

IMPACTS DES AMÉNAGEMENTS ROUTIERS SUR LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE

**Etat de l'art des études traitant
de l'impact des aménagements
routiers (solutions anti-bruit,
solutions spécifiques) sur la
pollution atmosphérique**



SYNTHESE

Cette étude a été coordonnée par l'ADEME au Service Évaluation de la Qualité de l'Air (Contacts : Gilles Aymoz et Marie Pouponneau) et co-rédigée avec Cap Environnement (contacts : Etienne de Vanssay).

L'ADEME remercie les organismes qui ont contribué à la réalisation de cette étude en communiquant informations et documents, ainsi que les membres du comité de pilotage et les relecteurs dont le CERTU (Fabienne Marseille) et le CETE Nord-Picardie (Christine Bugajny).

Ce document est à référencer comme suit :

Rapport ADEME. Impact des aménagements routiers sur la pollution atmosphérique : Etat de l'art des études traitant de l'impact des aménagements routiers (solutions anti-bruit, solutions spécifiques) sur la pollution atmosphérique. Marché ADEME n° 1062c0037. Synthèse réalisée par Cap Environnement, 68 pages, Juillet 2011.

Sommaire

Résumé.....	5
1. Présentation de l'étude et généralités sur le sujet.....	7
2. Les solutions de type « écran ».....	8
2.1 Les haies végétales.....	8
2.1.1 Description.....	8
2.1.2 Synthèse des résultats.....	9
2.1.3 Revue bibliographique.....	10
2.1.3.a Principes généraux.....	10
2.1.3.b Captation des polluants atmosphériques par les végétaux.....	11
A. Dioxyde d'azote.....	11
B. Particules.....	11
2.1.3.c Dispersion atmosphérique par la typologie « écran ».....	12
A. Perméabilité de l'obstacle et zone de mélange.....	12
B. Dispersion des particules - mesures.....	13
2.2 Les écrans anti-bruit.....	15
2.2.1 Description.....	15
2.2.1.a Fonctionnement des écrans.....	15
2.2.1.b Caractéristiques techniques.....	16
2.2.2 Synthèse des résultats.....	16
2.2.3 Comparaison des écrans anti-bruit.....	16
2.2.3.a Efficacité.....	16
2.2.3.b Les paramètres influençant l'efficacité des écrans.....	18
A. La hauteur de l'écran.....	18
B. Les différents murs anti-bruit.....	20
C. La stabilité de l'atmosphère.....	21
D. L'effet du vent.....	22
E. L'association de différentes méthodes.....	22
3. Les solutions de type « revêtements ».....	23
3.1 Revêtements catalytiques sur la chaussée ou sur des murs.....	23
3.1.1 Description.....	23
3.1.2 Synthèse des résultats.....	24
3.1.3 Revêtements catalytiques au TiO ₂	26
3.1.3.a Principes physico-chimiques - Choix et mode d'action du TiO ₂	26
A. Choix du TiO ₂	26
B. Caractéristiques techniques.....	26
C. Fonctionnement du processus de photocatalyse.....	27
3.1.3.b Efficacité des revêtements sur des murs.....	29
A. Tests en laboratoire.....	29
B. Tests en situation réelle.....	31
3.1.3.c Efficacité des revêtements sur la chaussée.....	33
A. Tests en laboratoire.....	33
B. Tests en situation réelle.....	35
3.2 Les « abat-poussières ».....	40
3.2.1 Description.....	40
3.2.2 Synthèse des résultats.....	41

3.2.3	Comparaison des différents abat-poussières	42
3.2.3.a	Toxicité.....	42
3.2.3.b	Efficacité.....	43
	A. Applications périodiques de produits	43
	B. Application unique de produits.....	45
3.2.3.c	Conditions d'utilisation : attributs et limites.....	46
3.2.3.d	Durée de vie et coût des produits	49
	A. Durée de vie.....	49
	B. Coûts	49
3.2.4	Recommandations	50
4.	Les autres solutions.....	52
4.1	Les asphaltes poreux.....	52
4.1.1	Description	52
4.1.2	Synthèse des résultats	52
4.2	Le nettoyage de la voirie	52
4.2.1	Description	52
4.2.2	Synthèse des résultats	53
4.3	La grille électrostatique	54
4.3.1	Description	54
4.3.2	Synthèse des résultats	54
	Conclusion.....	55
	Bibliographie.....	57
	Annexe 1 – Synthèse de la bibliographie	61
	Annexe 2 – Liste des contacts sollicités pour l'étude	66

Résumé

Un certain nombre d'aménagements mis en place aux abords des routes peuvent contribuer à limiter la pollution liée au trafic routier notamment en particules et oxydes d'azote (NO_x):

- des obstacles physiques (haie végétale, mur antibruit) installés pour réduire les impacts sonores mais qui, de fait, impactent la dispersion des polluants,
- des solutions spécifiques (revêtement catalytique, abat-poussière, asphalte poreux, etc.).

Pour mieux connaître leurs impacts respectifs sur la pollution atmosphérique, l'ADEME a coordonné une étude bibliographique des travaux scientifiques sur le sujet. De façon générale, l'étude montre qu'aucune de ces solutions ne peut être préconisée dans l'objectif premier de réduire efficacement la pollution atmosphérique. En revanche, les obstacles physiques (haie végétale, mur antibruit) peuvent présenter un co-bénéfice intéressant sur la qualité de l'air, sous réserves de vérifications préalables tenant compte des lieux fréquentés ou habités par les populations.

Ce document traite des aménagements routiers suivants :

- Les haies végétales
- Les écrans anti-bruit
- Les revêtements catalytiques, sur une chaussée ou sur une paroi le long d'une voie
- Les « abat-poussières »
- Les autres solutions : asphaltes poreux, nettoyage de la chaussée et grille électrostatique

Les haies végétales

L'implantation d'une ou plusieurs rangées d'arbres le long d'une voie peut avoir un triple impact contre la pollution atmosphérique:

- les stomates des feuilles ou des aiguilles peuvent capter certains polluants, notamment le dioxyde d'azote (NO₂) et les particules, les espèces à feuille étant supposées plus efficaces, capables de filtrer 10 % des NO₂ sans que des mesures in situ ne confirment ces données.
- les particules peuvent être adsorbées, autrement dit se déposer sur le végétal. Peu de mesures in situ ont été réalisées mais 5 à 20 % des PM10 pourraient être concernées.
- enfin sous l'effet du vent, la dispersion des polluants est influencée : un impact léger et difficilement observable.

La majorité des travaux réalisés montrent finalement que l'effet des haies végétales sur la qualité de l'air est incertain et probablement faible. Il n'est donc pas possible d'établir de recommandation.

Les écrans anti-bruit

Ces ouvrages en bois, plastique, acier, aluminium ou remblais ont, au minimum, une hauteur de 3,5 à 6 mètres et sont placés en bordure de voirie. En termes de pollution atmosphérique, un grand nombre d'études a mis en évidence leur rôle quant à la déviation des masses d'air provenant de la route et leur dispersion en hauteur ou de chaque côté du mur via des turbulences locales. L'effet du mur sur la dispersion des polluants émis par le trafic dépend des conditions météorologiques (dont la stabilité de l'atmosphère), de la hauteur du mur et de sa position par rapport aux vents dominants. En fonction de ces paramètres, l'effet sur la qualité de l'air peut être positif (diminution observée de 10 à 50% des concentrations de particules et NO_x) ou négatif (augmentation des concentrations de polluants). Cet impact doit être évalué au cas par cas en tenant compte des lieux habités ou fréquentés par les populations.

Les revêtements catalytiques

D'abord utilisés pour leurs propriétés autonettoyantes, les revêtements photocatalytiques (en général à base de dioxyde de titane, qui joue le rôle de catalyseur) s'avèrent aussi capables, sous l'action de la lumière, de dégrader les oxydes d'azote. Des enduits ont ainsi été appliqués ici ou là sur les chaussées ou sur les murs.

- concernant les murs, aucune efficacité n'a été démontrée (ou une efficacité quasi-nulle) en situation réelle alors que tous les tests en laboratoire se révélaient efficaces, selon les méthodes de mesure de 0,5 à 90 %.
- concernant les chaussées, les résultats des expérimentations sur sites réels sont partagés et semblent dépendre des conditions météorologiques et du niveau de pollution avec un intérêt éventuel lors de pics de pollution (40 % de réduction des concentrations). Les tests en laboratoire indiquent une réduction des NOx entre 20 et 100 % selon les méthodes de mesure. Un nettoyage intensif, avec brossage de la chaussée, semble être nécessaire pour éviter l'encrassement.

Les « abat-poussières »

Les abat-poussières pulvérisés sur le revêtement maintiennent une certaine humidité de la chaussée et agglomèrent les poussières, limitant ainsi leur remise en suspension. Les substances utilisées sont le chlorure de magnésium, le chlorure de calcium, l'acétate de magnésium calcium, le lignosulfate de calcium et le sucre. Ces produits ont un effet observé dans différentes études, notamment dans les pays nordiques. Le niveau d'efficacité est variable (dépend notamment des conditions météorologiques et du trafic), et ne peut être transposé directement à la France.

Par ailleurs, l'impact de ces produits sur l'environnement (notamment la dégradation de la qualité des eaux de ruissellement) ou sur les conditions d'adhérence au sol est peu renseigné à ce jour.

L'asphalte poreux

Utilisés pour limiter l'aquaplaning grâce à leurs capacités drainantes, ces enrobés sont composés de granulats de taille supérieure aux asphaltes traditionnels. Cela crée des vides dans lesquels les eaux de pluie mais aussi les particules déposées sur la chaussée peuvent être entraînés. Ces asphaltes sont principalement utilisés pour leur propriété acoustique. Peu d'études ont été réalisées quant à leur effet sur la pollution atmosphérique. Cependant, parmi celles effectuées, leur efficacité est très faible et sujette à caution. De plus, si leur coût est identique à celui d'un asphalte conventionnel, leur durée de vie est environ deux fois moindre et ils doivent subir un balayage industriel deux fois par an pour éviter l'obstruction des pores.

Le nettoyage des voiries

Nettoyer les voiries par un balayage à sec ou avec de l'eau sous pression pour les débarrasser des poussières provenant de l'usure des pneus, des freins ou de la chaussée permettrait de diminuer la concentration de PM10. Toutefois, pour être efficace, les études récentes réalisées notamment en Espagne montrent qu'il faudrait renouveler ce nettoyage chaque jour. Cette solution n'est donc pas applicable. De plus, un nettoyage à l'eau peut entraîner une augmentation du bruit lié à la circulation du fait de l'humidité des chaussées. Se pose également la question du devenir de l'eau, qui chargée en particules, peut impacter d'autres réservoirs que l'air et participer à un transfert de pollution.

I. Présentation de l'étude et généralités sur le sujet

La réduction des impacts des émissions polluantes d'origine routière peut être abordée sous divers angles, selon qu'elle soit réalisée en amont ou en aval de ses causes premières. **Dans cette étude, l'intérêt est uniquement porté sur les solutions de traitement des polluants émis ou rediffusés.** Les autres solutions éventuelles sont présentées ci-après, en tant que contexte sur le sujet d'étude.

Diminution des émissions à la source

Avant de songer à traiter les émissions polluantes, il est nécessaire de s'interroger sur leur source. La pollution liée au trafic routier peut en effet être limitée à la source de multiples façons :

- leviers **sociaux** : sensibilisation des usagers, modification des habitudes de transport ou de consommation...
- leviers **économiques** : réglementations, taxes ou primes...
- leviers **organisationnels** : optimisation des circuits logistiques, organisation multi-modes (transport combiné), promotion du covoiturage, formation à l'éco-conduite, limitation de la vitesse, zones réservées à une catégorie de véhicules moins émissifs (« *low emissions zones* » déployées dans plusieurs grandes villes européennes)...
- leviers **techniques** : modernisation du parc automobile vers des technologies moins polluantes, amélioration de l'aérodynamisme des véhicules, utilisation de carburants alternatifs (bicarburant, électricité), limitation des options (climatisation)...

Plusieurs de ces leviers d'action sont régulièrement préconisés ou développés lors de plans de déplacement d'entreprises ou de démarches de développement durable (Agenda 21...) au sein des collectivités. Aucune de ces solutions ne sera traitée dans cette étude.

Dispersion des polluants

La dilution, ou la dispersion atmosphérique, est le principal moyen d'abattre les concentrations à proximité des voies de circulation. Ce phénomène est lié à la turbulence atmosphérique. Quatre mécanismes (1)(2) sont mis en jeu :

- Le déplacement des voitures sur l'axe routier génère une situation turbulente qui contribue à mélanger le panache de pollution.
- La situation de la route par rapport au niveau du sol, en dépression ou surélevée, génère également de la turbulence en fonction des directions de vent.
- Les effets thermiques agissent aussi sur la turbulence mais essentiellement en saison chaude. Le réchauffement du sol hétérogène en fonction des surfaces (bitume, terre) provoque des recirculations des masses d'air proches du sol.
- Les ouvrages routiers comme les murs anti-bruit ou l'implantation de végétation le long de la voie produisent de la turbulence et influence ainsi la dilution des polluants routiers.

L'étude présentera ici l'impact des aménagements routiers (écrans végétaux ou acoustiques) sur la dispersion des polluants atmosphériques.

Traitement des émissions

D'autres solutions peuvent être mises en œuvre pour traiter directement les émissions polluantes :

- Application de revêtements catalytiques sur la chaussée ou sur les écrans acoustiques le long des voies : sous l'action des UV, certains polluants sont dégradés au contact du catalyseur.
- Nettoyage des voies de circulation : ce procédé empêche la remise en suspension des particules déposées au sol (produites lors du frottement des pneumatiques sur la chaussée ou lors du freinage).

- Couverture totale d'une portion de la voie routière (tunnels...) pour canaliser les émissions vers des systèmes de traitement de l'air ou les éjecter par des cheminées à une certaine hauteur pour favoriser leur dispersion.
- Installation de grilles métalliques parcourues d'un courant électrique le long des voies pour piéger les particules de façon électrostatique.

Tous ces moyens de traitement seront étudiés ici, à l'exception de la couverture totale d'une portion de la voie routière. Cette solution est en effet lourde et déjà étudiée lors de la conception des tunnels.

Enfin dans certains cas, l'aménagement urbain peut être une solution pour réduire l'exposition : éloignement des lieux accueillant les populations sensibles à la pollution atmosphérique des axes à forte circulation, mise en place de zones tampons, construction nouvelle distante des axes à fort trafic, ... Ces solutions ne sont pas étudiées dans le présent document.

2. Les solutions de type « écran »

2.1 Les haies végétales

2.1.1 Description

La mise en place d'un « écran végétal » aux abords d'une voie routière est caractérisée par l'implantation d'une ou de plusieurs rangées d'arbres composés d'essences variées, le long de la voie. En dehors de ses propriétés esthétiques, le but recherché d'une telle installation peut être multiple : lutte contre les nuisances sonores ou visuelles (en présence de riverains proches de la voie routière), lutte contre la pollution atmosphérique.

Dans ce dernier cas, l'effet des végétaux peut notamment être assimilé à un phénomène de captation de certains polluants (dioxyde d'azote, particules), au travers de leur absorption naturelle par les stomates des feuilles ou des aiguilles, ou au travers du phénomène d'adsorption. Par ailleurs, une haie végétale peut également combattre la pollution atmosphérique en améliorant sa dispersion sous l'action du vent, au même titre qu'un autre obstacle de type « écran ».

L'étude s'intéresse ici aux haies végétales, mais il est intéressant de noter que la végétalisation des talus et des merlons peut suivre des caractéristiques équivalentes à celles-ci, selon une note méthodologique établie en 2005 par le CERTU (3).



Image¹ : Haies végétales aux abords d'un échangeur routier / **Image²** : Remblais végétalisés aux abords d'une route

¹ Référence : IPL. Scientific Board Review. 2009, December. IPL-8.

² Référence : Société MACCAFERRI, <http://www.francemaccaferrri.com>

2.1.2 Synthèse des résultats

Les haies végétales ont un impact triple sur la pollution atmosphérique routière de proximité.

En premier lieu, elles absorbent une certaine proportion de polluants au travers des stomates de leurs feuilles ou de leurs aiguilles (captation de certains polluants, notamment le dioxyde d'azote et les particules) (4)(5). Les espèces à feuilles sont supposées plus efficaces que les espèces à aiguilles et seraient capables de filtrer 10% de la pollution due au dioxyde d'azote. Toutefois, les mesures *in situ* (6) effectuées ne permettent pas d'évaluer correctement ce phénomène qui dépend notamment des essences choisies et qui est corrélé au phénomène de dispersion.

Les haies végétales présentent également un phénomène d'adsorption des particules. Peu de mesures *in situ* ont été réalisées, mais l'efficacité de ce dépôt physique pourrait entraîner une réduction de 5 à 20% de la concentration en PM₁₀ derrière les haies (7).

Les barrières végétales constituent par ailleurs des obstacles qui influencent la dispersion des polluants sous l'action du vent (8). Cette dispersion dépend fortement des caractéristiques physiques de la barrière végétale et des conditions atmosphériques : force et direction du vent, stabilité de l'atmosphère. En atmosphère turbulente, l'impact de la barrière semble être négatif, avec des concentrations en polluants supérieures sur 90 mètres. En atmosphère stable ou neutre, on observe cependant d'après deux études distinctes (modélisation numérique (6), mesures *in situ* (9) (10) :

- une très légère dégradation de la qualité de l'air à proximité de la route (jusqu'à 30 mètres derrière la barrière), en raison de la diminution locale des vitesses de vent et de phénomènes de turbulences,
- une légère amélioration entre 30 et 100 mètres derrière la barrière, l'abattement de pollution atteignant 5 à 10%,
- aucune modification au-delà de 100 mètres.

Les experts précisent que cet impact est léger et difficilement observable en raison de la variabilité des conditions atmosphériques lors des études menées jusqu'à ce jour. Ils n'établissent ainsi aucune recommandation en ce qui concerne l'utilisation de haies végétales pour combattre la pollution atmosphérique routière (11)(12)(13).

Ce qu'il faut retenir

L'implantation d'une ou plusieurs rangées d'arbres le long d'une voie peut avoir un triple impact contre la pollution atmosphérique :

- les stomates des feuilles ou des aiguilles peuvent capter certains polluants, notamment le dioxyde d'azote (NO₂) et les particules, les espèces à feuille étant supposées plus efficaces, capables de filtrer 10 % du NO₂ sans que des mesures *in situ* ne confirment ces données.
- les particules peuvent être adsorbées, autrement dit se déposer sur le végétal. Peu de mesures *in situ* ont été réalisées mais 5 à 20 % des PM₁₀ pourraient être concernées.
- enfin sous l'effet du vent, la dispersion des polluants est influencée : un impact léger et difficilement observable.

La majorité des travaux réalisés montrent finalement que l'effet des haies végétales sur la qualité de l'air est incertain et probablement faible. Il n'est donc pas possible d'établir de recommandation.

2.1.3 Revue bibliographique

2.1.3.a Principes généraux

Les principes généraux des mécanismes liés à l'impact de la végétation et de la dispersion des polluants sont présentés par les Figure 1 et Figure 2. Les arbres piègent ainsi les polluants près de leurs sources et modifient les phénomènes de dispersion des polluants par le vent (illustré par des flèches sur les schémas).

Figure 1 : Les arbres piègent la pollution, qui n'est pas évacuée par le vent. Par contre, les écrans végétaux le long des bâtiments ne gênent pas la circulation du vent (effet « Canyon » classique) et peuvent éventuellement avoir un effet absorbant.

Figure 2 : Les arbres piègent la pollution, par des phénomènes de turbulences en dessous de leur cime. Sans végétation, la circulation de l'air n'est pas modifiée et la pollution est dispersée.

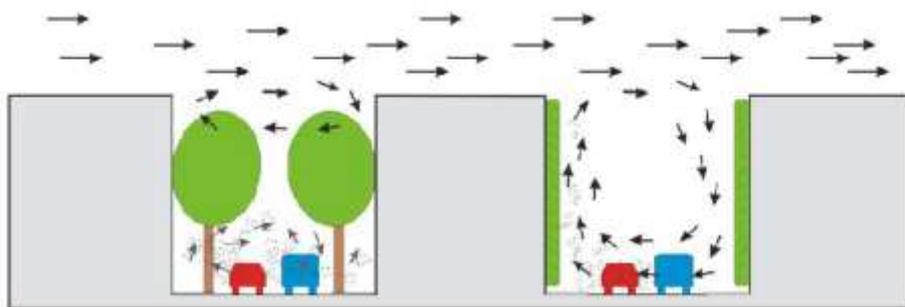


Figure 1 – Rue « canyon », avec rangées d'arbres ou murs végétaux (6)



Figure 2 – Autoroute, avec ou sans rangées d'arbres (6)

Les experts précisent que l'impact des haies végétales sur la pollution atmosphérique est léger et difficilement mesurable en raison de la variabilité des conditions atmosphériques lors des études menées jusqu'à ce jour. La plupart des experts n'établissent ainsi aucune recommandation en ce qui concerne l'utilisation de haies végétales pour combattre la pollution atmosphérique routière (13).

Seul l'expert néerlandais Theo Cornelissen (6), établit un certain nombre de recommandations, basées sur les principes illustrés ci-dessus :

- Ne pas planter de rangées d'arbres le long d'une rue à fort trafic ou d'une autoroute
- Ne pas planter de rangées d'arbres près d'une voie routière s'il y a des passants
- Planter des rangées d'arbres le long d'une rue à faible trafic³
- Planter des rangées d'arbres près d'une voie routière s'il n'y a pas de passants
- Installer des murs végétaux le long des voies à fort trafic
- Installer des parois végétalisées sur les toits des habitations

³ Pas de précision quantitative sur le terme de « faible trafic »

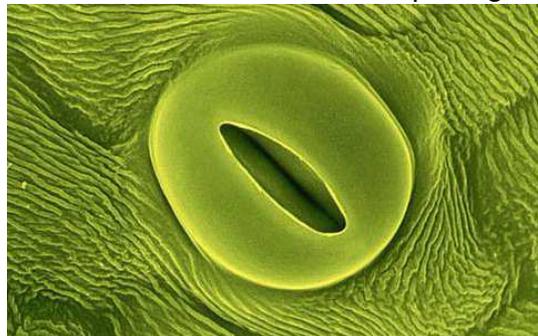
2.1.3.b Captation des polluants atmosphériques par les végétaux

Le phénomène de captation des polluants atmosphériques par les végétaux dépend de la taille des molécules considérées et de leur composition chimique. Il est observé pour le dioxyde d'azote NO₂ et pour les petites particules PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁. Ce phénomène d'interaction entre la plante et l'atmosphère environnante a été mis en évidence dans un grand nombre d'études (4), mais les taux d'abattement des polluants mentionnés n'ont fait l'objet que de quelques études (5)(6)(7).

A. Dioxyde d'azote

Les végétaux peuvent métaboliser le dioxyde d'azote par absorption au travers de leurs stomates ou par adsorption sur leur surface externe.

Définitions⁴ : En chimie, l'**absorption** caractérise la propriété que présentent les solides et les liquides à retenir certaines substances (gaz ou liquides) dans la totalité de leur volume. L'**adsorption** est quant à elle un phénomène de surface par lequel des solides pulvérulents ou poreux, des solutions retiennent à leur surface des molécules, des ions en phase gazeuse ou liquide.



Image⁵ : Stomates d'une feuille

La capacité d'absorption des végétaux dépend de la surface de leurs feuilles ou de leurs aiguilles : les espèces feuillues sont ainsi plus efficaces que les espèces à aiguilles (en valeur absolue, à un moment donné). Une étude néerlandaise (6) présente ainsi un taux d'absorption de 0,2 mg de NO₂ absorbé par décimètre carré et par jour, soit un abattement de 10% de la pollution due au NO₂.

Une autre étude (5) a montré un abattement de NO₂ de 3,5 ppb à 10 mètres de l'écran et de 2,3 ppb à 150 mètres de celui-ci. Toutefois le rôle de la dispersion mécanique occasionnée par l'obstacle n'est pas isolé de celui d'adsorption par les espèces végétales : ces taux d'abattement représentent l'impact corrélé de ces deux phénomènes.

B. Particules

Le phénomène d'adsorption des particules a lieu sur toutes les surfaces externes de l'espèce végétale, en particulier des feuilles et des aiguilles. Les mesures *in situ* réalisées par une étude néerlandaise (6) montrent un taux d'abattement de 15 à 20% de la pollution due aux particules PM₁₀. Elles évaluent ainsi la déposition des particules PM₁₀ sur la végétation.

Enfin, une modélisation numérique a été effectuée à partir d'un site réel en Californie (7) pour caractériser les phénomènes d'absorption et d'adsorption des particules. Les résultats montrent une réduction de 0,04 µg/m³/s ou 121 kg/an des particules, soit un taux d'abattement de 4,6%. Les essences végétales considérées (identifiées comme pertinentes pour cette étude grâce à un logiciel *i-Tree*) ne sont toutefois pas précisées.

