

LE TRAITEMENT DE L'AIR DES TUNNELS ROUTIERS

État des connaissances sur les études et les réalisations



AVERTISSEMENT

Les documents d'information ont pour but de fournir une information sur une technique ou un problème nouveau ou insuffisamment traité par ailleurs. Le lecteur pourra y trouver des repères susceptibles de l'aider dans son activité. Le contenu et les éventuelles conclusions présentés ne doivent pas être considérés comme des recommandations du CETU. Bien que le maximum soit fait pour s'assurer de la fiabilité des sources utilisées, la responsabilité du CETU ou des auteurs du document ne saurait être engagée.

*Le traitement de l'air des
tunnels routiers
État des connaissances sur les études et les réalisations*

Document actualisé en décembre 2016

Centre d'Études des Tunnels

25, avenue François Mitterrand

69674 BRON - FRANCE

Tél. +33 (0)4 72 14 34 00

Fax. +33 (0)4 72 14 34 30

cetu@developpement-durable.gouv.fr

www.cetu.developpement-durable.gouv.fr

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	5
1 Les polluants et leur réglementation en France à l'intérieur et à l'extérieur des tunnels	6
1.1 Niveaux admissibles à l'intérieur des tunnels routiers	6
1.2 Niveaux admissibles à l'air libre	7
2 La filtration électrostatique des particules	10
2.1 Principe de la filtration électrostatique	10
2.2 Mise en œuvre selon les contraintes techniques ou les objectifs visés	11
2.3 La régénération des filtres	12
2.4 Efficacité théorique des dispositifs	13
2.5 Dimensions	14
2.6 Coût des dispositifs de filtration	15
2.7 Tour d'horizon des tunnels dotés de dispositifs de filtration électrostatique	16
2.8 Conclusions concernant les filtres électrostatiques	21
3 La dénitrification par absorption	22
3.1 Principe	22
3.2 Mise en œuvre en Espagne, en Australie et en Norvège par l'utilisation de filtres au charbon actif	22
3.3 Mise en œuvre au Japon par l'utilisation d'hydroxyde de potassium	24
3.4 Conclusion concernant le traitement des gaz	24
4 Les techniques alternatives et innovantes	25
4.1 Le traitement des particules par les dépoussiéreurs à sac	25
4.2 Le traitement des gaz	25
4.3 La biofiltration	27
4.4 Conclusion	29
Conclusion générale	30
Bibliographie	31
Annexe : recueil photographique suite à la visite de la M30 à Madrid en mai 2009	32

INTRODUCTION

Les tunnels routiers, souvent conçus pour franchir un obstacle, offrent aussi l'opportunité de protéger les zones d'habitat des nuisances dues au trafic routier ou encore d'éviter des zones naturelles sensibles. Le trafic routier ainsi canalisé reste une source de pollution atmosphérique que l'ouvrage doit intégrer dans son fonctionnement. La pollution de l'air doit être gérée à la fois à l'intérieur de l'ouvrage pour le confort et la sécurité des usagers, et à l'extérieur au niveau des points de rejet pour limiter l'impact sur l'environnement. La réglementation cadre ces deux aspects en précisant des niveaux de pollution à respecter à l'intérieur des ouvrages, niveaux distincts de ceux définis pour l'environnement extérieur.

Pour répondre à cette double problématique, il est le plus souvent fait appel aux techniques de ventilation. La ventilation est par ailleurs utilisée dans les processus de désenfumage en cas d'incendie. Il s'agit donc souvent d'optimiser un système qui en mode courant assure une ventilation dite sanitaire et, en cas d'incendie, l'évacuation des fumées.

Le rôle de la ventilation sanitaire est globalement de favoriser la dilution des polluants à l'intérieur du tunnel par apport d'air frais, ce qui a aussi pour effet de diminuer la concentration en polluants aux têtes de l'ouvrage. En complément, des systèmes mécaniques d'extraction d'air peuvent servir à évacuer l'air vicié de l'ouvrage en des points bien spécifiques, par une ou plusieurs cheminées de ventilation, afin que tous les rejets ne soient pas concentrés aux têtes. Ces différentes dispositions de ventilation permettent de respecter la réglementation relative à la qualité de l'air à l'intérieur des ouvrages. Dans l'environnement extérieur, elles permettent de réduire significativement l'impact de la pollution routière dans des zones, en milieu urbain notamment, qui peuvent être déjà affectées par différentes sources de pollution.

Les dispositifs de traitement visent pour leur part à aller au-delà du simple principe de ventilation. Ces dispositifs ont été développés au Japon dès les années 1980 et sont apparues en Norvège dans les années 90 en raison des spécificités de certains ouvrages : c'est le cas des ouvrages très longs avec une couverture importante qui rend difficile l'utilisation des techniques de ventilation conventionnelles ou encore celui de l'utilisation de pneus à clous qui augmente significativement la pollution particulaire et nuit à la visibilité dans les ouvrages.

Plus récemment, avec la montée des préoccupations environnementales, ces dispositifs ont été utilisés à d'autres fins, avant rejet à l'atmosphère, afin de limiter l'impact sur l'environnement extérieur cette fois. Il est alors possible de compléter le traitement des particules par celui des gaz. L'objectif devient de répondre à une préoccupation locale vis-à-vis de la pollution. Quelques maîtres d'ouvrage, au travers de projets d'aménagements majeurs, se sont ainsi tournés vers ces technologies avec le souci de préservation de l'air extérieur au sein d'un contexte local particulier: c'est le cas notamment de l'Espagne avec les tunnels sur la M30, périphérique madrilène. Le GEIE-TMB (Groupement Européen d'Intérêt Économique du Tunnel du Mont-Blanc) a également décidé d'installer un filtre à particules à l'extraction au-dessus de la plate-forme française du tunnel du Mont-Blanc, pour contribuer aux différentes initiatives locales visant à améliorer la qualité de l'air dans la vallée de Chamonix.

En 1999, le CETU avait publié un premier document [1] présentant les techniques de traitement de l'air alors utilisées en tunnel. Ce document s'appuyait essentiellement sur les expériences de deux pays, la Norvège et le Japon. Un document d'information plus complet a ensuite été publié en 2010 [2], afin de présenter les techniques de traitement apparues après 1999 et les nouvelles installations réalisées depuis.

Le présent document constitue une mise à jour du document de 2010, actualisé tant en ce qui concerne le développement de nouvelles techniques de traitement qu'en ce qui concerne la réalisation d'installations dans le monde. Sont visées les technologies qui permettent le traitement de l'air, qu'il s'agisse de filtrer les particules en suspension ou de traiter les gaz.

Le document s'articule autour de quatre chapitres :

- le contexte réglementaire lié à la pollution atmosphérique et aux tunnels routiers,
- la filtration électrostatique des particules dans les tunnels,
- le dénitrification des gaz dans les tunnels,
- les techniques alternatives et innovantes.

LES POLLUANTS ET LEUR RÉGLEMENTATION EN FRANCE À L'INTÉRIEUR ET À L'EXTÉRIEUR DES TUNNELS

1.1 NIVEAUX ADMISSIBLES À L'INTÉRIEUR DES TUNNELS ROUTIERS

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie [3], intégrée dans le code de l'environnement, ne contient aucune prescription concernant les niveaux de concentration admissibles en tunnel, ni même plus généralement les niveaux à respecter dans les ouvrages souterrains fermés ou semi-fermés. La principale référence pour les ouvrages souterrains est la *circulaire 99.329 du 8 juin 1999* du ministère de la Santé [4]. Celle-ci concerne deux polluants :

- le **monoxyde de carbone** (CO),
- le **dioxyde d'azote** (NO₂).

Toutefois, la surveillance de la qualité de l'air dans les tunnels repose aussi sur le suivi de la pollution particulaire, à travers la mesure de l'opacité, pour laquelle des seuils à ne pas dépasser sont recommandés par le CETU (*les dossiers pilotes du CETU, Ventilation* [5]).

Enfin, l'*instruction technique annexée à la circulaire du 25 août 2000* [6] prévoit des taux maximaux en CO et en opacité à ne pas dépasser en cas d'accident dans un tunnel.

Comme les durées d'exposition des usagers des ouvrages souterrains sont en principe relativement courtes, les limites à ne pas dépasser sont calculées sur des durées assez réduites (15 à 30 minutes au maximum), ou même tout simplement exprimées en seuil instantané à ne pas dépasser (Cf. tableau 1).

En France, les systèmes de ventilation conventionnels sont dimensionnés de façon à ce que ces seuils puissent être respectés durant la vie de l'ouvrage, sans qu'il soit nécessaire d'y adjoindre de dispositifs de traitement.

Polluant	Paramètre	Durée d'observation	Niveau réglementaire ou recommandé		Référence
Monoxyde de carbone	en situation d'accident, en tout point du tunnel	valeur instantanée	150 ppm	[171 mg/m ³]	Instruction technique du 25/08/00
	teneur moyenne sur toute la longueur de l'ouvrage	15 minutes	90 ppm	[103 mg/m ³]	Circulaire du 08/06/99
		30 minutes	50 ppm	[57 mg/m ³]	
Dioxyde d'azote	teneur moyenne sur toute la longueur de l'ouvrage	15 minutes	0,4 ppm	[752 µg/m ³]	Circulaire du 08/06/99
Particules opacité	en situation d'accident, en tout point du tunnel	valeur instantanée	9 · 10⁻³ m⁻¹	[≈ 900 µg/m ³] (PM ₁₀)	Instruction technique du 25/08/00
	en situation non-exceptionnelle, en tout point du tunnel	valeur instantanée	5 · 10⁻³ m⁻¹	[≈ 500 µg/m ³] (PM ₁₀)	Recommandation CETU

Tableau 1 : niveaux admissibles à l'intérieur des tunnels

1.2.1 Critères nationaux

Les critères nationaux de qualité de l'air résultent principalement :

- du décret, n° 2002-213, du 15 février 2002 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites [7];
- du décret, n° 2003-1085, du 12 novembre 2003 portant transposition de la directive 2002/3/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 février 2002 [8];
- du décret, n° 2007-1479, du 12 octobre 2007 relatif à la qualité de l'air et modifiant le code de l'environnement (partie réglementaire). Ce décret porte transposition partielle des directives « ozone » (2002/3/CE) et « métaux lourds/HAP » (2004/107/CE) [9];
- du décret, n° 2008-1152, du 7 novembre 2008 qui achève la transposition de la directive « métaux lourds/HAP » (2004/107/CE) [10];
- du décret, n° 2010-1250 du 21 octobre 2010 qui transpose la directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe [11];
- de la circulaire du 12 octobre 2007 relative à l'information du public sur les particules en suspension dans l'air ambiant [12].

De ces différents textes, ressort une réglementation articulée autour de cinq types de seuils qui concernent tout ou partie des sept polluants suivants :

- le **dioxyde d'azote** (NO₂),
- le **dioxyde de soufre** (SO₂),
- le **plomb**,
- les **particules de diamètre inférieur à 10 µm** (PM₁₀),
- le **monoxyde de carbone** (CO),
- le **benzène**,
- l'**ozone** (O₃).

Les cinq types de seuils se définissent comme suit :

- **Objectif de qualité** : un niveau à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.
- **Valeur cible** : un niveau à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné, et fixé afin d'éviter,

de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.

- **Valeur limite** : un niveau à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, et fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble.
- **Seuil d'information et de recommandation** : un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de groupes particulièrement sensibles au sein de la population et qui rend nécessaire l'émission d'informations immédiates et adéquates à destination de ces groupes et des recommandations pour réduire certaines émissions.
- **Seuil d'alerte** : un niveau au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement, justifiant l'intervention de mesures d'urgence.

Le tableau 2 précise les principales valeurs ainsi définies.

Par ailleurs, il existe également des seuils pour les particules fines (PM_{2,5}) :

- le décret n° 2010-1250 du 21 octobre 2010 relatif à la qualité de l'air fixe une valeur cible de 20 µg/m³ en moyenne annuelle civile;
- la loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement a retenu l'adoption d'un plan Particules et l'objectif de réduction de 30 % des particules fines dans l'air d'ici 2015.

Le plan Particules correspondant a été adopté en juillet 2010. Il indique que « bien qu'il n'y ait pas de relations linéaires entre les émissions au sol et la concentration dans l'air de particules, un objectif de réduction de 30 % des émissions de particules primaires PM_{2,5} d'ici 2015 sera recherché, soit une réduction de 100 kt (kilotonnes) de PM_{2,5} d'ici 2015 ». Ces différents éléments sont en conformité avec le deuxième Plan National Santé-Environnement 2009 - 2013 qui prévoyait la réduction de 30 % des concentrations dans l'air ambiant en particules fines d'ici 2015. Il s'agissait d'un objectif extrêmement ambitieux. En effet, les émissions de PM_{2,5} n'ont diminué que de 15 % sur la période 2010 - 2014 [voir Bilan de la qualité de l'air en France en 2014, CGDD] [13].

	Objectifs de qualité	Valeurs cibles	Valeurs limites	Seuils de recommandation et d'information et seuils d'alerte
NO₂	En moyenne annuelle : 40 µg/m ³		En moyenne annuelle : 40 µg/m ³ En moyenne horaire, à ne pas dépasser plus de 18 heures par an : 200 µg/m ³	<u>Seuil de recommandation et d'information</u> En moyenne horaire : 200 µg/m ³ <u>Seuil d'alerte</u> En moyenne horaire : • 400 µg/m ³ , dépassé pendant 3 heures consécutives • 200 µg/m ³ , si ce seuil est dépassé la veille, et risque de l'être le lendemain.
SO₂	En moyenne annuelle : 50 µg/m ³		En moyenne journalière : 125 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 3 jours par an En moyenne horaire : 350 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 24 heures par an	<u>Seuil de recommandation et d'information</u> En moyenne horaire : 300 µg/m ³ <u>Seuil d'alerte</u> En moyenne horaire sur 3 heures consécutives : 500 µg/m ³
Plomb	En moyenne annuelle : 0,25 µg/m ³		En moyenne annuelle : 0,5 µg/m ³	
PM₁₀	En moyenne annuelle : 30 µg/m ³		En moyenne annuelle : 40 µg/m ³ En moyenne journalière : 50 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 35 jours par an	<u>Seuil de recommandation et d'information</u> En moyenne sur 24 heures : 50 µg/m ³ . <u>Seuil d'alerte</u> En moyenne sur 24 heures : 80 µg/m ³
CO			En moyenne sur 8 heures : 10 000 µg/m ³	
Benzène	En moyenne annuelle : 2 µg/m ³		En moyenne annuelle : 5 µg/m ³	
O₃	Protection de la santé : 120 µg/m ³ en moyenne sur 8 heures Protection de la végétation : 6 000 µg/m ³ par heure en AOT40 de mai à juillet. <i>L'«AOT40» est égal à la somme des différences entre les concentrations horaires supérieures à 80 µg/m³ en utilisant uniquement les valeurs sur une heure mesurées quotidiennement entre 8 h et 20 h, durant une période donnée.</i>	Protection de la santé : 120 µg/m ³ pour le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures à ne pas dépasser plus de 25 jours par année civile en moyenne calculée sur 3 ans. Protection de la végétation : 18 000 µg/m ³ par heure en AOT40 de mai à juillet en moyenne calculée sur 5 ans.		<u>Seuil de recommandation et d'information</u> En moyenne horaire : 180 µg/m ³ <u>Seuil d'alerte</u> Pour une protection sanitaire pour toute la population : 240 µg/m ³ en moyenne horaire Pour la mise en œuvre progressive de mesures d'urgence : • 1 ^{er} seuil : 240 µg/m ³ , en moyenne horaire, dépassé pendant trois heures consécutives ; • 2 ^e seuil : 300 µg/m ³ , en moyenne horaire, dépassé pendant trois heures consécutives ; • 3 ^e seuil : 360 µg/m ³ , en moyenne horaire.
Arsenic		6 ng/m ³ en moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀		
Cadmium		5 ng/m ³ en moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀		
Nickel		20 ng/m ³ en moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀		
Benzo(a)pyrène		1 ng/m ³ en moyenne annuelle du contenu total de la fraction PM ₁₀		

Tableau 2 : critères nationaux de qualité de l'air (air libre)

1.2.2 Critères européens

Les critères européens relatifs à la pollution atmosphérique sont retranscrits dans le droit français. Citons toutefois la directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil, du 21 mai 2008. Cette directive introduit pour les particules de diamètre inférieur à 2,5 µm une valeur cible annuelle, moins contraignante qu'une valeur limite, de 25 µg/m³ valable dès 2010. Cette valeur est devenue une valeur limite contraignante depuis 2015. Enfin, à partir de 2020, cette valeur limite passera de 25 à 20 µg/m³.

