

Émissions des polluants atmosphériques

Christian Seigneur

Cerea

Laboratoire commun École des Ponts ParisTech / EDF R&D

Ce chapitre décrit d'abord les sources de pollution atmosphérique, puis les méthodes utilisées pour construire des inventaires des émissions de polluants dans l'atmosphère et enfin les technologies qui peuvent être utilisées pour réduire ces émissions.

1. Sources de pollution atmosphérique

Il convient tout d'abord de différencier les polluants primaires des polluants secondaires. Un polluant primaire est un polluant qui est émis directement dans l'atmosphère, alors qu'un polluant secondaire est formé par transformation chimique dans l'atmosphère à partir d'autres espèces chimiques, que l'on nomme précurseurs. Un précurseur peut-être un polluant primaire ou ne pas être un polluant en soi. Il faut donc pour étudier la pollution atmosphérique connaître les émissions de polluants primaires et les émissions des précurseurs de polluants secondaires.

Les polluants atmosphériques et leurs précurseurs peuvent être émis de sources anthropiques (c'est-à-dire liées aux activités humaines) et/ou de sources naturelles. Des exemples de sources anthropiques sont les transports (routier, ferroviaire, aérien, maritime et fluvial), l'industrie (centrales électriques au charbon, au fuel et au gaz, sidérurgie, incinérateurs...), l'agriculture (élevage, utilisation d'engrais...) et le secteur résidentiel (chauffage, utilisation de produits d'entretien...). Des exemples de sources naturelles sont les émissions de composés organiques volatils de la végétation et de composés azotés des sols, émissions de poussières sous l'action du vent (érosion éolienne), émissions des océans, éruptions volcaniques, sources géothermales, la foudre (production d'oxydes d'azote) et les feux de forêts (ces derniers peuvent être aussi le résultat d'activités humaines).

On peut distinguer quatre grandes catégories de processus menant à l'émission de polluants atmosphériques ou de leurs précurseurs : la combustion, la volatilisation, des processus mécaniques (abrasion, érosion...) et des processus naturels (métabolisme de la végétation, éruptions volcaniques...).

La combustion peut être le résultat d'une activité anthropique (transport, production d'électricité, incinération de déchets, chauffage...) ou d'un processus naturel (feux de forêts). La combustion mène à une production de chaleur qui peut être convertie si besoin est en une autre forme d'énergie (électrique, mécanique). Le processus de combustion implique la présence d'oxygène (obtenu de l'air qui contient environ 78% d'azote et 21% d'oxygène) et de carbone (qui est le constituant principal des combustibles : charbon, essence, gazole, bois...). Cette combustion a lieu à haute température, ce qui mène à

l'oxydation du carbone et la dissociation de molécules d'oxygène (O₂) et d'azote (N₂) présentes dans l'air. Les réactions entre oxygène (O₂, O) et azote (N₂, N) mènent à la formation d'oxydes d'azote (NO_x), principalement du monoxyde d'azote (NO), mais aussi une fraction (<10%) de dioxyde d'azote (NO₂). L'oxydation complète du combustible mène au dioxyde de carbone (CO₂), un gaz à effet de serre, et à de la vapeur d'eau (H₂O). Cependant, le processus de combustion n'est pas mené à complétion et des composés carbonés non totalement oxydés sont générés lors de la combustion tels que le monoxyde de carbone (CO), le formaldéhyde (HCHO), des particules de suie (surtout des moteurs diesel ou des feux de biomasse), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des dioxines et furanes. Certains de ces composés sont des polluants et certains sont cancérigènes (formaldéhyde, particules de suie des moteurs diesel, certains HAP, les dioxines et furanes). Par ailleurs, les substances contenues dans le combustible sont émises lors de la combustion, souvent sous une forme oxydée résultant de transformations chimiques lors des processus de combustion à haute température en présence d'oxygène. Parmi les substances présentes dans le charbon, l'essence, le gazole et le fioul, on peut citer le soufre et des métaux.

La volatilisation de composés semi-volatils mène à leur transfert d'une phase liquide à une phase gazeuse qui peut alors se disperser dans l'atmosphère. La volatilisation affecte par exemple des hydrocarbures (pétrole, essence..) lors de leur stockage et des peintures et solvants lors de leur utilisation. Le mercure peut être naturellement émis sous forme élémentaire (donc très volatile) des sols et des océans. Par ailleurs, la ré-émission de polluants semi-volatils (par exemple certains polluants organiques persistants tels que des HAP et des pesticides) est un processus de volatilisation (effet sauterelle).

