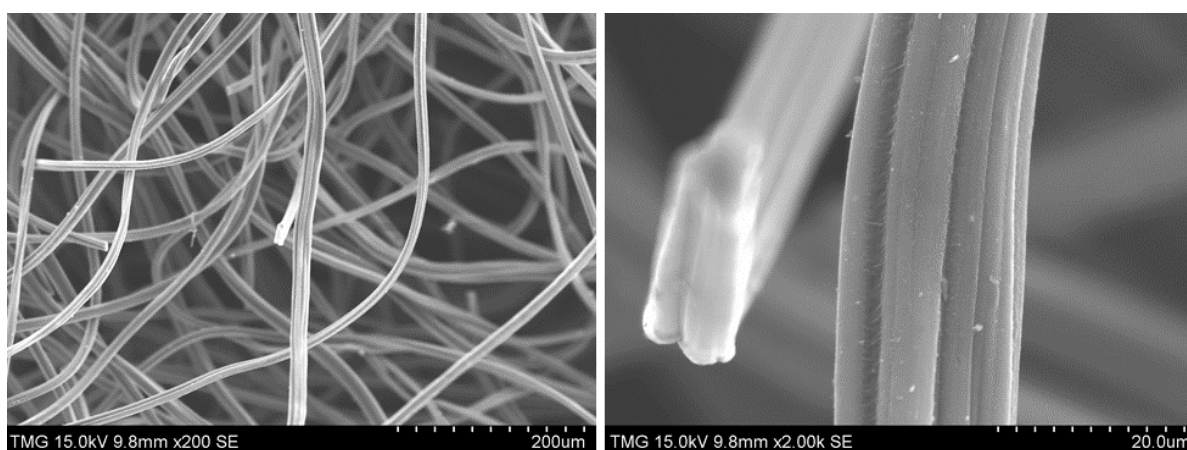


(e) OPC-E

Figure A-1. Images du MEB des photocatalyseurs commerciaux testés

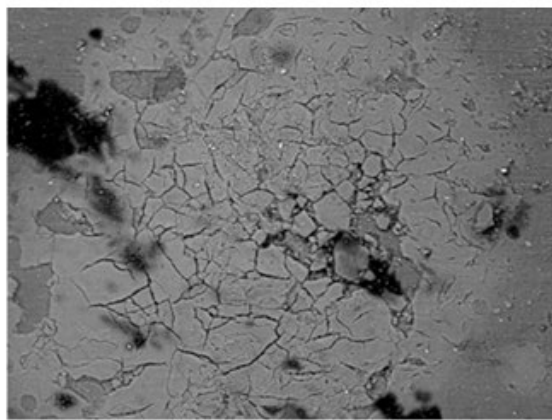


(a) OPC-F

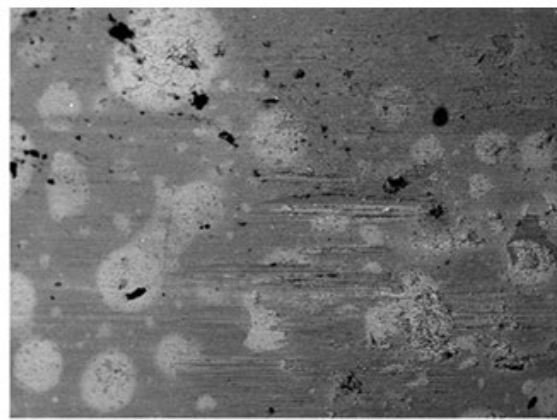


(b) Fibre de charbon actif utilisée comme substrat pour l'OPC-F : avant revêtement

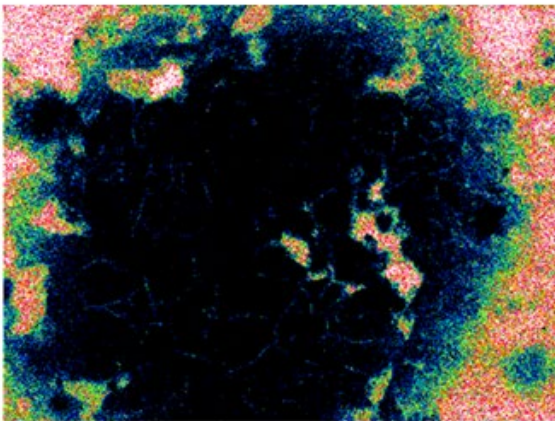
Figure A-2. Images du MEB (a) de l'OPC-F, (b) du substrat de charbon actif fibreux non enrobé