1.2.3 Polluants à considérer dans le cadre des études d'impact

Au-delà de la réglementation en vigueur, d'autres polluants font l'objet d'un suivi notamment en raison de leur impact sanitaire. Cet impact sanitaire conduit pour certains d'entre eux à se poser à terme la question de leur réglementation, lorsqu'ils ne sont pas déjà réglementés. L'impact sanitaire est par ailleurs intégré dans les études d'impact d'infrastructures routières.

À ce titre, la *note méthodologique sur l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières* [14] précise la nature des polluants à prendre en compte dans ces études. Elle est annexée à une circulaire interministérielle en date du 25 février 2005 [15]. Cette liste de polluants à prendre en compte est fonction des enjeux du projet considéré (trafic attendu et occupation du sol). En présence d'enjeux marqués, ce sont 16 polluants qui doivent être intégrés dans les études :

- 5 composés organiques volatils (COV) : benzène, formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine et 1,3-butadiène ;
- 7 métaux : chrome, nickel, cadmium, arsenic, plomb, mercure et baryum ;
- le dioxyde d'azote ;
- le dioxyde de soufre ;
- les particules ;
- le benzo(a)pyrène.

Le choix de ces polluants résulte d'une analyse croisée entre les quantités émises par le trafic routier et les risques sanitaires associés (*Sélection des agents dangereux à prendre en compte dans l'évaluation des risques sanitaires liés aux infrastructures routières et ferroviaires* [16]).

1.2.4 En conclusion

Si la réglementation concernant l'intérieur des tunnels se limite à deux voire trois polluants, la réglementation à l'extérieur des tunnels est beaucoup plus fournie. Devant cette apparente variété des polluants, se cachent en fait quatre grandes familles auxquelles viennent s'ajouter quelques polluants spécifiques :

- la famille des Composés Organiques Volatils dont l'un des représentants le plus connu est le benzène ;

- la famille des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, dont le benzo(a)pyrène fait partie et sert de traceur ;
- la famille des métaux ;
- la famille des particules qui est étroitement liée à celles des métaux et des HAP, comme nous le verrons plus loin ;
- le dioxyde d'azote ;
- le dioxyde de soufre ;
- le monoxyde de carbone ;
- l'ozone, polluant secondaire dont la réduction des concentrations ne peut s'obtenir que par réduction des émissions de polluants primaires qui en sont à l'origine.

Certains de ces polluants, même s'ils sont encore surveillés, ne représentent plus un enjeu environnemental aussi fort. C'est par exemple le cas du dioxyde de soufre et du monoxyde de carbone dont les émissions et les concentrations dans l'air extérieur et dans les tunnels ont sensiblement diminué.

De tous ces polluants, ce sont les **particules** qui posent le plus de questions en termes de risques sanitaires et qui sont d'une manière générale les plus préoccupantes. La pollution particulaire englobe de plus la pollution liée aux métaux lourds et aux HAP dont les phases particulières sont en effet prépondérantes (par exemple, la phase vapeur du benzo(a)pyrène dépasse rarement 10 % [17]).

Dans son bilan annuel de la pollution en région parisienne, Airparif [18] indiquait qu'en 2014, 400 000 Franciliens étaient potentiellement soumis à des niveaux de particules PM₁₀ qui ne respectent pas la réglementation. Mais le nombre de Franciliens concernés par ce dépassement est en baisse depuis quelques années.

Les évolutions des concentrations en **dioxyde d'azote** ainsi que celles en **composés organiques volatils** doivent aussi faire l'objet d'une vigilance particulière, notamment en raison de leur rôle dans le processus de formation de l'ozone et dans un souci de respect des valeurs réglementaires du **benzène** et du **dioxyde d'azote**. Toujours d'après les données d'Airparif [18], en 2014, 2,3 millions de Franciliens, dont plus de 9 Parisiens sur 10, sont potentiellement exposés à des niveaux de dioxyde d'azote supérieurs à la réglementation.

L'environnement extérieur est ainsi marqué par la présence de différentes pollutions dont une pollution routière particulière en bordure des axes. Un tunnel canalise pour partie cette pollution et en modifie la répartition.

L'installation d'un dispositif de traitement de l'air peut avoir pour objectif d'éliminer pour partie cette pollution canalisée et ainsi répondre localement à un problème spécifique de pollution, moyennant toutefois des contraintes de coût et de consommation d'énergie. À ce titre, le traitement vise les polluants problématiques évoqués précédemment :

- la pollution particulaire ;
- les effluents gazeux avec comme polluants particulièrement ciblés le NO₂ et les Composés Organiques Volatils (COV).

LA FILTRATION ÉLECTROSTATIQUE DES PARTICULES

Les tunnels dotés d'un dispositif de traitement de l'air sont très rares à travers le monde. Il y en a tout au plus une soixantaine dont les trois quarts au Japon et huit en Norvège. La technique de filtration électrostatique des particules représente la quasi-totalité de ces dispositifs. Ce sont les Japonais qui ont été les premiers à mettre en œuvre ces dispositifs, avec une première installation dès 1979.

La filtration des particules constitue un dispositif de traitement en soi mais aussi un dispositif de prétraitement si une action complémentaire sur les effluents gazeux est envisagée. Toutefois, dans près de 95 % des cas, les dispositifs de filtration

des particules sont utilisés seuls sans être associés à un traitement des effluents gazeux. Ce chiffre s'explique par le fait que la filtration des particules est souvent utilisée en Norvège ou au Japon afin d'améliorer la visibilité dans les tunnels, visibilité contrariée par la pollution particulaire, ou pour réduire les besoins en renouvellement d'air dans des tunnels très longs. Les dispositifs sont plus rarement utilisés à des seules fins environnementales. Toutefois, la montée des préoccupations environnementales et sanitaires tend à augmenter l'intérêt porté à de tels dispositifs comme le prouvent des exemples de projets récents en Europe.

2.1 PRINCIPE DE LA FILTRATION ÉLECTROSTATIQUE

Tous les dispositifs de filtration des particules en tunnel reposent sur le principe de la «précipitation électrostatique». Les particules en suspension dans le flux d'air à traiter sont d'abord ionisées donc chargées électriquement. Il est techniquement possible de les charger au choix, négativement ou positivement. Les particules ainsi chargées sont ensuite collectées à l'aide d'électrodes portant une charge électrique opposée à celle des particules ionisées.

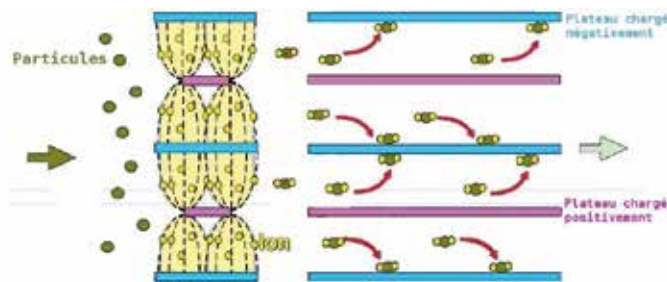


Illustration 1 : schéma de principe de la filtration électrostatique – source : «Managing air outside of tunnels» [19]

Dans le schéma de principe de l'illustration 1, les particules représentées en vert sont ionisées par des ions représentés en jaune. Les particules ainsi chargées, positivement dans l'exemple, sont récoltées dans un second temps en circulant au travers de plateaux chargés pour certains négativement (plateaux bleus) et pour d'autres positivement (plateaux violets). Les plateaux violets repoussent les particules tandis que les plateaux bleus les attirent et les collectent.

Dans l'idéal, l'objectif est d'avoir des filtres de petite taille afin de limiter les emprises des dispositifs de filtration et donc les coûts. Une telle approche conduit à augmenter la vitesse du courant d'air à l'intérieur des filtres. Selon la société Kawasaki Heavy Industries [19], augmenter la vitesse du courant d'air de 9 m/s à 13 m/s dans les précipitateurs permet de gagner 30 % de volume au niveau des précipitateurs et donc de gagner de l'espace. Toutefois, une vitesse de courant d'air trop élevée peut conduire à une remise en suspension des particules collectées et donc affecter l'efficacité du dispositif.

Par ailleurs, l'efficacité du dispositif est également affectée par l'encrassement des filtres.

Enfin, la phase d'ionisation préalable à la filtration des poussières produit du dioxyde d'azote (NO_2). Plus précisément, l'ionisation produit de l'ozone qui réagit avec le monoxyde d'azote (NO) pour former du NO_2 .

Les différents constructeurs qui ont équipé à ce jour des tunnels s'appuient tous sur le principe de base présenté précédemment en l'adaptant pour en augmenter l'efficacité, en limiter l'encombrement et en faciliter l'entretien.

La mise en œuvre des dispositifs de filtration des particules peut se faire selon deux principes, en fonction de l'objectif prioritairement visé :

- installation en dérivation dans un objectif essentiellement d'amélioration de la visibilité à l'intérieur du tunnel ;
- installation à l'extraction dans un objectif essentiellement de diminution de l'impact des rejets sur l'environnement.

2.2.1 Installation en dérivation

Les installations en dérivation sont en particulier employées pour permettre une ventilation longitudinale dans des tunnels de grande longueur.

L'air est extrait, puis filtré et réinjecté dans le tunnel. Dans un même tunnel, plusieurs dérivation successives peuvent être installées. L'exemple typique est le tunnel de Kan'etsu au Japon, en service depuis 1985 et long de 11 km, qui dispose de cinq dérivation latérales.

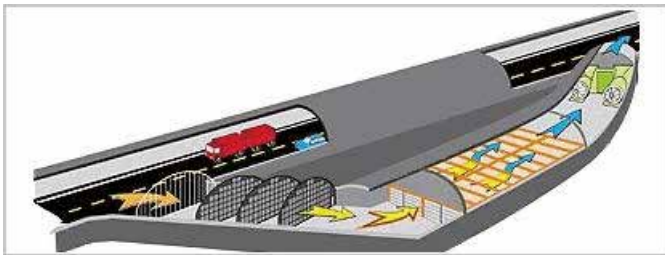


Illustration 2 : schéma de principe d'une installation en dérivation latérale – source : <http://www.cta.no/bypass.html>

Les dimensions des dérivation latérales varient selon les débits traités mais sont de l'ordre de 150 m de longueur et 50 m² de section transversale pour un débit d'air traité de 200 à 250 m³/s.

Une trentaine de tunnels japonais sont équipés avec des filtres à particules placés dans des dérivation ainsi que cinq tunnels en Corée et un au Vietnam (Cf. chapitre 2.7). Ce type d'installation se trouve également en Norvège dans six tunnels.

Les dérivation peuvent être latérales ou en plafond pour s'adapter à des contraintes de génie civil. Les installations en plafond restent toutefois très limitées en nombre par rapport à celles en dérivation latérales. Elles se rencontrent en Norvège dans les tunnels du Hell, du Nygards et du Stromsas ainsi qu'au Japon dans le tunnel de la baie de Tokyo, Aqua Line. En Norvège, les installations ne sont toutefois plus utilisées (Cf. chapitre 2.7).

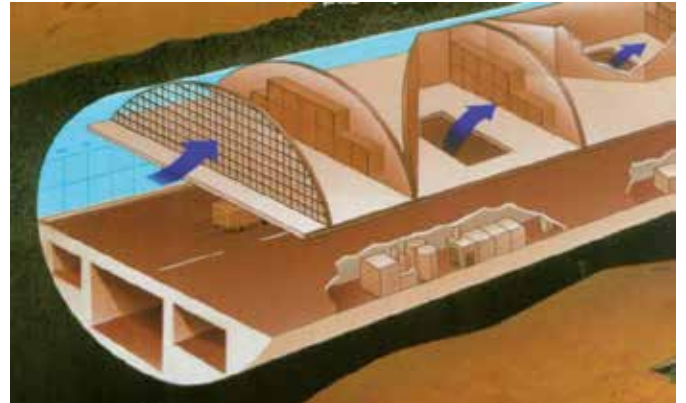


Illustration 3 : schéma de principe d'une installation en plafond – source : «Managing air outside of tunnels» [19]

2.2.2 Installation avant rejet

En cas de contraintes environnementales fortes aux abords des têtes, les précipitateurs électrostatiques peuvent être installés au niveau du ou des rejets d'air vicié.

Ce type d'installation est plus rare que les installations en dérivation, mais la plupart des installations récentes sont de ce type. Il se rencontre dans une dizaine de tunnels japonais, dans les tunnels de Festing et Bragermes en Norvège, ainsi que dans des ouvrages récents en Europe : sur la M30 à Madrid et dans le tunnel de Césène en Italie (Cf. chapitre 2.7).