Les processus mécaniques incluent des activités anthropiques telles que les activités de construction, de labourage et de certaines productions industrielles et des activités naturelles telles que l'émission de poussières et de sels marins sous l'action du vent. Par ailleurs, les transports sont une source importante d'émissions de particules à travers des processus tels que le freinage (abrasion des plaquettes de frein), le roulage (usure des pneus ou des roues métalliques) et la remise en suspension de poussières/particules déposées sur la voie.

Les processus naturels autres que les précédents incluent par exemple le métabolisme de la végétation qui émet des composés organiques volatils dans l'atmosphère et les émissions liées aux volcans.

2. Inventaires d'émissions

Les inventaires d'émissions sont nécessaires pour suivre l'évolution des émissions atmosphériques de polluants et de précurseurs. En effet, pour certains polluants réglementés, les états européens doivent remettre à l'Union européenne des rapports annuels des émissions nationales. Actuellement, les émissions de gaz à effet de serre sont aussi suivies et sont donc incluses dans ces inventaires. Par ailleurs, la simulation de la pollution atmosphérique, qui est utilisée pour des études d'impact et de prospective ainsi

que pour la prévision de la qualité de l'air, nécessite un inventaire des émissions polluantes spatialisé et distribué temporellement. Les méthodes utilisées pour la réalisation d'inventaires d'émissions sont décrites brièvement ci-dessous.

L'équation fondamentale pour la quantification de la plupart des émissions de polluants atmosphériques est la suivante :

$$E_{ij} = FE_{ij} * A_j$$

où E_{ij} est le taux d'émission du polluant (ou précurseur) i de la source j (en g/s), FE_{ij} est le facteur d'émission pour le polluant i émis d'une catégorie de source correspondant à la source j (en g/unité d'activité) et A_j est l'activité de la source j (en unité d'activité/s),

L'activité d'une source est définie de façon différente selon les types de sources. Par exemple, elle est définie en véhicules.km/h pour le trafic routier, en production d'énergie par an pour les centrales électriques et en quantité de combustible consommée par an pour le chauffage résidentiel.

Les facteurs d'émission sont exprimés en unités cohérentes avec l'unité de l'activité. Ils peuvent être obtenus de différentes manières. Pour certaines sources, des mesures à la source sont effectuées, qui peuvent ensuite être généralisées à l'ensemble des sources de la même catégorie. Par exemple, des mesures des émissions de véhicules (ou de moteurs) sont effectuées sur banc d'essai pour obtenir des facteurs d'émissions pour le trafic automobile. Pour certains polluants, un bilan matière sur le processus de l'émission peut être effectué. C'est le cas pour les polluants qui sont présents dans un combustible mais qui ne sont pas partie prenante du processus de combustion. Par exemple, la teneur en soufre d'un combustible permet d'obtenir les émissions de composés soufrés (principalement dioxyde de soufre et acide sulfurique) puisque la masse de soufre est conservée lors de la combustion. On peut aussi effectuer une simulation du processus pour obtenir par exemple la spéciation chimique de certains polluants (par exemple les fractions relatives de mercure élémentaire et mercure oxydé ont été simulés pour les émissions de centrale électrique au charbon).

Pour certaines émissions, le processus est plus complexe (par exemple il peut dépendre de la météorologie) et alors une paramétrisation doit être utilisée. C'est le cas par exemple pour les émissions biogéniques de composés organiques de la végétation qui dépendent de la température ambiante et du rayonnement solaire et pour les émissions éoliennes de poussières désertiques et de sels marins qui dépendent de la vitesse du vent.