⁴ Dictionnaire Larousse

⁵ Référence : Hortidact, <http://hortidact.over-blog.com/>

Selon cette même étude, l'impact des arbres sur la réduction de la pollution atmosphérique varie selon la taille des particules : les espèces qui maximisent la surface disponible et possèdent une surface « collante » retiendront mieux les grosses particules, tandis que les espèces qui possèdent une bonne surface et qui ont une structure de feuillage complexe, permettront de faire transiter un flux d'air important et de capturer davantage les particules plus fines à cause des turbulences locales créées dans le feuillage.

2.1.3.c Dispersion atmosphérique par la typologie « écran »

A. Perméabilité de l'obstacle et zone de mélange

L'obstacle végétal contribue également à diminuer la vitesse du vent qui le traverse et favorise la sédimentation des particules. Cette capacité se traduit par la perméabilité de l'obstacle, les meilleurs résultats étant obtenus pour une perméabilité moyenne.

La Figure 3 présente le phénomène pour une perméabilité moyenne. En fonction de la perméabilité et de la largeur de la barrière, des turbulences apparaissent et provoquent des recirculations d'air à la base de l'écran végétal, comme présenté en Figure 4.

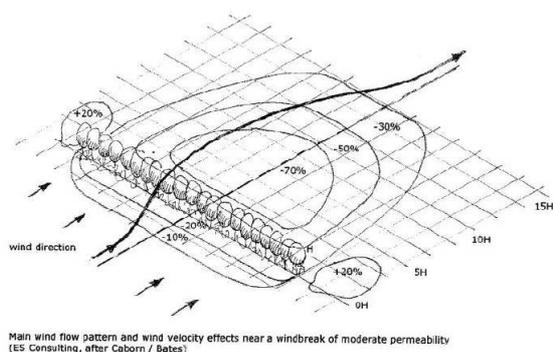


Figure 3 – Diminution de la vitesse du vent par un écran végétal (6)

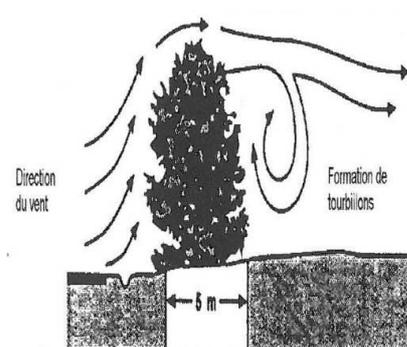


Figure 4 – Turbulence provoquée par un écran végétal (8)

La profondeur de la zone de mélange créée par ce biais dépend de la hauteur et de la perméabilité de l'écran. L'annexe technique à la note méthodologique sur les études d'environnement pour les projets routiers « volet air » (8) conseille l'utilisation d'une bande végétale de 10 mètres de profondeur et présente les caractéristiques techniques requises pour un écran végétal :

- Distance du bord de la voie : 5 à 15 m
- Profondeur minimale de 10 m et hauteur minimale de 2 m
- Composition mixte (1/2 à 2/3 de conifères)
- Essences efficaces (liste non exhaustive) : Pin de Corse, Cyprès de Leyland, Pin Sylvestre, Orme, Tilleul, Alisier blanc, frêne, platane, érable champêtre, merisier, Pin noir, Thuya...



Image⁶ : Pin sylvestre

⁶ Référence : Pépinières Rey, <http://www.pepinieres-rey.com>

B. Dispersion des particules - mesures

De récentes études ajoutent des précisions quant à l'efficacité des écrans végétaux. Des mesures *in situ* ont été réalisées en 2006 et 2008 le long d'une autoroute néerlandaise (A50, Vaassen) dont une partie est longée par un écran végétal (6)(9) (10). Une zone sans écran sert de référence.

La Figure 5 présente les résultats de deux campagnes de mesures *in situ*, réalisées en 2006 (5 jours de mesures) et en 2008 (6 semaines de mesures en été, 2 semaines de mesures en hiver). La campagne de 2006 (à gauche) montre l'évolution des concentrations en fonction de l'éloignement à la route et à l'écran végétal. La concentration mesurée derrière le mur végétal est légèrement supérieure à celle à proximité de la voie de circulation. A une distance de 40 mètres la concentration dans la situation avec le mur végétal est plus faible. Au-delà de 80 mètres les concentrations derrière l'écran sont nettement inférieures. Lors de la campagne de 2008 (à droite), les concentrations observées derrière l'écran végétal sont systématiquement supérieures jusqu'à une distance de 90 mètres. Au-delà, les concentrations semblent identiques.

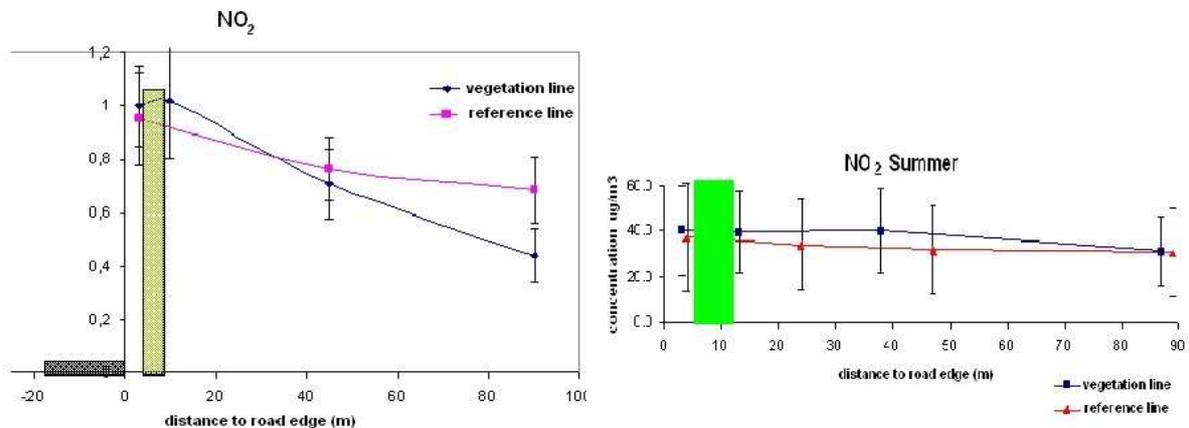


Figure 5 – Variation de la concentration en NO₂ avec (vegetation line) et sans barrière végétale (reference line) (à gauche en 2006 et à droite en 2008) (6)

La Figure 6 présente les résultats pour les particules PM₁₀ et PM₁. Les résultats pour les PM₁₀ (à gauche) ne sont pas exploitables car les concentrations mesurées entre les deux scénarios sont trop proches pour conclure. Pour les PM₁ (à droite), les concentrations sont plus élevées derrière la barrière végétale et retrouvent leur niveau de référence à 90 mètres.

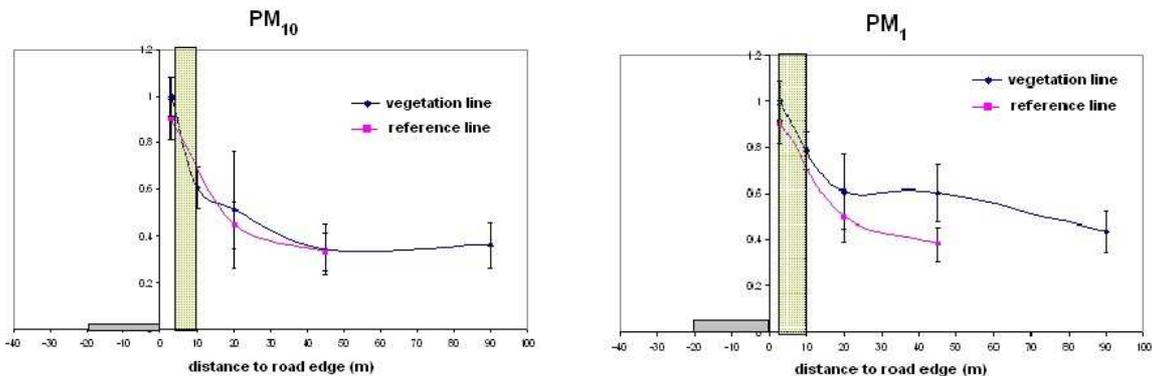


Figure 6 – Variation des concentrations en PM₁₀ et PM₁ avec (vegetation line) et sans barrière végétale (référence line) (6)

Ces résultats obtenus lors de campagnes de terrain semblent être contradictoires. En réalité ces mesures soulèvent un phénomène qui influence directement la dispersion des polluants : la stabilité atmosphérique. Afin de comprendre ces résultats, des modélisations en trois dimensions ont été réalisées pour des conditions de stabilités atmosphériques différentes.

Les figures suivantes présentent les coupes verticales pour deux situations de stabilité atmosphérique. Les représentations graphiques sont en pourcentage de différence entre la situation avec mur végétal et sans (situation de référence). En atmosphère stable (Figure 7) les concentrations derrière le mur végétal sont plus basses que lors de la situation de référence. En revanche en atmosphère turbulente (Figure 8) les concentrations sont plus importantes jusqu'à une distance de 50 mètres de la voie pour ensuite devenir équivalentes à la situation de référence.

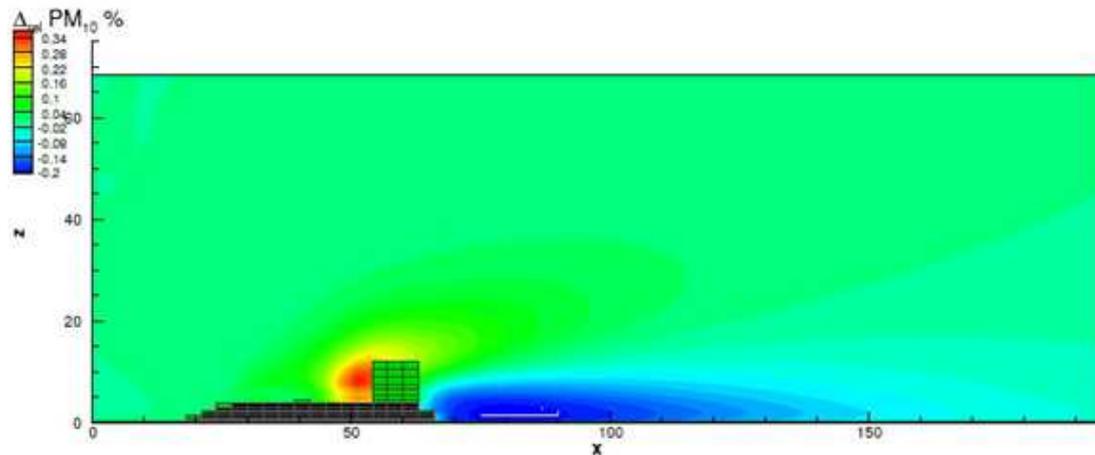


Figure 7 – Coupe verticale des pourcentages de variation des PM₁₀ avec un mur végétal par rapport à l'état de référence, de nuit, en atmosphère stable (9)

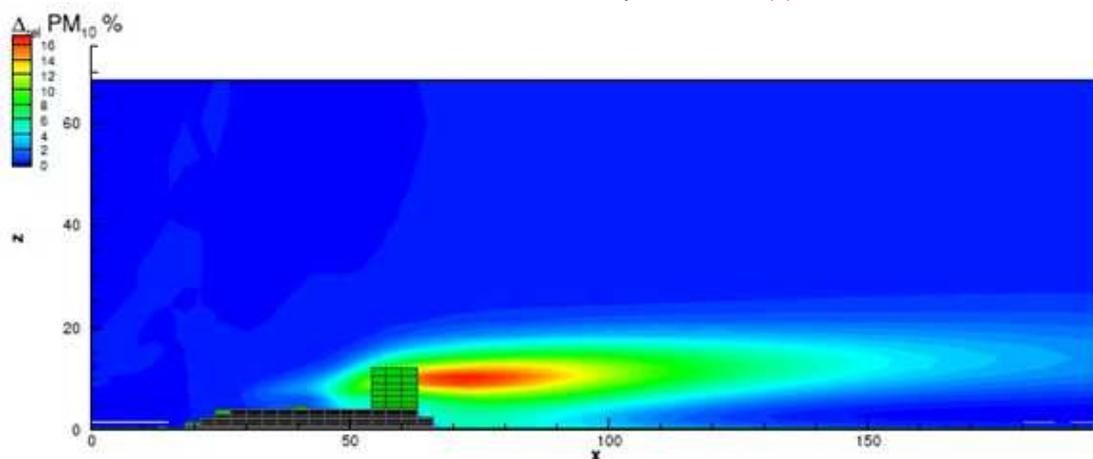


Figure 8 – Coupe verticale des pourcentages de variation des PM₁₀ avec un mur végétal par rapport à l'état de référence, de jour, en atmosphère turbulente (9)

La stabilité de l'atmosphère influence donc de manière importante les effets du mur végétal. Des campagnes de mesures réalisées dans des mauvaises conditions de dispersion (atmosphère turbulente) présentent des résultats où le mur végétal est sans effet pour la qualité de l'air entre 0 et 50 mètres (distance dépendant des paramètres physiques du mur : perméabilité, hauteur, profondeur et distance à la voie de circulation).

Les autres études bibliographiques (5)(11)(12) présentent des résultats plus généraux :

- **L'effet global de la végétation entre une voie routière et des habitations proches est estimé au mieux comme neutre, au pire comme négatif** (augmentation locale des concentrations de polluants à cause de la diminution de la vitesse du vent).
- **Les phénomènes de diminution de la vitesse du vent et de la création de zones de turbulences provoquent généralement une augmentation de la concentration des polluants derrière la barrière végétale**, en comparaison avec les situations sans végétation.

- **Les plantations d'arbres peuvent avoir un impact positif si la distance entre la voie routière et les habitations est supérieure à 100-150 mètres** (zone « tampon » due à la captation des polluants par les arbres et à la déposition des particules).

2.2 Les écrans anti-bruit

2.2.1 Description



Image : Ecran anti-bruit en béton le long d'une voie routière (14)

Un écran anti-bruit (ou *écran acoustique*) est un ouvrage réalisé aux abords d'une voie qui sert d'obstacle entre la source du bruit et les bâtiments exposés. Son objectif est de limiter le niveau sonore dû à l'activité routière ou ferroviaire, afin de protéger les habitations environnantes et de respecter les réglementations propres au bruit des transports terrestres.

2.2.1.a Fonctionnement des écrans

La [Figure 9](#) suivante présente le fonctionnement d'un écran. Lorsque l'onde sonore se propage en direction du récepteur, elle rencontre l'écran. Selon les propriétés du mur, l'onde sonore est en partie transmise, absorbée, réfléchi ou diffractée.

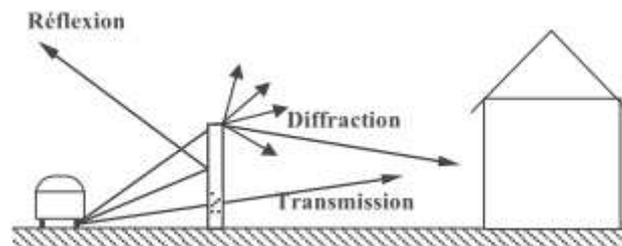


Figure 9 – Fonctionnement d'un écran acoustique (14)

Diffraction : l'efficacité de l'écran en termes de diffraction dépend de son **implantation**, de sa **hauteur** et de la **longueur de la partie du site non masquée**. Le choix du matériau a une influence faible pour les riverains exposés aux composantes diffractées de l'onde sonore. L'efficacité moyenne en diffraction d'un mur se situe entre 8 et 12 dB(A).

Transmission / Absorption : l'onde transmise à travers l'écran se propage vers le récepteur et se cumule à l'onde diffractée. Selon les lois de l'acoustique, lorsqu'un signal sonore est inférieur de plus de 10 dB(A) à un autre signal, il devient négligeable. Il suffit donc ici que l'onde transmise soit atténuée de 10 dB(A) de plus que l'onde diffractée, ce qui dépend entièrement du **matériau** utilisé et de son **épaisseur**. Par exemple, ce résultat peut être obtenu pour 35-40 mm de bois (assemblage de clins rainurés), 12-15 mm de plastique (polycarbonate ou méthacrylate), 1,5 mm d'acier, 2,5 mm d'aluminium...

Réflexion : lorsque l'onde sonore rencontre l'écran, elle se réfléchit sur lui. Cette énergie renvoyée par l'écran peut se révéler indésirable, par exemple pour les habitations qui y seraient exposées et qui peuvent voir leurs niveaux sonores augmenter, ou dans le cas de deux écrans en parallèle pour lesquels l'efficacité globale peut être détériorée. Ce phénomène dépend entièrement du **matériau** utilisé et de l'**état de surface** du mur côté route.

2.2.1.b Caractéristiques techniques

La description d'un écran anti-bruit est donnée dans la note méthodologique annexée à la circulaire interministérielle N°DGS/SD7B/2005/273 (3). Selon ce document, les murs anti-bruit sont placés à une distance de la voie comprise entre 0 et 5 mètres, et ont une hauteur minimale de 3,5 à 6 mètres suivant la distance de la voie. Des remblais raides avec une inclinaison vers la route de 1:0.5 à 1:1.15 ou en sens opposé de 1:2,5, peuvent également être mis en place.

2.2.2 Synthèse des résultats

La principale propriété des écrans anti-bruit en termes de lutte contre la pollution atmosphérique routière consiste à dévier les masses d'air provenant de la route et à disperser les polluants en hauteur (selon la taille de l'écran) ou de chaque côté du mur par des phénomènes de turbulences locales.

Cet effet dispersif des écrans acoustiques a été mis en évidence dans un grand nombre d'études. Leur efficacité est observée lorsque les conditions atmosphériques sont favorables (atmosphère instable ou neutre) : des abattements compris entre 10 et 50% sont observés en fonction des études et des polluants. Lorsque les conditions atmosphériques sont défavorables (atmosphère turbulente), l'obstacle physique peut avoir un rôle plus faible ou négatif sur la qualité de l'air derrière l'écran. La direction du vent joue également un rôle dans l'efficacité de cette dispersion.

Ce qu'il faut retenir

Ces ouvrages en bois, plastique, acier, aluminium ou remblais ont, au minimum, une hauteur de 3,5 à 6 mètres et sont placés en bordure de voirie. En termes de pollution atmosphérique, un grand nombre d'études a mis en évidence leur rôle quant à la déviation des masses d'air provenant de la route et leur dispersion en hauteur ou de chaque côté du mur via des turbulences locales. L'effet du mur sur la dispersion des polluants émis par le trafic dépend des conditions météorologiques et de la position du mur par rapport aux vents dominants. En fonction de ces paramètres, l'effet sur la qualité de l'air peut être positif (diminution observée de 10 à 50% des concentrations de particules et NOx) ou négatif (augmentation des concentrations de polluants). Cet impact doit être évalué au cas par cas en tenant compte des lieux habités ou fréquentés par les populations.

2.2.3 Comparaison des écrans anti-bruit

2.2.3.a Efficacité

Les effets dispersifs des obstacles anti-bruit peuvent permettre de diminuer la concentration des polluants près de la voie routière de façon significative. Les obstacles ont en effet la propriété de dévier les masses d'air provenant de la route. Il en suit une zone de turbulence derrière l'obstacle et une émission des polluants en hauteur, ce qui favorise la dispersion des polluants (Figure 10).

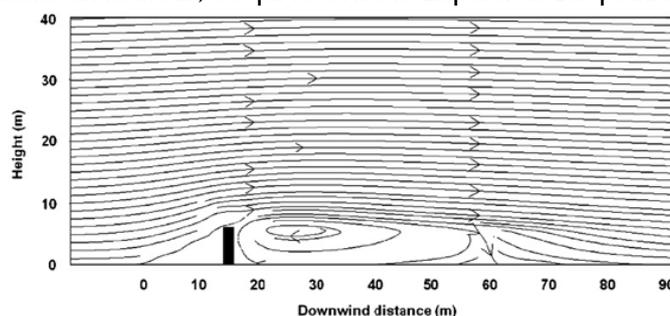


Figure 10 – Effet turbulent d'un mur antibruit (15)

En raison de ce phénomène de dispersion, on observe des taux d'abattement de la pollution liée aux NO_x et aux particules compris entre 10 et 50%, lorsque les conditions météorologiques sont favorables (15).

La Figure 11 présente une modélisation en deux dimensions le long d'un axe routier (symbolisé en noir au bas de la figure) où un tronçon est équipé d'un mur anti-bruit (partie de gauche de 0 à 350 mètres sur l'axe des abscisses) et l'autre non (partie de droite 350 à 700 mètres sur l'axe des abscisses). L'effet du mur anti-bruit est significatif avec une zone à proximité immédiate du mur où les concentrations sont faibles voir nulles. En revanche la route impacte sur une plus grande distance.

La Figure 12 montre le résultat de mesures de particules réalisées sur le même ouvrage que la Figure 11. Les concentrations ont été obtenues par un camion laboratoire parcourant la longueur du tracé à 15 mètres de la voie. Les concentrations sont plus faibles derrière l'écran acoustique par rapport au tronçon sans protection. L'abattement est de l'ordre de 50% pour les particules de 75 nm et 30% pour les particules de 20 nm (16).

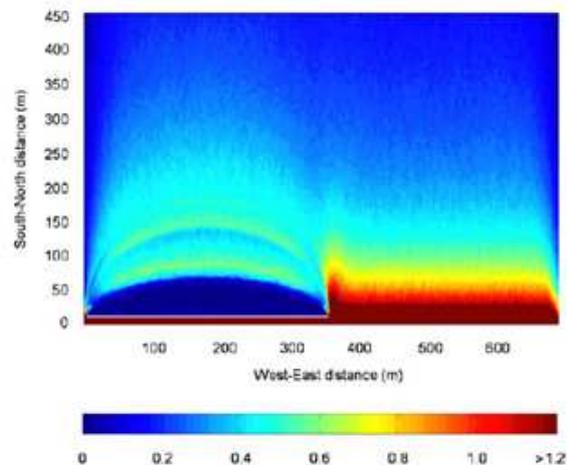


Figure 11 – Dispersion atmosphérique en coupe horizontale, présence d'un mur anti-bruit de 0 à 350 mètres et sans écran de 350 à 700 mètres (15)
 Vue « de dessus », avec en abscisse la distance Est/Ouest, en ordonnée la distance Nord/Sud. Le mur est représenté par la ligne marron à la distance Nord/Sud 0m.

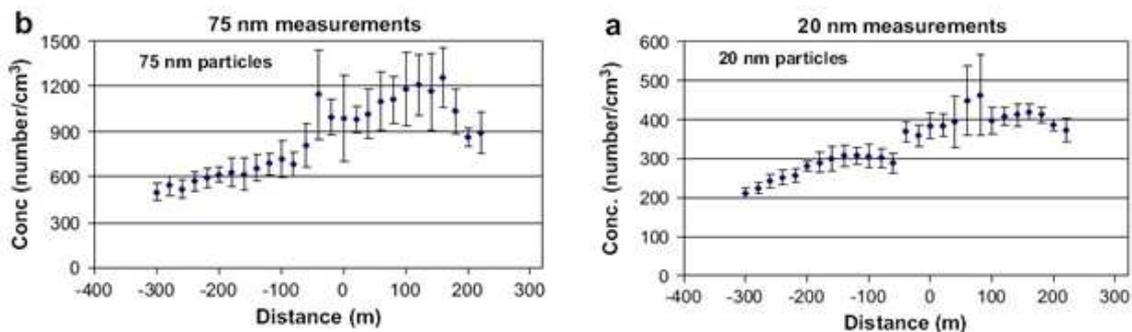


Figure 12 – Mesures de concentrations de particules le long d'un axe équipé d'un mur anti-bruit (16) (de -300 à 0 m) puis sans mur (de 0 à 250 m), mesures réalisées à 15 mètres de la voie

Mesures in situ – Pays-Bas

Aux Pays-Bas, des études (17) sur un mur anti-bruit de 4 mètres de haut ont démontré un abattement de 20% pour les NO_x et 31% pour les particules PM₁₀. Ces résultats ont été obtenus en réalisant des mesures *in situ* sur une zone de référence sans protection à proximité de l'écran acoustique testé, pendant plusieurs jours (12h par jour).



Figure 13 – Mur anti-bruit de 4 mètres de hauteur, testé aux Pays-Bas (17)

Mesures in situ – Allemagne

Une expérimentation a également eu lieu en Allemagne, à l'est de Cologne sur l'autoroute A4, entre 1995 et 1998 (18).

Les résultats des mesures in situ montrent une réduction de 16% de la concentration annuelle moyenne de NO derrière l'écran (toutes forces et directions de vent confondues), et une augmentation de 25% de cette concentration devant l'écran. En termes d'abattement des concentrations en NO₂, on observe une augmentation de la concentration annuelle moyenne de NO₂ de 19% derrière l'écran.