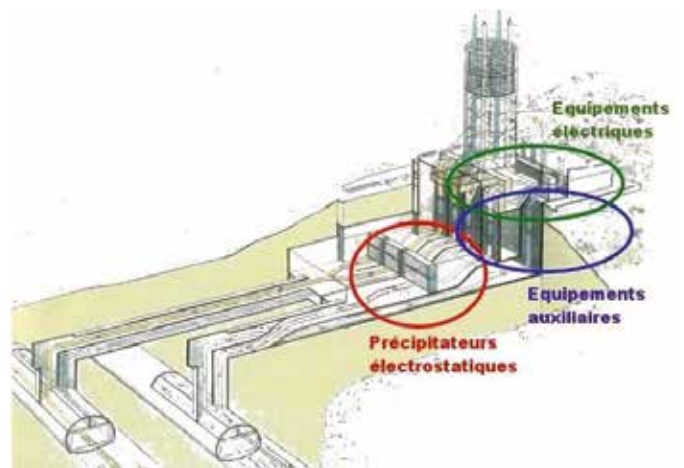


Illustration 4 : schéma de principe d'une installation à l'extraction au tunnel d'Hasumiya – source : «Managing air outside of tunnels» [20]

2.2.3 Performances et exploitation

Quel que soit le principe de mise en œuvre retenu, un seul et même dispositif ne pourra pas avoir simultanément des performances aussi significatives sur le plan de l'amélioration de la qualité de l'air à l'intérieur du tunnel que sur le plan de la diminution de l'impact sur l'environnement extérieur. Par exemple, l'installation d'un traitement à l'extraction à proximité d'une tête de tunnel permet de limiter l'impact des rejets sur l'environnement extérieur mais ne présente pas d'intérêt vis-à-vis de la qualité de l'air intérieur du tunnel. À l'inverse, si une

installation en dérivation au milieu d'un tunnel apporte un gain sur l'air intérieur, elle reste moins efficace pour les aspects d'environnement extérieur qu'une installation à l'extraction.

Au-delà des deux principes de mise en œuvre présentés précédemment, les modes d'exploitation des technologies de filtration peuvent eux aussi être variés. Le plus souvent, les systèmes sont mis en fonctionnement selon les besoins. Ces besoins peuvent être déterminés à partir des niveaux de pollution mesurés ou en fonction des heures de la journée, en liaison avec les pointes de trafic.

2.3 LA RÉGÉNÉRATION DES FILTRES

L'entretien et donc la régénération des filtres sont déterminants puisqu'ils permettent de pérenniser l'efficacité du dispositif. Pour ce faire, des équipements auxiliaires sont nécessaires. Ces équipements diffèrent selon que la régénération des filtres se fait par voie sèche ou par voie humide.

La figure qui suit illustre le principe de régénération par voie humide tel qu'il est proposé par Mitsubishi. Les filtres sont nettoyés à l'eau, eau de traitement qui est ensuite collectée et filtrée pour en extraire les particules.

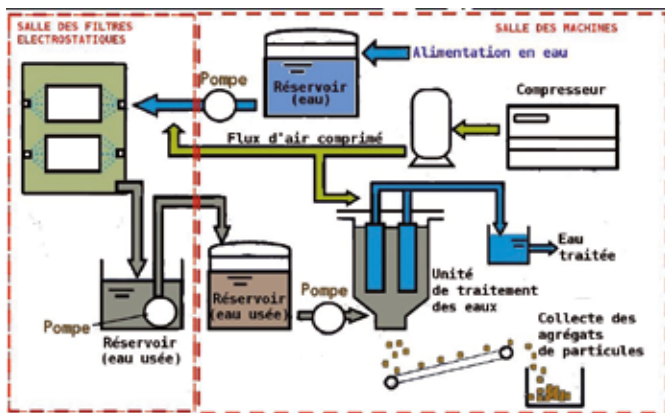


Illustration 5 : schéma de principe de la régénération des filtres par nettoyage à l'eau, Mitsubishi – source : «Managing air outside of tunnels» [19]

Pour la régénération des filtres par un nettoyage à sec, ce sont des jets d'air à haute pression qui sont utilisés. La figure qui suit illustre le principe proposé par la société Aigner selon une vue en coupe et une vue en perspective. La base du filtre est nettoyée par un jet haute-pression. Lors des cycles de nettoyage, le filtre est mis en mouvement permettant ainsi d'assurer un nettoyage complet du filtre.

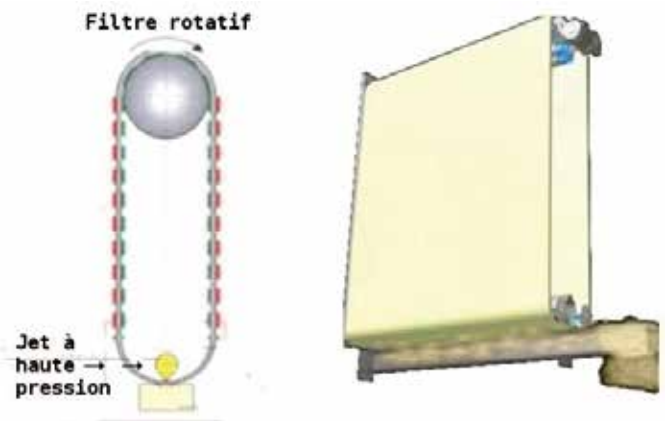


Illustration 6 : schéma de principe d'une régénération de filtre par nettoyage à sec – source : <http://www.aigner.at>

Les évolutions technologiques ont permis d'optimiser l'entretien des filtres. Ces opérations, qui relevaient auparavant d'opérations de maintenance manuelles, sont maintenant automatisées et programmées en fonction de critères adaptés (durée entre deux cycles de nettoyage des filtres, perte de pression dans le dispositif...).

Mitsubishi Heavy Industries annonce un temps de lavage d'une heure pour les filtres électrostatiques suivi d'un temps de séchage d'une demi-heure. La fréquence du lavage varie en fonction de nombreux paramètres (débit d'air, concentration en particules...) mais se situe normalement aux environs d'un lavage tous les 1 à 5 jours.

Enfin, l'entretien des dispositifs nécessite également un nettoyage des équipements permettant l'ionisation. Cet entretien peut dans certains cas être automatisé.

Globalement, le nettoyage des dispositifs, même s'il est devenu en grande partie automatique, est une contrainte d'exploitation. Ce nettoyage est indispensable pour garantir l'efficacité des dispositifs.

2.4 EFFICACITÉ THÉORIQUE DES DISPOSITIFS

Les filtres électrostatiques n'arrêtent pas toutes les particules. Leur efficacité varie en fonction de paramètres tels que la vitesse du courant d'air, la composition, la taille et la concentration des particules.

L'efficacité des dispositifs est souvent de l'ordre de 80 à 90 % ce qui est peu en proportion de l'efficacité atteinte dans le cadre d'installations industrielles où l'on peut aller jusqu'à 99,9 %. Une efficacité de 99,9 % signifie que seulement 0,1 % de la masse totale des particules n'est pas traitée contre 10 % pour une efficacité de 90 % soit un facteur 100 entre les deux cas.

Les dispositifs de traitement sont en fait d'autant plus efficaces que les concentrations sont élevées. Dans les tunnels, les concentrations sont très basses en comparaison de rejets industriels, grâce à l'apport d'air frais venant de l'extérieur. Les dispositifs de traitement perdent aussi en efficacité lorsque la taille des particules diminue. En termes de risques sanitaires, ce sont pourtant les particules de petite taille, présentes dans les gaz d'échappement, qu'il faudrait pouvoir traiter de préférence. Pour un moteur Diesel de type injection directe première génération, on constate que la répartition en nombre des particules suit une loi log-normale typique centrée à 100 nm (0,1 µm) [20].

D'une manière générale, les chiffres annoncés en termes d'efficacité sont à prendre avec vigilance car ils désignent le plus souvent le pourcentage en masse de particules traitées pour l'ensemble des particules, toutes tailles confondues.

La société Aigner propose toutefois une analyse de l'efficacité de ces dispositifs au regard de la taille des particules au travers de mesures réalisées *in situ* au tunnel de Plabutsch en Autriche. Les résultats sont présentés dans le tableau qui suit. La deuxième colonne précise le pourcentage de particules, en masse, se situant dans la tranche de taille considérée et la troisième colonne l'efficacité par rapport à la masse des particules de chaque tranche.

Taille	Contenu (en masse)	Efficacité ECCO®
< 2,5 µm	30 %	54 - 91 %
2,5 - 10 µm	60 %	94 - 99 %
> 10 µm	10 %	> 99 %

Tableau 3 : efficacité d'un filtre électrostatique en fonction de la taille des particules – source : <http://www.aigner.at>

Cette même société précise aussi l'efficacité de son dispositif pour des particules très fines, de diamètre inférieur à 0,5 µm (500 nm), au regard cette fois du nombre de particules et non plus de leur masse. L'efficacité ne dépasse pas 60 % (Cf. illustration 7).

En comparaison, dans le cadre d'un travail sur le bilan des émissions de polluants sur des voitures équipés de filtre à particules (FAP) en condition d'utilisation taxi pendant 120 000 km, l'Ademe a constaté que « le FAP diminue de près de 95 % le nombre de particules émises à l'échappement quelle que soit leur taille » [21].

Enfin, en comparaison de l'efficacité théorique annoncée par les fabricants des précipitateurs électrostatiques, l'efficacité réelle et globale *in situ* peut être beaucoup plus faible en raison de la limitation pratique du traitement à une proportion du volume d'air qui transite dans un ouvrage et de la localisation des installations de filtration. En pratique, lorsque les dispositifs sont utilisés pour améliorer la visibilité dans les ouvrages, il est avéré que le résultat est atteint. Dans le cadre d'une utilisation pour limiter l'impact des rejets sur l'environnement, en dépit d'applications récentes en tunnel, il n'existe à notre connaissance qu'une seule étude complète et indépendante d'évaluation de l'efficacité de la filtration électrostatique, celle du tunnel de la M5 East en Australie (Cf. chapitre 2.7.5).

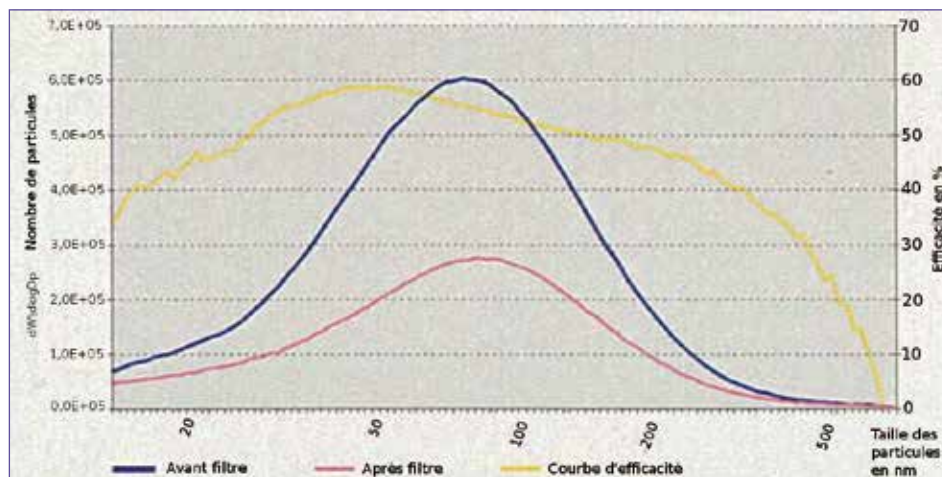


Illustration 7 : efficacité d'un filtre à particules sur les particules de petites tailles – source : brochure d'information de la société Aigner, <http://www.aigner.at>

2.5 DIMENSIONS

Les précipitateurs électrostatiques sont généralement de petits modules qui, associés les uns aux autres, permettent de couvrir une section complète d'écoulement d'air.



Illustration 8 : exemple de modules élémentaires de filtration seul (à gauche) et en batterie (à droite) – source : www.aignertunnel.com

Pour traiter un débit donné d'air, il faut donc associer des éléments en nombre suffisant, en fonction de la capacité de traitement de chaque dispositif élémentaire. Les illustrations 8 et 9 présentent d'une part un module élémentaire (à gauche de chacune des illustrations) et d'autre part un exemple de traitement d'une section d'écoulement d'air à partir de plusieurs de ces modules (à droite de chacune des illustrations).

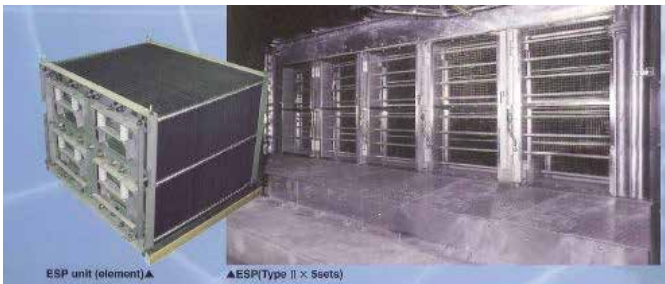


Illustration 9 : modules élémentaires de filtration seul (à gauche) et en batterie (à droite) – source : «Managing air outside of tunnels» [19]

La dimension des éléments est variable. En voici quelques ordres de grandeur :

- Kawasaki propose des unités élémentaires traitant un débit de 7,2 m³/s avec un courant d'air associé de 13 m/s pour les dimensions suivantes : 1,04 m x 0,94 m x 1,7 m avec une perte de charge de 250 Pa;
- CTA propose des unités traitant un volume de 3,7 à 6,25 m³/s avec un courant d'air associé de 7 à 12 m/s pour les dimensions suivantes : 0,854 m x 0,58 m x 0,610 m ; la perte de charge associée n'est pas précisée.

Pour être plus concret, l'illustration 10 représente l'espace pris par les filtres électrostatiques lorsque l'on souhaite traiter un débit d'air de 750 m³/s à l'aide d'éléments unitaires proposés par Mitsubishi qui ont pour dimensions respectives 2,16 m x 1,7 m x 2,46 m (débit traité de 36,6 m³/s) et 2,16 m x 1,7 m x 3,23 m (débit traité de 48,8 m³/s).

N°	Débit traité	Dimensions (L x l x h) en m
1	48,8 m ³ /s	2,16 x 1,7 x 3,23
2	36,6 m ³ /s	2,16 x 1,7 x 2,46

Tableau 4 : dimensions de filtres électrostatiques élémentaires proposés par Mitsubishi – source : «Managing air outside of tunnels» [19]

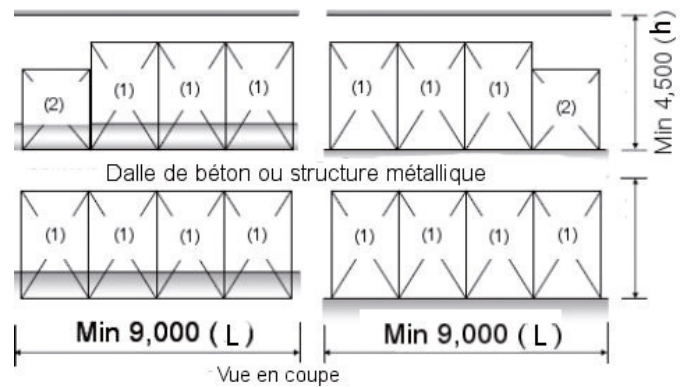


Illustration 10 : encombrement des filtres électrostatiques pour traiter un débit de 750 m³/s – source : «Managing air outside of tunnels» [19]

Enfin, pour être plus complet sur cette question des dimensions, il faut noter qu'un dispositif ne se limite pas aux seuls filtres. En effet, il faut ajouter aux installations les dispositifs d'entretien (Cf. chapitre 2.3) ainsi que du matériel électrique adapté. Toujours en nous appuyant sur le cas concret précédent, Mitsubishi Heavy Industries indique qu'il faut prévoir, en complément aux filtres électrostatiques, deux locaux de surfaces au sol respectives de 20 m x 11 m et 10 m x 11 m.