L'élaboration d'un inventaire utilise généralement un référentiel pour organiser les différentes catégories de sources. Le CITEPA (Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique), qui est responsable de la réalisation de l'inventaire national des émissions en France pour le ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE), utilise la nomenclature SNAP 97c (Selected nomenclature for air pollution 1997 corrigée) niveau 3 pour les activités (la version SNAP 97c adaptée par le CITEPA intègre des codes SNAP additionnels par

rapport à la version SNAP de base qui sont pertinents pour les émissions de particules). La nomenclature NAFFUE 94c (Nomenclature for air pollution and fuels 1994 corrigée) est utilisée pour catégoriser les combustibles. Les formats SECTEN (Secteurs économiques et énergie) et la nomenclature SNAP 97c sont généralement utilisés en France comme référentiels de format de sortie. D'autres référentiels tels que NFR (Nomenclature for reporting) et CRF (Common reporting format) sont des référentiels de sortie parfois utilisés pour des bilans internationaux. Par exemple, les formats NFR et CRF sont utilisés dans les inventaires nationaux réalisés dans le Système National des Inventaires d'Émissions de Polluants dans l'Atmosphère (SNIÉPA). Des tableaux de correspondance qui permettent de passer d'un référentiel à un autre, par exemple entre SNAPc et NFR ou CRF, ont été réalisés par le CITEPA (<http://www.citepa.org>).

En termes de système de géoréférencement des sources, plusieurs possibilités existent car les besoins des différents acteurs concernés varient considérablement : Lambert pour la plupart des Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQAs), UTM (Universal Transverse Mercator) pour certaines AASQAs en zone frontalière, latitude-longitude pour la plupart des organismes d'études et de recherche, Gauss-Laborgue-Réunion pour l'AASQA de l'Île de la Réunion, etc.

Une fois les taux d'émission calculés pour toutes les sources recensées de polluants atmosphériques, il convient de les distribuer spatialement et temporellement si elles doivent être utilisées dans une étude de modélisation.

La répartition spatiale est faite différemment selon le type de sources. On distingue généralement les sources ponctuelles telles que les cheminées, les sources surfaciques qui regroupent des sources trop petites individuellement pour être traitées comme ponctuelles (par exemple le chauffage résidentiel dont les émissions proviennent de cheminées de résidences particulières, immeubles et maisons), les sources linéiques qui peuvent représenter des axes routiers et les sources volumiques qui sont généralement utilisées, comme les sources surfaciques, pour représenter un ensemble de petites sources (par exemple les émissions diffuses d'une installation pétrochimique). Dans un modèle de qualité de l'air classique (donc un modèle de chimie-transport eulérien à maille tri-dimensionnelle), les émissions sont représentées seulement par des sources ponctuelles et surfaciques. Dans un modèle de qualité de l'air avec traitement en sous-maille de certaines sources, on peut utiliser des sources linéiques (par exemple pour les grands axes routiers) et des sources volumiques (pour les émissions diffuses de certaines industries) en plus des sources ponctuelles et surfaciques. Pour des modèles de dispersion atmosphérique qui traitent les sources individuellement, les quatre types de sources sont utilisés.

Les sources ponctuelles sont géolocalisées exactement. Les sources surfaciques représentent un grand nombre de petites sources qui ne sont pas identifiées individuellement. On utilise donc une variable suppléante (ou proxy) qui permet de répartir spatialement les émissions de cette source. Par exemple, pour le chauffage résidentiel, la densité de population peut être utilisée pour répartir les émissions à partir des émissions totales sur une commune, un département ou une région. Les sources

linéiques et volumiques correspondent généralement à des sources précises (routes, sites industriels) et peuvent donc être géolocalisées.

La résolution temporelle des émissions est généralement d'une heure pour la modélisation de la qualité de l'air. Dans certains cas, les émissions sont documentées temporellement ; c'est le cas par exemple de certaines sources industrielles (centrales électriques) qui doivent surveiller les émissions de certains polluants réglementés (oxydes d'azote de dioxyde de soufre). Cependant, dans la plupart des cas, aucune information spécifique n'est disponible. On utilise alors des clés de répartition temporelle qui sont déduites d'informations obtenues de manière plus générique. Ces clés de répartition peuvent se superposer : par exemple, pour le trafic routier, on peut répartir tout d'abord le trafic annuel par mois, puis le trafic peut être réparti selon les jours de la semaine et enfin, pour chaque type de jour (jour de semaine, samedi, dimanche et jours fériés), on peut établir des profils horaires différents.

Les émissions atmosphériques concernent généralement des polluants et précurseurs gazeux, les particules et les gaz à effet de serre. Pour certains polluants gazeux, il est nécessaire d'obtenir une spéciation chimique : c'est le cas pour les oxydes d'azote qui doivent être répartis entre monoxyde d'azote et dioxyde d'azote et les composés organiques volatils qui doivent être précisés en termes de molécules spécifiques. Pour les particules, la composition chimique doit aussi être obtenue (carbone suie, carbone organique, sulfate...). Par ailleurs, la granulométrie (distribution en tailles) des particules est importante car, d'une part, la réglementation concerne des fourchettes de tailles spécifiques (PM_{2,5} et PM₁₀) et, d'autre part, la dynamique des particules dans l'atmosphère dépend de leur taille (en particulier les dépôts secs et humides).