Measuring point	NO annual mean [µg/m³]		NO ₂ annual mean [µg/m³]	
	Without wall	With wall	Without wall	With wall
Central reserve	360	331 (92%)	72,3	71,2 (98%)
Edge of pavement	125	156 (125%)	51,3	58,8 (115%)
Noise protection wall / mast	79	127 (161%)	43,4	54,4 (125%)
At a distance of 12m	87	74 (85%)	43,2	51,5 (119%)
At a distance of 180m	36	30 (83%)	39,8	37,3 (94%)

Figure 14 – Résultats des mesures du projet mené par BAST (18)

2.2.3.b Les paramètres influençant l'efficacité des écrans

A. La hauteur de l'écran

La hauteur du mur anti-bruit influence directement la hauteur à laquelle les polluants seront émis. Des résultats en soufflerie ont montré que plus le mur est haut plus l'effet positif sur la qualité de l'air est important (Figure 15). Une campagne de mesures grandeur nature corrobore ces résultats, même si les abattements constatés sont nettement moins importants que les résultats obtenus en soufflerie. Ainsi la Figure 16 regroupe trois graphiques qui mettent en évidence l'effet de la hauteur du mur sur la qualité de l'air.

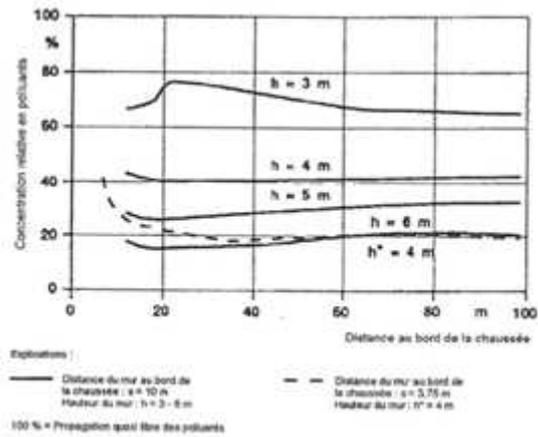


Figure 15 – Effet de la hauteur d'un mur sur l'abattement des concentrations (8)
 En trait plein, de haut en bas : hauteurs de 3m, 4m, 5m, 6m.
 En ordonnée : concentration relative en polluant (%). En abscisse : distance (m).

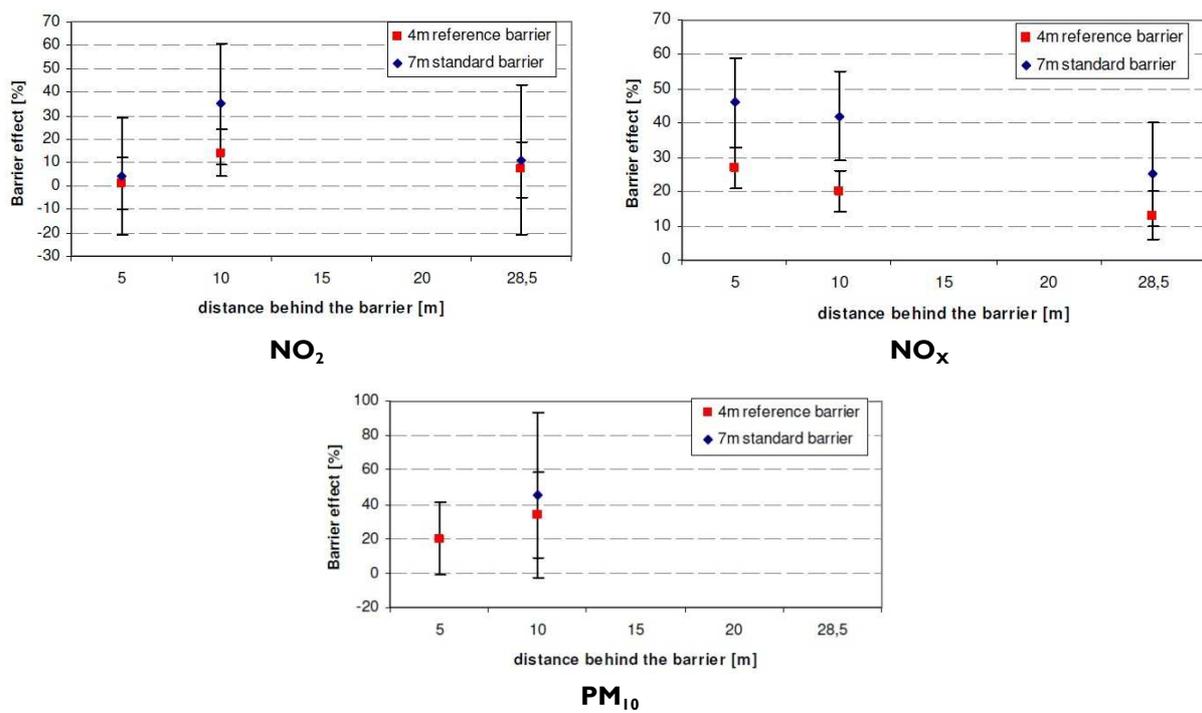


Figure 16 – Evolution des concentrations des NO_x , NO_2 et PM_{10} en fonction de la distance à un écran (19)
 En rouge : écran de 4m de haut. En bleu : écran de 7m de haut.

B. Les différents murs anti-bruit

Il existe différents types de mur antibruit : végétalisés, filtrants, catalytiques ou équipés d'une armature spécifique. L'efficacité des murs a été déterminée par différence avec un site sans mur et proche. Les murs ont ensuite été testés et comparés à un mur de référence de même hauteur (4 mètres).

La Figure 17 présente les comparaisons pour les différents murs des abattements de NO_x et du NO_2 . La ligne horizontale en grisé correspond à l'abattement observé pour un mur de 4 mètres. Les résultats ne sont pas significatifs pour valider l'efficacité d'un mur optimisé par rapport à un écran classique de même hauteur. Toutefois, il est notable qu'un écran plus haut a un meilleur taux d'abattement des concentrations en polluants.

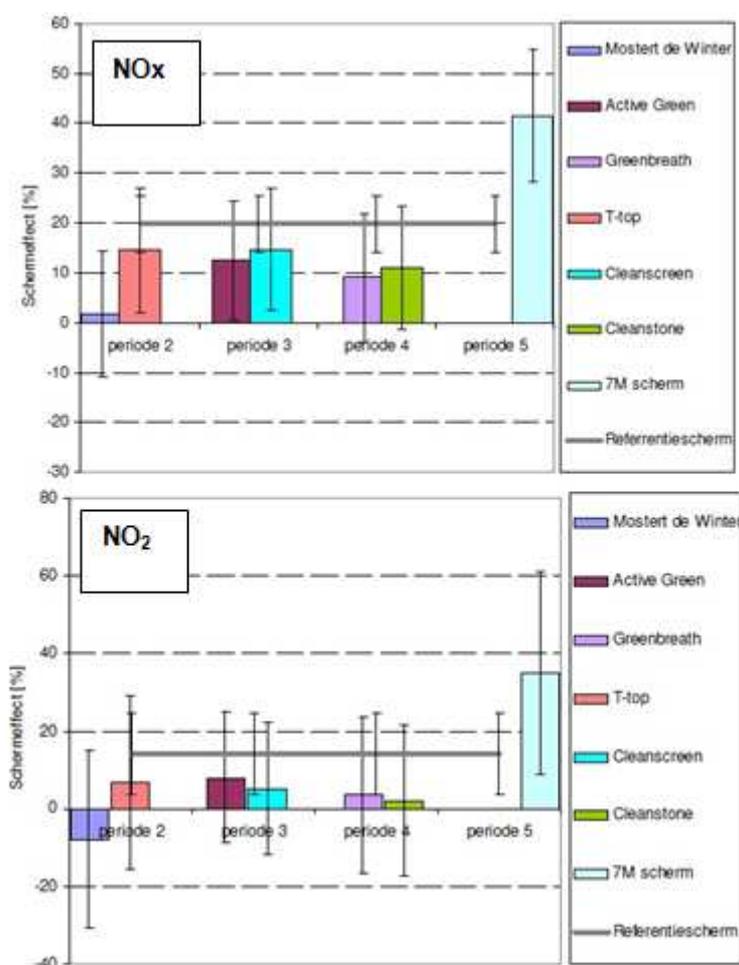


Figure 17 – Efficacité de différents types de murs anti-bruit (19)

Légende de la Figure 17 :

- Mostert de Winter : mur végétalisé
- Active Green : mur végétalisé
- Greenbreath : mur laissant circuler l'air au travers
- T-top : mur recouvert d'un T à son sommet
- Cleanscreen : mur laissant circuler l'air à l'intérieur du mur
- Cleanstone : mur catalytique
- 7M scherm : mur de 7 mètres de hauteur
- Referentiescherm : mur de 4 mètres de hauteur

C. La stabilité de l'atmosphère

Un écran anti-bruit présente le même phénomène physique de dispersion qu'un écran végétal. Les modélisations numériques effectuées pour un écran végétal (cf. [partie 2.1.3.c](#)) sont donc en partie utilisables pour les écrans anti-bruit, non en termes de taux d'abattement mais de dépendance aux conditions atmosphériques.

Ainsi, sur les figures suivantes, on retrouve deux situations de stabilité atmosphérique différentes. En atmosphère stable ([Figure 18](#)) les concentrations derrière le mur sont plus basses que lors de la situation de référence. En revanche en atmosphère turbulente ([Figure 19](#)) les concentrations sont plus importantes sur une certaine distance avant de devenir équivalentes à la situation de référence.

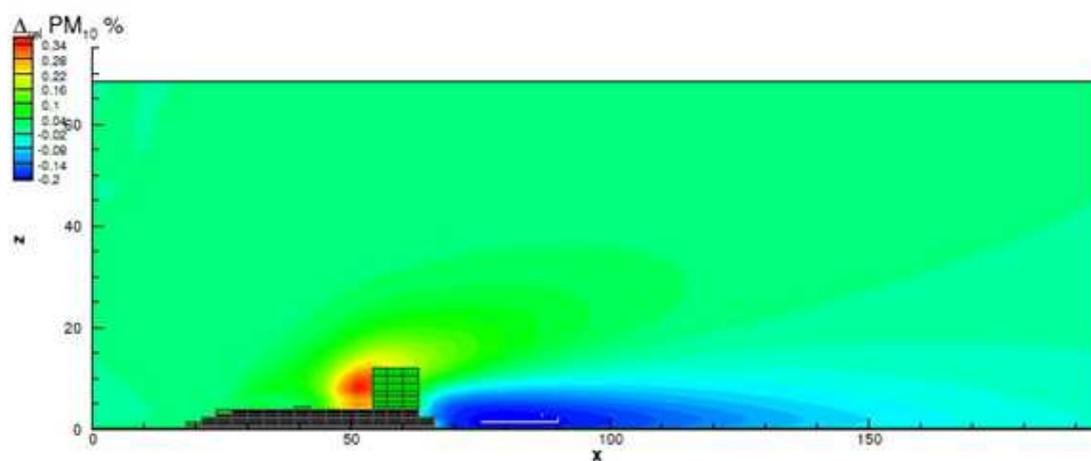


Figure 18 – Coupe verticale des pourcentages de variation des PM₁₀ avec un mur végétal par rapport à l'état de référence, de nuit, en atmosphère stable (9)

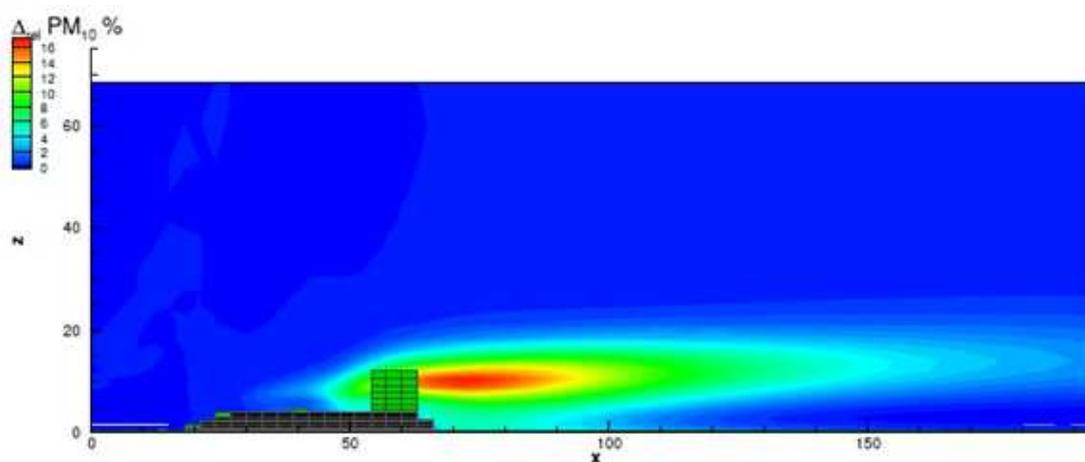


Figure 19 – Coupe verticale des pourcentages de variation des PM₁₀ avec un mur végétal par rapport à l'état de référence, de jour, en atmosphère turbulente (9)

D. L'effet du vent

L'incidence du vent par rapport à l'écran acoustique a un impact sur la propriété du mur à disperser les émissions polluantes. La Figure 20 met en évidence les variations de concentration du monoxyde de carbone en fonction de la direction du vent pour deux situations, avec et sans obstacle. L'étude a établi des mesures *in situ* pendant plusieurs jours, 12h d'échantillonnage par jour : la figure ci-dessous présente les résultats obtenus pour le 3 août 2006 à Raleigh, North Carolina.

La zone grisée du graphique correspond à une direction de vent perpendiculaire au mur : l'efficacité du mur apparaît meilleure pour les tranches horaires concernées (7h30-9h00, autour de 15h30, autour de 17h00). En revanche pour les vents parallèles, l'écran acoustique piège les polluants ce qui augmente légèrement la concentration.

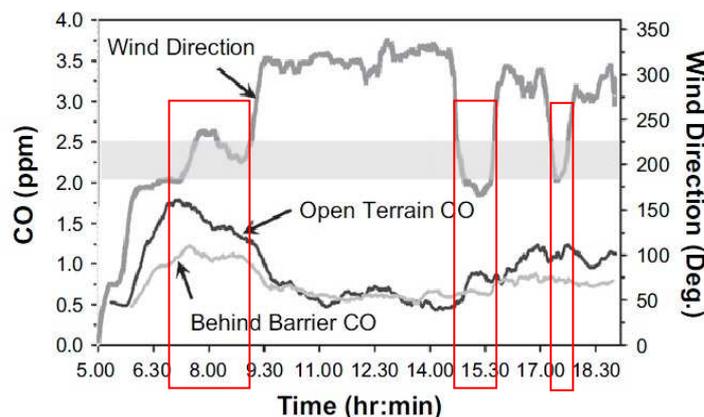


Figure 20 – Variation des concentrations en fonction des directions de vent (15)
« Open terrain » : site sans barrière. « Behind Barrier » : site derrière un écran.

E. L'association de différentes méthodes

Il existe de nombreuses combinaisons de méthodes : association de routes en contrebas ou en hauteur, des talus, des végétaux ou des murs anti-bruit. L'ensemble de ces associations ne sont pas toutes étudiées et il est par conséquent difficile de se prononcer sur la meilleure configuration. La Figure 21 montre un exemple d'association où il apparaît que la combinaison de végétaux et d'un mur anti-bruit est plus efficace qu'un mur seul.

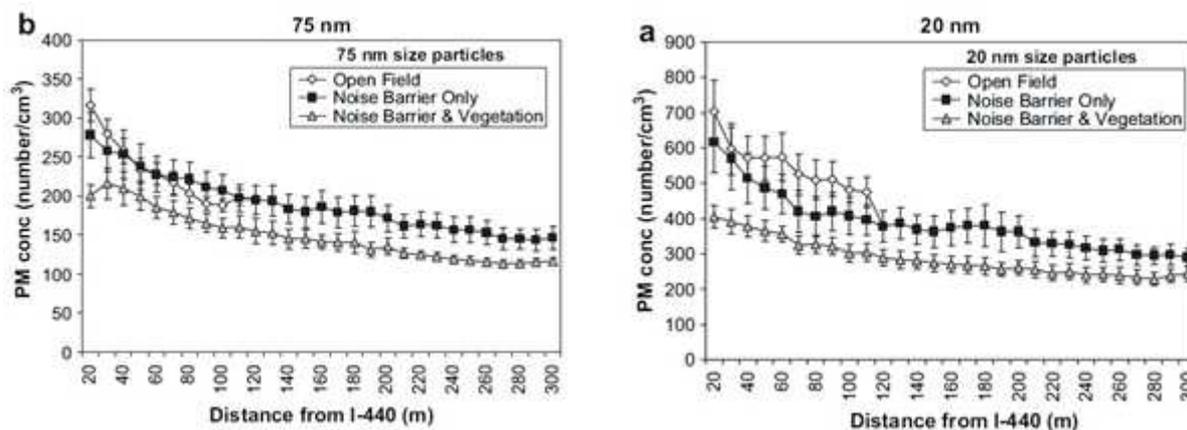


Figure 21 – Efficacité de différents types de murs anti-bruit (19)

3. Les solutions de type « revêtements »

3.1 Revêtements catalytiques sur la chaussée ou sur des murs

3.1.1 Description

En catalyse hétérogène, un *catalyseur* est une substance solide qui accélère la vitesse d'une réaction chimique vers l'équilibre, sans être consommée à la fin de la réaction. Sa structure ou sa composition peut être altérée pendant la réaction mais il n'y a pas de relation stœchiométrique entre ces altérations et la stœchiométrie de la réaction. (20)

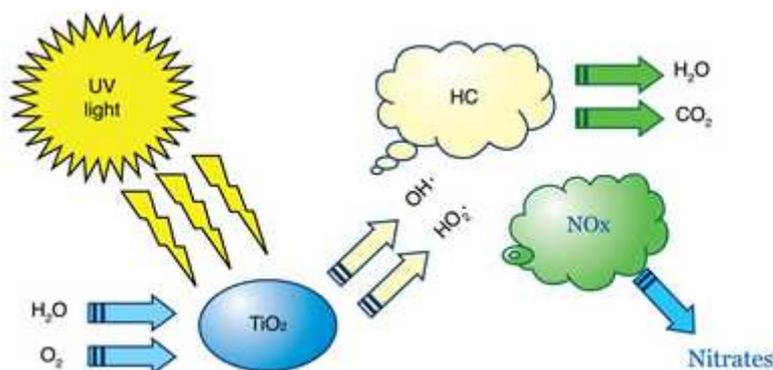
Le terme *activité photocatalytique* décrit l'accélération d'une réaction catalytique. Elle est associée à la vitesse de la réaction.

La définition correcte de la *photocatalyse* inclut le procédé de photosensibilisation par lequel une altération photochimique est réalisée sur une espèce chimique résultant de l'absorption initiale d'une radiation par d'autres espèces chimiques appelées photo-sensibilisateurs. La photocatalyse hétérogène met en jeu des photo-réactions à la surface du catalyseur :

- si le processus de photo-excitation initiale se produit sur une molécule adsorbée, laquelle alors interagit avec le catalyseur, le processus est appelé photo-réaction *catalysée*.
- si la photo-excitation initiale a lieu sur le catalyseur et qu'ensuite le catalyseur photo-excité réagit alors avec une molécule adsorbée, on parle de photo-réaction *sensibilisée*.

Dans tous les cas, la photocatalyse hétérogène fait référence à un semi-conducteur photocatalyseur ou à un semi-conducteur photo-sensibilisateur. Cette technique de purification fait appel à une source d'énergie propre comme la lumière. Pour cela le procédé de purification est appelé *photocatalyse* et le matériau *photocatalyseur*.

Plusieurs photocatalyseurs peuvent être utilisés, notamment le dioxyde de titane TiO_2 .



Image⁷ : Schéma simplifié des réactions de photocatalyse par le TiO_2

⁷ Fédération Française de la Photocatalyse, <http://www.efp-fep.com>

3.1.2 Synthèse des résultats

Certains revêtements « photocatalytiques » sont susceptibles de dégrader la pollution atmosphérique due aux oxydes d'azote, par le processus de photocatalyse. Ces propriétés sont atteintes au moyen d'un catalyseur privilégié, le dioxyde de titane TiO_2 , qui permet la réalisation de ces réactions de dégradation des NO_x sans être lui-même consommé. Différentes applications industrielles sont proposées à ce jour, notamment des matériaux traités (enrobés, ciment) ou des enduits à appliquer sur des chaussées ou des murs.

Pour les revêtements catalytiques appliqués sur des murs, les tests en laboratoire démontrent tous une efficacité en termes d'abattement de la pollution des NO_x . Toutefois le taux d'abattement dépend de la méthode de mesure utilisée :

- Méthode statique (enceinte fermée, Eurovia - France) : ce taux atteint 70 à 90%.
- Méthode dynamique (modélisation numérique de la dispersion des polluants, IPL - Pays-Bas) : ce taux atteint un maximum théorique de 11% selon les caractéristiques techniques de l'écran. Dans ce dernier cas, les niveaux de performance des écrans disponibles sur le marché présentent des taux compris entre 0,5 et 3% seulement pour 4 écrans sur les 18 écrans testés, et des taux inférieurs à 0,5% pour les 14 écrans restants.

Un bureau d'études français a par ailleurs évalué l'impact d'un mur traité au TiO_2 sur la pollution atmosphérique aux abords d'une autoroute près de Grenoble, sans parvenir à montrer des différences notables ou l'intérêt d'un tel revêtement. Des experts néerlandais ont également réalisé une expérimentation en situation réelle d'un revêtement en TiO_2 appliqué sur des parois le long d'une voie à fort trafic, dans le cadre du projet IPL mené aux Pays-Bas. Les résultats indiquaient une efficacité quasi-nulle de ces différents revêtements, contrairement aux fortes attentes qu'ils avaient suscitées. Les proportions de NO_x transformés en nitrates atteignaient 0,04% seulement. Avec une autre méthode de calcul (modèle CFD et mesures locales de concentration), ce taux d'abattement a été réévalué entre **0,1 et 0,2%**.

Pour les revêtements catalytiques appliqués sur la chaussée, les tests en laboratoire démontrent également tous une efficacité en termes d'abattement de la pollution des NO_x . Toutefois le taux d'abattement dépend de la méthode de mesure utilisée :

- Méthode statique (Italcementi) : pour une concentration de NO_2 de 200 ppb, ce taux atteint 100% en 6 heures.
- Méthode dynamique : ce taux atteint 33% selon le groupe Italcementi, et 30% selon Eurovia.
- Méthode de mesure expérimentale (site reconstitué à l'échelle 1/5^{ème}) : ce taux atteint de 20 à 80% selon la direction du vent.

Plusieurs expérimentations ont été réalisées sur des sites réels. En France, près de Paris (Vanves), l'efficacité d'une chaussée traitée au TiO_2 s'est avérée comme dépendante des conditions météorologiques et du niveau de pollution, avec un intérêt éventuel lors d'événements majeurs de pollution : jusqu'à 40% d'abattement des NO_x lors d'un épisode de pic de pollution, mais une efficacité non démontrée lors du reste de l'étude. En Italie, près de Milan, le béton de ciment « TX Active® » du groupe Italcementi a vu son efficacité atteindre 60% de réduction des NO_x , mais les mesures étaient ponctuelles (1 heure de mesure) et ne permettent pas de conclure sur la durée d'efficacité du dispositif ou sur sa dépendance aux conditions météorologiques. En Italie, près de Calusco, cette même solution de béton de ciment « TX Active® » aurait atteint un taux d'abattement de 45% des NO_x , sans que l'impact des conditions météorologiques n'ait été étudié.

Les facteurs limitant la photocatalyse théorique ont ainsi été mis en évidence : l'intensité lumineuse insuffisante, l'humidité relative de l'air trop élevée, le faible temps de contact entre le polluant et le revêtement, l'encrassement du revêtement (chaussée).

Recommandations des experts : les experts néerlandais recommandent de ne pas choisir la solution de revêtement au TiO₂ appliquée sur des murs pour espérer réduire la pollution atmosphérique routière, car leur efficacité est jugée comme quasi-nulle lors des tests effectués en conditions réelles. En ce qui concerne les revêtements appliqués sur la chaussée, les experts français recommandent de les nettoyer de façon intensive, avec brossage, et de ne pas utiliser de pigments roses (pavés de trottoirs).

Ce qu'il faut retenir

D'abord utilisés pour leurs propriétés autonettoyantes, les revêtements photocatalytiques (en général à base de dioxyde de titane, qui joue le rôle de catalyseur) s'avèrent aussi capables, sous l'action de la lumière, de dégrader les oxydes d'azote. Des enduits ont ainsi été appliqués ici ou là sur les chaussées ou sur les murs.

- concernant les murs, aucune efficacité n'a été démontrée (ou une efficacité quasi-nulle) en situation réelle alors que tous les tests en laboratoire se révélaient efficaces, selon les méthodes de mesure de 0,5 à 90 %.
- concernant les chaussées, les résultats des expérimentations sur sites réels sont partagés et semblent dépendre des conditions météorologiques et du niveau de pollution avec un intérêt éventuel lors de pics de pollution (40 % de réduction des concentrations). Les tests en laboratoire indiquent une réduction des NOx entre 20 et 100 % selon les méthodes de mesure. Un nettoyage intensif, avec brossage de la chaussée, semble être nécessaire pour éviter l'encrassement.