Dans les études entreprises en France pour envisager des systèmes de traitement, l'objectif est toujours la limitation de l'impact des rejets avec un débit traité qui varie de 200 à 500 m³/s.

2.6 COÛT DES DISPOSITIFS DE FILTRATION

Il existe assez peu d'informations sur le coût d'investissement des dispositifs de filtration et encore moins sur leur coût d'utilisation. Les quelques données indiquées ci-après sont donc à prendre avec précaution. Notons par ailleurs que les particules collectées par les dispositifs de filtration constituent un déchet qui doit être traité de façon appropriée, générant par là même un coût.

Dans son rapport : «*Managing air outside of tunnels*» [19], Arnold Dix donne des informations sur les coûts d'installation dans le tunnel de Cesène en Italie. Dans ce tunnel, mis en service en 2008, deux dispositifs de filtration ont été mis en place, chacun pour traiter un débit de 200 m³/s. Le coût est de l'ordre de 2,5 millions d'euros par installation. Ce coût inclut les équipements auxiliaires tels que ceux relatifs à l'entretien du dispositif (nettoyage notamment) ou à son alimentation électrique mais exclut le génie civil et les besoins supplémentaires en ventilation qu'occasionne l'installation.

Par ailleurs, dans le document «*Approval Application of Eastlink, Tunnel Ventilation System Works*» [22], qui correspond à une étude d'impact en vue de la réalisation d'un tunnel en Australie sur la Eastlink, des estimations du coût en termes de consommation électrique des dispositifs de filtration ont été réalisées. Le tunnel en question est un tunnel bitube long de 1,6 km avec 3 voies de circulation par sens. Il a une section de 100 m² et le débit à traiter est de 450 m³/s. D'après l'étude en question, la mise en place d'un dispositif de filtration demanderait d'augmenter le besoin en puissance électrique maximale dans le tunnel de 30 % pour atteindre 1680 kW dont près de la moitié pour les besoins supplémentaires en ventilation. La consommation électrique annuelle augmenterait de 33 %. Cette comparaison porte sur l'intégration ou non d'un précipitateur au niveau d'une cheminée. Les résultats auraient pu être différents en comparant un scénario avec cheminée sans filtre et un scénario avec filtre dans une dérivation (et donc sans cheminée). À ce titre, les constructeurs des dispositifs avancent pour leur part que l'utilisation de précipitateurs permet de diminuer les coûts. Ils intègrent dans leurs arguments le moindre encrassement du tunnel du fait des dispositifs de filtration et, de ce fait, des besoins moindres en nettoyage.

Toujours en Australie, le coût annuel pour le fonctionnement du dispositif de traitement de l'air du tunnel de la M5 East est estimé à 835 000 dollars australiens (*M5 East Tunnel Filtration Trial Evaluation Program - Review of Operational Performance, Independent Review Role M5 East Air Filtration Project, Roads and Maritime Services NSW*, février 2012 [23]), soit environ 525 k€ (1 euro = 1,59 \$AUS en 2015), pour un débit à traiter de 200 m³/s. Ce coût inclut les besoins en eau et en énergie.

De contacts pris avec des interlocuteurs japonais, les coûts suivants ont pu être identifiés pour la filtration d'un flux de 700 m³/s pendant près de 24 heures par jour dans un tunnel japonais : l'installation a coûté 500 millions de yens (environ 3,85 millions d'euros au taux de change 2009) et les coûts de maintenance s'élèvent à 6 millions de yens par an, 46 000 euros environ, hors facture d'eau et d'électricité (source : suite à contact avec Hideto MASHIMO de l'Institut de recherche sur les travaux publics, Agence administrative intégrée, Japon).

Il est difficile de tirer des enseignements précis des différents chiffres énoncés précédemment, les coûts étant très variables d'une installation à une autre selon les conditions d'exploitation, les volumes traités, la configuration du tunnel, etc.

Il n'en demeure pas moins qu'une partie importante des coûts associés à ces dispositifs est liée à la consommation d'énergie qu'ils impliquent de par les besoins supplémentaires nécessaires en ventilation.

Une analyse cohérente et complète de cette consommation mériterait de reposer sur une approche multicritère mettant en balance ce surcoût énergétique avec le gain que l'on peut attendre par ailleurs en matière de pollution atmosphérique. Une telle analyse pourrait être couplée à une démarche d'Analyse de Cycle de Vie, permettant ainsi de considérer l'ensemble des composantes de l'environnement. À notre connaissance, il n'existe pas d'étude de ce type.

2.7 TOUR D'HORIZON DES TUNNELS DOTÉS DE DISPOSITIFS DE FILTRATION ÉLECTROSTATIQUE

2.7.1 Cas de la Norvège

La Norvège compte entre 900 et 1000 tunnels routiers dont environ 115 ont une longueur supérieure à 2000 mètres ([24]). Ce pays présente une véritable spécificité en termes de visibilité dans les tunnels du fait de l'utilisation généralisée de pneus à clous. Cette utilisation augmente l'abrasion de la chaussée, ce qui provoque de fortes mises en suspension de particules et une dégradation de la visibilité en tunnel. Cette particularité a fait de la Norvège un pays précurseur dans le domaine de la filtration des particules.

Huit tunnels norvégiens ont ainsi été équipés de dispositifs de filtration dont deux, le Festning et le Bragernes, avec pour principal motif la limitation de l'impact des rejets sur l'environnement.

Parmi ces huit tunnels, le Laerdal est celui qui présente le plus de particularités (Cf. chapitre 3.2). Se pose dans ce tunnel un problème de qualité de l'air intérieur, du fait de sa longueur (plus de 20 km) et de sa hauteur de couverture qui imposent des contraintes importantes en termes de ventilation et d'accès

à de l'air frais. Ce tunnel a ainsi été doté d'un dispositif de traitement des gaz en complément de la filtration des particules.

Le retour d'expérience que l'on peut tirer des installations réalisées dans les huit tunnels est décevant. En 2008, les seuls dispositifs encore opérationnels étaient les précipitateurs situés avant extraction dans les tunnels de Festning et Bragernes. Concernant les précipitateurs en dérivation, la question de leur maintien en fonctionnement s'est progressivement posée compte tenu de performances atteintes moins élevées que prévu (*Tunnels routiers : guide pour l'optimisation de l'impact sur la qualité de l'air dans l'environnement*, AIPCR [25]). Ils ne sont maintenant plus utilisés pour différentes raisons, notamment à cause de câbles électriques à remplacer.

Aujourd'hui, tous les dispositifs de filtration des particules – situés avant extraction ou en dérivation – de l'ensemble des huit tunnels norvégiens ont été mis à l'arrêt, car leur efficacité était discutable et leur coût d'exploitation élevé, en raison de leur consommation énergétique.

Tunnel	Région	L en km	Année	TMJA	Type d'installation et constructeur
Festning	Oslo	1,8	1990	60 000	à l'extraction (CTA)
Granfoss	Oslo	1	1992	15 000	dérivation latérale (CTA)
Ekeberg	Oslo	1,5	1994	45 000	dérivation latérale (CTA)
Hell	Trondheim	4	1995	10 000	dérivation en plafond (CTA)
Nygaard	Bergen	0,95	1999	28 000	dérivation en plafond (CTA)
Laerdal	Laerdal	24,5	2000	1000	dérivation latérale (CTA)
Stromsas	Drammen	3,5	2001	12 500	dérivation en plafond (CTA)
Bragernes	Drammen	3,2	2002	20 000	à l'extraction (Xtor)

Tableau 5 : tunnels norvégiens équipés d'un dispositif de filtration des particules – source : Approval Application of Eastlink, Tunnel Ventilation System Works, annexe 8, Tunnel ventilation system technology review and best practice [22]

2.7.2 Au-delà du cas particulier de la Norvège, le reste de l'Europe

En Allemagne, un site pilote a été installé dans le tunnel sous l'Elbe à Hambourg en 1994. Ce tunnel est long de 3900 mètres. Le site pilote installé par la société Filtrontec permet à cette dernière de tester à petite échelle ses dispositifs.

En Autriche, la société Aigner s'appuie sur les tunnels du Plabutsch à Gratz (9755 mètres) et du Katschberg (5439 mètres) pour tester et développer ses dispositifs, mais il ne s'agit que d'installations à petite échelle.

En Italie, une installation de filtration électrostatique a été mise en place dans le tunnel «Le Vigne», aussi dénommé Ecotunnel, situé sur la «Sécante de Cesena» à Césène, en Émilie Romagne. Ce tunnel se trouve dans une zone densément peuplée avec une sensibilité particulière vis-à-vis du rejet d'air en provenance des têtes de tunnel. Le problème a été traité par la mise en place d'un système de filtration électrostatique. La société Aigner a été retenue pour équiper ce tunnel mis en service en 2008. Chaque tube a une longueur de 1580 mètres. Le débit d'air frais pour chaque tube est de l'ordre de 200 m³/s. L'installation repose sur une filtration des particules avant rejet, au niveau de chacune des deux têtes (Source : *Ventilia*, n° 61, novembre 2006 [26]).

En Espagne, la M30 à Madrid a fait l'objet d'installations de filtration. Ce projet de la M30 est un réaménagement complet du périphérique de Madrid et se décomposait en quatre grands chantiers : M30 Est, M30 Sud, M30 Ouest et M30 Nord.

L'un des plus gros chantiers a été celui de la M30 sud. Ce dernier comprend notamment :

- à l'ouest, une tranchée couverte d'une longueur d'environ 1600 mètres ;
- deux tranchées couvertes bien distinctes (une par sens de circulation) de part et d'autre du fleuve Manzanares : longue chacune de près de 4500 mètres, l'une d'entre elles comprend toutefois 600 mètres de tracé à l'air libre ;
- une section appelée le By-Pass Sur : elle correspond à deux tubes nord et sud de 4200 mètres chacun dont l'essentiel a été creusé au tunnelier (sur environ 3600 mètres) ;
- à l'est, des connexions en tranchée couverte d'une longueur d'environ 1200 mètres entre le tube nord du By-Pass Sur et l'autoroute A3, qui assure la liaison avec Valence.

À cet enchaînement souterrain s'ajoutent de nombreuses bretelles couvertes (une quarantaine) qui représentent une dizaine de kilomètres cumulés.

Vingt-deux installations de filtration des particules ont été mises en place dans ce vaste réseau souterrain, dont quatre sont équipées d'un dispositif de traitement des gaz (Cf. chapitre 3.2). Le maître d'ouvrage a fait appel aux principaux fabricants de dispositifs de filtration :

- la société autrichienne Aigner : 9 installations ;
- la société norvégienne CTA : 2 installations ;
- la société allemande Filtrontec : 3 installations ;
- la société japonaise Panasonic : 8 installations.

Ces installations ont été visitées par le CETU en mai 2009 en présence des constructeurs. Il apparaît que les installations ont d'abord fonctionné vingt heures sur vingt-quatre à plein régime. Aujourd'hui, en pratique, elles ne fonctionnent plus que quelques heures par semaine. Des photographies des dispositifs prises lors de cette visite sont disponibles en annexe.

En France, le GEIE-TMB (Groupement Européen d'Intérêt Économique du Tunnel du Mont-Blanc) a installé en 2010 un filtre à particules à la tête française du tunnel du Mont-Blanc, pour contribuer aux différentes initiatives locales visant à améliorer la qualité de l'air dans la vallée de Chamonix. Ce filtre, dont l'installation a été réalisée par la société Aigner, est une première en France. Il est situé légèrement en amont du rejet à la tête française, dans une galerie d'extraction déjà existante dont la capacité est de 450 m³/s. La configuration du système de ventilation a permis cette installation sans qu'aucune reprise lourde de génie civil n'ait été nécessaire.

2.7.3 Cas du Japon

À titre d'éléments de contexte, il faut noter que le Japon est un pays densément peuplé, où la pollution atteint des niveaux alarmants qui ont conduit les autorités à accélérer l'équipement des véhicules d'un filtre à particules.

Sont présents dans le pays 9000 tunnels routiers représentant un linéaire de 3000 km dont une quarantaine sont équipés de dispositifs de filtration des particules. Ce chiffre varie légèrement selon les sources (47 selon «*Approval Application of Eastlink, Tunnel Ventilation System Works*» [22]).

Les dispositifs sont généralement installés à des fins d'amélioration de la visibilité ou du moins en raison de contraintes fortes de ventilation. Ils sont alors placés dans des dérives à l'intérieur des tunnels. Le tableau qui suit indique les principaux tunnels japonais dotés d'un dispositif de filtration électrostatique.