Les facteurs d'émissions et méthodes pour réaliser le calcul des émissions des principales catégories de sources sont disponibles de plusieurs organismes :

- France : Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France (OMINEA), disponible sur le site du CITEPA (<http://www.citepa.org>)
- Europe : EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook (<http://www.eea-europe.eu/publications>)
- États-Unis : AP-42, Compilation of air pollution emission factors (<http://www.epa.gov/modesl/ap42/>)

Exemple : émissions du trafic routier

On prend un cas simple avec un parc automobile roulant qui comprend 60% de véhicules « diesel » et 40% de véhicules « essence ». On considère que 50% des véhicules ont été immatriculés entre 2006 et 2010 et sont conformes aux normes « Euro 4 » et que 50% ont été immatriculés après le 1^{er} janvier 2011 et sont donc aux normes « Euro 5 ». Le tableau suivant donne les émissions de NO_x pour les véhicules à deux vitesses différentes (80 et 130 km/h).

Tableau 1. Émissions de NO_x en g/km (Euro 4 : immatriculé en 2006-2010 ; Euro 5 : immatriculé après le 1^{er} janvier 2011).

Véhicule	80 km/h	130 km/h
Essence Euro 4	0,0300	0,0326
Diesel Euro 4	0,362	0,627
Essence Euro 5	0,0178	0,0193
Diesel Euro 5	0,240	0,420

On considère le scénario de référence pour une autoroute avec 100 000 véhicules km / jour et une vitesse de 130 km/h.

Les émissions journalières dues à ce trafic sont donc :

$$E_1 = 100\,000 \times (0,5 \times 0,4 \times 0,0326 + 0,5 \times 0,6 \times 0,627 + 0,5 \times 0,4 \times 0,0193 + 0,5 \times 0,6 \times 0,420) = 32,4 \text{ kg NO}_x / \text{jour}$$

Si l'on impose une réduction de vitesse à 80 km/h, les émissions deviennent :

$$E_2 = 100\,000 \times (0,5 \times 0,4 \times 0,0300 + 0,5 \times 0,6 \times 0,362 + 0,5 \times 0,4 \times 0,0178 + 0,5 \times 0,6 \times 0,240) = 19,0 \text{ kg NO}_x / \text{jour}$$

soit une diminution de 41%.

Si l'on ne limite pas la vitesse, mais on interdit les véhicules diesel Euro 4 et on fait l'hypothèse qu'ils sont remplacés par des véhicules essence Euro 4, les émissions deviennent :

$$E_3 = 100\,000 \times (0,5 \times 0,0326 + 0,5 \times 0,4 \times 0,193 + 0,5 \times 0,6 \times 0,420) = 18,1 \text{ kg NO}_x / \text{jour}$$

soit une diminution de 44%.

Si l'on ne limite pas la vitesse, mais on interdit les véhicules Euro 4 et on fait l'hypothèse qu'ils sont remplacés par des véhicules récents (Euro 5), les émissions deviennent :

$$E_4 = 100\,000 \times (0,4 \times 0,0193 + 0,6 \times 0,420) = 25,5 \text{ kg NO}_x / \text{jour}$$

soit une diminution de 21%.

Par conséquent, pour cet exemple, la limitation de la vitesse à 80 km/h et le remplacement des véhicules diesel Euro 4 par des véhicules essence Euro 4 sont les

scénarios les plus bénéfiques en termes de réduction des émissions de NO_x. Le renouvellement du parc automobile mène aussi à une réduction des émissions de NO_x, mais elle est moindre. En effet, les émissions augmentent de manière significative avec les grandes vitesses (ce n'est pas le cas quand la vitesse passe par exemple de 50 à 80 km/h car les émissions varient alors peu). Par ailleurs, les véhicules diesel émettent davantage de NO_x que les véhicules essence et une évolution du parc vers les véhicules essence est bénéfique en termes d'émissions de NO_x. Les résultats seraient différents pour d'autres polluants primaires (PM, COV...) ou un autre scénario de référence.