3.1.3 Revêtements catalytiques au TiO₂

3.1.3.a Principes physico-chimiques - Choix et mode d'action du TiO₂

A. Choix du TiO₂

Le procédé de photocatalyse à base de semi-conducteurs, utilisé pour la purification de l'air et de l'eau, s'est surtout développé autour du dioxyde de titane TiO₂ grâce aux avantages que présente ce composé :

- il est stable, peu onéreux, non toxique sauf sous forme de nanoparticules⁸
- c'est le photocatalyseur le plus efficace
- il favorise la photodégradation d'une large gamme de polluants à température ambiante
- l'utilisation d'additifs n'est pas nécessaire

B. Caractéristiques techniques

Le TiO₂ existe sous différentes formes cristallines (Figure 22) : le rutile, l'anatase, la brookite, plus rarement la variété bronze (TiO₂-B) et des phases obtenues sous haute-pression. De plus, le TiO₂ existe sur un domaine de composition non stœchiométrique de formule générale TiO_{2-x}. Seuls le rutile et l'anatase jouent un rôle dans les applications de TiO₂.

Du point de vue thermodynamique, le rutile est la forme la plus stable de dioxyde de titane dans les conditions standard. La stabilité respective des deux phases rutile et anatase peut s'inverser quand les cristaux sont de taille nanométrique (taille des grains inférieure à 14 nm). **Dans les revêtements en TiO₂, le choix est généralement fait sur la forme d'anatase.**

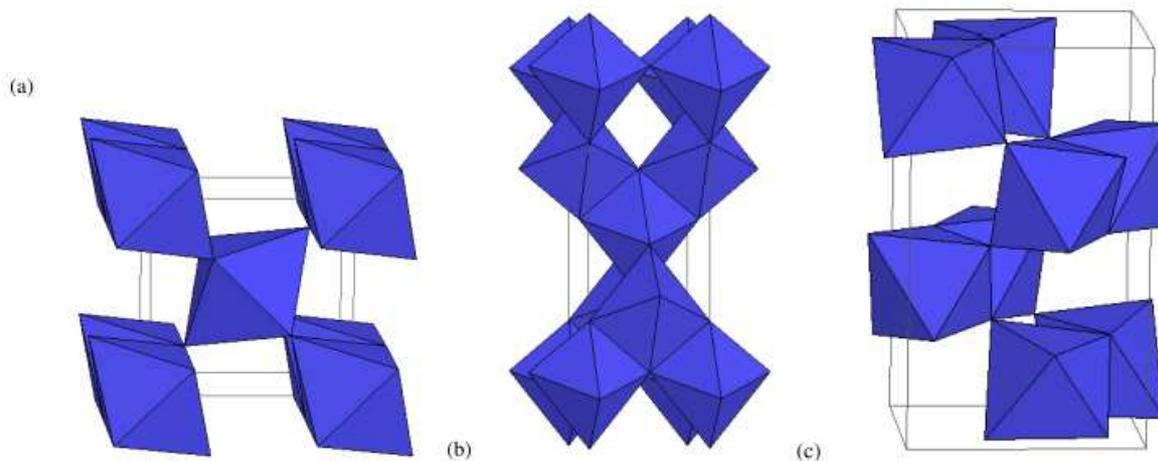


Figure 22 – Schéma de la maille élémentaire et de l'enchaînement des octaèdres TiO₆ de chacune des trois variétés cristallines courantes de TiO₂ : a) rutile ; b) anatase ; c) brookite. (20)

⁸ Sous forme de nanoparticules il est classé comme matière CMR (catégorie 2B) susceptible de provoquer le cancer du poumon.

C. Fonctionnement du processus de photocatalyse

Le processus photocatalytique repose sur l'excitation de TiO_2 par un rayonnement lumineux de longueur d'onde inférieure à 387 nm, ce qui correspond à une énergie supérieure ou égale à la largeur de la bande interdite (3,2 eV). Un électron de la bande de valence est promu à la bande de conduction avec formation d'un trou positif (h^+). Les trous réagissent alors avec l'eau et les polluants organiques adsorbés sur la surface de TiO_2 . Ce sont ces espèces radicalaires formées en surface des particules d'oxyde de titane qui entraînent un ensemble de réactions en chaîne qui mènent à la dégradation d'un grand nombre de polluants tels que les oxydes d'azote :

Activation	$\text{TiO}_2 + h\nu \rightarrow h^+ + e^-$
Absorption	$\text{H}_2\text{O}_{\text{gas}} + \text{Site} \leftrightarrow \text{H}_2\text{O}_{\text{ads}}$ $\text{O}_{2\text{gas}} + \text{Site} \leftrightarrow \text{O}_{2\text{ads}}$ $\text{NO}_{\text{gas}} + \text{Site} \leftrightarrow \text{NO}_{\text{ads}}$ $\text{NO}_{2\text{gas}} + \text{Site} \leftrightarrow \text{NO}_{2\text{ads}}$
Hole trapping	$\text{H}_2\text{O}_{\text{ads}} + h^+ \rightarrow \bullet\text{OH} + \text{H}^+$
Electron trapping	$\text{O}_{2\text{ads}} + e^- \rightarrow \text{O}_2^-$
Hydroxyl attack	$\text{NO}_{\text{ads}} + \bullet\text{OH} \rightarrow \text{HNO}_2$ $\text{HNO}_2 + \bullet\text{OH} \rightarrow \text{NO}_{2\text{ads}} + \text{H}_2\text{O}$ $\text{NO}_{2\text{ads}} + \bullet\text{OH} \rightarrow \text{HNO}_3$
Recombination	$h^+ + e^- \rightarrow \text{Heat}$

Figure 23 – Equations de la photocatalyse (21)

Du point de vue thermodynamique, l'anatase et le rutile sont aptes à initier des réactions d'oxydation photocatalytique car la position de la bande de valence est similaire. Cependant, dans plusieurs travaux scientifiques, l'anatase a été identifié comme la variété la plus efficace des deux en photocatalyse.

Cette différence d'efficacité peut être attribuée à différents paramètres. La mobilité des charges créées dans la matrice du semi-conducteur TiO_2 sous l'impact des photons, la taille des grains, la surface spécifique, le teneur en OH de la surface, l'adsorption des espèces à décomposer, l'absorption des photons UV (affectée par la taille des particules et la texture) sont des paramètres dont l'effet joue un rôle primordial sur la différence d'activité entre les deux variétés allotropiques.

Des travaux sur la photoconductivité comparée entre l'anatase et le rutile ont montré que la durée de vie des porteurs de charge, électrons et trous positifs, est plus élevée pour l'anatase que pour le rutile. La vitesse de recombinaison des porteurs de charge est significativement plus grande pour le rutile. Cette recombinaison ralentit la photodégradation des polluants car elle limite la formation des espèces oxydantes, nécessaires à la minéralisation des matières organiques adsorbées sur la surface des grains (20).

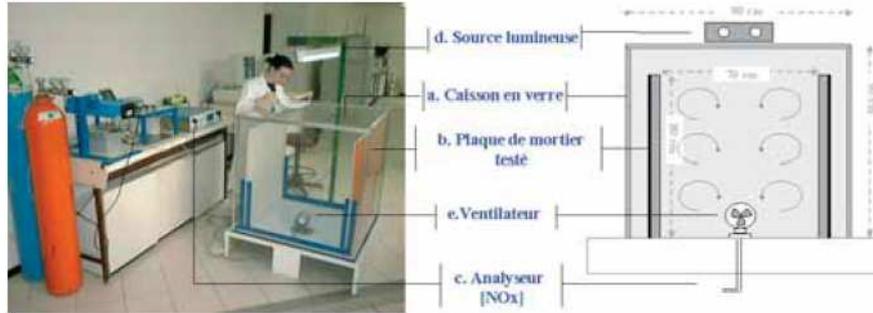


Figure 24 – Schéma des tests en laboratoire du procédé NOxer® d'Eurovia (22)

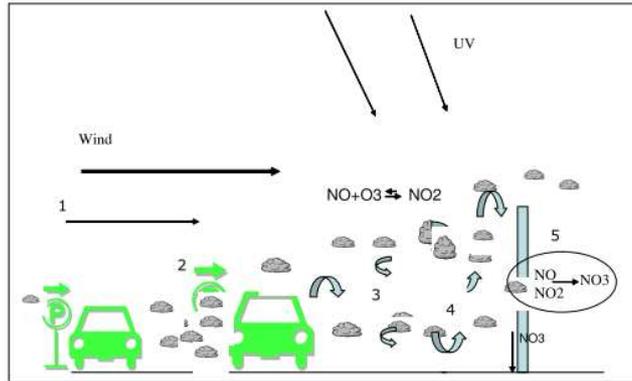


Figure 25 – Hypothèses du modèle néerlandais pour l'écran revêtu de TiO₂ (23)

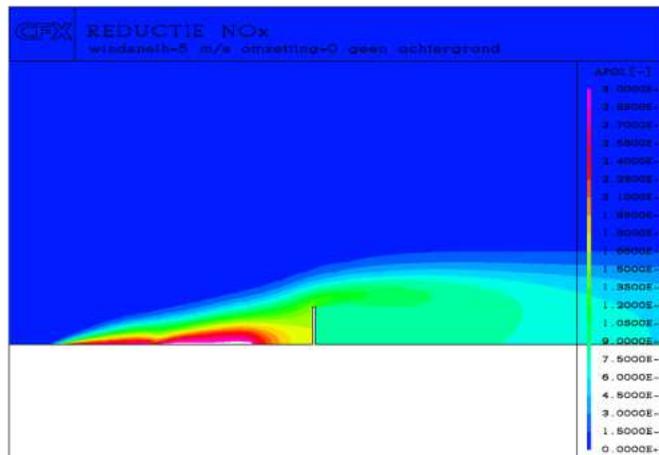


Figure 26 – Résultats du modèle néerlandais pour l'écran revêtu de TiO₂ (23)

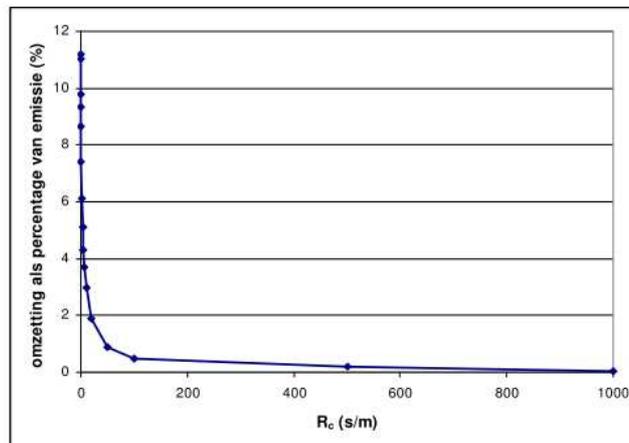


Figure 27 – Pourcentage d'abattement des NO_x par un écran au TiO₂ selon sa résistance de surface Rc (23)

3.1.3.b Efficacité des revêtements sur des murs

A. Tests en laboratoire

a. France

Les études menées au Centre de Recherche d'**Eurovia**⁹ (22) ont conduit au développement d'un procédé de dépollution de l'air atmosphérique, appelé **NOxer**[®]. Ce procédé consiste à appliquer un revêtement sur la chaussée ou sur un mur, contenant une phase active à base de dioxyde de titane **TiO₂**, excellent catalyseur dans les réactions de dégradation photochimique. Sous l'action des UV de la lumière solaire, ce composé chimique favorise la réaction entre le dioxygène de l'air et les **NO_x** selon le principe décrit précédemment. Sous l'effet de la pluie, les nitrates sont ensuite neutralisés et lessivés.

Le **TiO₂** photocatalytique peut notamment être mélangé dans la masse lors de la fabrication d'un mur anti-bruit en béton sur une épaisseur de 2 à 4 cm. La tenue et les caractéristiques du béton ne sont pas modifiées et sa structure permet d'augmenter la surface efficace de traitement des oxydes d'azote.

Les mesures expérimentales de l'efficacité de ce dispositif montrent une diminution immédiate des oxydes d'azote, sans cinétique de mise en route, et montre qu'avec une lumière correspondant à une journée nuageuse, les taux obtenus montent à plus de **70%** d'élimination et qu'avec une lumière correspondant à une journée ensoleillée, ces taux de destruction montent à **90%**. Ces mesures effectuées en laboratoire ne représentent toutefois pas les conditions réelles de l'utilisation d'un tel dispositif, car le dispositif est placé en milieu confiné et non en milieu ouvert (**Figure 24**).

b. Grèce, Japon, Belgique...

Des essais en laboratoire en Grèce, Japon et Belgique ont permis de montrer l'efficacité d'un revêtement catalytique en **TiO₂** sur l'abattement des **NO_x**, dans une enceinte fermée (tests analogues aux tests français de la **partie a**).

c. Pays-Bas

Dans le cadre du programme de recherche IPL, aux Pays-Bas, un modèle de dispersion atmosphérique a été réalisé concernant l'efficacité des murs revêtus de **TiO₂** quant à l'abattement des **NO_x** (23).

Hypothèses : distance écran/route qualifiée de « réaliste », écran vertical d'une hauteur de 3 mètres, direction de vent perpendiculaire à l'écran, vitesse de vent de 5 m/s, intensité lumineuse correspondant à une journée normale. La voirie a été modélisée pour prendre en compte une section de route avec trafic ainsi qu'une section de route destinée au stationnement des véhicules, ce qui correspondrait à un cadre urbain (**Figure 25**).

Les résultats sont présentés en **Figure 26**. Les fortes concentrations en **NO_x** sont visibles en rouges, les faibles concentrations en bleu. On remarque qu'une partie de la pollution s'échappe derrière l'écran par dispersion atmosphérique, sans être captée par le revêtement catalytique. Selon leurs modélisations et des mesures en laboratoire, **seulement 11% des NO_x parviennent en contact avec le mur**, le reste passant par-dessus le mur par phénomène de dispersion atmosphérique.

Ce taux d'abattement de 11% est également le taux maximal de conversion des NO_x par l'écran, sachant qu'en pratique ce taux peut diminuer (direction de vent non perpendiculaire à l'écran, vitesse de vent plus forte, éclairage faible en hiver ou la nuit) ou augmenter (écran plus haut). Cette efficacité dépend également de la « résistance de surface » de l'écran (**Figure 27**), une caractéristique technique propre à chaque fabricant.

⁹ **Eurovia** est l'un des leaders mondiaux des travaux d'infrastructures routières, ferroviaires et d'aménagement urbain. Elle est également l'un des principaux producteurs européens de matériaux routiers.

Les différents revêtements peuvent ainsi être qualifiés d'actifs (R_c faible, abatement des NO_x fort) ou peu actifs (R_c forte, abatement des NO_x faible), comme le montre la classification du tableau en Figure 28.

R_c (s/m)		Activiteit	Omzetting (%)		Verlaging NO_2 concentratie (microgram/ m^3)*	
Van	tot		Van	tot	van	tot
0	10	Extreem actief	11.20	2.97	2	0.3
10	50	Zeer actief	2.97	0.90	0.3	0.06
50	100	Actief	0.90	0.50	0.06	0.03
100	500	Redelijk actief	0.50	0.20	0.03	0.006
500	1000	Beperkt actief	0.20	0.05	0.006	0.003
1000	10000	Zeer beperkt actief	0.05	0.00	0.003	0.0003

* Op 50 m achter het scherm onder optimale condities, gebaseerd op grove vuistregels.

Figure 28 – Variabilité du taux de conversion des NO_x par des panneaux revêtus de TiO_2 (23)
Photocatalyse très active (« extreem actief ») à peu active (« zeer beperkt actief »).
Pourcentage d'abatement des NO_x minimal (« tot ») à maximal (« van »).

Dans leur étude, les experts néerlandais ont de ce fait testé 18 revêtements différents, provenant de 4 fabricants différents. Les résultats (Figure 29) montrent qu'un seul écran correspond à la catégorie « très active » (0,90 à 2,97% d'abatement), trois sont « actifs » (0,50 à 0,90% d'abatement), un est « moyennement actif » (0,20 à 0,50% d'abatement), cinq sont « assez peu actifs » (0,05 à 0,20% d'abatement), six sont « très peu actifs » (0 à 0,05% d'abatement). Les écrans efficaces sont donc peu nombreux : **seulement 4 écrans sur les 18 testés permettent d'espérer un taux d'abatement des NO_x de 0,5 à 2,97% sous des conditions optimales ; pour les autres, ce taux est inférieur à 0,5%.**

Nummer fabrikant	Coating no.	Omschrijving coating	Vorm van aanlevering	Activiteit (onder standaard condities)
I	1	001 UV	Verf, door TNO aangebracht op aluminium plaat	Zeer beperkt actief
	2	002 VL	Idem	Zeer beperkt actief
	3	Not active	Idem	Geen
	4	High Cat	Idem	Zeer beperkt
II	1	KWRTNO.01	Verf op velletje kunststof	Zeer actief
	2	KWRTNO.02	Verf op velletje kunststof	Niet getest
	3	KWRTNO.03	Verf op velletje kunststof	Redelijk actief
	4	Sylicaat systeem	Verf door TNO aangebracht op Eflex	Zeer beperkt actief
	5	KWRTNO 1	Op Eflex	Actief
	6	Siloxaan	Idem	Zeer beperkt actief
	7	KWRTNO 1	Verf op velletje kunststof	Actief
III	1		Compleet materiaal op houtwol cement	Beperkt
	2		Idem	Actief
	3		Idem	Beperkt actief
	4		Idem	Beperkt actief
	5		Idem	Beperkt actief
	6		Idem	Beperkt actief
IV	1		Verf, door TNO aangebracht op aluminium plaat	Zeer beperkt actief

Figure 29 – Classification des différents revêtements au TiO_2 testés par les experts néerlandais (23)

Dans leur modèle, les experts ont testé différents paramétrages :

- **Angle d'attaque du vent** : un autre angle d'attaque (45° au lieu de 90°) conduit à peu de différences dans le taux d'abattement de l'écran.
- **Ecran semi-perméable** : si de l'air peut souffler à travers l'écran et si l'intérieur de l'écran est également revêtu de TiO_2 , la surface de conversion des NO_x est accrue et l'abattement est meilleur.
- **Turbulence** : l'augmentation de la turbulence dans l'écran (par exemple en plaçant des obstacles) peut entraîner une augmentation de l'abattement de 50%.
- **Hauteur de l'écran** : avec un écran de 5 mètres au lieu de 3 mètres entraîne une augmentation de l'abattement de 50%.

Cette expérimentation a été suivie de tests en conditions réelles, dont les résultats sont présentés en [partie B](#).

B. Tests en situation réelle

a. France, Grenoble (Rocade Sud)

Description de l'étude

En 2009, une expérience *in situ* a été réalisée par un laboratoire français, TERA Environnement, afin de tester l'efficacité d'un revêtement photocatalytique sur la pollution atmosphérique (24). L'expérience s'est déroulée dans la région de Grenoble, sur une autoroute dont une partie est bordée d'un écran anti-bruit recouvert par un revêtement photocatalytique au TiO_2 .

Les mesures *in situ* comparent les proportions de polluants azotés (NO , NO_2) et des COV de la zone traitée avec des zones non traitées servant de référence, sur la même voie étudiée. Deux campagnes de mesures ont été réalisées : sur 3 jours (du 18 au 20/10/2009) et durant une journée (30/10/2009, 7h-19h).

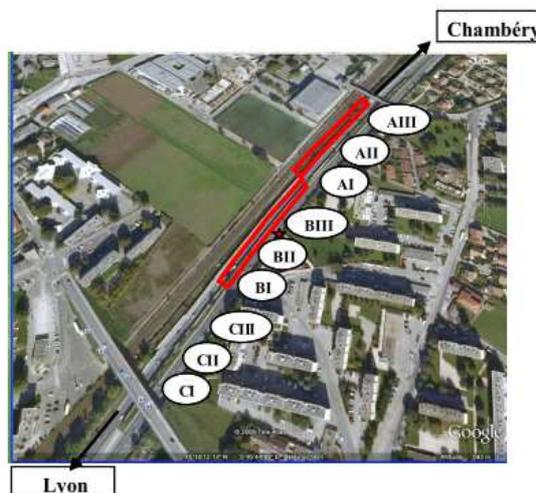


Figure 30 – Points d'échantillonnage de l'étude : zone traitée (B) et zones non traitées (A et C) (24)

Résultats

Les résultats des deux campagnes sont présentés en Figure 31. Une coupe verticale des teneurs en polluants est réalisée au milieu de chaque zone (au niveau des points AII, BII et CII). Les mesures sont réalisées à trois hauteurs (0,6m, 1,5m, 2,95m), ainsi qu'une mesure à 2,95 m mais éloigné de la paroi. Le graphique du dessous présente également les teneurs observées de jour (J) et la nuit (N). Aucune différence significative n'est observée entre les zones traitées et non traitées. Les différences de concentrations des NO_x entre les zones étudiées sont faibles. L'efficacité du revêtement photocatalytique n'est donc pas prouvée par ces mesures *in situ*.

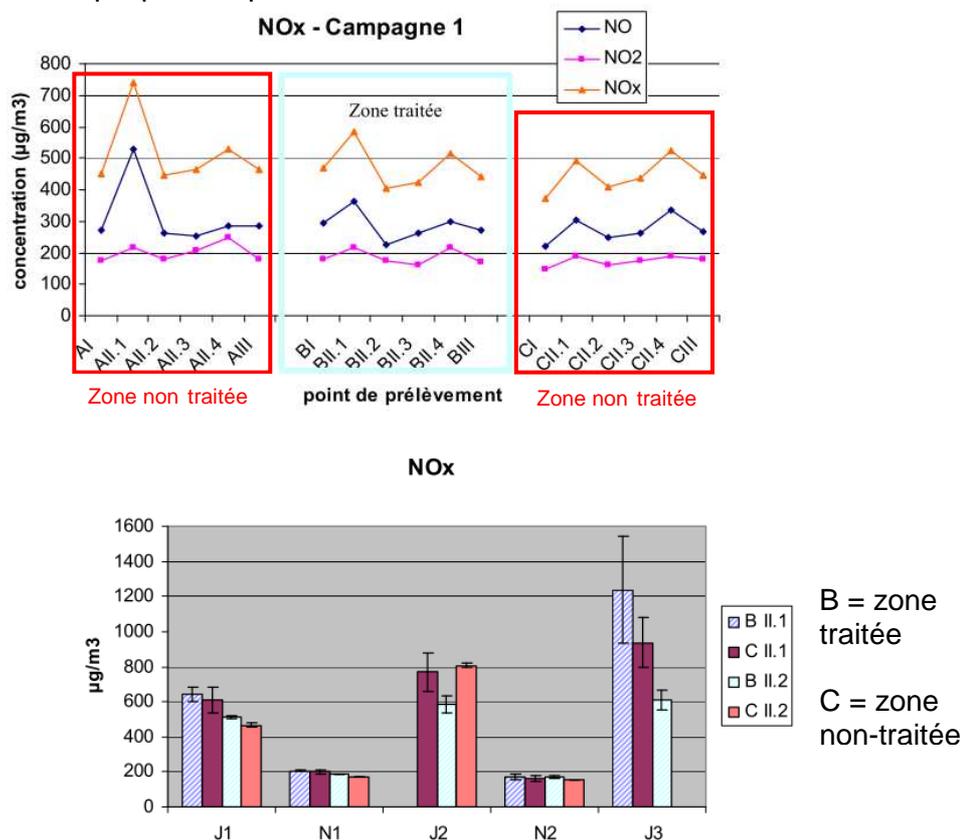


Figure 31 – Résultats des mesures de TERA Environnement à Grenoble (24)

Les résultats ne permettent pas de conclure un effet épuratif concernant les COV ou les oxydes d'azote.

b. Pays-Bas, Terschuur (A1) et Putten (A28)

Aux Pays-Bas, dans le cadre du programme de recherche IPL, des expérimentations ont été réalisées en 2009 pour quantifier l'efficacité du revêtement catalytique en TiO₂ sur des parois le long d'une autoroute (fort trafic¹⁰) (23).

Deux séries de mesures en situation réelle (conditions météorologiques variées) ont été conduites :

- Quatre panneaux avec différents revêtements en TiO₂ ont été fixés sur une barrière anti-bruit existant le long de l'autoroute A1 à Terschuur, en 2006. Après chaque épisode pluvieux, les précipitations ont été recueillies afin de calculer la proportion de nitrate et d'en déduire la proportion de NO_x convertis par ce dispositif, en la comparant avec les émissions de NO_x estimées pour cette période.
- Un écran anti-bruit poreux pourvu d'un revêtement en TiO₂ a été installé le long de l'autoroute A28 à Putten.

¹⁰ Pas de précisions quantitatives qui caractérisent ce « fort trafic ».

Les résultats indiquaient une **efficacité quasi-nulle** de ces différents revêtements, contrairement aux fortes attentes qu'ils avaient suscitées. Les proportions de NO_x transformés en nitrates atteignaient 0,04% seulement. Avec une autre méthode de calcul (modèle CFD et mesures locales de concentration), ce taux d'abattement a été réévalué entre 0,1 et 0,2%.