Nom	Longueur de l'ouvrage en km	Objectif	Débit maximal par station (en m ³ /s)	Architecture
Aioi-cho		impact du rejet	80	avant rejet
Asukayama	0,6	impact du rejet	375/360	avant rejet
Enasan	8,5	visibilité	300/240/255/200	dérivation
Fukuchiyama	3,6	visibilité	285/270/285	dérivation
Gorigamine	4,45	visibilité	105/105/195	dérivation
Hakamagashi	5,95	visibilité	190	dérivation
Han-Na	5,6	visibilité	270/285	dérivation
Hanazonobashi	2,6	impact du rejet		avant rejet
Happusan	4	visibilité	225/210/170/190	dérivation
Hasumiya		impact du rejet		avant rejet
Higashiyama	2,6	impact du rejet		
Higo	6,3	visibilité	113/90/135/260	dérivation
Hihonzaka	2,05	impact du rejet		
Hiroshimaseifu	1,25		85	dérivation
Ichifuri	3,35	visibilité	180/165	dérivation
Kakuto	6,25	visibilité	170	dérivation
Kann-etsu	11,05	visibilité	945/810	dérivation
Kann-Mon	3,5	visibilité et impact du rejet	365	avant rejet
Karasuyama		visibilité et impact du rejet	175	dérivation
Kasaijama	3,2	visibilité	270/240/225/210/201/210	dérivation
Kongosan		visibilité	195/285	dérivation
Koshirazu	4,55	visibilité	300/180	dérivation
Maiko	3,4	visibilité et impact du rejet	180/180	dérivation (en plafond)
Midoribashi	3,4	impact du rejet	573	avant rejet
Nihonzaka	2,2	visibilité et impact du rejet	240/240/680/440	avant rejet + dérivation
Nou			165	dérivation
Ryugatake	3,65	visibilité	270	dérivation
Ryu-ohzan	2	visibilité et impact du rejet	225/210	dérivation
Sekido	3,2	visibilité	240/240/240	dérivation
Shintoshon-nishi			318	avant rejet
Shintoshon			154	avant rejet
Sirubachiyama	4,1	visibilité	195	dérivation
Suginami-ku		impact du rejet	60	avant rejet
Tachitoge	2,15	visibilité	225	dérivation
Takanomine	3,1	visibilité	195	dérivation
Taroyama	4,3	visibilité	180	dérivation
Tennozan	2	impact du rejet	1643	avant rejet
Tokyo Bay	9,6	visibilité et impact du rejet		dérivation (en plafond)
Tsuruga	2,1	visibilité	240	dérivation
Uji	4,3	visibilité	285/255/210	dérivation
Chuo-Kanjo-Shinjuku		impact du rejet		
Honmachi		impact du rejet		
Nishishinjuku		impact du rejet		
Yoyogi		impact du rejet		
Kanayamacho		impact du rejet		
Oohashi		impact du rejet		

Tableau 6 : principaux tunnels japonais équipés d'un dispositif de filtration des particules – source : «Possibilities and limitations of tunnel-air filtration and portal-flow extractions» [27] et <https://panasonic.co.jp/es/peseseng/>

Les Japonais ont été les premiers à utiliser la filtration des particules avec une installation dans le tunnel de Tsuruga (2,1 km) en 1979. Ces systèmes ont souvent été employés pour permettre une ventilation longitudinale dans des tunnels à grand linéaire comme le tunnel de Kanet'su (11 km) en 1985. L'impact sur l'environnement a toutefois conduit à l'installation de précipitateurs électrostatiques pour une dizaine d'ouvrages. À titre d'exemple, des précipitateurs électrostatiques ont été installés à la base de cheminées d'extraction dans les tunnels de Tennozsan (2 km), Kanmon (3,5 km), Asukayama (0,6 km), Midoribashi (3,4 km) ou encore Hanazonobashi (2,6 km). Le tunnel de la baie de Tokyo (9,6 km) est pour sa part équipé de précipitateurs en plafond.

Le fonctionnement des dispositifs de filtration se fait en fonction des mesures de pollution avérées, ce qui conduit dans le tunnel de Kan'etsu à un fonctionnement moyen de 143 heures par mois (20 % du temps) à la tête nord et 40 heures par mois (3 % du temps) à la tête sud. Dans le tunnel de la baie de Tokyo «Aqualine», on observe seulement 12 à 13 heures de fonctionnement par an (soit environ 0,15 % du temps). Ces durées de fonctionnement sont celles indiquées dans «*Managing air outside of tunnels*» [19].

De contacts pris avec des interlocuteurs japonais, il apparaît que les taux d'utilisation sont en fait très variables. (Source : suite à contact avec Hideto MASHIMO de l'Institut de recherche sur les travaux publics, Agence administrative intégrée, Japon). Ils peuvent aller de cinq heures par mois à près de vingt-quatre heures sur vingt-quatre dans le cas de tunnels urbains.

Enfin, il est à noter que le Japon expérimente des dispositifs de traitement des gaz dans le tunnel de Chuo-Kanjo-Shinjuku (Cf. chapitre 3.3).

2.7.4 En Corée du Sud, au Vietnam et en Chine

En Corée du Sud, cinq tunnels sont équipés de précipitateurs électrostatiques tous placés dans des dérives latérales (Cf. tableau 7).

Au Vietnam, le tunnel de Hai Van Pass, en service depuis 2006 et long de 6,5 km, est équipé de filtres électrostatiques en dérivation latérale avec trois installations d'une capacité de 260 m³/s chacune (Cf. illustration 11).

En Chine, le tunnel hongkongais Central Wan Chai Bypass, en construction depuis 2009 et long de 3,7 km, sera équipé de filtres électrostatiques afin de traiter près de 1500 m³/s d'air. C'est le fabricant Filtrontec qui a été retenu pour équiper ce tunnel dont l'ouverture est prévue pour fin 2017.

Il s'agit des seuls tunnels à notre connaissance référencés comme équipés de dispositifs de filtration dans ces trois pays. Par ailleurs, dans le document «*Approval Application of Eastlink*,

Tunnel Ventilation System Works» [22], il est indiqué qu'en Corée du Sud et au Vietnam, les filtres électrostatiques sont utilisés essentiellement pour assurer une visibilité suffisante dans des tunnels où se posent des contraintes importantes d'apport d'air extérieur.

Nom	Objectif	Débit maximal par station (en m ³ /s)	Architecture
Chinbu	visibilité et impact du rejet	285	dérivation
Saritjae	visibilité	285	dérivation
Safe-San	visibilité	350/350/130	dérivation
Su-Jung-San	visibilité	600	dérivation
Woo-Myun-San	visibilité	210	dérivation

Tableau 7 : principaux tunnels coréens équipés de dispositif de filtration des particules – source : «*Possibilities and limitations of tunnel-air filtration and portal-flow extractions*» [27]



Illustration 11 : tunnel de Hai Van – source : www.hazama.co.jp/japanese/hazamag/genbarepo/0504/genbarepo01_eng.htm

2.7.5 En Australie

En Australie, lors de l'élaboration de projets nouveaux, la question de la mise en place de dispositifs de traitement revient de façon récurrente. Cette question est généralement portée par des riverains ou des associations à des fins de préservation de l'environnement. Parmi les projets en question, nous pouvons citer le Lane Cove Tunnel (Sydney), le contournement Nord - Sud à Brisbane et la Eastlink dans la région de Melbourne. Pour ces trois projets, les choix s'orientent vers la non mise en place d'un système de filtration sur la base notamment d'une modélisation numérique qui indique que la plus-value de tels dispositifs s'avère faible.

Toutefois, au regard de cette montée des préoccupations dans le pays, un tunnel a été équipé en 2010, notamment afin de tester l'efficacité réelle des dispositifs. Cette installation s'est faite sur un tunnel déjà existant dans la région de Sydney, sur la M5 East.

Les informations sur ce projet, exposées ci-après, sont disponibles en détail dans les rapports suivants :

- «*M5 East Tunnel Filtration Trial Evaluation Program - Review of Operational Performance, Independent Review Role M5 East Air Filtration Project, Roads and Maritime Services NSW*», février 2012 [23];
- «*Air filtration plant of the M5, Determination of particle removal efficiencies, Roads and Maritime Services NSW*», Brendan Halliburton & Merched Azzi, novembre 2011 [28].

Le tunnel en question, long de 4 kilomètres, est bitube avec deux voies par tube. Il est en service depuis décembre 2001 et pose a priori des difficultés du fait d'un trafic plus important que ce que laissaient entrevoir les études amont, avec en particulier un trafic poids lourds conséquent.

Aussi, un plan d'amélioration de la qualité de l'air s'est mis en place afin d'augmenter la visibilité dans le tunnel sans nuire à la qualité de l'air extérieur. Dans son ancienne configuration, donc avant mise en place du système de traitement, l'air vicié du tunnel était rejeté à 90 % par une cheminée, les 10 % restants étant rejetés aux têtes.

Même si, campagnes de mesure à l'appui, ces rejets ont été qualifiés comme n'ayant pas d'incidence significative sur

la qualité de l'air extérieur, une décision en date du 18 juillet 2007 a prévu l'installation d'un dispositif de filtration à la tête ouest du tunnel. Le dispositif de traitement retenu pour l'expérimentation s'est appuyé sur un système de filtration des particules et un système de dénitrification au charbon actif. Ces installations ont été placées dans un bâtiment spécifique de 60 x 40 x 8 mètres, bâtiment destiné également à accueillir des bureaux et un centre d'information. Une gaine de ventilation de 300 mètres a également été construite. L'air n'était pas rejeté par le bâtiment mais réintroduit dans le tunnel et donc rejeté par la cheminée existante ou les têtes.

Le cahier des charges prévoyait que le filtre électrostatique puisse traiter un débit maximal de 200 m³/s pour un débit dans le tunnel de l'ordre de 320 m³/s. L'air, qui était prélevé à 500 mètres de la tête de sortie (tête ouest) du tube sud, circulait dans une gaine longue de 280 mètres pour atteindre les installations de traitement. Cet air était traité, puis réinjecté immédiatement après son point de prélèvement, à 500 mètres de la tête ouest, après avoir de nouveau cheminé dans 280 mètres de gaine (Cf. illustration n° 12).

Pour l'évaluation, les équipements de traitement ont été mis en fonctionnement 6 heures par jour, entre 12 h et 18 h, du lundi au vendredi uniquement. Plusieurs techniques de mesure ont été déployées pour valider les résultats. Toutes ces mesures ont convergé pour indiquer qu'entre l'entrée et la sortie immédiates du filtre à particules, les concentrations diminuent de l'ordre de 65 % pour les PM_{2,5} et les PM₁₀ contre seulement 60 % pour la fraction totale de particules (TSP). Ces résultats sont nettement inférieurs aux annonces des fabricants.



Illustration 12 : principe de l'installation de traitement de l'air dans le tunnel de la M5 East (source : «*M5 East Tunnel Filtration Trial Evaluation Program - Review of Operational Performance, Independent Review Role M5 East Air Filtration Project*» [24])

Dans ce tunnel, l'efficacité était en plus limitée par le fait que le débit traité (200 m³/s) était inférieur au débit moyen transitant dans l'ouvrage (320 m³/s). Enfin, l'air traité étant réinjecté à 500 mètres de la tête ouest du tube sud, il s'était rechargé en pollution lorsqu'il parvenait à l'extrémité du tunnel. Cette élévation du niveau de pollution était favorisée par la pente montante du tunnel, qui est de l'ordre de 8 %. Des mesures ont été réalisées à l'extrémité ouest du tube sud. En ce point, l'amélioration des concentrations, entre les périodes où le dispositif de filtration fonctionnait et celles où il ne fonctionnait pas, était donc limitée. Les mesures ont montré une diminution moyenne de 11 %, variable selon la charge de trafic.

Au-delà de la question de l'efficacité du dispositif lorsqu'il était en fonctionnement, se posait la question de sa fiabilité. Le dispositif était prévu pour se mettre en fonctionnement entre 12 h et 18 h les jours de semaine durant une cinquantaine de semaines d'essai. Lors de l'expérimentation, le fonctionnement du dispositif a été considéré comme correct lorsque fonctionnaient simultanément les différents générateurs (pré-ionisateur, ionisateur et filtre) ainsi que les différents ventilateurs assurant la circulation de l'air dans le dispositif. Le système n'a fonctionné correctement pendant les 6 heures journalières voulues que durant 2 jours sur 3. La fiabilité du dispositif exprimée en nombre d'heures de fonctionnement programmé par rapport au

nombre d'heures de fonctionnement réel a ainsi été estimée à 84 % contre un besoin de 99,5 % exprimé dans le cahier des charges. Enfin, sur les 56 semaines d'évaluation, il n'existe aucune semaine durant laquelle le système a fonctionné correctement durant les 30 heures voulues (6 heures par jour pendant 5 jours).

Finalement, le gouvernement local a décidé de cesser cette expérimentation, jugée trop coûteuse au regard des bénéfices obtenus en termes de pollution. Un programme d'amélioration de la qualité de l'air reste en place mais il s'articule plutôt autour d'une limitation de l'accès du tunnel aux véhicules les moins polluants.

2.8 CONCLUSIONS CONCERNANT LES FILTRES ÉLECTROSTATIQUES

À l'heure actuelle, la filtration des particules en tunnel repose uniquement sur les filtres électrostatiques. Les recherches en cours visent d'ailleurs plutôt à optimiser cette technique qu'à en développer de nouvelles. Par ailleurs, d'autres mènent des recherches sur la filtration électrostatique en milieu humide qui favoriserait la filtration des particules de petite taille, inférieure à 1 μm ([29]).

L'utilisation des précipitateurs électrostatiques ne fait cependant pas l'unanimité. D'aucuns avancent que cette technologie n'a que très rarement un effet scientifique avéré sur l'exposition des populations car l'effet positif est souvent balayé par une concentration de fond importante qui marginalise les gains obtenus. D'autres insistent sur l'intérêt qu'il y a à d'abord optimiser les différents facteurs de dispersion de la pollution liée à un tunnel tels que la position des têtes ou la mise en place de cheminées permettant le report et la dispersion des polluants hors des zones habitées. D'autres encore font état d'un bilan global très incertain en raison de l'utilisation coûteuse de moyens d'extraction de l'air vicié avant traitement.

Force est de constater que plusieurs tunnels se sont d'ailleurs vus équipés de filtres électrostatiques pour n'en faire ensuite qu'une utilisation très limitée comme l'indiquent certains taux d'utilisation présentés dans ce document.

La performance réelle des dispositifs de filtration reste difficile à apprécier tant les conditions de leur utilisation peuvent varier. Face à la question de l'impact d'un rejet de tunnel sur l'environnement, en particulier dans des zones où la qualité de l'air présente un enjeu fort, il n'existe pas de réponse évidente sur la nature exacte des dispositions à mettre en œuvre. À ce titre, on ne peut que citer en exemple la démarche qui a conduit en Australie, lorsque cette question se posait, à modéliser les différentes alternatives, qu'elles reposent sur la mise en place d'un dispositif de traitement ou sur l'optimisation de la ventilation.

LA DÉNITRIFICATION PAR ABSORPTION

Le traitement des gaz des tunnels n'est apparu dans une phase opérationnelle que très récemment. Ce sont les Norvégiens qui les premiers ont réalisé une installation au tunnel du Laerdal en 2000. À la différence de la filtration des particules, les installations existantes de traitement des gaz en tunnel reposent

sur des technologies de dénitrification variées, dont certaines en sont encore au stade de l'expérimentation. Ces installations ont tout de même pour point commun de viser prioritairement le traitement du dioxyde d'azote (NO_2). Cette partie est consacrée au procédé de dénitrification le plus répandu, l'absorption.

3.1 PRINCIPES

La dénitrification par absorption repose sur le phénomène de sorption c'est-à-dire l'action de molécules de gaz (ici le NO_2) mises en contact avec un matériau solide et qui adhèrent à sa surface. Dans le cas de l'absorption, il y a modification chimique des molécules du NO_2 par opposition à l'adsorption où les molécules ne sont pas dégradées mais se fixent sur des agents adsorbants.

Le bon fonctionnement des dispositifs nécessite qu'il y ait au préalable un nettoyage de l'air à traiter pour éliminer les particules donc un traitement par précipitation électrostatique (voir chapitre précédent). Les fabricants affichent un taux d'élimination du NO_2 de 90 % (Source : «*Managing air outside of tunnels*», by Arnold Dix - Counsel at Law, Adj. Professor of Engineering [19]).

3.2 MISE EN ŒUVRE EN ESPAGNE, EN AUSTRALIE ET EN NORVÈGE PAR L'UTILISATION DE FILTRES AU CHARBON ACTIF

Le principe d'absorption peut-être mis en œuvre à l'aide de filtres au charbon actif comme c'est le cas dans quatre stations de traitement dans le tunnel du By-Pass Sur de la M30 à Madrid (Cf. chapitre 2.7). Deux installations sont positionnées dans le tube nord (avec pour constructeur la société Aigner) et deux autres dans le tube sud (avec pour constructeur la société CTA). Ces quatre stations traitent en amont les particules par filtration électrostatique.

Ces dispositifs de filtre au charbon actif se présentent sous la forme d'une structure métallique à section en W.

Les panneaux qui forment ce W (Cf. illustration 13) ont une épaisseur de l'ordre de cinquante centimètres. Ces panneaux sont remplis de charbon actif au travers duquel l'air vicié circule. Le dispositif nécessite des sections d'écoulement d'air équivalentes à celles nécessaires à la filtration des particules tandis que plusieurs mètres de longueur sont nécessaires pour que la surface de contact soit suffisante.

Dans le tube nord du tunnel du By-Pass Sur, les deux stations ont une capacité de traitement respective de 520 m^3/s (cette station est nommée PV3) et 450 m^3/s (PV4). Les pertes de charges dues au système de dénitrification sont estimées de 200 à 300 Pa. La vitesse de passage de l'air est de l'ordre de 0,3 m/s au niveau de l'épaisseur du charbon actif pour un temps de séjour de l'ordre d'une seconde.

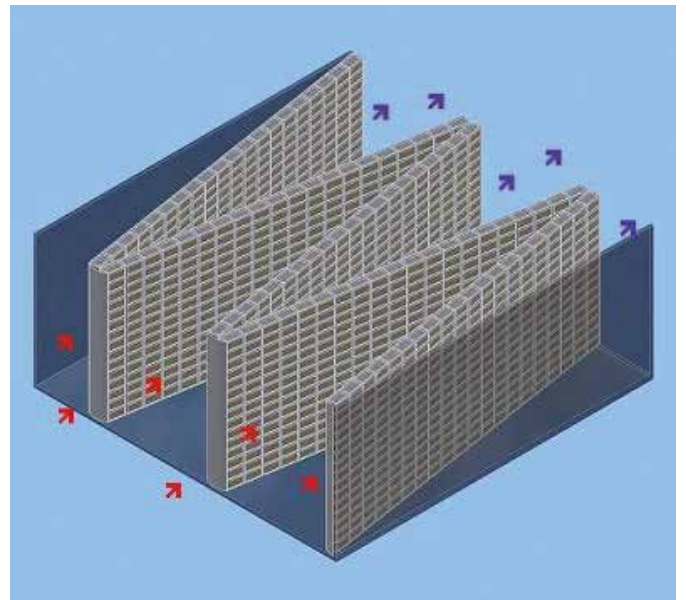


Illustration 13 : modèle 3D d'un procédé de dénitrification au charbon actif – source : www.filtrontec.de

Le constructeur annonce une efficacité de 80 à 90 % sur le dioxyde d'azote, aucun effet sur le monoxyde d'azote (NO) et aucune assurance de résultat sur les autres composés. Comme le dispositif est placé après un filtre électrostatique, une partie du NO présent dans l'air s'est toutefois déjà oxydé en NO_2 .

Selon le fabricant, la saturation de l'absorbant se produit après 25000 heures environ, soit près de 3 ans

Même si le dispositif n'est pas en fonctionnement, le charbon actif réagit avec l'air ambiant et se dégrade. Le charbon actif ne demande aucun entretien sauf à le renouveler en fin de vie. À Madrid, cela représente pour PV3 un poids total de 700 tonnes environ. Le charbon n'est pas réutilisé et doit faire l'objet d'un traitement spécifique.

En termes d'efficacité, Filtrontec, un autre fabricant de dispositif de traitement à base de charbon actif, annonce des résultats voisins dès lors que le procédé de dénitrification est précédé d'un filtre électrostatique. Ce fabricant, qui a équipé le tunnel de la M5 East en Australie, précise en effet avoir développé un procédé pour que la majeure partie du NO contenu dans l'air vicié puisse être transformée en NO₂ dans l'ioniseur du précipitateur électrostatique. Grâce à cette technique brevetée, le fabricant indique qu'il est possible d'obtenir une rétention à 80 % des NO₂ contenus dans l'air vicié.

Taux de rétention pour	Substances nuisibles	Efficacité de la rétention
Particules	PM ₁	80%
	PM _{2,5}	85%
	PM ₁₀	90%
Polluants gazeux	Dioxyde d'azote NO ₂	80%
	Oxydes d'azote NO _x (NO + NO ₂)	60%
	Hydrocarbures non brûlés	90%
	Ozone O ₃	90%

Tableau 8 : efficacité des filtres à charbon actif de la société FiltronTec – source : www.filtrontec.de

L'autorité locale, l'État de Nouvelle-Galles du Sud (NSW, New South Wales), à travers son service du trafic et des routes (RTA, Roads and Traffic Authority), a engagé l'organisme fédéral pour la recherche scientifique et industrielle, CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation), afin d'évaluer l'efficacité du traitement à base de charbon du tunnel de la M5 East. Les résultats montrent un abattement de 56 % des concentrations en NO₂. Cette rétention est bien inférieure à celle annoncée par les fabricants de ces dispositifs du fait sans doute du vieillissement de l'installation. Cette hypothèse ne suffit pas à expliquer cet écart et le CSIRO pense qu'il y a une perte d'efficacité du fait des zones où le charbon actif n'est pas présent et par lesquelles l'air va s'écouler de façon préférentielle.

Le laboratoire conclut finalement que le dispositif de traitement du dioxyde d'azote n'est pas suffisamment au point et qu'il est nécessaire de poursuivre les recherches dans la compréhension du mécanisme de cette technologie (Source : « *Air filtration plant of M5 Tunnel, determination of nitric oxide and nitrogen dioxide removal efficiencies* » [30]).

En Espagne, le taux d'utilisation des dispositifs de dénitrification est le même que celui annoncé pour la filtration des particules (Cf. chapitre 2.7). Les installations ont d'abord fonctionné vingt heures sur vingt-quatre à plein régime puis se sont stabilisées à quelques heures par semaine aujourd'hui.

La filtration par charbon actif a également été mise en oeuvre dans le tunnel du Laerdal en Norvège. Ce tunnel, long de 24 kilomètres, sépare Aurland et Laerdal. Une cheminée destinée à l'extraction de l'air vicié se situe à 18 km de la tête, côté Aurland. Ces 18 kilomètres représentent une distance trop importante pour maintenir une qualité de l'air satisfaisante à l'intérieur du tunnel. Aussi à 10 kilomètres de la tête, côté Aurland, se trouve une installation de traitement en dérivation dans le tunnel.

L'installation de traitement est constituée d'un dispositif de précipitation électrostatique des particules, déjà évoqué au chapitre précédent, et d'un dispositif de traitement du NO₂. Elle est en mesure de traiter un débit d'air de 180 m³/s et d'en ramener la concentration en NO₂ de 1,5 ppm à 0,3 ppm. La précipitation électrostatique a pour sa part vocation à limiter la pollution particulaire et préserver le dispositif de traitement du NO₂ d'un encrassement prématuré. L'installation de traitement du NO₂ n'a jamais servi en raison d'un trafic faible et donc d'une pollution très limitée.

3.3 MISE EN ŒUVRE AU JAPON PAR L'UTILISATION D'HYDROXYDE DE POTASSIUM

Au Japon, pour le traitement du NO_2 , deux types de systèmes ont été développés en 2004 suite à des programmes de recherche nationaux. L'un des systèmes repose sur l'adsorption (Cf. Chapitre 4.2.1 *La dénitrification par adsorption*) et l'autre sur l'absorption.

Là encore, le bon fonctionnement des dispositifs nécessite qu'il y ait au préalable un nettoyage pour éliminer les particules, donc une filtration par précipitation électrostatique.

Des questions se posent sur la pérennité des dispositifs. Aussi, ils sont testés en grandeur nature dans les cheminées de ventilation du tunnel de Chuo-Kanjo-Shinjuku, dans la région de Tokyo. Ce tunnel est long de près de 10 km et comporte neuf cheminées. Il est localisé dans une région densément peuplée à la qualité de l'air dégradée. L'objectif est donc de limiter l'impact des rejets du tunnel. Les systèmes basés sur l'absorption ont été installés à la base de quatre cheminées.

Le NO_2 est converti en nitrite et nitrate de potassium (KNO_2 et KNO_3) par l'hydroxyde de potassium (KOH) qui s'est modifié au contact d'une structure absorbante en forme de nid d'abeille et introduite dans un cube métallique. En l'espace de huit à dix mois de fonctionnement, le système perd de l'ordre de 10 % de son efficacité. Il peut toutefois être régénéré facilement.

Les structures absorbantes doivent être retirées du tunnel pour être régénérées. Cette régénération s'effectue au travers de quatre étapes :

- un lavage à l'eau,
- un premier séchage,
- un trempage dans une solution de KOH,
- et un second séchage.

Taux d'extraction du NO_2 (valeur moyenne par jour)	Supérieur à 90 %
Vitesse du gaz	1,04 m/s
Intervalle de régénération	Régénération de la demi-quantité d'absorbant tous les 8 à 10 mois
Perte de charge	Inférieure à 460 Pa
Durabilité	Plus de 20 ans

Tableau 9 : caractéristique du système de traitement du NO_2 par absorption au tunnel de Chuo-Kanjo-Shinjuku (source : «Tunnels routiers : guide pour l'optimisation de l'impact sur la qualité de l'air dans l'environnement», AIPCR [25])

3.4 CONCLUSION CONCERNANT LE TRAITEMENT DES GAZ

Plus encore que la filtration électrostatique, le traitement des gaz en tunnel reste un dispositif exceptionnel, avec quatre tunnels équipés dans le monde, mais à notre connaissance seulement deux en fonctionnement : le tunnel de Chuo-Kanjo-Shinjuku au Japon et un tunnel sur la M30 à Madrid.

Le retour d'expérience, très réduit compte tenu du faible nombre d'installations réalisées, pousse à la plus grande réserve sur l'intérêt de ces dispositifs. Excepté le tunnel de la M5 East près de Sydney et son évaluation approfondie, les informations sur l'efficacité des dispositifs en exploitation restent partielles, soit parce qu'il s'agit d'un tunnel à faible trafic et à pollution finalement assez limitée (tunnel du Laerdal en Norvège), soit parce que la durée d'exploitation est encore courte (tunnel de la M30 à Madrid).

LES TECHNIQUES ALTERNATIVES ET INNOVANTES

4.1 LE TRAITEMENT DES PARTICULES PAR LES DÉPOUSSIÉREURS À SAC

La technique de traitement des particules par les dépoussiéreurs à sac, éprouvée dans le monde industriel, a fait l'objet de quelques tests dans le tunnel de Tenozan au Japon ([19]). Elle s'est avérée inadaptée, ou plutôt moins performante que

les filtres électrostatiques, en raison de la faible concentration en particules dans les tunnels et de leur répartition granulométrique, présentant notamment un nombre important de petites particules.

4.2 LE TRAITEMENT DES GAZ

4.2.1 La dénitrification par adsorption

La dénitrification par adsorption – les molécules de NO_2 ne sont pas dégradées mais se fixent sur des agents adsorbants – est testée en grandeur nature dans cinq des neuf cheminées de ventilation du tunnel de Chuo-Kanjo-Shinjuku, dans la région de Tokyo.

Des boulettes adsorbantes sont emballées dans un réservoir en plastique renforcé de fibre de verre. Le NO_2 est adsorbé physiquement dans les pores des boulettes. À la différence du procédé d'absorption, l'efficacité du dispositif diminue rapidement, dès le 12^e jour après la mise en service. La régénération des boulettes adsorbantes doit donc se faire à intervalles rapprochés. Cette dernière s'effectue à l'aide d'une solution de sulfate de sodium (Na_2SO_4) qui peut être stockée dans un local destiné aux équipements de régénération. La solution régénérante est envoyée dans le réservoir en plastique contenant les boulettes adsorbantes, les régénère puis est renvoyée dans son lieu de stockage. Autrement dit, la régénération s'effectue sur place.

Taux d'extraction du NO_2 (valeur moyenne par jour)	Supérieur à 90 %
Vitesse du gaz	0,9 m/s
Intervalle de régénération	Environ tous les 12 jours
Perte de charge	Inférieure à 600 Pa
Durabilité	Plus de 20 ans

Tableau 10 : caractéristique du système de traitement du NO_2 par adsorption au tunnel de Chuo-Kanjo-Shinjuku – source : « Tunnels routiers : guide pour l'optimisation de l'impact sur la qualité de l'air dans l'environnement », AIPCR [25]

4.2.2 La dénitrification par photocatalyse

4.2.2.1 Principe

La dénitrification par photocatalyse utilise les propriétés du dioxyde de titane (TiO_2). Ce dernier, sous l'action des rayons ultraviolets, active l'oxygène de l'air (O_2) et produit un hydroxyle (OH^-) qui réagit ensuite avec les oxydes d'azote (NO_x) pour former des solutions acides (HNO_3). Cette réaction de photocatalyse permet de détruire les oxydes d'azote (NO_x) de l'air. Ce principe a séduit plusieurs acteurs du génie civil, dont notamment Eurovia et Calcia, qui ont développé leur application dans divers domaines : les écrans acoustiques, le traitement de façade des bâtiments ou encore le traitement des chaussées.

4.2.2.2 Mise en œuvre en tunnel

En l'absence de lumière naturelle, la dénitrification par photocatalyse en tunnel ne peut reposer que sur l'éclairage qui y est installé. Or les sources fluorescentes émettent un rayonnement ultraviolet beaucoup plus faible que la lumière naturelle, et les sources au sodium en sont totalement dépourvues. Pour que la technique de dénitrification par photocatalyse reste efficace, il faut donc installer un système d'éclairage ultraviolet spécifique, ce qui implique des coûts d'investissement et de fonctionnement, et qui limite l'intérêt environnemental du dispositif du fait de la consommation d'énergie engendrée.

Par ailleurs, en l'absence de lessivage naturel par l'eau de pluie, l'activité photocatalytique en tunnel diminue fortement après quelques semaines d'exposition, en raison du dépôt de particules sur les surfaces traitées. Ces particules peuvent bloquer les sites actifs et empêcher les réactions avec les oxydes d'azote. Une récupération partielle voire complète de l'efficacité ne peut être obtenue qu'après lavage à l'eau des surfaces contenant le dioxyde de titane.

Le besoin en rayonnement ultra-violet et l'encrassement sont donc des freins à l'application en tunnel.

La pollution des rejets après lessivage ne serait pas une problématique forte, car les nitrates formés migreraient dans la matrice cimentaire à l'intérieur de laquelle ils resteraient piégés sous forme de sels.