3. Réduction des émissions polluants

3.1 Polluants gazeux

La réduction des émissions polluantes gazeuses peut s'effectuer de plusieurs manières et on peut considérer les principales catégories suivantes :

- absorption des substances émises dans un liquide
- adsorption des substances émises sur un solide
- transformation chimique
- incinération

Absorption dans un liquide

Cette approche permet de réduire les émissions de polluants qui sont très solubles, généralement dans l'eau, par exemple les acides chlorhydrique et fluorique. La dissolution a lieu selon la loi de Henry et l'efficacité dépend donc de la solubilité de la substance. Il est possible d'augmenter cette efficacité dans certains cas en déplaçant l'équilibre gaz/eau vers la phase aqueuse. Par exemple, l'équilibre gaz/eau du dioxyde de soufre (SO₂) peut être déplacé vers l'eau en utilisant une solution aqueuse alkalline (basique, donc avec un pH supérieur à 7), car SO₂ est un acide faible et sa dissolution augmente avec le pH de la solution. L'efficacité du processus d'absorption peut aussi être augmentée en le complétant avec une transformation chimique qui permet de déplacer le transfert de la substance vers la phase liquide (voir transformation chimique ci-dessous).

Adsorption sur un solide

Cette méthode est fondée sur la formation d'une liaison entre une molécule de gaz et la surface du solide. Ce phénomène peut être catégorisé selon trois grands principes :

- adsorption sur un solide non-polaire (carbone activé ou charbon actif) ; cette méthode est utilisée par exemple pour réduire les émissions de polluants organiques persistants et de mercure des incinérateurs
- adsorption sur un solide polaire (alumine, silice...), cependant ces solides vont aussi adsorber l'eau, ce qui peut diminuer l'efficacité dans le cas de rejets chargés en eau
- chimie-sorption qui correspond à une réaction chimique de la substance adsorbée avec le solide et peut inclure une désorption du produit de la réaction,

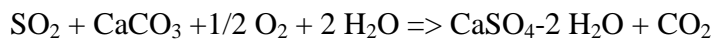
potentiellement moins polluant. Les réactions catalytiques hétérogènes (c'est-à-dire ayant lieu sur un catalyseur solide) peuvent être incluses dans cette catégorie. C'est le cas de pots catalytiques qui permettent par exemple la transformation à l'aide d'un catalyseur du monoxyde de carbone (CO) en dioxyde de carbone (CO₂) et des hydrocarbures (COV) non brûlés en CO₂ (pots catalytiques à deux voies) ; les pots catalytiques plus récents permettent aussi de réduire une partie des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) en azote moléculaire (N₂) (pots catalytiques à trois voies).

Il convient bien sûr de disposer de manière propre du solide une fois qu'il est chargé en polluant.

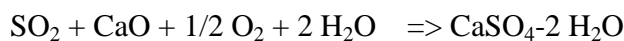
Transformation chimique

La transformation chimique peut être utilisée pour former un produit polluant qui est plus facilement capté ou pour former un produit non polluant (ou moins polluant). On peut citer deux exemples majeurs qui concernent la réduction des émissions de SO₂ et d'oxydes d'azote (NO_x) des centrales électriques au charbon. Ces méthodes ont été mises en place par exemple pour réduire les dépôts acides aux États-Unis (réductions de SO₂ et NO_x, précurseurs respectivement de l'acide sulfurique et de l'acide nitrique) ainsi que les concentrations d'ozone (dont NO_x est un des précurseurs).

Pour la réduction des émissions de SO₂, on peut transformer SO₂ en sulfate après son absorption dans un laveur :



L'oxydation de SO₂ par le carbonate de calcium, aussi appelé calcaire (CaCO₃), mène à la formation de sulfate de calcium (CaSO₄), aussi appelé gypse. Ce gypse peut encrasser le laveur et doit donc être enlevé régulièrement. On minimise la formation de gypse en maintenant le pH supérieur à 6. Le gypse peut cependant être revendu en tant que matériau de construction, s'il ne contient pas trop de substances toxiques (métaux...). L'oxydation de SO₂ peut aussi être effectuée avec l'oxyde de calcium, aussi appelé chaux vive.

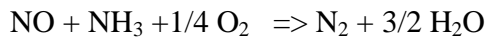


L'oxydation de SO₂ par la chaux (CaO) est plus efficace que celle par le carbonate de calcium, mais la chaux coûte plus cher.

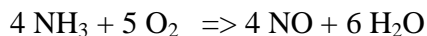
Ces réactions peuvent avoir lieu dans un laveur ou dans des gouttellettes qui sont pulvérisées dans l'écoulement contenant SO₂. Dans le second cas, après évaporation

des gouttellettes, des particules de sulfate de calcium se forment et elles doivent être captées par filtration. Ce type d'équipement est parfois appelé FGD pour « flue gas desulfurization ». L'efficacité de cette méthode est de l'ordre de 75 à 90% de réduction des émissions de SO₂.

Pour la réduction des émissions de NO_x, on procède à la réduction de NO_x en azote moléculaire (N₂), le constituant majeur de l'air. Les réactions chimiques impliquées sont les suivantes :



On peut aussi utiliser l'urée (CO(NH₂)₂) à la place de l'ammoniac. Ces réactions peuvent avoir lieu avec ou sans catalyse : on parle de réduction sélective catalytique (ou SCR pour « selective catalytic reduction ») et de réduction sélective non-catalytique (ou SNCR pour « selective non-catalytic reduction »). La réduction non-catalytique est moins efficace (30 à 80% d'efficacité) que la réduction catalytique (~90%) ; la seconde a bien sûr un coup plus élevé. La réduction non-catalytique a lieu en phase gazeuse (réaction homogène) alors que la réduction catalytique a lieu à la surface du catalyseur (réaction hétérogène). Le catalyseur peut être un oxyde de titane (TiO₂) ou de vanadium (V₂O₅). Le terme « sélective » caractérise le fait que l'ammoniac réagit préférentiellement avec NO ou NO₂ plutôt qu'avec l'oxygène (O₂) à des températures entre 1200 et 1300 K. En effet, à T > 1370 K, la réaction suivante devient prédominante :



Incinération

En amenant l'écoulement à une très haute température, on favorise l'oxydation des gaz, par exemple les composés organiques volatils seront oxydés en CO₂.

3.2 Polluants particuliers

Pour les polluants particuliers, les principales méthodes pour réduire les émissions sont les suivantes :

- Filtration
- Capture électrostatique
- Capture par inertie aérodynamique

Les processus physiques qui gouvernent les dépôts de particules sur des obstacles dans un écoulement fluide sont principalement les suivants :

- impact par inertie ou interception
- diffusion brownienne

- sédimentation
- migration dans un champ électrique

Les deux premiers processus sont importants aussi pour les dépôts atmosphériques (secs et humides) et pour les dépôts lors de l'inhalation ; le troisième est important pour les dépôts atmosphériques secs.

Chambre de sédimentation

Ce procédé est efficace pour les poussières de taille suffisante pour que la vitesse de sédimentation soit suffisamment élevée, donc des poussières de plusieurs dizaines de microns. La vitesse de sédimentation provient d'un équilibre entre la force de gravité et la force de frottement de la particule contre le fluide. Pour les particules inférieures à 10 microns environ, la force de frottement est suffisamment importante que la vitesse de sédimentation est très faible (< 1 cm/s).

Cyclones

Ces appareils utilisent principalement l'inertie des particules dans l'écoulement fluide pour les capter soit sur la paroi de l'appareil soit sur des gouttelettes. L'inertie des particules est proportionnelle à leur masse, donc pour une masse volumique donnée, elle est proportionnelle à leur volume. Les grosses particules ont donc plus d'inertie que les particules fines.

Précipitateurs électrostatiques

Dans un précipitateur électrostatique (ESP pour « electrostatic precipitator »), une décharge électrique est effectuée dans l'écoulement fluide pour charger électrostatiquement les particules. Les parois de l'équipement sont chargées électriquement et les particules migrent donc vers ces parois « électrodes ». À intervalles réguliers, les parois sont secouées pour faire tomber (précipiter) les particules au fond de l'équipement où elles peuvent être récupérées. La charge électrostatique des particules varie selon leur taille : les grosses particules ($> \sim 1$ micron) se chargent principalement par capture directe des ions gazeux alors que les particules fines ($< \sim 1$ micron) se chargent par diffusion des ions gazeux vers les particules. L'efficacité d'un précipitateur électrostatique est plus importante pour les particules ultra fines ($< 0,1$ micron) et les grosses particules ; ce sont donc les particules fines de diamètre entre environ 0,1 et 1 micron qui sont les moins bien captées par un précipitateur électrostatique. Les précipitateurs électrostatiques sont, avec la filtration, un des équipements les plus répandus pour abattre les émissions de particules des centrales électriques au charbon.

Filtration

Les filtres à particules captent les particules selon les mêmes processus que ceux qui affectent les dépôts atmosphériques ou les dépôts de particules dans les voies

aériennes supérieures (nez, gorge) et la région thoracique : l'impact des particules sur le filtre a donc lieu par inertie, interception et diffusion brownienne. La diffusion brownienne (mouvements aléatoires des particules dus à l'agitation thermique) devient plus efficace quand le diamètre de la particule diminue ; ce processus est donc le plus efficace pour les particules ultra fines. Le processus d'impact par inertie est proportionnel au volume et à la masse volumique de la particule ; le processus d'impact par interception est proportionnel à la surface transversale de la particule. Ces deux processus augmentent donc en efficacité avec le diamètre de la particule (au cube pour l'inertie et au carré pour l'interception). Par conséquent, les particules comprises entre environ 0,1 et 1 micron sont celles qui sont le moins sensibles à ces processus puisqu'elles sont trop grandes pour être affectées significativement par la diffusion brownienne et trop petites pour que l'inertie et l'interception soient efficaces. Ce sont aussi celles qui se déposent le moins rapidement (par processus secs et humides) et donc restent le plus longtemps dans l'atmosphère. Par ailleurs, elles pénètrent plus profondément dans les poumons que les particules ultra fines et les grosses particules. Tous ces comportements résultent des mêmes processus physiques fondamentaux.

Laveurs

Les laveurs peuvent être utilisés pour capter les particules par interaction avec des gouttelettes. Il existe plusieurs types de laveurs (pulvérisation de gouttelettes, effet venturi, etc.). Dans un laveur venturi, une accélération de l'écoulement a lieu, ce qui permet d'augmenter l'efficacité de collision entre les particules et les gouttelettes. Ce sont toujours les processus d'inertie, d'interception et de diffusion brownienne qui régissent l'efficacité de capture des particules par les gouttelettes (comme pour les dépôts de particules par lessivage lors des précipitations atmosphériques). Ce sont les grosses particules qui sont captées le plus facilement (par inertie et interception). Les particules ultra fines sont captées par diffusion brownienne plus facilement que les particules fines. Par conséquent, les particules entre environ 0,1 et 1 micron sont celles qui sont les plus difficiles à capter avec les laveurs.

Efficacité des équipements de dépollution

Les efficacités de ces différentes méthodes pour capter les particules sont résumées dans le tableau suivant.

Appareil	Diamètre minimum de la majeure fraction (en masse) des particules captées	Efficacité (pourcentage des particules de diamètre supérieur qui sont captées)
Chambre de sédimentation	50 microns	<50%
Cyclone	5 à 25 microns	50 à 90%
Laveur venturi	0,5 micron	<99%
Précipitateur électrostatique	1 micron	95 à 99%
Filtre	1 micron	>99%

3.3 Exemple du mercure

Le mercure (Hg) est émis des centrales électriques à charbon sous forme de mercure élémentaire et de mercure oxydé. L'installation de laveurs de type FGD et d'équipement SCR (ou SNCR) pour réduire les émissions de SO₂ et de NO_x, respectivement, est bénéfique pour réduire les émissions de mercure. En effet, l'équipement SCR a tendance à transformer le mercure élémentaire qui est peu soluble en mercure oxydé qui est très soluble. Le laveur placé en aval capture alors une grande partie des émissions de mercure oxydé. S'il est nécessaire de réduire les émissions de mercure encore davantage, il faut alors utiliser un équipement avec adsorption du mercure sur du charbon actif. L'injection de ce charbon actif dans l'écoulement permet de capter le mercure gazeux (élémentaire et oxydé). Il faut bien sûr ensuite capter ces particules de charbon chargées en mercure. Cela peut-être fait en aval avec un précipitateur électrostatique ou un filtre à manche ; cependant les poussières ainsi captées devront être envoyées à un site de déchet car leur contamination par le mercure ne permet pas de les revendre. L'autre option consiste à placer l'injection de charbon actif en aval du précipitateur et de capter les poussières de charbon chargées en mercure séparément. Ainsi les poussières non contaminées captées par le précipitateur peuvent être vendues par exemple pour utilisation dans la construction.