Les facteurs limitant la photocatalyse théorique ont ainsi été mis en évidence :

- **Intensité lumineuse¹¹** : d'après les tests en laboratoire, le taux de conversion des NO_x diminue de 50% lorsque l'intensité lumineuse devient inférieure à 5 W/m² (crépuscule).
- **Humidité relative de l'air** : le taux de conversion des NO_x est plus élevé en cas de climat sec, ce qui n'est pas le cas du climat des Pays-Bas (55 à 95% d'humidité).
- **Faible temps de contact entre le polluant et le revêtement** : ce temps trop court empêche la réaction de photocatalyse prévue.

Par ailleurs, les conditions météorologiques peuvent avoir été défavorables (direction du vent, intensité lumineuse, forte humidité relative de l'air, températures froides fréquentes en Suède).

Recommandations des experts : les experts néerlandais recommandent de ne pas choisir cette solution de revêtement au TiO₂ pour espérer réduire la pollution atmosphérique routière, car leur efficacité est jugée comme quasi-nulle lors des tests effectués en conditions réelles.

3.1.3.c Efficacité des revêtements sur la chaussée

A. Tests en laboratoire

Eurovia (France)

L'étude d'Eurovia (22) propose une modélisation d'un site réel en tenant compte de la géométrie 3D, du trafic routier, de l'efficacité de dépollution et de la météorologie. **Les résultats de la modélisation numérique indiquent un abattement des concentrations en NO_x qui dépasse 30% localement à hauteur des véhicules (Figure 32) et une dépollution globale sur 2 mètres de haut de plus de 10% des NO_x générés par la circulation.**

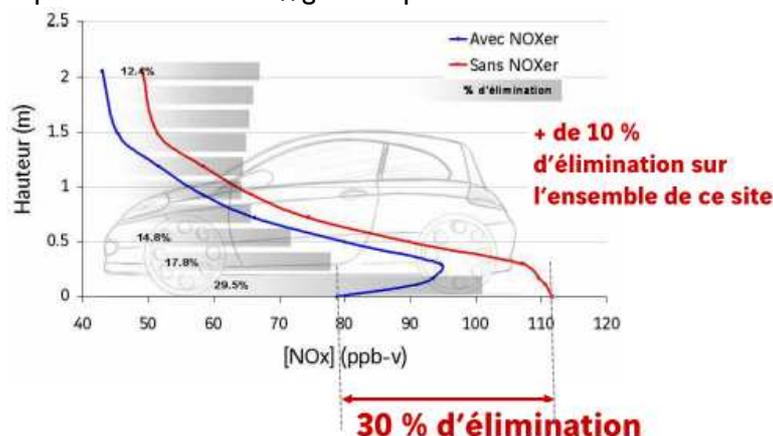


Figure 32 – Modélisation numérique : concentrations en NO_x au niveau de la voie, avec revêtement en TiO₂ (en bleu) ou sans (en rouge), sur une hauteur de 2 mètres. (22)

¹¹ Repère français : ensoleillement moyen de 150 à 300 W/m² sur l'année.

Groupe Italcementi¹² (Italie)

Le groupe Italcementi a mis au point un ciment traité au dioxyde de titane, afin de disposer d'un matériau autonettoyant et photocatalytique : le ciment « TX Active® » (25).

Dans une enceinte fermée dans laquelle a été insufflé du dioxyde d'azote NO₂ à une concentration de 200 ppb, l'efficacité de dégradation des polluants par le ciment « TX Active® » sous l'action des UV a atteint 100% en 6 heures (méthode statique).

Dans une autre expérience (méthode dynamique), de l'air pollué à une concentration de 500 ppb a été injecté dans une chambre de réaction contenant un échantillon de ciment photocatalytique :

- La première étape consiste à stabiliser le flux d'air entrant dans la chambre de réaction durant une heure. Pendant cette phase, l'échantillon est placé à l'intérieur de la chambre de réaction et soumis à un flux d'air pollué, mais pas au rayonnement UV.
- La source lumineuse est alors activée, puis on attend la stabilisation de la concentration en NO_x durant environ 40 minutes.
- La source lumineuse est ensuite éteinte et le retour à la concentration initiale à l'équilibre est suivi.

Les résultats en termes de pourcentage d'abattement sont alors de 33%.

Projet PICADA (France)

Dans le cadre du projet européen de recherche PICADA¹³, une expérimentation complémentaire a été réalisée en 2004 à Guerville (France, département des Yvelines), sur un site expérimental pour tester l'efficacité du béton « TX Active® » du groupe Italcementi (25). L'expérimentation a visé à tester l'efficacité des propriétés photocatalytiques sur un modèle (en conditions extérieures) reproduisant les conditions environnementales d'une rue (à l'échelle 1/5ème) située entre deux copropriétés dans un contexte urbain classique. Deux rues ont ainsi été reproduites, chacune d'une longueur de 18 m, d'une largeur de 2,5 m et d'une hauteur de 5 m. Les murs ont été enduits, l'un avec un enduit à base de ciment TX Active®, l'autre avec un enduit à base de ciment ordinaire.

Pour simuler les conditions de pollution liées au trafic urbain, un tuyau percé duquel s'échappent les gaz d'échappement a été installé sur toute la longueur des murs, dans l'axe de la rue. Les gaz d'échappement étaient produits en continu, pendant 7 heures, par un moteur relié au tuyau.

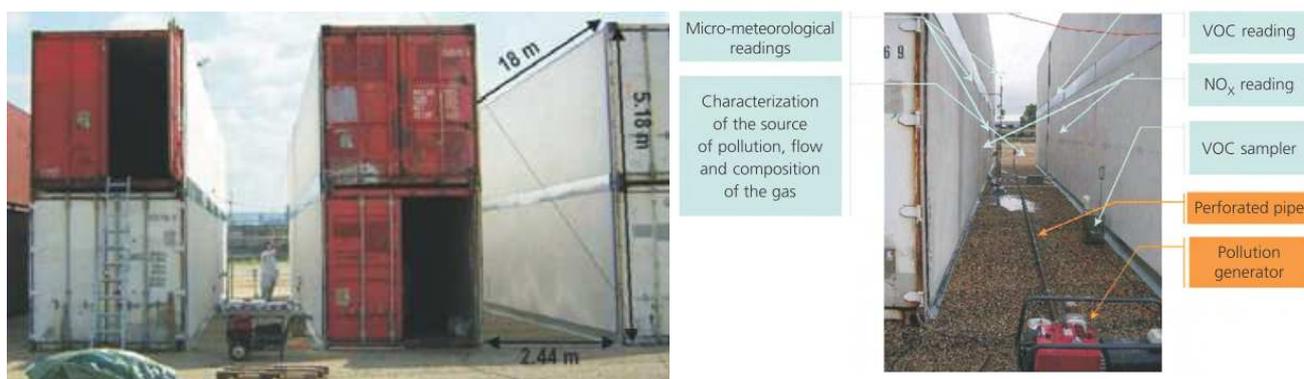
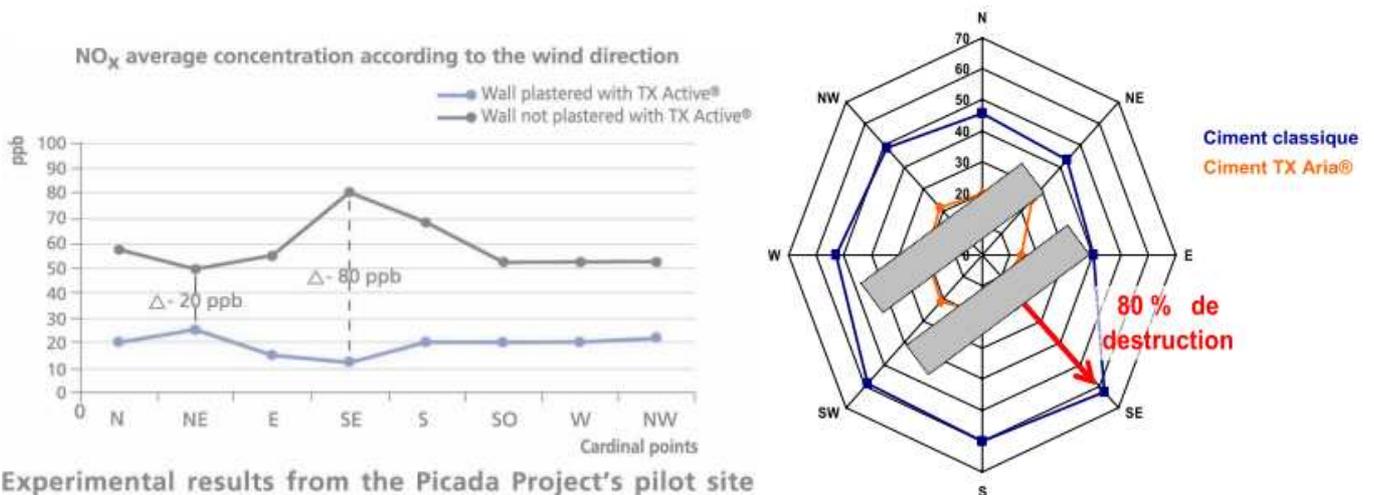


Figure 33 – Vue de la rue « canyon » reconstituée dans le cadre du projet PICADA (25)

Les résultats sont présentés sous la forme d'une rose des vents sur laquelle l'orientation des rues est dessinée à l'aide de deux rectangles gris ; la concentration de NO_x dans la rue traitée est en orange et la concentration de NO_x dans la rue témoin est en bleu (Figure 34). **Le pourcentage de réduction du niveau de pollution dans la rue passe de 20%, lorsque l'orientation des vents est parallèle à la rue, à 80% lorsqu'elle est perpendiculaire à la rue** : lorsque les gaz restent plus longtemps en contact avec la surface des murs, l'action dépolluante est plus significative.

¹² Le groupe **Italcementi**, italien, possède notamment la filiale française **Ciments Calcia**

¹³ *Photocatalytic Innovative Coverings Applications for De-pollution Assessment*, **PICADA**, projet auquel ont collaboré des centres de recherche européens et des regroupements d'entreprises privées, dont Italcementi.



Experimental results from the Picada Project's pilot site

Figure 34 – Concentrations de NO_x (ppb) en fonction de la direction principale de vent (25)

B. Tests en situation réelle

a. France, région de Paris (Vanves)

Description de l'étude

En France, près de Paris (Vanves, rue Jean Bleuzen), une expérimentation (26) a été réalisée pour tester l'efficacité réelle d'un béton de ciment à base de TiO₂, développé par le groupe Italcementi pour lutter contre la pollution atmosphérique par les NO_x. L'expérience a eu lieu sur une rue de 300 mètres en cadre urbain, proche du périphérique, avec un trafic important de l'ordre de 13 000 véhicules par jour. La rue étudiée est une rue « canyon » orientée nord/sud (perpendiculaire aux vents dominants), avec une circulation homogène, ce qui fait d'elle un lieu idéal pour cette expérimentation. La chaussée, les trottoirs et les bordures ont été traités au TiO₂. Le surcoût d'un tel traitement est estimé à 5 à 10% supérieur à celui d'un béton de ciment traditionnel

Les mesures ont été réalisées par des analyseurs NO_x placés à des hauteurs de 1 et 7 mètres. Une station météorologique a permis de mesurer les données de température, d'humidité, de vent, de pluviométrie et d'ensoleillement. L'étude a duré plus d'un an : décembre 2007 à janvier 2009.

Résultats

En Figure 35 sont représentés les résultats en termes de pourcentage d'abattement de monoxyde d'azote NO (*gain positif si le dispositif est efficace pour capter la pollution*). En Figure 36 sont représentés les résultats en termes de pourcentage d'abattement de dioxyde d'azote NO₂.

On peut constater que l'efficacité du dispositif n'est pas continue ; **certaines journées cette efficacité n'est pas prouvée pour le NO comme pour le NO₂** (*gains négatifs*). Ces mesures sont à mettre en cohérence avec les conditions météorologiques qui peuvent agir de façon défavorable, notamment au milieu de l'expérimentation (conditions estivales). En fin d'expérimentation, l'hypothèse de l'encrassement du dispositif est avancée par les experts.

Une des pistes pour analyser l'évolution de cette efficacité est de suivre l'évolution du rapport NO/NO₂, qui est deux fois plus important en hiver qu'en été.

Intérêt en cas d'événement majeur de pollution :

Un des intérêts du dispositif serait toutefois de limiter les pics de pollution. Ainsi, lorsque les concentrations en NO_x sont plus importantes, le dispositif semble plus efficace et les taux d'abattement en NO₂ peuvent atteindre 39 à 44% (Figure 37). Cette efficacité n'a toutefois pas été confirmée lors du deuxième événement fort de l'étude en termes de pollution atmosphérique, en janvier 2009 (Figure 38), éventuellement pour des raisons de conditions météorologiques (inversion de température, vents forts) et de l'encrassement du dispositif (13 mois après sa mise en place).

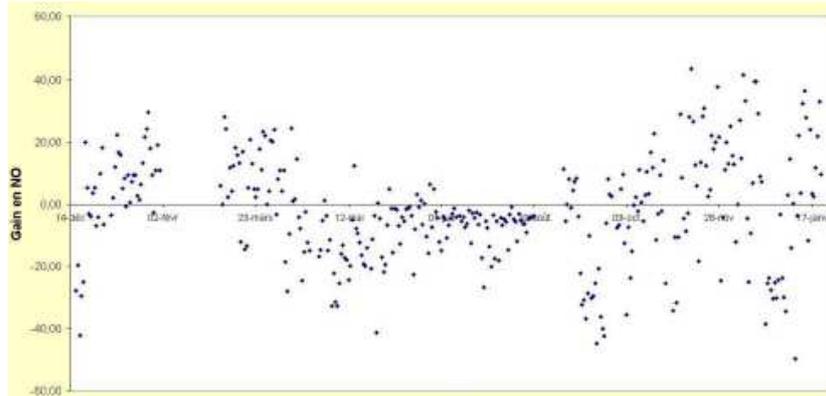


Figure 35 – Abatement du NO par une chaussée traitée au TiO₂ à Vanves (26)

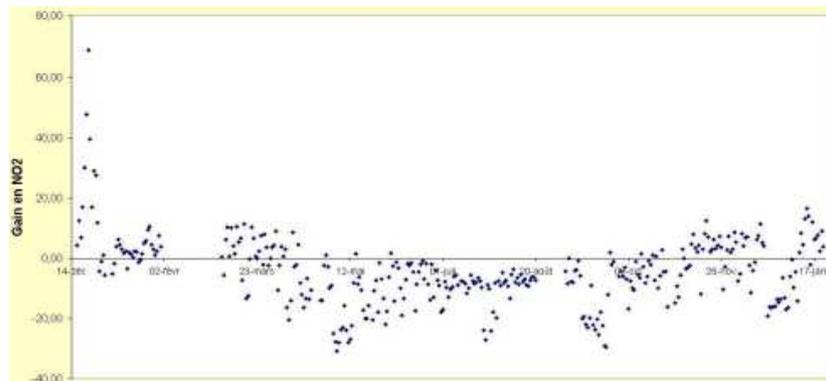


Figure 36 – Abatement du NO₂ par une chaussée traitée au TiO₂ à Vanves (26)

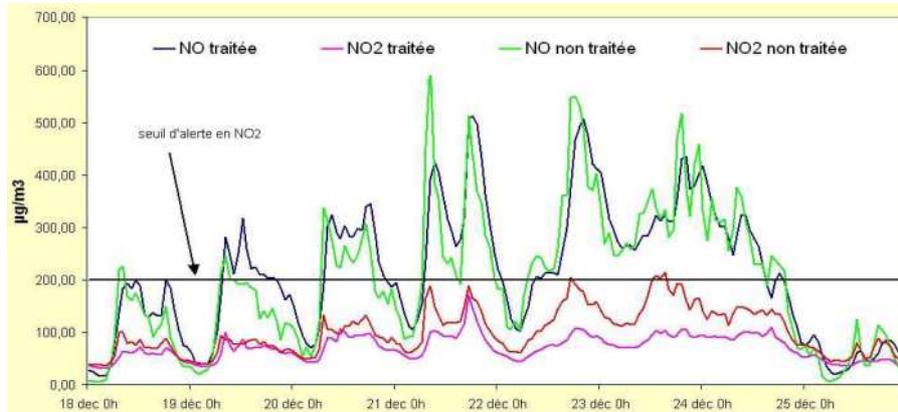


Figure 37 – Concentrations en NO_x entre deux chaussées (avec ou sans TiO₂), lors du 1^{er} pic de pollution (26)

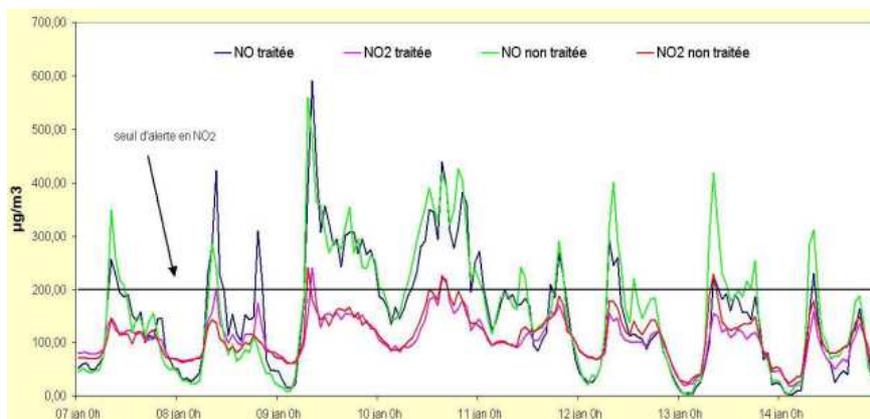


Figure 38 – Concentrations en NO_x entre deux chaussées (avec ou sans TiO₂), lors du 2^{ème} pic de pollution (26)

Durée de vie et entretien

En termes de durée de vie, des prélèvements de carottes de chaussée et des tests en laboratoire ont montré que l'efficacité du béton de ciment traité au TiO_2 a diminué de 35 à 57% après 14 mois d'utilisation. Après un lavage traditionnel, les échantillons retrouvent une partie de leur efficacité mais elle reste inférieure à l'efficacité initiale (14 à 27% de moins). Après un brossage intensif, couplé à un lavage plus profond, une augmentation de l'efficacité dépolluante de l'ordre de 5% est observée.

En ce qui concerne les pavés de trottoirs, leur efficacité a diminué de 72 à 96% après 14 mois d'utilisation. Après un lavage traditionnel, les échantillons retrouvent une petite partie de leur efficacité mais elle reste très faible (72% de moins). Par ailleurs, **l'incorporation d'un pigment rose est supposée avoir bloqué l'activité photocatalytique des pavés de trottoir.**

Les recommandations sont de nettoyer la chaussée en couplant un lavage et un brossage intensifs, avant l'hiver, pour retrouver un niveau de performance et un état de surface satisfaisants.

b. Italie, région de Milan (rue Morandi)

Parallèlement aux essais réalisés en laboratoire et sur le site expérimental de Guerville, pour tester l'efficacité du ciment « TX Active® » du groupe Italcementi, il a été décidé de réaliser une première expérimentation à Segrate (Milan) en novembre 2002 et juillet 2003. La commune de Segrate a identifié la rue Morandi comme un site propice à l'expérimentation : une rue à double sens de circulation et à trafic élevé (plus de 1000 véhicules/heure) (25).

Les caractéristiques de la rue Morandi peuvent être considérées comme constantes tout au long de la portion concernée par l'expérimentation : la largeur de la route est d'environ 10 m avec sur le côté des zones de stationnement ; sur les côtés est et ouest de la rue cohabitent des bâtiments distants de 7 à 10 m du bord de la rue, sans interruption d'un bâtiment à l'autre sur une distance de 30 m. Les propriétés sont séparées par des grilles qui n'empêchent pas la libre circulation de l'air. Les trottoirs sont ornés d'arbres (Figure 39).



Figure 39 – Vue de la rue Morandi (25)

Sur le sol bitumeux a été appliqué, en fine couche, un mortier à base de liant photocatalytique « TX Active® ». Un revêtement a été mis en place sur près de 230 m, ce qui représente au total une zone d'environ 7000 m².

Novembre 2002 : l'essai a été mené pendant 1 heure avec une luminosité¹⁴ moyenne de 30 000 Lux, une vitesse du vent de 0,4 m/s et une température ambiante de 10°C. Des données inhérentes aux NO_x ont été relevées à intensité égale de trafic (environ 1 600 véhicules par heure) dans les deux portions de la rue prises en compte (traitée et non traitée).

Juillet 2003 : deux essais ont été menés pendant 1 heure avec une luminosité comprise entre 90 000 et 100 000 Lux, une vitesse du vent de 0,5 à 0,7 m/s, une température ambiante de 32°C et une humidité de 42 à 46%.

¹⁴ 30 000 Lux = 44 W/m² ; 90 000 Lux = 132 W/m² ; 120 000 Lux = 176 W/m²

Les résultats de ces campagnes de mesures ont mis en évidence une réduction de la pollution par les NO_x d'environ 60% en moyenne (Figure 40). Ces mesures ponctuelles ne permettent toutefois pas d'estimer la durée d'efficacité de l'installation, son niveau de performance sur une longue durée et la dépendance des résultats aux conditions météorologiques ou de circulation.

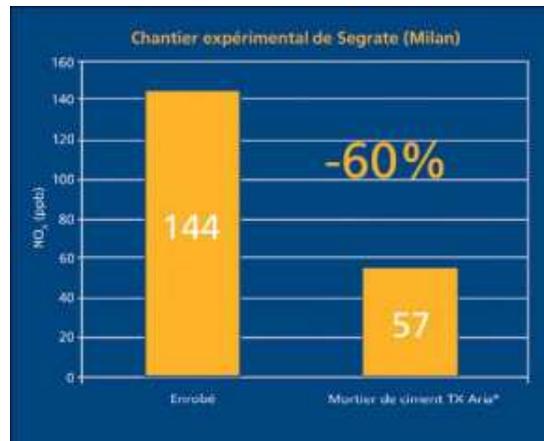


Figure 40 – Réduction des NO_x par le liant photocatalytique « TX Active® » (25)

c. Italie, région de Calusco

Une autre expérimentation (25) conçue pour vérifier l'efficacité du ciment « TX Active® » photocatalytique dans la réduction des oxydes d'azote a été conduite au mois de mars 2003, mettant en œuvre 8 000 m^2 de pavés préfabriqués près de la nouvelle cimenterie Italcementi de Calusco, en Italie (Figure 41).

L'efficacité des pavés dépolluants a été mesurée et comparée à une zone témoin. La quantité de NO_x a été mesurée simultanément durant une journée avec deux analyseurs et reportée dans les graphiques présentés sur la Figure 42. Il est constaté que la concentration de NO_x mesurée sur la zone réalisée en pavés dépolluants est inférieure à celle de la zone de référence, en moyenne de 45%. De plus, les pics de pollution présents sur la zone témoin ont disparu dans la zone en pavés dépolluants.

Dans cette étude, aucune précision n'est toutefois faite sur les conditions météorologiques inhérentes aux mesures effectuées.

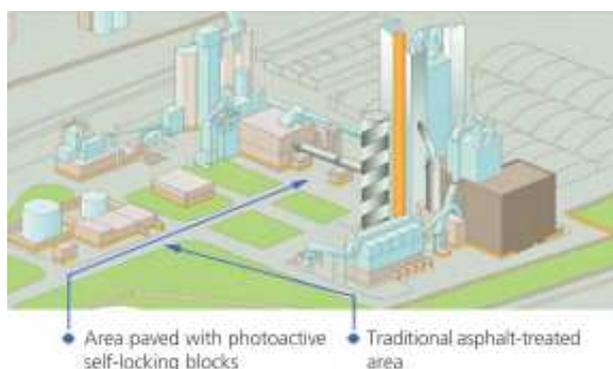


Figure 41 – Vue de la zone réalisée en pavé dépolluant à base de ciment « TX Active® » (25)

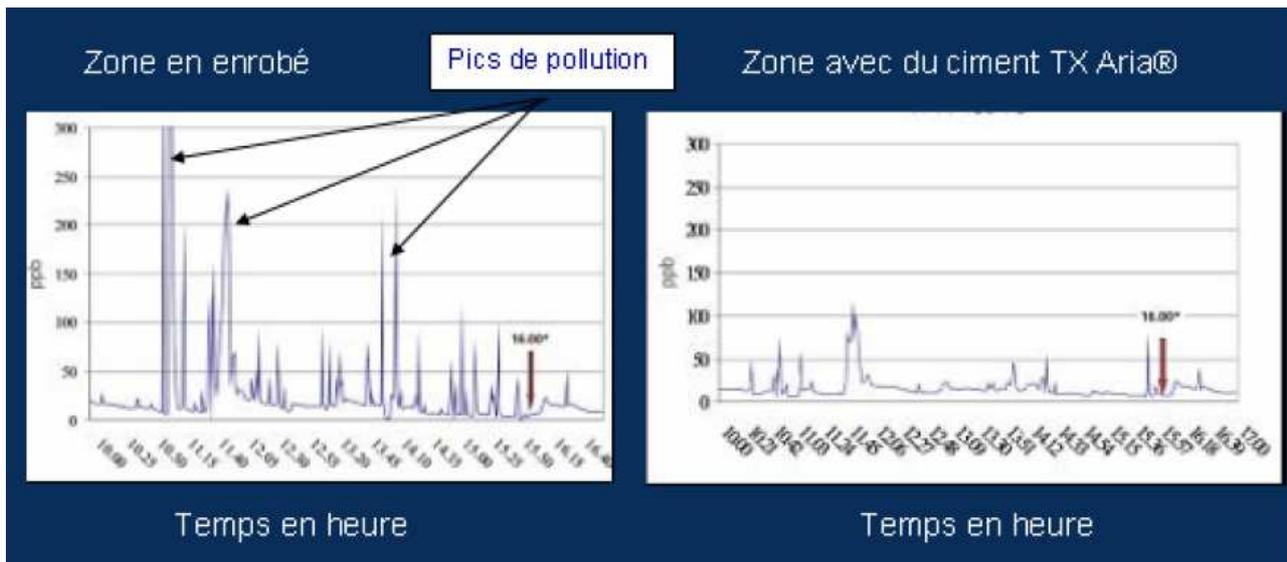


Figure 42 – Suivi de la pollution dans la zone de Calusco (25)

d. Italie, région de Milan (rue Porpora)

Une autre expérimentation (25) réalisée avec le ciment « TX Active® » a été conduite en 2004, près de Milan (rue Porpora), dans un tunnel long de 104 mètres et large de 7 mètres. La chaussée a été refaite avec le ciment « TX Active® », tandis que le plafond a été recouvert d'une peinture non photocatalytique. Le trafic de la chaussée était de 30 000 véhicules / jour (Figure 43).