4.2.2.3 Mise en œuvre aux abords du tunnel

Le procédé peut être utilisé en amont ou en aval d'un tunnel, dans les zones de proximité immédiate des têtes, où les concentrations en dioxyde d'azote sont susceptibles d'être plus élevées. Le NOxer® d'Eurovia, « revêtement dépolluant pour chaussée » à base de TiO₂, est ainsi utilisé au niveau des plateformes de péage du tunnel duplex de l'A86 en région parisienne. Plus généralement le dioxyde de titane pourrait être utilisé dans les différents ouvrages de génie civil que l'on peut rencontrer aux têtes d'un tunnel : parements de murs de soutènements, casquettes, murs anti-recyclages, écrans anti-bruits, etc.

L'utilisation à l'air libre de ce procédé qui dépasse largement le cadre des abords de tunnel n'est pas développé dans ce document.

4.2.2.4 Le cas de deux tunnels en Italie et en Belgique

Deux tunnels en Europe ont été dotés de revêtements contenant du dioxyde de titane : le tunnel Umberto I à Rome et le tunnel Leopold II à Bruxelles.

Ces deux réalisations ont fait l'objet de mesures visant à évaluer l'efficacité du dispositif de photocatalyse.

En Italie, le tunnel Umberto I long de 350 mètres accueille environ 1000 véh/h répartis sur deux voies unidirectionnelles et une voie à contre-sens pour bus et taxis. Un trottoir permet la circulation piétonne, ce qui a motivé l'installation du système de photocatalyse, lors de la rénovation du tunnel.

Un circuit d'éclairage artificiel dédié a été installé pour apporter les ultraviolets nécessaires à l'activation de la photocatalyse. Des campagnes de mesures ont été menées en 2007 par Italcementi afin d'évaluer l'efficacité du dispositif. Elles ont montré qu'après rénovation la concentration moyenne en NO₂ avait diminué de 19 %. Selon des modélisations numériques réalisées par Aria Technologies pour Calcia, il ressortait que pour la configuration du tunnel Umberto I à Rome, une baisse de 30 % des concentrations moyennes en NO₂ dans le tunnel était obtenue pour un courant d'air de 1,5 m/s, contre 15 % pour un courant d'air de 3 m/s.

Les évaluations qui précèdent semblent montrer :

- que globalement, l'effet de la photocatalyse est très net sur l'atténuation des pics de pollution ;
- mais qu'il est plus difficile de se prononcer sur un rendement moyen précis de dépollution – en effet, le niveau

de pollution de la ville de Rome était très différent entre les deux campagnes de mesures réalisées avant et après rénovation du tunnel, qui ont servi de support à l'évaluation ;

- et qu'il est également difficile de se prononcer sur la pérennité des propriétés du produit.

Le tunnel Léopold II, à Bruxelles, est le plus long du pays avec 2534 m de longueur. Il est emprunté par près de 65000 véhicules tous les jours. Un enduit photocatalytique à base de ciment a été appliqué sur les parois et le plafond du tunnel afin d'évaluer l'efficacité de la photocatalyse. L'enduit a tout d'abord été appliqué sur une portion de 70 m pour la première campagne de mesure de septembre 2011 et sur une portion de 160 m pour la seconde campagne de mesures en janvier 2013.

Les résultats des deux campagnes de mesures n'ont pas été concluants. La réduction des concentrations en oxydes d'azote était inférieure à 2 %, pour une intensité lumineuse en rayons ultraviolets de 1,6 W·m⁻², un courant d'air de 3 m/s et une humidité supérieure à 70 % [31]. Ces résultats décevants seraient dus au manque de puissance de l'éclairage ultraviolet et à des conditions expérimentales défavorables en termes de courant d'air, d'humidité et de concentrations en polluants [32]. Des simulations numériques qui avaient été effectuées pour des conditions expérimentales idéales (puissance lumineuse de 10 W·m⁻², courant d'air de 1 m/s, humidité de 50 %) avaient en effet permis d'espérer, dans ces conditions, une réduction de 20 % de la concentration en oxydes d'azote dans la section expérimentale de 160 m [31].

Ainsi, les deux exemples cités montrent que la transposition aux tunnels des résultats obtenus en laboratoire n'est pas évidente. En effet, l'efficacité de la photocatalyse est tributaire de nombreux paramètres (puissance de l'éclairage, vitesse du vent, humidité, concentration des polluants, etc.) qui peuvent, s'ils s'écartent de valeurs optimales propres à la réaction de photocatalyse, dégrader fortement les performances du système.

4.2.2.5 La question du risque lié aux nanoparticules

Un débat a vu le jour concernant le fait que le TiO₂ puisse être intégré aux matériaux sous forme nanoparticulaire.

L'Afsset (Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail) a en effet rendu un avis le 17 mars 2010 [33] qui suggère la possibilité de risques pour la santé et pour l'environnement de certains produits à base de TiO₂. Dans son numéro 28 de mai/juin 2010, la revue *Béton[s]* [34] indique, concernant le risque de dispersion de nanoparticules, que « ces problèmes sont aujourd'hui en grande partie maîtrisés de par la manière dont les produits sont utilisés (agglomérés ou intégrés au matériau final, réduisant ainsi le risque de dispersion des nanoparticules dans l'air). Mais des études de toxicologie et de mesures de concentration particulaire sont en cours afin de répondre aux questions de santé et de protection de l'utilisateur final. »

4.2.3 Les bétons dépolluants sans réaction photocatalytique

La société LafargeHolcim a récemment développé des bétons et mortiers de revêtement de façade possédant des propriétés de dépollution de l'air.

Cette technique de dépollution repose sur l'adsorption des molécules de NO_2 et leur réaction chimique avec les hydrates alcalins présents dans les pâtes de ciment. En effet, les hydroxydes de calcium ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) et les silicates de calcium hydratés (C-S-H) réagissent fortement avec les molécules de NO_2 pour former dans le milieu cimentaire des espèces ioniques comme les nitrates et les nitrites. Cette technique de dépollution s'appuie donc sur les qualités intrinsèques du béton, avec toutefois l'ajout d'agents dépolluants spécifiques pour améliorer le phénomène d'adsorption [35].

Suite aux résultats encourageants obtenus en laboratoire et sur un prototype de la taille d'un garage de véhicule, une application grandeur nature a été réalisée en France dans le tunnel routier de la Croix-Rousse à Lyon. Le matériau a été appliqué sur les parois de l'une des usines de ventilation du tunnel, dans le but de réduire les rejets de dioxyde d'azote par ce puits lors de son utilisation en extraction sanitaire. Les résultats de ces tests n'ont à ce jour pas fait l'objet de publications.

Contrairement à la dénitrification par photocatalyse, cette technique semble néanmoins bien adaptée aux tunnels car elle ne nécessite pas d'éclairage, qu'il soit naturel ou artificiel. Sa limite pourrait toutefois être un encrassement plus ou moins rapide de la surface du béton qui diminuerait l'efficacité du système. Un lavage périodique des surfaces revêtues serait au minimum nécessaire pour garantir l'efficacité du système dans le temps.

4.2.4 Le plasma froid

À long terme, et bien au-delà de la seule problématique tunnel, la communauté scientifique fonde beaucoup d'espoirs sur la technique dite du plasma froid.

Le plasma est une sorte de 4^e état de la matière qui correspond à l'état d'un gaz partiellement ionisé. Un plasma est dit froid lorsque la température reste voisine de la température ambiante. Depuis plusieurs années, les scientifiques s'intéressent au plasma froid pour la dépollution des effluents gazeux en exploitant la réactivité du plasma pour transformer les effluents toxiques en gaz inoffensifs. Ce procédé pourrait à terme se révéler de mise en œuvre facile et donc trouver une application en tunnel. Il permettrait également de traiter la pollution particulaire.

4.3 LA BIOFILTRATION

4.3.1 Contexte

La capacité de certains micro-organismes à traiter les eaux usées et certains déchets solides a suscité le développement de la biofiltration dès la première moitié du vingtième siècle. Les premières applications pour le traitement de l'air sont apparues dans les années 1950 afin d'éliminer les odeurs des stations d'épuration des eaux¹. Cette technique s'est répandue dans de nombreux domaines (assainissement, industrie, agroalimentaire, élevage...) au cours des années 1990 pour le traitement des Composés Organiques Volatils (COV) et des composés odorants².

4.3.2 Principe de la biofiltration

La technique de biofiltration consiste à forcer le passage de l'air à traiter au travers d'un matériau filtrant dont le rôle est à la fois de capter les polluants, de favoriser le développement des bactéries dans la rhizosphère³ et aussi de permettre le développement de végétaux en surface (Cf. Illustration 14). Les gaz et les fumées d'échappement sont solubilisés dans la phase aqueuse. Une grande variété de processus physico-chimiques sont observés : absorption, adsorption, nitrification

et enfin dégradation par les microorganismes présents dans la biomasse. Les particules sont pour leur part piégées par filtration mécanique, notamment par sédimentation.

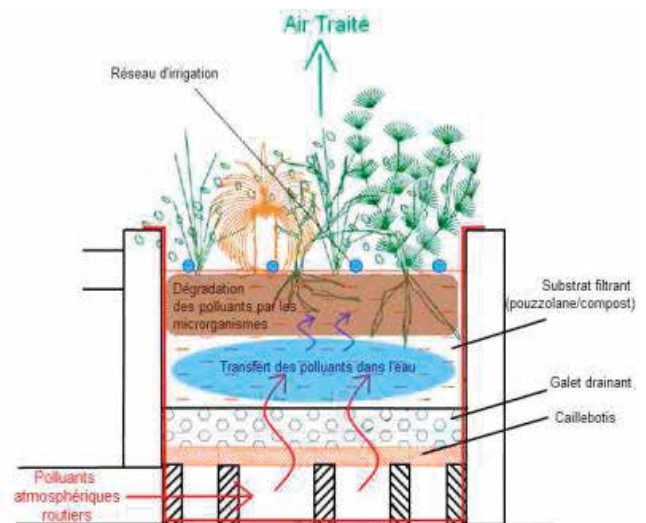


Illustration 14 : principe de la biofiltration

1. J.S. Devigny & al. (1999) Biofiltration for air pollution control.

2. ADEME (2014) Traitement biologique.

3. Région du sol directement formée et influencée par les racines et les micro-organismes associés.

4.3.3 Application expérimentale de la biofiltration au traitement de l'air vicié d'un tunnel routier

4.3.3.1 Dispositif mis en oeuvre pour le tunnel de Guy Môquet (Thiais – Val-de-Marne - France)

Les bonnes performances obtenues par les nombreuses applications industrielles de la biofiltration laissant présager une application possible pour le traitement des polluants émis par les véhicules routiers, une expérimentation a été menée afin d'évaluer les capacités de cette technique à traiter l'air vicié provenant d'un tunnel.

La biofiltration n'ayant toutefois jamais été au préalable employée en tunnel, c'est un dispositif à échelle réduite qui a été mis en oeuvre pour cette première expérimentation. Le biofiltre a ainsi été conçu pour traiter seulement une petite fraction de l'air du tunnel – de l'ordre de quelques m³/s – et tous les éléments du dispositif ont été dimensionnés en conséquence, ce qui a considérablement réduit la taille de l'installation.

Les objectifs de cette expérimentation étaient d'abord de vérifier la faisabilité d'une telle mise en oeuvre, puis de mesurer les performances épuratoires dans cette configuration, d'observer son évolution sur une période suffisamment longue et d'évaluer l'ensemble des contraintes d'entretien et d'exploitation associées, y compris les consommations en eau et en énergie.

Cette expérimentation s'est déroulée dans le cadre d'un projet de recherche financé en partie par l'ADEME⁴. Les partenaires du projet étaient la Direction Territoriale d'Île-de-France du Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (CEREMA) – contributeur principal du programme –, le CETU, la société PHYTORESTORE, le laboratoire d'Écologie Microbienne (EML) de l'Université Claude Bernard Lyon 1 - CNRS et la société ENGIE Axima.

Le biofiltre a été mis en place dans le tunnel Guy Môquet situé à Thiais (Val-de-Marne) sur l'autoroute A86. D'une longueur de 650 mètres, ce tunnel bi-tube de type «tranchée couverte» est doté de trois voies de circulation par sens et supporte un trafic journalier de 134 000 véhicules.

Le dispositif était composé de deux biofiltres de 16 m² constitués de substrats végétalisés d'épaisseurs respectives 50 cm (BF50) et 100 cm (BF100), installés sur la tranchée couverte. Les biofiltres étaient alimentés à leur base par un flux d'air vicié variant entre 1 et 3 m³/s, prélevé à l'intérieur du tunnel, peu avant la tête de sortie de l'un des deux tubes.

L'expérimentation a été menée de novembre 2012 à avril 2014 afin de couvrir l'ensemble des saisons. Quatre campagnes de mesure ponctuelles, d'une durée de quatre à six semaines chacune, ont permis de quantifier les performances d'abattement

des biofiltres et de suivre leur évolution physicochimique et biologique tout au long de la durée de l'expérimentation.

Une vue d'ensemble du dispositif expérimental est donnée sur l'illustration 15.



Illustration 15 : la vue d'ensemble du site montre : en (1) le local abritant le ventilateur d'extraction ; en (2) la gaine acheminant l'air vicié ; en (3) les deux biofiltres ; en (4) une unité biofiltre témoin non alimentée en air vicié et en (5) les bungalows accueillant les moyens de mesure. Les prélèvements d'air en sortie des biofiltres sont captés par deux «cloches» (6). L'eau d'irrigation des biofiltres est stockée en (7) dans des réservoirs. Les eaux de percolation sont recueillies sous les filtres puis filtrées pour réutilisation.

4.3.3.2 Résultats pour la filtration des particules

Les niveaux d'abattement observés pour les particules ont été compris entre 30 et 90 %, variant selon la taille des particules et l'épaisseur du biofiltre.

Diamètre des particules	[0 - 1 µm[[1 - 2,5 µm[[2,5 - 10 µm[> 10 µm
Abattement BF ₅₀	29 %	77 %	84 %	36 %
Abattement BF ₁₀₀	61 %	93 %	91 %	66 %

Tableau 12 : abattements moyens observés sur l'ensemble des quatre campagnes de mesure

4. Rapport complet disponible sur le site internet de l'ADEME : www.ademe.fr/evaluation-biofiltration-traitement-emissionsatmospheriques-tunnels-routiers.

4.3.3.3 Résultats pour la filtration du NO₂

L'abattement moyen pendant toute la durée du projet a été de 58 % pour le BF50 et de 80 % pour le BF100.

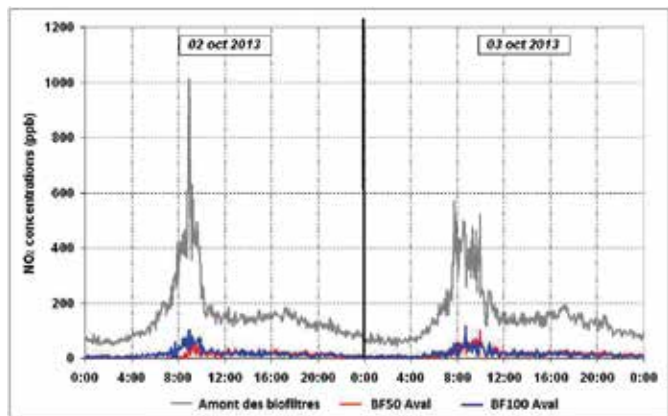


Illustration 16 : exemple de mesures journalières des teneurs en NO₂ pendant la troisième campagne

L'illustration 16 donne une représentation des abattements obtenus, à travers la comparaison des niveaux de concentration en NO₂ mesurés en amont et en aval des biofiltres.

4.3.3.4 Conclusions sur l'expérimentation

L'expérimentation menée a montré que les biofiltres traitaient efficacement les principaux polluants routiers, sans perte d'efficacité après 18 mois de fonctionnement, sous réserve d'une alimentation en eau continue et du remplacement de quelques végétaux.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) qui a été réalisée en parallèle a toutefois mis en évidence l'importance de la phase d'exploitation, et plus précisément le poids de la consommation électrique nécessaire au fonctionnement du ventilateur d'extraction de l'air. Ce poste est prédominant par rapport aux autres catégories d'impacts environnementaux.

Le bilan environnemental global de cette technique apparaît donc très incertain si l'on compare l'énergie consommée et les impacts qui en découlent à l'effet positif de réduction de la pollution à travers le biofiltre.

Il ressort donc de l'expérimentation qu'il est indispensable, à ce stade, d'améliorer les caractéristiques des biofiltres telles que le débit d'air, l'épaisseur, la surface des biofiltres et la formulation du substrat, afin de conserver de bons abattements tout en réduisant fortement les consommations électriques en exploitation afin d'améliorer son impact environnemental global.

4.4 CONCLUSION

En matière de traitement des gaz, seuls les procédés de dénitrification font l'objet d'une mise en œuvre effective en tunnel. Les autres techniques citées (béton dépolluant, biofiltration et plasma froid) sont encore au stade de l'étude et de l'expérimentation.

Bien que de nombreuses études en laboratoire aient démontré l'efficacité de la photocatalyse pour réduire les concentrations d'oxydes d'azote, la réduction observée lors des deux expériences menées sur le terrain est dans un cas discutable et dans l'autre décevante, car la photocatalyse ne semble fonctionner que dans une plage de conditions étroite. Quant

au béton dépolluant de LafargeHolcim, il est encore trop tôt pour se prononcer sur son efficacité sur le terrain et dans le temps. Ces deux techniques visent préférentiellement à réduire la concentration d'oxydes d'azote, mais pourraient aussi avoir des effets sur d'autres gaz.

C'est la biofiltration qui semble avoir le potentiel le plus large car portant à la fois sur les polluants gazeux et les particules, mais cette technique nécessite encore des développements, en particulier pour diminuer les consommations énergétiques liées à son fonctionnement et pour s'adapter aux configurations en vraie grandeur des tunnels existants.

CONCLUSION GÉNÉRALE

La filtration des particules et des fumées qui constituent la pollution visible a été le premier objet du traitement de l'air des tunnels. Du premier au dernier tunnel équipé d'un dispositif de filtration des particules, le principe est resté toujours le même et repose sur la filtration électrostatique. Il est acquis que, sur le plan technologique, l'utilisation de précipitateurs électrostatiques permet d'obtenir des résultats très satisfaisants en matière de filtration. Toutefois, même si les dispositifs ont pu progresser, notamment pour en faciliter l'entretien, il n'y a pas eu de révolution technologique majeure et les équipements nécessaires demeurent volumineux avec un coût supérieur au dispositif traditionnel de ventilation, tant en investissement qu'en maintenance ou en exploitation. Les dispositifs sont a priori gourmands en énergie du fait du surplus de ventilation nécessaire. Alors que la grande majorité des installations les plus anciennes ont un objectif de dépollution de l'air à l'intérieur du tunnel, les plus récentes visent le traitement des rejets dans des environnements sensibles.

Pour le traitement des effluents gazeux, des évolutions technologiques importantes ont permis de passer des expérimentations en laboratoire à la réalisation opérationnelle en tunnel. Les quelques cas concrets d'équipements en tunnel apportent toutefois encore assez peu d'informations sur l'efficacité des dispositifs en exploitation notamment parce qu'ils sont récents. Les installations existantes reposent essentiellement sur la dénitrification par absorption utilisée après une filtration électrostatique des particules. Elles sont pour l'essentiel conçues dans un souci de limitation de l'impact des rejets sur l'environnement.

Les dispositifs de traitement actuels dans les tunnels n'offrant pas une entière satisfaction, de nouvelles techniques de traitement de l'air des tunnels telles que le béton dépolluant et la biofiltration ont fait leur apparition ces dernières années. Mais il est difficile aujourd'hui de se prononcer sur le développement de ces techniques qui en sont encore au stade expérimental et dont les conditions de mise en œuvre effective à l'intérieur des tunnels restent à développer.

La qualité de l'air est devenue un enjeu majeur pour la santé et l'environnement. Dans les projets récents de tunnel, le traitement de l'air est souvent proposé en réponse aux préoccupations de riverains, légitimement inquiets face à la modification de leur environnement, sans qu'une analyse multicritère complète justifie réellement l'opportunité du traitement de l'air par comparaison aux méthodes traditionnelles. Avant de s'orienter vers de tels dispositifs qui peuvent effectivement répondre à un problème local de pollution, la ventilation traditionnelle (dilution des polluants par apport d'air frais) reste à étudier en faisant appel aux moyens adéquats, c'est-à-dire en jouant sur les débits et concentrations de l'air vicié rejeté ainsi que sur la localisation, la configuration des rejets et toute autre méthode de nature à améliorer la dispersion de la pollution pour protéger les points les plus sensibles.

En outre, une analyse globale cohérente des dispositifs mériterait de reposer sur une analyse de cycle de vie (ACV), en particulier pour appréhender les consommations d'énergie sans négliger non plus les infrastructures supplémentaires à construire pour implanter les systèmes de traitement de l'air.

Enfin, il est intéressant de replacer la question du traitement de l'air des tunnels dans le contexte plus global de la pollution atmosphérique d'origine routière. Un tunnel ne pollue pas en soi, c'est le trafic qui l'emprunte qui pollue. Un tunnel, il est vrai, canalise cette pollution et permet de la traiter mais sur un linéaire très faible au regard du nombre de véhicules qui circulent par ailleurs à l'air libre. Les tunnels restent en effet des ouvrages exceptionnels. À ce titre, les questions de pollution atmosphérique liées à un tunnel se limitent à des problématiques très locales.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] *Le traitement de l'air des tunnels routiers, état des connaissances sur les études et les réalisations*, CETU, 1999
- [2] *Le traitement de l'air des tunnels routiers, état des connaissances sur les études et les réalisations*, CETU, 2010
- [3] Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie n° 96-1236, 1996
- [4] Circulaire n° 99.329, ministère de la Santé, 1999
- [5] Dossier pilote des tunnels «Ventilation», CETU, 2004
- [6] Instruction technique annexée à la circulaire interministérielle n° 2000-63 relative à la sécurité dans les tunnels du réseau routier national, 2000
- [7] Décret, n° 2002-213, relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, 2002
- [8] Décret, n° 2003-1085, portant transposition de la directive 2002/3/CE, 2003
- [9] Décret, n° 2007-1479, relatif à la qualité de l'air et modifiant le code de l'environnement (partie réglementaire), 2007
- [10] Décret, n° 2008-1152, portant sur la finalisation de la transposition de la directive «métaux lourds HAP» (2004/107/CE), 2008
- [11] Décret, n° 2010-1250, portant transposition de la directive 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe, 2010
- [12] Circulaire relative à l'information du public sur les particules en suspension dans l'air ambiant, ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables, 2007
- [13] *Bilan de la qualité de l'air en France en 2014*, CGDD, 2015
- [14] *Note méthodologique sur l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières*, 2005
- [15] Circulaire interministérielle Santé / Écologie / Équipement relative à l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières, 2005
- [16] *Sélection des agents dangereux à prendre en compte dans l'évaluation des risques sanitaires liés aux infrastructures routières et ferroviaires*, Groupe de travail interministériel Santé/Équipement/Écologie, 2004
- [17] *Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, le benzo(a)pyrène*, INERIS, 2006
- [18] *Bilan de la qualité de l'air 2014*, Airparif, 2015
- [19] *Managing air outside of tunnels*, report for The Rijkswaterstaat Department of Road and Hydraulic Engineering, The Netherlands, Arnold Dix - Counsel at Law, Adj. Professor of Engineering, 2006
- [20] *Les particules de combustion automobile et leurs dispositifs d'élimination*, Ademe, 2005
- [21] *Peugeot 607 équipés de filtres à particules, bilan des émissions de polluants et de la consommation en conditions d'utilisation taxi pendant 120000 km*, Ademe, 2005
- [22] *Approval application of East link, Tunnel Ventilation System Works*, THIESS JOHN HOLLAND, 2006
- [23] *M5 East Tunnel Filtration Trial Evaluation Program - Review of Operational Performance*, AMOG, 2012
- [24] *Airborne dust and particle cleaning in urban road tunnels in Norway*, Tom Myran/Harald Buvik, 2005
- [25] *Tunnels routiers : guide pour l'optimisation de l'impact sur la qualité de l'air*, Association mondiale de la route, AIPCR, 2008
- [26] *Ventilia n° 61*, 2006
- [27] *Possibilities and limitations of tunnel-air filtration and portal-flow extractions*, R Brandt, I Riess, HBI Haerter Ltd, mai 2009
- [28] *Air filtration plant of the M5 tunnel-Détermination of Particle Removal Efficiencies*, CSIRO, 2011
- [29] *Review of Emission Treatment Systems & Technologies - Road Tunnel Applications*, report for NSW Roads and Traffic Authority (Australia), Child & Associates, 2004
- [30] *Air filtration plant of M5 Tunnel-Determination of nitric oxide and nitrogen dioxide removal efficiencies*, CSIRO, novembre 2011
- [31] *Photocatalytic de-pollution in the Leopold II tunnel in Brussels: NO_x abatement results*, Building and Environment, 2014
- [32] *Construction of a photocatalytic de-polluting field site in the Leopold II tunnel in Brussels*, Journal of Environmental Management, 2015
- [33] *Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail relatif à «l'évaluation des risques liés aux nanomatériaux pour la population générale et dans l'environnement»*, 17 mars 2010
- [34] *La photocatalyse appliquée au béton*, article de Claude Stock paru dans «Béton[s]» n° 28, mai/juin 2010
- [35] *Mechanisms of NO_x entrapment into hydrated cement paste containing activated carbon - Influences of the temperature and carbonation*, Université de Poitiers; Lafarge Centre de Recherche, 2013

ANNEXE

Recueil photographique suite à la visite de la M30 à Madrid en mai 2009



Illustration 17 : ventilateurs d'extraction communs au désenfumage et au traitement de l'air, en position horizontale (ouvrage en tranchée couverte) - caractéristiques unitaires : 203 m³/s, 630 kW



Illustration 19 : entrée du circuit de traitement de l'air (l'air circule de la gauche vers la droite) – sur la gauche registres d'ouverture / fermeture du circuit de traitement, sur la droite, dispositifs d'ionisation



Illustration 18 : ventilateurs d'extraction communs au désenfumage et au traitement de l'air, en position verticale (tunnel du By-Pass Sur) – caractéristiques unitaires : 116 m³/s, 560 kW



Illustration 20 : entrée du circuit de traitement de l'air – Gros plan sur les registres et sur les grilles de préfiltration (Aigner)



Illustration 21 : ionisateur – la différence de potentiel est établie entre les pointes visibles sur la photo, l'air est chargé électriquement à son passage entre les lames



Illustration 23 : à gauche, armoires contenant les filtres électrostatiques, et à droite, système déNOx (l'air circule de la gauche vers la droite)



Illustration 22 : éléments du système d'ionisation



Illustration 24 : filtres électrostatiques montés sur rouleaux afin de faciliter le nettoyage à l'air sous pression (Aigner)



Illustration 25 : buses de lavage de l'ionisateur (CTA)



Illustration 27 : filtres électrostatiques et leurs buses de lavage (CTA)



Illustration 26 : lavage de l'ionisateur à l'eau sous pression (CTA)



Illustration 28 : lavage des filtres à l'eau sous pression (Filtrontec)



Illustration 29 : système DéNOx – l'air circule entre les panneaux visibles sur la photo, de l'arrière vers l'avant – la forme évasée a pour but d'augmenter la surface des panneaux (profil en W vu de dessus) et donc les surfaces de contact entre l'air et la charbon actif, pour augmenter l'efficacité du système



Illustration 30 : système DéNOx – l'air circule entre les panneaux visibles sur la photo, plusieurs mètres de longueur sont nécessaires pour que la surface de contact soit suffisante



Illustration 31 : système DéNOx – gros plan sur les panneaux à l'intérieur desquels se trouvent les boules de charbon actif



Illustration 32 : extrémité du système de traitement (l'air arrive depuis la droite, remplit le plénum puis s'échappe par l'ouverture en plafond) – sur la droite les baffles acoustiques montrent la taille de la section aéraulique nécessaire pour que les vitesses de passage dans le système ne soit pas trop élevées – en partie haute, à droite, dans l'ombre, ouverture qui constitue l'extrémité de la gaine parallèle au circuit de traitement permettant de court-circuiter le système de traitement en cas d'incendie



Illustration 33 : transformateur haute-tension pour le courant d'ionisation (Aigner)



Illustration 35 : installation de traitement de l'eau de lavage des filtres (CTA)



Illustration 36 : installation de traitement de l'eau de lavage des filtres (Filtrontec)



Illustration 34 : armoires contenant les unités élémentaires de transformation pour le courant d'ionisation (CTA)



Illustration 37 : récupération des résidus de traitement à l'extrémité du système de lavage des filtres (Aigner)



Illustration 38 : point de récupération des résidus de traitement à l'extrémité du système de traitement de l'eau de lavage des filtres (Filtrontec)



Illustration 39 : point de récupération des résidus de traitement à l'extrémité du système de traitement de l'eau de lavage des filtres (CTA)

Contributeurs

Cyrille Bernagaud, Jean-François Burkhart, Bruno Vidal et Marouane Yaghzar ont participé à l'élaboration de ce document.



Centre d'Études des Tunnels
25 avenue François Mitterrand
69674 BRON - FRANCE
Tél. +33 (0)4 72 14 34 00
Fax. +33 (0)4 72 14 34 30
cetu@developpement-durable.gouv.fr