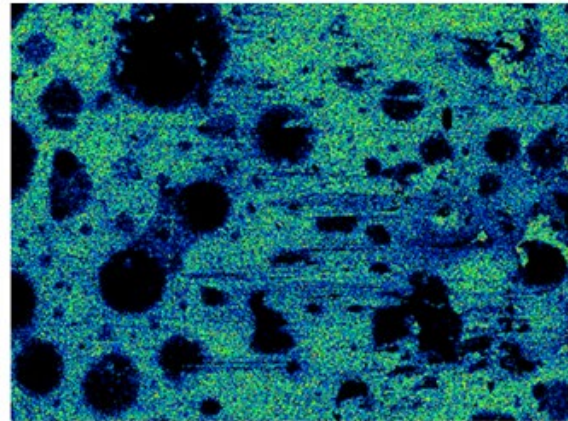
Electron Image 1



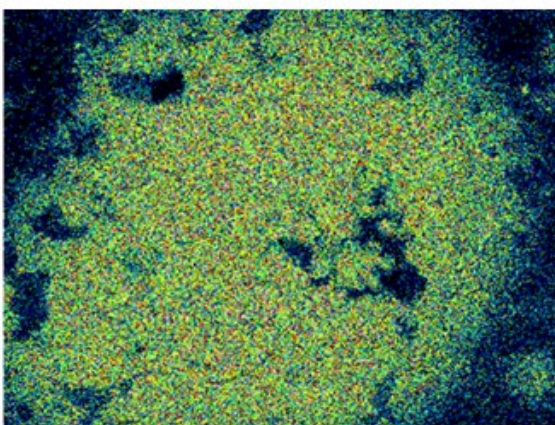
Electron Image 1



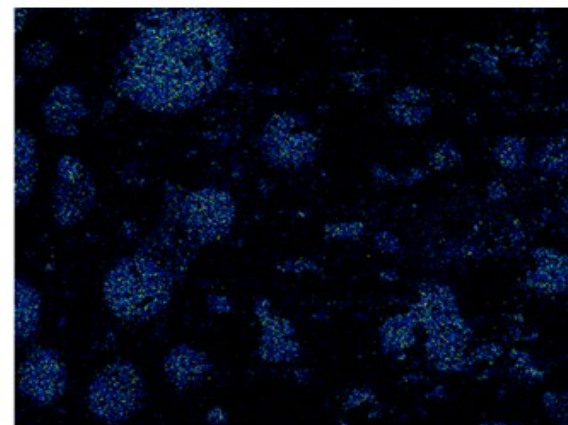
Al Ka1



Al Ka1



Ti Ka1



Ti Ka1

Figure A-3. Cartographie élémentaire de l'OPC-C

Tableau A-1. Résultats d'analyse élémentaire par SDE de certains des photocatalyseurs testés en pourcentage atomique

Élément	OPC-A		OPC-B		OPC-C		OPC-D		OPC-E		OPC-F	
	Surface enrobée	Surface exposée	Surface enrobée	Surface exposée	Surface enrobée	Surface exposée *	Surface enrobée	Surface exposée	Surface enrobée	Surface exposée	Surface enrobée	Surface exposée
C	-	1,90	21,7	10,1		s.o.	4,53	11,0	6,99	-	34,8	84,6
O	68,4	72,6	38,2	6,16	71,4	s.o.	66,0	29,1	59,2	9,38	52,2	13,9
s.o.	-	-				s.o.	5,87	3,87	0,76	-	0,29	0,26
Al	-	-	28,1	82,8	5,31	s.o.	-	-	9,50	85,6	-	-
Si	17,1	23,1	0,66	0,45	1,08	s.o.	-	-	-	-	-	-
Ca					0,42	s.o.						
P	-	-	-			s.o.	4,71	2,89	0,65	-	0,24	0,13
S	-	-	0,21			s.o.	0,95	-	-	-	-	-
Ti	14,5	2,45	10,9	0,49	21,3	s.o.	10,5	3,26	20,0	-	12,4	1,04
Fe			0,26	0,31		s.o.						
V	-	-	-			s.o.	-	-	2,87	-	-	-
Mn	-	-	0,17	0,42		s.o.	-	-	-	4,99	-	-
Ni	-	-				s.o.	7,45	49,9	-	-	-	-
Zn			0,13			s.o.						
Zr					0,51	s.o.						

* Surface exposée : surface observée comme étant non revêtue ou moins revêtue de photocatalyseur, de sorte que le substrat était plus exposé.

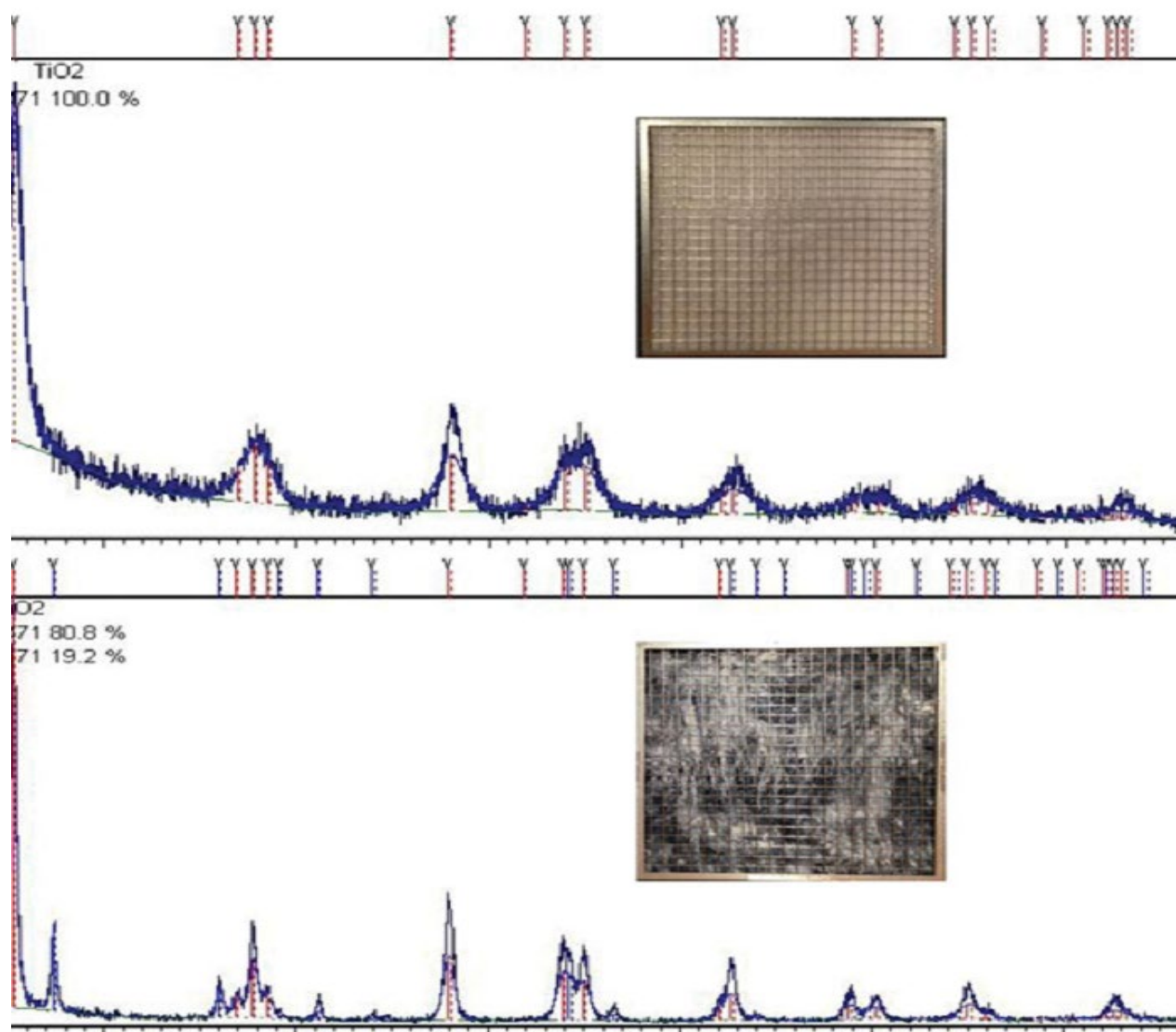


Figure A-4. Motifs de puissance du catalyseur TiO₂ de l'OPC-A (en haut) et de l'OPC-F (en bas) par DRX