Les mesures de NO_x ont montré un abattement de **22,7%** par rapport aux concentrations habituelles à cet endroit. Les conditions d'intensité lumineuse étaient particulièrement défavorables à l'activité photocatalytique du ciment.



Figure 43 – Chaussée réalisée en ciment « TX Active® » dans un tunnel près de Milan (25)

3.2 Les « abat-poussières »

3.2.1 Description

Définition : une substance est dite *abat-poussières* (en anglais, *dust binding*) lorsqu'elle permet de fixer des particules fines par interaction physico-chimique.

Les mesures ont montré qu'il existait un risque plus élevé d'observer de fortes concentrations de PM_{10} pendant des périodes de sécheresse, consécutives à des périodes plus humides. En effet, durant l'épisode pluvieux la pollution est déposée au sol ; lorsque la route s'assèche, la poussière est mise en suspension par le passage des véhicules. La pulvérisation de produits abat-poussières permet de maintenir une certaine humidité de la chaussée et de limiter la re-suspension des poussières dans l'atmosphère.

Plusieurs composés sont susceptibles d'être utilisés sur les routes. On recense le chlorure de magnésium ($MgCl_2$), le chlorure de calcium ($CaCl_2$), l'acétate de magnésium calcium (CMA), le lignosulfonate de calcium et le sucre.

$MgCl_2$, $CaCl_2$: Ce sont des composés déliquescents¹⁵ et hygroscopiques¹⁶ qui captent et retiennent l'humidité de l'air et en ralentissent l'évaporation. Ils peuvent être appliqués sur la chaussée afin de stabiliser la chaussée et de limiter la formation de poussières lors de sa dégradation : ces composés limitent la diminution de l'épaisseur de la chaussée due à la friction des pneus. Ils peuvent également être utilisés pour déneiger une route.

Dans les pays scandinaves, plusieurs de ces solutions sont déjà testées dans les grandes villes (Figure 44).



Au Royaume-Uni, à Londres, une expérimentation lancée en novembre 2010 a également pour objectif de tester l'effet de l'acétate de magnésium calcium (CMA) sur la pollution routière, en pulvérisations hebdomadaires sur une durée de six mois.

Au Canada, plusieurs expérimentations ont eu lieu avec quatre de ces substances : CMA, $MgCl_2$, $CaCl_2$, lignosulfonate de calcium.

¹⁵ Un produit déliquescent a la propriété de se liquéfier.

¹⁶ Une substance hygroscopique a tendance à absorber l'humidité de l'air, par absorption ou par adsorption.

3.2.2 Synthèse des résultats

Certaines substances sont dites *abat-poussières* (en anglais, *dust binding*) lorsqu'elles permettent de fixer des particules fines par interaction physico-chimique. Pulvérisées sur le revêtement de la chaussée, elles permettent de capter une partie de la pollution routière due aux particules issues de la friction des pneus sur la voirie. Les substances les plus utilisées pour cette lutte contre la pollution atmosphérique sont :

- le chlorure de magnésium ($MgCl_2$),
- le chlorure de calcium ($CaCl_2$),
- l'acétate de magnésium calcium (CMA),
- le lignosulfonate de calcium,
- le sucre.

En applications répétées périodiquement sur la chaussée, le taux d'abattement initial des particules PM_{10} (chaussée et pneus) atteint 30 à 40% selon une étude suédoise de 2009 (31), sans distinction selon les substances testées : $MgCl_2$, $CaCl_2$, CMA, solution sucrée. L'efficacité de ces substances diminue au fil du temps, pour être nulle après 4-5 jours. Selon une étude néerlandaise menée en 2009 (32), l'efficacité du chlorure de calcium ($CaCl_2$) serait de 20 à 30%, avec une durée d'efficacité supérieure à 2 jours. Selon une étude suédoise menée en 2004 (33), l'efficacité de l'acétate de magnésium calcium (CMA) serait de 35% pour une route à fort trafic.

En application unique et massive sur la chaussée, le taux d'abattement des particules PM_{10} (chaussée et pneus) semble plus important selon une étude californienne datant de 1995 (34) et diffère selon la substance utilisée : 93,5% pour le lignosulfonate de calcium, 62,4% pour le chlorure de magnésium ($MgCl_2$), 49,2% pour le chlorure de calcium ($CaCl_2$). Le traitement est supposé efficace pendant une durée d'un an.

Parmi les substances listées ci-dessus, le lignosulfonate de calcium a été identifié comme défectueux plusieurs mois après traitement, car l'état de surface de la portion de route traitée s'est brusquement dégradé de façon importante (34). Des études complémentaires sont donc à recommander quant à son mode d'utilisation.

Pour les autres substances, on remarque que l'efficacité en termes d'abattement des particules ou de la friction est assez similaire au sein d'une même étude. En donnant la priorité à leur coût relatif, les substances à recommander seraient le chlorure de magnésium ($MgCl_2$) en cas de climat sec, et le chlorure de calcium ($CaCl_2$) en cas de climat humide. L'impact sur l'environnement serait toutefois plus important pour ces substances du fait de la présence de chlore dans leur composition chimique. L'utilisation d'acétate de magnésium calcium (CMA) ou de sucre serait à recommander si la zone à traiter présente un écosystème sensible.

Toutes les mesures ont été effectuées sur les chaussées traitées. La dispersion des particules aux abords des voies n'a pas fait l'objet de mesures spécifiques.

Ce qu'il faut retenir

Les abat-poussières pulvérisés sur le revêtement maintiennent une certaine humidité de la chaussée et agglomèrent les poussières, limitant ainsi leur remise en suspension. Les substances utilisées sont le chlorure de magnésium, le chlorure de calcium, l'acétate de magnésium calcium, le lignosulfate de calcium et le sucre. Ces produits ont un effet observé dans différentes études, notamment dans les pays nordiques. Le niveau d'efficacité est variable (dépend notamment des conditions météorologiques et du trafic), et ne peut être transposé directement à la France.

Par ailleurs, l'impact de ces produits sur l'environnement (notamment la dégradation de la qualité des eaux de ruissellement) ou sur les conditions d'adhérence au sol est peu renseigné à ce jour.

3.2.3 Comparaison des différents abat-poussières

3.2.3.a Toxicité

Les produits recensés dans cette étude ne sont **pas toxiques du fait de leur composition chimique**. Le chlorure de magnésium $MgCl_2$ et le chlorure de calcium $CaCl_2$ sont des sels qui ne présentent pas de dangers directs en termes de toxicité propre pour l'homme ou pour l'environnement. Sur la [Figure 45](#), on peut lire les valeurs de toxicité de différents produits chimiques : plus la valeur est faible, plus le produit est toxique. En termes de pouvoir de corrosion, on conclut avec la [Figure 46](#) que le chlorure de magnésium est le moins corrosif des sels utilisés. Ces tableaux proviennent des brochures commerciales des fabricants de $MgCl_2$ et de $CaCl_2$.

Toutefois, ces sels sont destinés à maintenir la poussière liée à la dégradation de la chaussée et ainsi à capter des polluants atmosphériques (notamment les particules fines). Lorsque ces composés sont détachés de la route par friction mécanique ou par lessivage (pluie ou entretien de la voirie), ils se retrouvent dans le milieu naturel : cours d'eau, nappes phréatiques. En particulier, il existe des risques potentiels pour des écoulements de solution concentrée. On retrouve alors différents niveaux éventuels de pollution :

- **toxicité aquatique**, principalement pour l'eau douce : l'utilisation de ces produits peut induire de fortes concentrations en chlorures chez les espèces de poissons (de 400 à 10 000 ppm)
- **toxicité pour les végétaux** : certaines espèces y sont sensibles comme le pin, le chêne, l'érable, le peuplier, la cigüe, le sapin...
- apports en excès de substances nutritives qui contribuent au phénomène d'**eutrophisation** des milieux aquatiques (prolifération des végétaux aquatiques et des bactéries anaérobies nécessaires à leur décomposition, entraînant des émissions de méthane, ammoniac, hydrogène sulfuré, toxines...)
- **modification des écosystèmes aquatiques** en augmentant la salinité de l'eau (prolifération des espèces typiques des milieux eutrophes ou légèrement salés) (35)
- **lessivage des sols** : risque de perte de substance, dysfonctionnement de la nutrition minérale (34)

On peut également parler de **transfert de pollution**, puisque les polluants n'ont pas été dissous mais simplement fixés par d'autres molécules : la pollution atmosphérique n'a pas été traitée mais déplacée sous forme de pollution aquatique.

COMPARAISON DE LA TOXICITÉ	
Cyanure de sodium	6,4 mg/kg
Chlorure de potassium	2,600 mg/kg
Chlorure de sodium	3,000 mg/kg
Bicarbonate de soude	4,220 mg/kg
Chlorure de magnésium	8,100 mg/kg
Vitamine C	11,900 mg/kg

Les valeurs de la toxicité correspondent à la dose LD_{50} . Dans cette liste des produits chimiques le chlorure de magnésium a une toxicité qui se situe entre le bicarbonate de soude (soda) et la vitamine C.

Figure 45 – Comparaison de la toxicité des sels routiers¹⁷

EFFET SUR LE MÉTAL – CORROSION			
MÉTAL	NaCl	CaCl ₂	MgCl ₂
Acier (mils/an)	22,9	19,6	9,5
Aluminium (mils/an)	1,5	3,0	0,375
Étain (mils/an)	17,9	13,9	2,1

Le chlorure de magnésium est deux fois moins corrosif sur l'acier que le chlorure de sodium (NaCl).
Référence : Kali Forschungs Institute (Germany) - University of Utah, Department of Metallurgy.

Figure 46 – Pouvoir de corrosion des sels routiers¹⁷

¹⁷ Société SEBCI, produit Bleu-Fuzion, <http://www.prommel.com/client/pdf/bleu-fuzion.pdf>

3.2.3.b Efficacité

A. Applications périodiques de produits

a. CMA, CaCl₂, MgCl₂, Sucre

Une étude suédoise datée de 2009 (29) a testé les effets de quatre solutions chimiques en termes d'abattement de la concentration en PM₁₀ et de réduction de la friction : CMA (25%), CaCl₂ (10%), MgCl₂ (25%), solution sucrée. Ces mesures ont été réalisées sur une route à fort trafic (6 000-7 000 véhicules / jour) près de la ville de Linköping. Chaque produit a été appliqué sur des portions de routes de 600 mètres indépendantes, en milieu ouvert, en 2 applications de 10 g/m².

Les résultats (Figure 47) indiquent un abattement initial de 30 à 40% des particules PM₁₀ et une durée d'efficacité de 4-5 jours, sans différence notable entre les solutions testées. La durée d'efficacité apparaît supérieure à celle reportée par les expérimentations menées en cadre urbain lors d'études précédentes. Cette efficacité dépend entièrement de la quantité de produit utilisée. La quantité de 20 g/m² utilisée ici est de l'ordre de grandeur de la quantité de fondants chimiques pulvérisés lors d'une opération de salage des routes en hiver pour éviter la formation de glace.

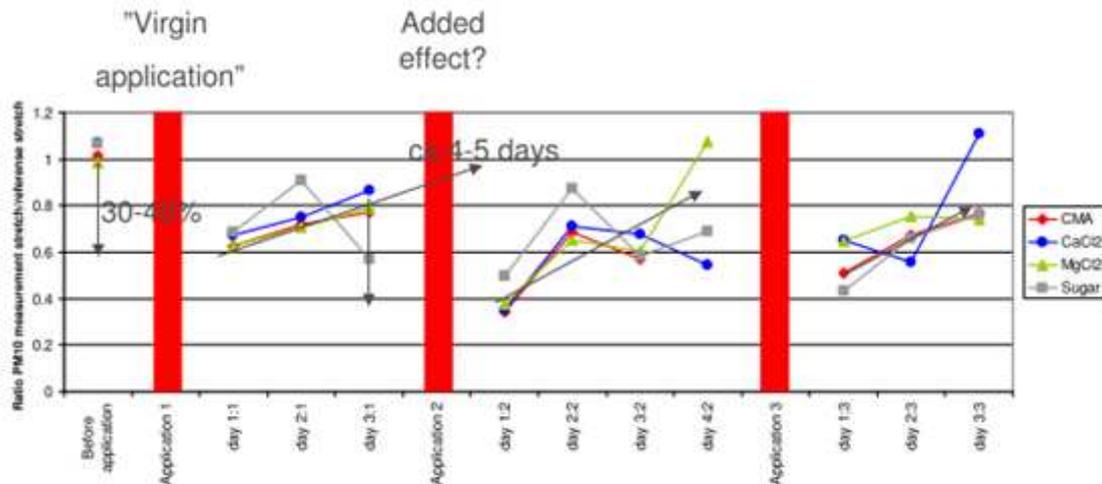


Figure 47 – Abattement des particules PM₁₀ pour différentes solutions chimiques (29)

En termes de réduction de la friction, les quatre solutions semblent efficaces à des niveaux différents (Figure 48). La solution la plus efficace semble être l'acétate de magnésium calcium CMA, suivie du chlorure de magnésium MgCl₂ et de la solution sucrée, puis du chlorure de calcium CaCl₂.

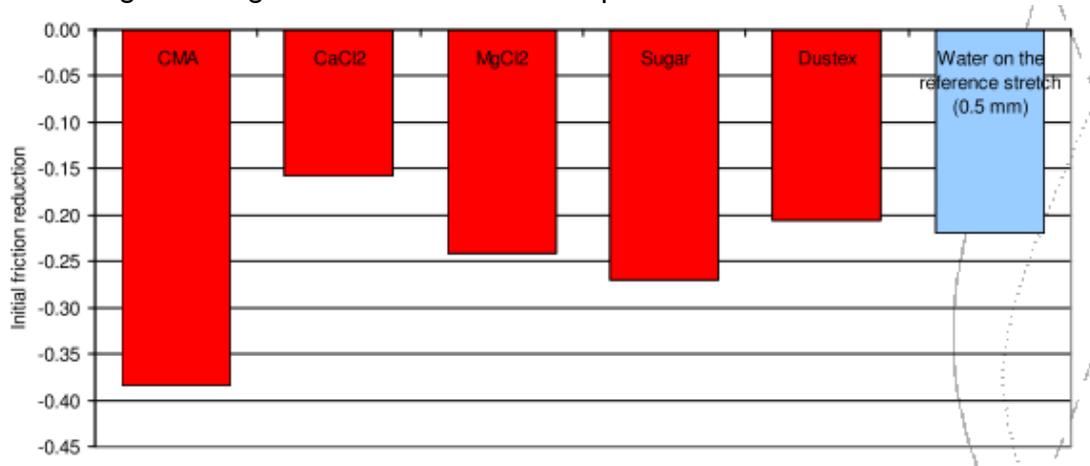


Figure 48 – Réduction de la friction pour différentes solutions chimiques (29)

La ville de Stockholm précise que l'adhérence au sol peut être diminuée du fait de l'emploi d'abat-poussières sur les chaussées.

b. CaCl_2

Une autre expérimentation a été réalisée dans le cadre d'un programme de recherche sur la qualité de l'air aux Pays-Bas, IPL¹⁸, datée de 2009 (32). L'expérimentation a été menée aux Pays-Bas sur l'A73 près de Malden et Nijmegen, avec pour objectif de tester l'efficacité du chlorure de calcium (CaCl_2) sur la capture des particules PM_{10} issues de la pollution routière.

La méthode utilisée consistait à pulvériser périodiquement du chlorure de calcium sur certaines portions de routes et de mesurer le taux d'abattement des particules par un analyseur de poussières TEOM. Les pulvérisations se sont espacées entre 1 à 10 jours, avec au total 11 pulvérisations sur le mois de mars 2009. Cette expérimentation a été réalisée avec des conditions météorologiques très défavorables et seuls certains jours de mesures ont pu être analysés et pris en compte (cerclés en pointillés rouges sur la Figure 49).

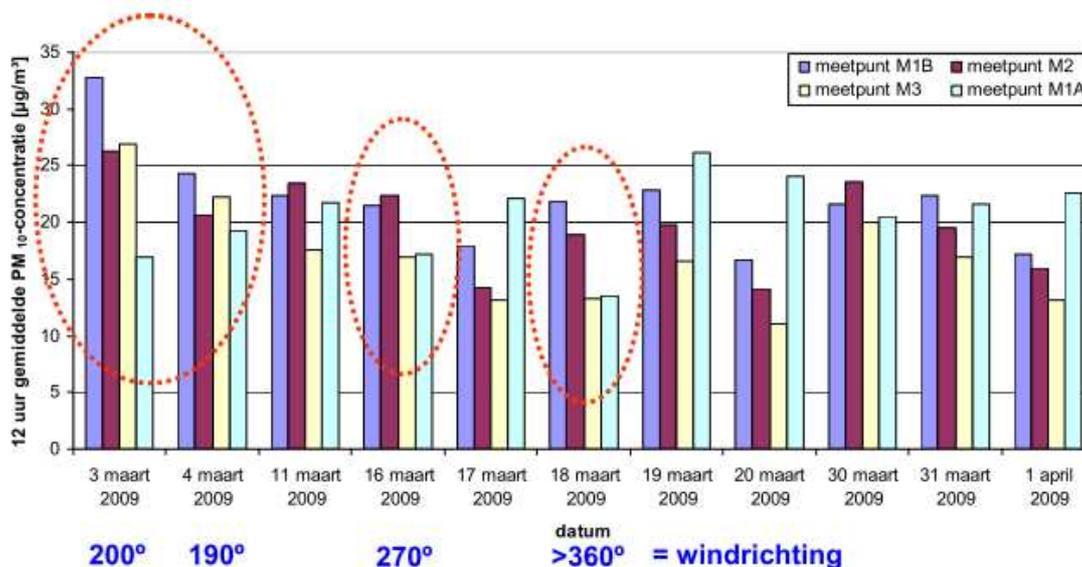


Figure 49 – Effet du CaCl_2 sur la concentration en PM_{10} (32)
(« Windrichting » : direction du vent)

Les résultats de cette expérimentation indiquent un taux d'abattement des particules PM_{10} issues de la chaussée et des pneus de 20 à 30%, et un taux d'abattement total des particules PM_{10} de 10% (en prenant en compte la « concentration de fond » en PM_{10}). La durée d'efficacité est apparue comme étant supérieure à 2 jours.

Les experts néerlandais recommandent d'effectuer une étude complémentaire permettant de tester cette efficacité sur une période plus sèche (été) et sur une durée plus longue (3-4 mois) pour obtenir davantage de mesures et limiter les problèmes de conditions météorologiques défavorables.

c. Acétate de magnésium calcium - CMA

Une étude suédoise plus ancienne a également été menée, datée de 2004 et réalisée conjointement par le bureau d'étude *SLB-analys*, les universités *ITM Stockholms* et *Lundt Intitute of Technology*, et l'agence de météorologie *SMHI* qui dépend du Ministère de l'Environnement de Suède (32). Cette étude analyse une expérimentation réalisée près de Stockholm sur l'acétate de magnésium calcium (CMA).

Des pulvérisations de 40 g/m^2 ont été appliquées sur une route à fort trafic : un abattement de 35% des particules PM_{10} a été mis en évidence. L'expérience a été poursuivie en cadre urbain, dans une « rue canyon », et un taux d'abattement de 10% des PM_{10} a été observé. Toutefois ces dernières mesures relevaient de fortes incertitudes qui empêchaient l'analyse correcte des résultats.

¹⁸ Innovatieprogramma Luchtkwaliteit : Dutch Air Quality Innovation Programme.

B. Application unique de produits

Une étude plus ancienne de 1995 (34), réalisée par la California State University, a également réalisé une expérimentation en situation réelle pour déterminer l'efficacité et l'impact sur l'environnement des abat-poussières. Cette étude fait référence auprès des fabricants de chlorure de magnésium ou de chlorure de calcium, notamment en Amérique du Nord (37).

Quatre abat-poussières ont été testés dans le Colorado, sur des portions de route de 1,25 miles¹⁹ de long (soit 2 km environ), pendant les 145 jours suivant le traitement de la route. Le trafic varie entre 320 et 550 véhicules / jour, principalement des véhicules particuliers et des camions (légers, lourds). La portion de route non-traitée a toutefois un trafic moins élevé, avoisinant 200 véhicules / jour. Les abat-poussières évalués sont indiqués dans le tableau suivant (Figure 50).

Produit abat-poussières	Dose appliquée (unités américaines) ²⁰	Dose appliquée (unités européennes)
Lignosulfonate de calcium	0,5 gal/sq yd	2,72 litres / m ²
Chlorure de calcium (35%, dans de l'eau) CaCl₂	0,25 gal/sq yd	1,36 litres / m ²
Chlorure de magnésium (32%, dans de l'eau) MgCl₂	0,5 gal/sq yd	2,72 litres / m ²
Chlorure de calcium « spécial » (produit différent du CaCl₂ « classique » par son absence totale de magnésium, tandis que ce dernier est supposé en contenir des fractions)	0,25 gal/sq yd	1,36 litres / m ²

Figure 50 – Produits chimiques testés dans le Colorado (34)

La méthode de mesure des poussières a été développée pour ce projet pour être quantitative, reproductible, mobile, rentable, facile dans sa réalisation. Dans la bibliographie recensée en 1995, la méthode la plus commune était de mesurer le poids des poussières collectées ou de mesurer l'opacité de l'air avec la lumière solaire. Ici, les contraintes logistiques, météorologiques et réglementaires empêchaient d'installer des outils de prélèvement le long des voies : un outil portable a été installé à l'arrière d'un véhicule mobile (*pick-up truck*, Figure 51), pour prélever des échantillons le long des portions de route, en temps réel.



Figure 51 – Outil de prélèvement des poussières, installé à l'arrière d'un véhicule (34)

¹⁹ Unité de longueur américaine : 1 miles = 1,609344 km.

²⁰ Unités américaines : 1 square yards (sq yd) = 0,83612736 m² ; 1 gallon (gal) = 4,54609 litres.

Les prélèvements ont été effectués une fois par semaine, à raison de 3 mesures par portion de route et à la vitesse de 45 MPH²¹. Des prélèvements sur la portion de route non traitée ont en effet permis de mettre en évidence le lien entre la vitesse du véhicule et les émissions de poussières. La [Figure 52](#) montre ainsi que la production de poussières est directement proportionnelle à la vitesse du véhicule, avec un coefficient de régression linéaire de 0,98.

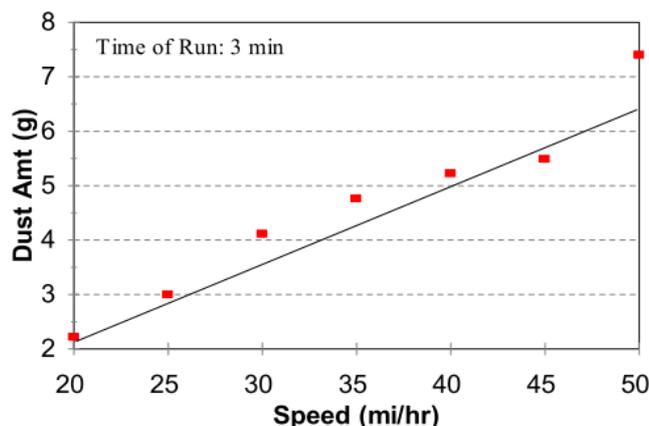


Figure 52 – Quantité de poussières selon la vitesse du véhicule échantillonneur (34)

La [Figure 53](#) et la [Figure 54](#) présentent les résultats des mesures effectuées pour la première année d'expérimentation (1993). On peut constater que la portion de route traitée avec le lignosulfonate de calcium a les émissions de poussières les plus faibles (93,5% d'abattement en moyenne). Les émissions sont un peu plus élevées pour le chlorure de magnésium $MgCl_2$ (62,4% d'abattement en moyenne) et le chlorure de calcium $CaCl_2$ « spécial » (64,5% d'abattement), sans qu'une différence notable soit possible entre ces deux solutions. Enfin, le chlorure de calcium $CaCl_2$ « classique » a des émissions plus fortes mais toujours inférieures à celles de la portion de route non traitée (49,2% d'abattement en moyenne).

Toutefois, à la fin des tests, l'efficacité du lignosulfonate de calcium a semblé chuter brutalement et la portion de route s'est rapidement détériorée avec une augmentation importante de trous dans la chaussée. Les chercheurs précisent également que la quantité de poussières augmentait avec le temps, mais qu'elle diminuait un moment après un passage pluvieux : l'efficacité des abat-poussières diminue ainsi avec le temps.

Les différents produits ont également un intérêt en termes de lutte contre la perte d'agrégats routiers par friction mécanique des pneus des véhicules. La [Figure 55](#) montre que les trois produits testés en deuxième année d'expérimentation (1994) ont un intérêt pour limiter cette érosion mécanique.

3.2.3.c Conditions d'utilisation : attributs et limites

La température, le degré d'humidité, les précipitations, et plus particulièrement le type de gravier et sa granulométrie sont des facteurs pris en considération lors de l'évaluation des différents produits les uns par rapport aux autres. Un guide (38) a été réalisé par le ministère de l'agriculture des Etats-Unis concernant la sélection des différents abat-poussières existants sur le marché.

Dans la [Figure 56](#) sont indiquées les substances précédemment citées et couramment utilisées : le chlorure de calcium $CaCl_2$ et le chlorure de magnésium $MgCl_2$.

²¹ Unité américaine : 1 MPH = 1 miles / heure = 1,609344 km/h. Les vitesses de 20 à 50 MPH correspondent ainsi à des vitesses de 30 à 80 km/h.

Les autres substances proposées par le guide (*produits organiques issus du pétrole, dérivés des lignines, extraits de sucre de betterave, huiles pétrolières ou végétales, dérivés électrochimiques, polymères synthétiques, additifs argileux*) ont été omises car aucune expérimentation n'a été trouvée quant à leur efficacité en termes d'abattement de la pollution.

D'après ce guide, il apparaît que le chlorure de calcium CaCl_2 perd une partie de son hygroscopicité (capacité à absorber l'humidité en suspension) lorsque l'humidité relative baisse. Le chlorure de calcium doit être utilisé avec prudence si de longues périodes de sécheresse ou d'humidité sont prévues.

Le chlorure de magnésium MgCl_2 pour sa part, outre son hygroscopicité supérieure, demeure stable à de plus hautes températures et à de plus bas degrés d'humidité relative. Par conséquent, il est plus approprié d'utiliser ce composé dans les régions dont le climat est sec.

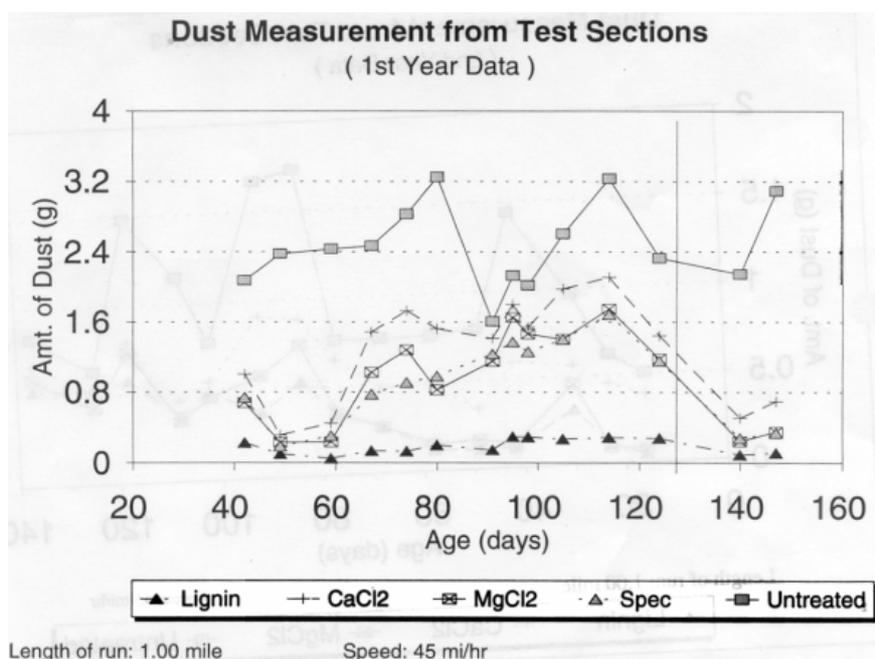


Figure 53 – Mesures des poussières pour quatre abat-poussières (34)

Produit abat-poussières	Quantité moyenne de poussière	Taux d'abattement moyen
Pas de traitement (route "témoin")	2,49 g	-
Lignosulfonate de calcium	0,16 g	93,5%
Chlorure de calcium CaCl_2	1,26 g	49,2%
Chlorure de magnésium MgCl_2	0,93 g	62,4%
Chlorure de calcium « spécial »	0,88 g	64,5%

Figure 54 – Taux d'abattement des poussières pour quatre traitements de la chaussée (34)

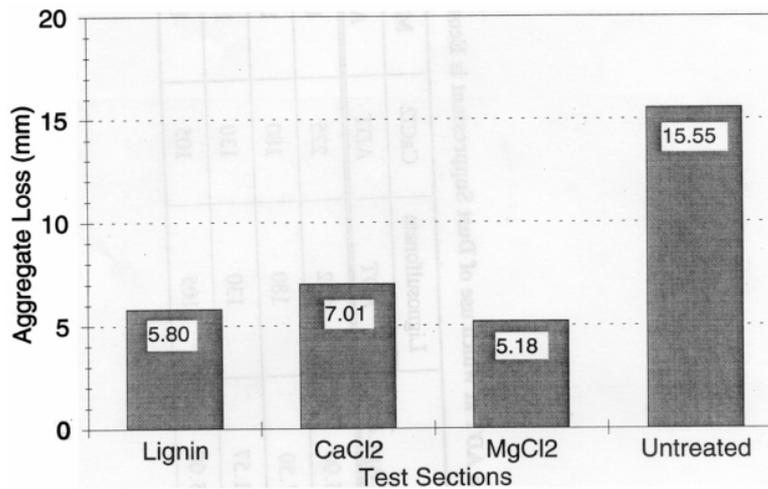


Figure 55 – Perte d'agrégats routiers pour différents traitements de la chaussée

	Attributs	Limites	Impact environnemental
Chlorure de calcium CaCl₂	<ul style="list-style-type: none"> - absorbe l'humidité de l'air selon la température et l'humidité relative de l'air - augmente beaucoup la tension de surface du film d'eau entre particules, ralentissant l'évaporation et maintenant le sol compact en cas de sécheresse - la route traitée est moins concernée par les pertes de densité - agit moins bien que le MgCl₂ en cas de longues sécheresses - agit mieux que le MgCl₂ en cas de forte humidité de l'air 	<ul style="list-style-type: none"> - exige un certain niveau d'humidité pour absorber l'eau contenue dans l'air - la pluie a tendance à libérer de fortes proportions de chlorures solubles 	<ul style="list-style-type: none"> - impact sur la qualité de l'eau : négligeable s'il existe une zone tampon adéquate entre la zone traitée et l'eau - impact sur l'eau douce : peut induire de fortes concentrations en chlorures chez les espèces de poissons (de 400 à 10 000 ppm) - impact sur les végétaux : certaines espèces peuvent y être sensibles comme le pin, le chêne, l'érable, le peuplier, la cigüe, le sapin...
Chlorure de magnésium MgCl₂	<ul style="list-style-type: none"> - commence à absorber l'eau contenue dans l'air à 32% d'humidité relative, indépendamment de la température - plus efficace que le chlorure de calcium pour augmenter la tension de surface, ce qui résulte en une surface de route très dure en cas de sécheresse - la route traitée est moins concernée par les pertes de densité - plus approprié dans les climats secs 	<ul style="list-style-type: none"> - si beaucoup de particules sont contenues dans le matériau traité, la surface peut devenir glissante en cas d'humidité 	<ul style="list-style-type: none"> - risques potentiels pour des écoulements de solution concentrée
Dérivés de lignine (dont Lignosulfonate de calcium)	<ul style="list-style-type: none"> - augmente fortement la stabilité du matériau en cas de sécheresse - maintient efficacement le matériau traité durant de longues périodes sèches avec une humidité faible 	<ul style="list-style-type: none"> - peut corroder l'aluminium et ses alliages - la capacité de maintien de la surface peut être réduite ou annulée en cas de fortes pluies - surface glissante en cas de pluie - difficultés pour maintenir un état de surface solide, mais cela peut être fait sous certaines conditions d'humidité - peut rapidement détériorer les voies traitées 	<ul style="list-style-type: none"> - impacts sur l'eau douce : la DBO peut être très forte en cas d'écoulement dans un petit ruisseau

Figure 56 – Comparaison qualitative des abat-poussières (38)

3.2.3.d Durée de vie et coût des produits

A. Durée de vie

La durée de vie est indiquée chez plusieurs fabricants de chlorure de magnésium (RainStorm [DustMAG®], SEBCI [MAG Liquide®]...), qui recommandent de traiter les portions de route une fois par an. Cette **durée de vie de 1 an** dépend cependant des conditions météorologiques (érosion naturelle), de l'intensité du trafic et de la fréquence d'entretien de la voirie (érosion mécanique d'origine humaine). Elle dépend également des quantités de produits pulvérisés sur la chaussée.

Dans l'étude suédoise de 2009 (27), la durée de vie était de 4-5 jours pour une application de 20 g / m² de produit, ce qui est de l'ordre de grandeur de la quantité de fondants chimiques pulvérisés lors d'une opération de salage des routes en hiver. Cette durée d'efficacité était identique pour les quatre produits abat-poussières testés.

Dans l'étude d'IPL de 2009 (32), les pulvérisations de chlorure de calcium (CaCl₂) avaient une durée d'efficacité de « plus de 2 jours ». La quantité utilisée est supposée de l'ordre de grandeur de la quantité de fondants chimiques pulvérisés lors d'une opération de salage des routes en hiver.

B. Coûts

En ce qui concerne les coûts des différentes substances majoritairement utilisées, l'argument principal concerne l'intérêt de ces substances à limiter la perte d'agrégats de la route. L'intérêt financier d'un traitement chimique est donc lié au coût de l'agrégat routier. L'étude menée en Californie en 1995 (34) présente un comparatif de ces matériaux selon l'intensité du trafic, puisque la détérioration de la route y est directement proportionnelle, pour un coût de 11,57 \$/tonne d'agrégat et pour le CaCl₂, le MgCl₂ et le lignosulfonate de calcium (Figure 57).

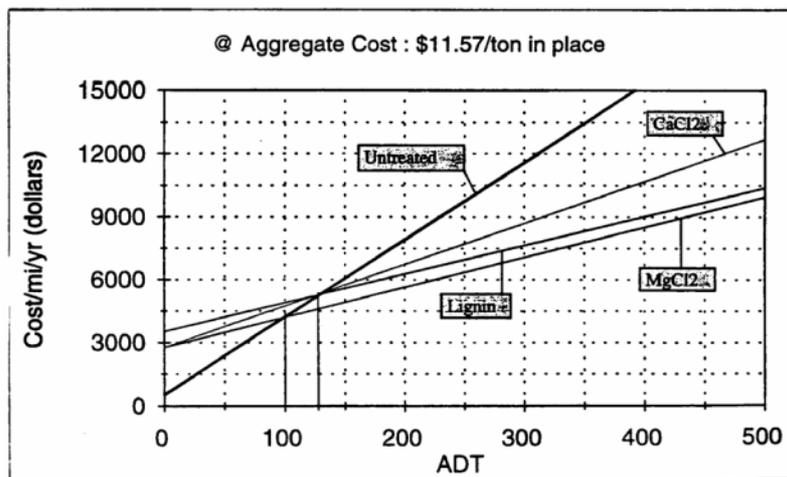


Figure 57 – Coût d'entretien de la route selon l'abat-poussières utilisé en 1995 (34)

Dans l'étude suédoise publiée en 2009 (31), la comparaison est faite entre les substances CMA, CaCl₂, MgCl₂ et une solution sucrée. Les recherches sur Internet²² en termes de coûts des différentes substances chimiques produisent un résultat assez semblable (Figure 58). Il est intéressant de remarquer que le cours du sucre a énormément augmenté en 2011 (+34% en un an).

²² Recherches effectuées en mars 2011.

Produit abat-poussières	Source Internet		Etude suédoise (31)
	Coût de la tonne (USD \$)	Coût relatif de la substance	Coût relatif de la substance
CMA	400-1000	7	4,6
CaCl ₂	150-250	2	1
MgCl ₂	90-120	1	1
Solution sucrée	720	7,2	3,4
Lignosulfonate de calcium	200-400	3	-

Figure 58 – Coût relatif des substances abat-poussières

3.2.4 Recommandations

L'étude suédoise de VTI de 2009 (31) a pu mettre en évidence certaines différences entre quatre substances : l'acétate de magnésium calcium (CMA), le chlorure de magnésium (MgCl₂), le chlorure de calcium (CaCl₂) et le sucre. Les experts suédois recommandent :

- l'utilisation du chlorure de magnésium (MgCl₂) ou du chlorure de calcium (CaCl₂) là où les critères de corrosion ou d'impacts sur l'environnement ne sont pas prioritaires ; dans le cas contraire, ils recommandent l'utilisation d'acétate de magnésium (CMA) ou de sucre.
- l'utilisation du chlorure de magnésium (MgCl₂) sur les routes suédoises, notamment pour des raisons de coûts.

L'étude californienne de 1995 (34) a étudié l'impact de trois substances abat-poussières : le chlorure de magnésium (MgCl₂), le chlorure de calcium (CaCl₂) et le lignosulfonate de calcium. Les résultats étaient excellents pour le lignosulfonate de calcium, mais les experts mettent en garde les utilisateurs contre une dégradation importante de la route observée plusieurs mois après le traitement. En termes d'efficacité, le chlorure de magnésium (MgCl₂) était plus efficace que le chlorure de calcium (CaCl₂).

Le tableau suivant (Figure 59) reprend les éléments issus des différentes études selon les critères d'efficacité, de coûts, de durée de vie, de toxicité et de conditions d'utilisation. Parmi les substances listées ci-dessous, on peut remarquer que le lignosulfonate de calcium a été identifié comme défectueux plusieurs mois après traitement. Des études complémentaires sont donc à recommander quant à son mode d'utilisation.

Pour les autres substances, on remarque que l'efficacité en termes d'abattement des particules ou de la friction est assez similaire au sein d'une même étude. Les autres critères sont donc à étudier pour les différencier. **En donnant la priorité à leur coût relatif, les substances à recommander seraient le chlorure de magnésium (MgCl₂) en cas de climat sec, et le chlorure de calcium (CaCl₂) en cas de climat humide.** L'impact sur l'environnement serait plus important pour ces substances du fait de la présence de chlore dans leur composition chimique. **L'utilisation d'acétate de magnésium calcium (CMA) ou de sucre serait à recommander si la zone à traiter présente un écosystème sensible.**

La ville de Stockholm précise que l'adhérence au sol peut être diminuée du fait de l'emploi d'abat-poussières sur les chaussées.

	Réf.	CMA	MgCl ₂	CaCl ₂	Sucre	Lignosulfonate de calcium
Taux d'abattement des particules <i>PM10</i>	(31)	30 à 40%	30 à 40%	30 à 40%	30 à 40%	-
	(32)	-	-	20 à 30%	-	-
	(33)	35%	-	-	-	-
	(34)	-	62,4%	49,2%	-	93,5%
Taux d'abattement de la friction	(31)	38%	24%	16%	27%	-
	(34)	-	33%	43%	-	37%
Coût relatif		7	1	2	7,2	3
Durée de vie		- Pulvérisation de 20 g/m ² : 2 à 5 jours d'efficacité - Application massive de 1 à 3 litres/m ² : 1 an d'efficacité				Forte dégradation de la route plusieurs mois après le traitement
Toxicité		Faible mais présente	Moyenne	Moyenne	Faible mais présente	Faible mais présente
Conditions d'utilisation		-	Possible en cas de sécheresse ; Moins adapté en cas de forte humidité de l'air	A éviter en cas de sécheresse ; Mieux adapté en cas de forte humidité de l'air	-	Très adapté en cas de sécheresse

Figure 59 – Recommandations des substances abat-poussières

4. Les autres solutions

4.1 Les asphaltes poreux

4.1.1 Description

L'asphalte est un mélange de bitume (liant) et de granulats.

L'asphalte poreux (ou enrobé drainant) est un asphalte composé de granulats de taille supérieure aux asphaltes traditionnels, ce qui libère des espaces vides. Les pores permettent à l'eau de s'écouler à travers l'asphalte. Il est donc souvent utilisé pour ses capacités drainantes qui permettent de limiter l'aquaplanage. L'asphalte poreux possède aussi des propriétés réductrices du bruit.

Les poussières déposées sur la route peuvent être mises en suspension sous l'action du passage des véhicules. Les particules les plus étudiées sont les PM_{10} (Particulate Matter : particule au diamètre aérodynamique inférieur à $10 \mu m$).

Dans le cas de l'asphalte poreux, les particules sont transportées dans les pores et éloignées avec les eaux de pluies.

4.1.2 Synthèse des résultats

L'étude néerlandaise réalisée en 2006 à Nijmegen (10) a montré que la concentration en PM_{10} était de $8 \mu g/m^3$ (à 10 m de la route) plus basse pour un béton bitumeux poreux (en anglais PAC Porous Asphalt Concrete) que celle pour un béton bitumeux dense (en anglais DAC Dense Asphalt Concrete).

Une étude allemande (39) a montré qu'il n'y avait pas de différence significative entre un asphalte conventionnel et un asphalte poreux (en anglais PA Porous Asphalt) les jours sans précipitation. En revanche la concentration en PM_{10} est de 20% inférieure sur les asphaltes poreux par rapport aux asphaltes conventionnels les jours de pluie.

Ce qu'il faut retenir

Utilisés pour limiter l'aquaplaning grâce à leurs capacités drainantes, les asphaltes poreux sont composés de granulats de taille supérieure aux asphaltes traditionnels. Cela crée des vides dans lesquels les eaux de pluie mais aussi les particules déposées sur la chaussée peuvent être entraînées. Ces asphaltes sont principalement utilisés pour leur propriété acoustique. Peu d'études ont été réalisées quant à leur effet sur la pollution atmosphérique. Cependant, parmi celles effectuées, leur efficacité est très faible et sujette à caution. De plus, si leur coût est identique à celui d'un asphalte conventionnel, leur durée de vie est environ deux fois moindre et ils doivent subir un balayage industriel deux fois par an pour éviter l'obstruction des pores.

4.2 Le nettoyage de la voirie

4.2.1 Description

Il s'agit de nettoyer les voiries pour les débarrasser des poussières qui y sont déposées. Ces dernières proviennent de l'usure des pneus, des freins ou de la chaussée.

Ces poussières peuvent évoluer en particules en suspension dans l'air sous l'action du passage des véhicules. Ces particules sont présentes sous la forme de TSP (Total Suspended Particulate) si elles ont un diamètre inférieur à $100 \mu m$ (en général moins de $40 \mu m$) et de PM_{10} . Ce sont les PM_{10} qui ont principalement été étudiées dans les études réalisées à ce jour.

Le nettoyage peut se faire par des actions de balayage à sec ou avec de l'eau sous pression.

4.2.2 Synthèse des résultats

Selon une étude réalisée à Barcelone (40) le nettoyage des voiries permettrait de diminuer de 7 à 10% la concentration de PM_{10} en suspension (nettoyage à l'eau et balayage mécanique sur une étendue de 500m, observations effectuées 24h après nettoyage des rues). Cette étude montre également que le nettoyage permet une réduction des poussières minérales et des poussières de freins. Au bout de 8 heures, 50% du dépôt de poussière est revenu (90% au bout de 24 heures).

Effectiveness of measures

Road dust: mechanical sweeping and water flushing

Barcelona: Effect of on different aerosols (daily averages)

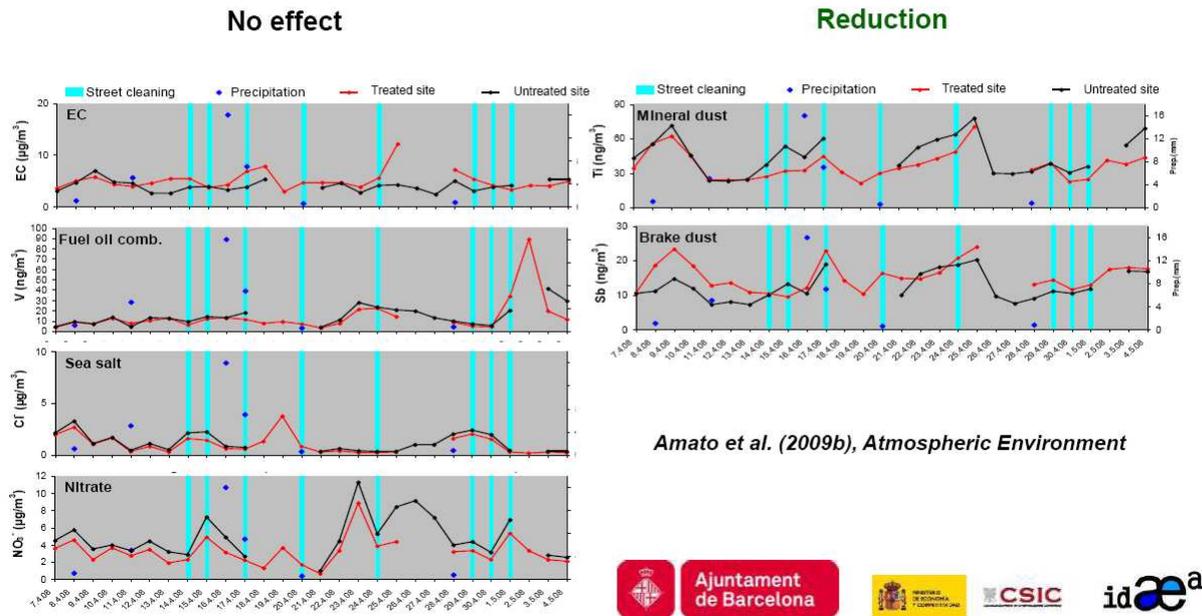


Figure 60 – Extrait de l'étude Amato et al. (2009) relative à l'impact du nettoyage des rues

Une thèse réalisée à Stuttgart en 2010 (41) présente l'effet du balayage sur la réduction des PM_{10} . Les résultats n'ont pas été considérés comme significatifs car il n'a pas été possible de déterminer dans quelles mesures ces résultats ont été dus au nettoyage et non aux conditions météorologiques.

La ville de Stockholm indique que selon son expérience le nettoyage des rues n'est pas efficace si des machines ordinaires sont utilisées (pourrait être efficace avec des machines spéciales).

Une étude réalisée dans le district Kaohsiung (près de Taiwan) (42) affirme que l'amélioration maximum permise par le nettoyage est une diminution de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . L'étude utilise trois outils :

- l'analyse factorielle permet d'observer que le taux des TSP provenant de la route par rapport aux poussières provenant de toutes les sources d'émission est inférieur à 28% avant le balayage et inférieur à 17% après, soit une diminution de 11% sur les particules totales (28%-17% = 11%) ou un abattement de 39% pour les particules spécifiquement émises par la route,
- les résultats de la simulation avec le modèle ISCST3 montrent une amélioration de 1,5 à 2% de la concentration annuelle en PM_{10} avec un nettoyage par rinçage,
- l'étude avec le modèle CMB (Chemical Mass Balance) montre que le taux des PM_{10} provenant de la route par rapport aux poussières provenant de toutes les sources d'émission est inférieur à 51% avant balayage et à 17% après, soit une diminution de 34% sur les particules totales (51%-17% = 34%) ou un abattement de 66 % pour les particules spécifiquement émises par la route.

Ce qu'il faut retenir

Nettoyer les voiries par un balayage à sec ou avec de l'eau sous pression pour les débarrasser des poussières provenant de l'usure des pneus, des freins ou de la chaussée permettrait de diminuer la concentration de PM_{10} . Toutefois, pour être efficace, les études récentes réalisées notamment en Espagne montrent qu'il faudrait renouveler ce nettoyage chaque jour. Cette solution n'est donc pas applicable. De plus, un nettoyage à l'eau peut entraîner une augmentation du bruit lié à la circulation du fait de l'humidité des chaussées. Se pose également la question du devenir de l'eau, qui chargée en particules, peut impacter d'autres réservoirs que l'air et participer à un transfert de pollution.

4.3 La grille électrostatique

4.3.1 Description

Des chercheurs néerlandais ont mis au point un système innovant de capture des particules le long des voies routières. Actuellement en cours d'expérimentation, le principe de grille électrostatique pourrait permettre de capturer certaines poussières (43).

Le principe de grille électrostatique caractérise un grillage métallique très fin, disposé de part et d'autre d'une voie routière, parcouru d'un courant électrique de haute tension et de faible ampérage. Ce dispositif crée un champ magnétique qui charge positivement les particules PM_{10} . Ces particules chargées sont alors attirées par les parties connectées à la masse (chargées négativement) et se retrouvent fixées de façon forte (liaison forte de Van der Waals).

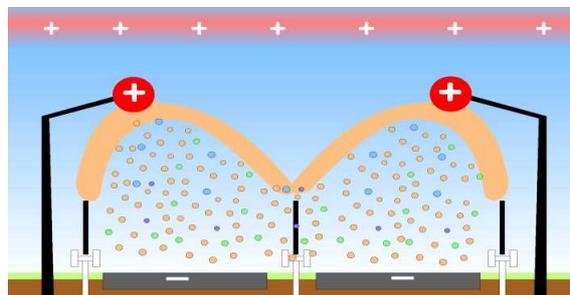


Figure 61 – Schéma du principe de grille électrostatique (43)

4.3.2 Synthèse des résultats

Ce dispositif a été testé sur les parois d'un petit tunnel (2,5X2,5X16m) aux Pays-Bas. Les mesures réalisées montrent un abattement de 15% en masse des particules PM_{10} . Au cours d'une autre expérience, en déplaçant la partie connectée à la masse au centre de la voie, les chercheurs espèrent atteindre un abattement des particules de 30%.

Conclusion

Certains aménagements routiers étudiés dans le cadre de cette étude présentent en théorie des capacités d'absorption ou de dégradation des polluants. C'est notamment le cas des haies végétales qui peuvent jouer un rôle de captation de certains polluants, à travers l'absorption naturelle par les stomates des feuilles ou les aiguilles des végétaux ou celui des revêtements photocatalytiques qui sont susceptibles de dégrader les oxydes d'azote, par le processus de photocatalyse.

D'autres aménagements routiers tels que les murs anti-bruit ou les écrans végétaux peuvent participer à la dispersion des polluants atmosphériques.

Cette étude met en évidence que les phénomènes d'absorption, de dégradation ou de dispersion des polluants atmosphériques observés en laboratoire ou en théorie ne sont pas systématiquement synonymes de bénéfices sur la qualité de l'air une fois les solutions correspondantes à ces phénomènes mises en œuvre sur le terrain via les aménagements routiers. Ainsi, à titre d'exemple, les tests en laboratoire des revêtements catalytiques appliqués sur des murs montrent une diminution significative des oxydes d'azote. En condition réelle, leur efficacité n'a pu être démontrée. Sous certaines conditions (notamment en fonction des paramètres météorologiques), les obstacles physiques (haie végétale, mur antibruit) peuvent présenter un co-bénéfice intéressant sur la qualité de l'air, sous réserves de vérifications préalables tenant compte des lieux fréquentés ou habités par les populations, la qualité de l'air pouvant être dégradée à proximité immédiate de l'ouvrage.

D'une façon générale, l'étude montre qu'aucune de ces solutions (haies végétales, écrans anti-bruit, revêtements catalytiques, asphaltes poreux, ...) ne peut être préconisée **dans l'objectif premier** de réduire efficacement la pollution atmosphérique.



Bibliographie

1. Heista, D. K. *The effect of roadway configurations on the dispersion of traffic-related pollution : a wind tunnel study*. s.l. : U.S. Environmental Protection Agency.
2. Wang, Zhang. *Modeling Near-Road Air Quality Using a Computational Fluid Dynamics Model, CFD-VIT-RIT*. New York : Sibley School of Mechanical and aerospace Engineering, 2009. 14853.
3. CERTU. *Note méthodologique annexée à la circulaire interministerielle N°DGS/SD7B/2005/273*. 25 février 2005.
4. Sutton. *Plant atmosphere exchange of ammonia*. *Phil. trans. Roy. Soc.* 1995, 351.
5. Nasrullah, Nizar. *The effect of roadside planting and road structure on NO₂ concentration near road*. *Jpn. J. Toxicol. Environ. Health.* 1994, Vol. 40, 328-337.
6. Cornelissen, Theo. *Vegetation and air quality : Influence of vegetation along highways*. 2009.
7. *Developing effective and quantifiable air quality mitigation measures : overview report*. Niemeier. 2009.
8. SETRA - CERTU. *Les études d'environnement dans les projets routiers "volet air"*. juin 2001.
9. Kraai, Aline, de Maarschalck, Bart et Vermeulen, Alex. *Invloed vegetatie op de luchtkwaliteit*. s.l. : Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2009. IPL-2a.
10. IPL. *Scientific Board Review*. 2009, December. IPL-8.
11. *Landscape elements for improvement of the local air quality near Rotterdam, a desirability study, Een haalbaarheidsstudie (in Dutch)*. M., Tonneijck A.E.G. & Bloom-Zandstra. Nota 152, Wageningen : Plant Research International, 2002.
12. Wesseling, J.P., Duyzer, J., Tonneijck, A.E.G., Van Dijk, C.J. *Effects of green elements on NO₂ and PM₁₀ concentrations in ambient air (dutch)*. Apeldoorn : TNO-MEP, 2004. TNO report 2004-383.
13. IPL. *Dutch Air Quality Innovation Program concluded*. 2010, January.
14. *Panorama des techniques d'écrans acoustiques*. Demizieux, P. Strasbourg : Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Strasbourg, 2003.
15. *The effects of roadside structures on the transport and dispersion of ultrafine particles from highways*. Bowker, George E. s.l. : Atmospheric Environment, 2007, Vol. 41.
16. *Impact of noise barriers on near-road air quality*. Baldauf, R. 42, s.l. : Atmospheric Environment, 2008.
17. *Effects of Noise barriers on air quality : analysis*. Wesseling, Joost. s.l. : RIVM, 2009.
18. A. Baum, Federal Highway Research Institute (BAST). *Spreading of Air Pollutants with and without Noise Protection Wall*. Germany : s.n., 1998.
19. *Effect of (optimised) noise barriers on air quality Test Site IPL A28*. Hooghwerff, Jan. s.l. : IPL conference - Air quality alongside motorways.
20. SARANTOPOULOS, C. *Photocatalyseurs à base de TiO₂ préparés par infiltration chimique en phase vapeur (CVI) sur supports microfibreuse (thèse de doctorat)*. Toulouse : Institut National Polytechnique de Toulouse., 2007. 2523.

21. Brouwers H.J.H., Ballari M.M., Hunger M., Hüsken G. Modelling and experimental study of NO_x photocatalytic degradation employing concrete pavement with titanium dioxide. *Catalysis Today*, 2010, April., Vol. 151, 71-76.
22. Eurovia (Rousseau P., Drouadaine I., Maze M.). *Le procédé NOxer : du développement aux mesures de dépollution sur site*. 2009, juin. RGRA 876.
23. TNO (Duijzer J., Voogt M., Weststrate H., van der Welle R.), M+P (Hoogwerff J., Tollenaar C.), IPL (den Boer E., Pronk M.). *Invloed TiO₂ coatings op de luchtkwaliteit*. 2009, september. IPL-4a.
24. TERA Environnement. *Mesures le long d'un écran anti-bruit traité au TiO₂ dans la région de Grenoble*. 2009.
25. Italcementi Group. "TX Active" - *Scientific results*. 2010.
26. *Procédés de dépollution de l'air (NO_x) par revêtement photocatalytique - Suivi d'une voirie béton traitée au TiO₂*. CETE IDF (JF PETIT). Lille : s.n., 2010, Juin.
27. E. Puente, J.-M. Herrmann, C. Guillard. *Photocatalytic materials outdoor treatment*. Etude réalisée pour l'ADEME. 2011.
28. IARC . monographs volume 93 232-271.
29. *Les nanoparticules manufacturées dans l'eau*. Afssa. Février 2008.
30. *Nanotechnologies et nanoparticules dans l'alimentation humaine et animale*. Afssa. Mars 2009.
31. *Dust binding : practical trials in Sweden*. Swedish National Road and Transport Research Institute, VTI (Gustafsson M.). Rotterdam : Air quality alongside motorways., 2009, November.
32. IPL (Hoogwerff J., van der Heijden W.J.). *Experimenten met calciumchloride - Calciumchloride-sproeien voor een betere luchtkwaliteit*. Nijmegen : s.n., 2009.
33. Johansson C., Norman M. *Partiklar i stadsmiljö - källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM 10*. 2004.
34. Sanders T., Addo J. *Effectiveness and environmental impact of road dust suppressants*. Ft. Collins : Colorado State University, 1995. CO 80523.
35. *Eutrophisation rapide du lac Saint-Angustin - Etude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau*. Roberge K., Pienitz R., Arsenault S. N°2, Québec : Le Naturaliste Canadien., 2002, Vol. 127.
36. *Evaluation des impacts des fondants chimiques sur la végétation riveraine d'une infrastructure de transports (A39). Utilisation de méthodes de biosurveillance*. Université de Franche-Comté, Laboratoire de Biologie Environnementale, INRA (BADOT P.M., CRINI N.). Paris : s.n., 2006.
37. *MAG Liquide - Abat-poussière et stabilisant pour routes de gravier*. SEBCI. Québec : s.n.
38. Bolander P., Yamanda A. *Dust palliative selection and application guide*. San Dimas, California : United States Department of Agriculture, 1999, November.
39. A. Ropertz, N. Suritsch, R. Dutzi, G. Wächter, T. Beckenbauer, M. Männel, C. Ostermair, K. Munzert, H. Ott. *Einfluss von offenporigen Asphalt (PA) auf die Feinstaubbelastung an Straßen*.
40. *Evaluating urban PM10 pollution benefit induced by street cleaning activities*. F. Amato, X. Querol, A. Alastuey, M. Pandolfi, T. Moreno, J. Gracia, P. Rodriguez. 4472-4480, 2009, Atmospheric Environment 43.

41. Ang, Keng Been. *Neural network modeling of Present and Future Urban PM10 concentrations based on Measurement Results*. 2010.
42. *Estimation of Enhancing Improvement for Ambient Air-quality during Street Flushing and Sweeping*. Tai-Yi Yu, Yu-Chun Chiang, Chung-Shin Yuan, Chung-Hsuang Hung. 4, s.l. : Yu et al., 2006, *Aerosol and Air Quality Research*, Vol. 6, pp. 380-396.
43. Jan Marijnissen, Rein Roos, Bob Ursem - IPL, TNO. *The effect of an almost static electric field on air purification*. 2009.
44. Centre Interprofessionnel Technique des Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA). *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues*. Paris : s.n., 2009 (Juin). CITEPA 770.
45. Centre Interprofessionnel Technique des Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA). *Inventaire départementalisé des émissions de polluants atmosphériques en France en 2000*. Paris : s.n., 2005 (février). CITEPA 534.



Annexe I – Synthèse de la bibliographie

Référence	Pays - Organisme	Année	Méthode	Type de document	Typologie
1. Heista, D. K. The effect of roadway configurations on the dispersion of traffic-related pollution : a wind tunel study. s.l. : U.S. Environmental Protection Agency.	USA - Atmospheric Modeling Division, National Exposure Research Laboratory - U.S Environmental Protection Agency	2009	Modélisation	Article scientifique	Recherche
2. Wang, Zhang. Modeling Near-Road Air Quality Using a Computational Fluid Dynamics Model, CFD-VIT-RIT. New York : Sibley School of Mechanical and aerospace Engineering, 2009. 14853.	USA - Sibley School of Mechanical and Aerospace Engineering, Cornell University	2009	Modélisation	Article scientifique	Recherche
3. CERTU. Note méthodologique annexée à la circulaire interministerielle N°DGS/SD7B/2005/273. 25 février 2005.	France - CERTU	2005	-	Note méthodologique	Institution
4. Sutton. Plant atmosphere exchange of amonia. Phil. trans. Roy. Soc. 1995, 351.	UK – Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh Research Station	1995	Théorie	Ouvrage scientifique	Recherche
5. Nasrullah, Nizar. The effect of roadside planting and road structure on NO2, concentration near road. Jpn. J. Toxicol. Environ. Health. 1994, Vol. 40, 328-337.	Japon – Department of Environmental Science, Graduate School of Science and Technology, Chiba University, Matsudo	1994	Modélisation	Article scientifique	Recherche
6. Cornelissen, Theo. Vegetation and air quality : Influence of vegetation along highways. 2009.	Pays-Bas – IPL	2009	Mesures in situ ; in labo	Conférence	Recherche
7. Developing effective and quantifiable air quality mitigation measures : overview report. Niemeier. 2009.	USA – Department of Civil & Environmental Engineering, University of California	2009	Modélisation	Article scientifique	Recherche
8. SETRA - CERTU. Les études d'environnement dans les projets routiers "volet air". juin 2001.	France – SETRA - CERTU	2001	-	Guide méthodologique	Institution
9. Kraai, Aline, de Maarschalck, Bart et Vermeulen, Alex. Invloed vegetatie op de luchtkwaliteit. s.l. : Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2009. IPL-2a.	Pays-Bas – IPL	2009	Mesures in situ ; in labo	Rapport scientifique	Recherche
10. IPL. Scientific Board Review. 2009, December. IPL-8.	Pays-Bas – IPL	2009	Mesures in situ ; in labo	Rapport scientifique	Recherche

Référence	Pays - Organisme	Année	Méthode	Type de document	Typologie
11. Landscape elements for improvement of the local air quality near Rotterdam, a desasability study, Een haalbaarheidsstudie (in Dutch). M., Tonneijck A.E.G. & Bloom-Zandstra. Nota 152, Wageningen : Plant Research International, 2002.	Pays-Bas –	2002	Modélisation	Article scientifique	Recherche
12. Wesseling, J.P., Duyzer, J., Tonneijck, A.E.G., Van Dijk, C.J. Effects of green elements on NO2 and PM10 concentrations in ambient air (dutch). Apeldoorn : TNO-MEP, 2004. TNO report 2004-383.	Pays-Bas – TNO	2004	Modélisation	Article scientifique	Recherche
13. IPL. Dutch Air Quality Innovation Program concluded. 2010, January.	Pays-Bas – IPL	2010	Mesures in situ ; in labo	Rapport scientifique	Recherche
14. Panorama des techniques d'écrans acoustiques. Demizieux, P. Strasbourg : Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Strasbourg, 2003.	France – Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Strasbourg	2003	-	Conférence	Recherche
15. The effects of roadside structures on the transport and dispersion of ultrafine particuls from highways. Bowker, George E. s.l. : Atmospheric Environment, 2007, Vol. 41.	USA - U.S Environmental Protection Agency	2007	Modélisation	Article scientifique	Recherche
16. Impact of noise barriers on near-road air quality. Baldauf, R. 42, s.l. : Atmospheric Environment, 2008.	USA - U.S Environmental Protection Agency	2008	Modélisation	Article scientifique	Recherche
17. Effects of Noise barriers on air quality : analysis. Wesseling, Joost. s.l. : RIVM, 2009.	Pays-Bas – IPL – National Institute for Public Health and the Environment	2009	Mesures in situ ; in labo	Conférence	Recherche
18. A. Baum, Federal Highway Research Institute (BASt). Spreading of Air Pollutants with and without Noise Protection Wall. Germany : s.n., 1998.	Allemagne – BAST	1998	Mesures in situ	Rapport	Recherche
19. Effect of (optimised) noise barriers on air quality Test Site IPL A28. Hooghwerff, Jan. s.l. : IPL conference - Air quality alongside motorways.	Pays-Bas – IPL – Müller-BBM Group	2009	Mesures in situ ; in labo	Conférence	Bureau d'études
20. SARANTOPOULOS, C. Photocatalyseurs à base de TiO2 préparés par infiltration chimique en phase vapeur (CVI) sur supports microfibreux (thèse de doctorat). Toulouse : Institut National Polytechnique de Toulouse., 2007. 2523.	France – Institut National Polytechnique de Toulouse	2007	-	Thèse	Recherche

Référence	Pays - Organisme	Année	Méthode	Type de document	Typologie
21. Brouwers H.J.H., Ballari M.M., Hunger M., Hüsken G. Modelling and experimental study of NOx photocatalytic degradation employing concrete pavement with titanium dioxide. <i>Catalysis Today</i> , 2010, April., Vol. 151, 71-76.	Pays-Bas - Department of Architecture, Building and Planning, Eindhoven University of Technology	2010	Mesures in labo	Article scientifique	Recherche
22. Eurovia (Rousseau P., Drouadaine I., Maze M.). Le procédé NOxer : du développement aux mesures de dépollution sur site. 2009, juin. RGRA 876.	France – Eurovia	2009	Modélisation	Conférence	Industrie
23. TNO (Duijzer J., Voogt M., Weststrate H., van der Welle R.), M+P (Hoogwerff J., Tollenaar C.), IPL (den Boer E., Pronk M.). Invloed TiO2 coatings op de luchtkwaliteit. 2009, september. IPL-4a.	Pays-Bas – IPL - TNO	2009	Mesures in situ ; in labo	Conférence	Recherche
24. TERA Environnement. Mesures le long d'un écran anti-bruit traité au TiO2 dans la région de Grenoble. 2009.	France – TERA Environnement	2009	Mesures in situ – in labo	Rapport d'étude	Bureau d'études
25. Italcementi Group. "TX Active" - Scientific results. 2010.	Italie – Italcementi	2010	Mesures in situ ; in labo	Brochure	Industrie
26. Procédés de dépollution de l'air (NOx) par revêtement photocatalytique - Suivi d'une voirie béton traitée au TiO2. CETE IDF (JF PETIT). Lille : s.n., 2010, Juin.	France – CETE IdF	2010	Mesures in situ	Conférence	Recherche
27. E. Puente, J.-M. Herrmann, C. Guillard. <i>Photocatalytic materials outdoor treatment</i>	ADEME	2011		Rapport scientifique	Recherche
29. <i>Les nanoparticules manufacturées dans l'eau</i>	AFSSA	2008		Rapport scientifique	Recherche
30. <i>Nanotechnologies et nanoparticules dans l'alimentation humaine et animale</i>	AFSSA	2009		Rapport scientifique	Recherche
28. IARC . monographs volume 93 232-271.	IARC			Rapport scientifique	Recherche
31. Dust binding : practical trials in Sweden. Swedish National Road and Transport Research Institute, VTI (Gustafsson M.). Rotterdam : Air quality alongside motorways., 2009, November.	Suède – Swedish National Road and Transport Research Institute, VTI	2009	Mesures in situ	Conférence	Recherche
32. IPL (Hoogwerff J., van der Heijden W.J.). Experimenten met calciumchloride - Calciumchloride-sproeien voor een betere luchtkwaliteit. Nijmegen : s.n., 2009.	Pays-Bas – IPL	2009	Mesures in situ	Conférence	Recherche

Référence	Pays - Organisme	Année	Méthode	Type de document	Typologie
33. Johansson C., Norman M. Partiklar i stadsmiljö - källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM 10. 2004.	Suède - SLB, Miljöförvaltningen, Stockholm - ITM Stockholms universitet - SMHI, Norrköping - Avdelningen för Kärnfysik, Lunds universitet	2004	Modélisation	Rapport scientifique	Recherche
34. Sanders T., Addo J. Effectiveness and environmental impact of road dust suppressants. Ft. Collins : Colorado State University, 1995. CO 80523.	USA – Department of Civil and Environmental Engineering, Colorado State University	1995	Mesures in situ	Rapport scientifique	Recherche
35. Eutrophisation rapide du lac Saint-Angustin - Etude paléolimnologique pour une reconstitution de la qualité de l'eau. Roberge K., Pienitz R., Arsenault S. N°2, Québec : Le Naturaliste Canadien., 2002, Vol. 127.	Canada – Laboratoire de paléolimnologie-paléoécologie, Centre d'études nordiques, Université Laval	2002	-	Rapport scientifique	Recherche
36. Evaluation des impacts des fondants chimiques sur la végétation riveraine d'une infrastructure de transports (A39). Utilisation de méthodes de biosurveillance. Université de Franche-Comté, Laboratoire de Biologie Environnementale, INRA (BADOT P.M., CRINI N.). Paris : s.n., 2006.	France – Université de Franche-Comté, Laboratoire de Biologie – INRA	2006	-	Conférence	Recherche
37. MAG Liquide - Abat-poussière et stabilisant pour routes de gravier. SEBCI. Québec : s.n.	Canada – MAG Liquide	-	-	Brochure	Industrie
38. Bolander P., Yamanda A. Dust palliative selection and application guide. San Dimas, California : United States Department of Agriculture, 1999, November.	USA – Department of Agriculture	1999	-	Guide	Institution
39. A. Ropertz, N. Suritsch, R. Dutzi, G. Wächter, T. Beckenbauer, M. Männel, C. Ostermair, K. Munzert, H. Ott. <i>Einfluss von offenporigen Asphalt (PA) auf die Feinstaubbelastung an Straßen.</i>	Allemagne	2011	Mesure in situ	Colloque	Recherche
40. <i>Evaluating urban PM10 pollution benefit induced by street cleaning activities.</i> F. Amato, X. Querol, A. Alastuey, M. Pandolfi, T. Moreno, J. Gracia, P. Rodriguez. 4472-4480, Atmospheric Environment 43.	Barcelone, Espagne	2009	Mesure in situ	Article scientifique	Recherche
41. Ang, Keng Been. <i>Neural network modeling of Present and Future Urban PM10 concentrations based on Measurement Results</i>	Université de Stuttgart, Allemagne	2010	Mesure in situ	Thèse	Recherche

Référence	Pays - Organisme	Année	Méthode	Type de document	Typologie
42. <i>Estimation of Enhancing Improvement for Ambient Air-quality during Street Flushing and Sweeping</i> . Tai-Yi Yu, Yu-Chun Chiang, Chung-Shin Yuan, Chung-Hsuang Hung. 4, s.l. : Yu et al. <i>Aerosol and Air Quality Research</i> , Vol. 6, pp. 380-396.	Kaohsiung, Chine	2006	Mesure in situ	Rapport scientifique	Recherche
43. Jan Marijnissen, Rein Roos, Bob Ursem - IPL, TNO. <i>The effect of an almost static electric field on air purification</i> . 2009.	Pays-Bas – IPL, TNO	2009	Mesures in labo	Conférence	Recherche
44. Centre Interprofessionnel Technique des Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA). <i>Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues</i> . Paris : s.n., 2009 (Juin). CITEPA 770.	France – CITEPA	2009	-	Rapport	Institution
45. Centre Interprofessionnel Technique des Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA). <i>Inventaire départementalisé des émissions de polluants atmosphériques en France en 2000</i> . Paris : s.n., 2005 (février). CITEPA 534.	France – CITEPA	2005	-	Rapport	Institution

Annexe 2 – Liste des contacts sollicités pour l'étude

Pays	Organisme	Typologie
France	CETE Nord	Institution
France	CETE Lyon	Institution
France	CETE IdF	Institution
France	CETE Méditerranée	Institution
France	CETE Nantes	Institution
France	INRETS	Institution
France	SETRA	Institution
France	CETU	Institution
France	CSTB	Institution
France	IRCE Lyon	Institution
France	INRA	Institution
France	Laboratoire de Mécanique des fluides et d'acoustique - Ecole Centrale Lyon	Université
France	FFP	Institution
France	ENTP	Université
France	Airparif	Institution
France	ATMO Rhone-Alpes (anciennement ASCOPARG))	Institution
France	Coparly	Institution
France	Atmo NPdC	Institution
France	AIR Normand	Institution
France	ASPA	Institution
France	Axelera	Institution
France	Advancity	Institution
France	CEREA	Institution
France	LISA	Institution
France	Enviro Consult	Org. Privé
France	Aria Technologies	Bureau d'études
France	TERA Environnement	Bureau d'études
France	ASF	Org. Privé
France	COFIROUTE	Org. Privé
France	ESCOTA	Org. Privé
France	SANEF / SAPN	Org. Privé
France	NumTech	Bureau d'études
France	LECES	Bureau d'études
France	Eiffage	Org. Privé
France	Burgeap	Bureau d'études
France	COLAS	Org. Privé
France	Saint Gobain	Org. Privé
France	Bouygues	Org. Privé
France	Eurovia	Org. Privé
France	Fluydin	Bureau d'études

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie et du ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche. www.ademe.fr

“

Pour mieux connaître les impacts potentiels des aménagements routiers sur la pollution atmosphérique, l'ADEME a coordonné une étude bibliographique des travaux scientifiques sur le sujet. Sous certaines conditions (notamment en fonction des paramètres météorologiques), les obstacles physiques (haie végétale, mur antibruit) peuvent présenter un co-bénéfice intéressant sur la qualité de l'air, sous réserves de vérifications préalables tenant compte des lieux fréquentés ou habités par les populations. Cependant, de façon générale, l'étude montre qu'aucune de ces solutions (haies végétales, écrans anti-bruit, revêtements catalytiques, asphaltes poreux, ...) ne peut être préconisée dans l'objectif premier de réduire efficacement la pollution atmosphérique.

”



ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr