

Effets sanitaires de la pollution atmosphérique

Christian Seigneur

Cerea

Laboratoire commun École des Ponts ParisTech / EDF R&D

Ce chapitre décrit d'abord comment les effets sanitaires néfastes des polluants atmosphériques peuvent être identifiés et leur quantification au moyen d'études toxicologiques et épidémiologiques. Ensuite, le calcul des risques sanitaires associés à la pollution atmosphérique est présenté selon les méthodes utilisées de façon standard. Finalement, l'utilisation des informations sur les risques sanitaires pour la mise en place de réglementations et l'implémentation des politiques publiques pour réduire les niveaux de polluants atmosphériques sont présentées.

1. Identification et caractérisation des effets sanitaires

1.1 Toxicologie vs épidémiologie

Il existe deux grandes catégories d'études sanitaires qui peuvent être effectuées pour déterminer les effets sanitaires des polluants (ou de groupes de polluants). Ce sont les études toxicologiques (qui incluent les études cliniques) et les études épidémiologiques. Les premières sont effectuées en laboratoire dans des conditions contrôlées et permettent d'étudier des polluants précis. Les deuxièmes sont des études de terrain qui estiment les effets de la pollution atmosphérique en milieu ambiant et cherchent à isoler les composantes des polluants individuels au moyen d'outils statistiques. Ces deux types d'études offrent des avantages et des inconvénients. Il est préférable en général d'avoir les résultats des deux types d'études pour déterminer les risques sanitaires d'un polluant atmosphérique. Des brèves descriptions des études toxicologiques et épidémiologiques sont présentées ci-dessous. Ensuite, la façon dont ces différentes études peuvent être synthétisées pour obtenir une analyse aussi complète que possible est résumée.

1.2 Études toxicologiques

Les études toxicologiques regroupent des études de types très différents : des études *in vitro* et des études *in vivo*. Les études *in vivo* peuvent être effectuées sur l'homme ou sur des animaux.

Les études *in vitro* permettent de formuler des hypothèses concernant la toxicité d'une substance chimique. Par exemple, le test d'Ames permet d'estimer le caractère mutagène des substances chimiques (la capacité de mener à une mutation des cellules peut mener à un effet cancérigène). Ces études *in vitro* sont effectuées avec des cultures de cellules en laboratoire. Pour les particules atmosphériques par exemple, des cultures cellulaires de l'épithélium des voies respiratoires de la paroi pulmonaire ont été utilisées pour comprendre le transfert de ces particules en fonction de leur taille dans ces tissus. La capacité d'oxydation ou d'inflammation de cellules peut aussi être étudiée *in vitro* avec des cultures cellulaires.

Les études effectuées sur l'homme consistent généralement à exposer plusieurs individus à différentes concentrations d'un polluant et de déterminer à partir de quel niveau un effet sanitaire est observé. Ces études sont effectuées dans un laboratoire clinique et les conditions

d'exposition sont donc bien contrôlées. Ces études sont limitées à des expositions aiguës. Par ailleurs, des sujets très sensibles ne sont généralement pas exposés à cause des risques qu'ils pourraient encourir.

Les études effectuées sur les animaux permettent de tester davantage d'hypothèses, d'effectuer des études avec des expositions menant jusqu'à mortalité et d'opérer des autopsies pour comprendre les phénomènes biologiques mis en jeu. Par conséquent, davantage d'informations peuvent être obtenues d'études faites avec des animaux, mais il faut ensuite extrapoler à l'homme. Des modèles sont utilisés pour faire ces extrapolations mais des incertitudes existent, particulièrement quand le fonctionnement physiologique de l'animal diffère de façon significative de celui de l'homme.

L'avantage des études toxicologiques est que l'on peut étudier un polluant donné. Dans le cas des études effectuées sur l'homme, on peut quantifier les niveaux à partir desquels un effet sanitaire est observé. Dans le cas des études faites sur des animaux, on peut après autopsie obtenir des renseignements sur la relation de cause à effet qui ne seraient pas disponibles autrement.

Certains inconvénients des études toxicologiques sont que les concentrations utilisées sont souvent plus élevées que dans l'atmosphère, que l'effet d'un polluant isolé peut être différent de son effet en présence d'autres polluants et que les personnes les plus sensibles à la pollution ne sont généralement pas incluses dans ces études.

1.3 Études épidémiologiques

1.3.1 Différents types d'études épidémiologiques

Les effets de la pollution atmosphérique sont difficiles à caractériser de façon exacte en raison du grand nombre de polluants présents dans l'atmosphère et de leurs effets sanitaires relativement faibles. Le fait qu'un grand nombre de polluants soient présents rend difficile l'évaluation des effets d'un seul polluant en raison des interférences des autres polluants (effet confondant). Le fait que les effets soient faibles rend difficile leur détermination quantitative car les effets d'autres facteurs (tabagisme, chaleur, froid, etc.) peuvent en partie cacher les effets de la pollution (autre effet confondant). L'analyse statistique joue donc un rôle important dans les études épidémiologiques car elle permet d'identifier et de quantifier le signal polluant-effet recherché.

Études longitudinales : On regarde l'occurrence d'effets sanitaires en fonction du temps et on cherche des corrélations avec l'exposition de la population aux polluants (ou plus simplement avec les concentrations de polluants mesurées à des stations de surveillance de la qualité de l'air).

Les études longitudinales peuvent être des études écologiques : on étudie les effets sanitaires sur l'ensemble de la population (admissions en hôpital, décès) en fonction des concentrations de polluants. Ces études peuvent utiliser une latence de l'effet sanitaire (1 ou plusieurs jours) pour représenter le fait que l'effet sanitaire n'atteint pas son maximum tout de suite après l'exposition à la pollution. Dans une étude écologique, on n'a aucune information sur l'exposition particulière des individus à la pollution (certains ont donc pu être exposés à des concentrations beaucoup plus élevées que d'autres) ; il faut donc une puissance statistique suffisamment forte pour lisser ces différences d'exposition.

Les études longitudinales peuvent suivre une cohorte d'individus pendant une durée. Dans ces cas là, l'exposition des individus peut être précisée de façon plus ou moins fine. Une étude de cohorte est beaucoup plus coûteuse qu'une étude longitudinale écologique.

Une façon plus économe d'effectuer une étude longitudinale tout en tenant compte de l'exposition est d'effectuer une étude de cas-témoins (« case-control study » en anglais). Une étude de cas-témoins est particulièrement utile dans le cas où les risques sont faibles. En effet, identifier des risques faibles dans une population demande de suivre une cohorte d'un très grand nombre d'individus, ce qui demande alors des ressources considérables. Dans une étude de cas-témoins, on identifie d'abord les individus malades (ce sont les cas ; le groupe « case » en anglais). Ensuite, on identifie des individus ayant eu le même comportement mais qui ne sont pas malades. Ces individus doivent être au moins aussi nombreux que ceux des cas mais ils sont en général choisis comme étant plus nombreux afin d'avoir un plus vaste échantillon statistique. Ces individus sont les témoins (le groupe « control » en anglais). Ensuite, on essaye de déterminer de façon rétrospective quelle a été l'exposition des cas et des témoins. Il y a donc deux différences principales entre une étude de cohorte et une étude de cas-témoins. Dans l'étude de cohorte, on identifie d'abord les types d'exposition et ensuite on détermine quels sont dans chaque groupe les individus malades, alors que dans l'étude de cas-témoins, on identifie d'abord les individus malades, puis on détermine quelle a été leur exposition. L'autre différence est que l'étude de cas-témoins utilise un nombre beaucoup plus petit d'individus qu'une étude de cohorte. L'étude de cas-témoins est donc moins onéreuse. Par contre, sa puissance statistique est beaucoup plus faible et les résultats peuvent donc être moins précis. Par ailleurs, l'historique de l'exposition n'est pas documenté. Par conséquent, on ne détermine pas les taux d'incidences (voir ci-dessous) de la maladie car on n'a pas d'information absolue sur la population totale dont sont issus les individus malades. On ne peut donc faire qu'une analyse relative des risques. C'est ce qu'on appelle le rapport de cotes (la cote de la maladie chez les individus exposés au polluant par rapport à la cote de la maladie chez les individus non-exposés au polluant), voir ci-dessous pour la définition précise.

Études transversales : On regarde la différence d'effets sanitaires entre deux populations qui ont des expositions à la pollution différentes. Cela pourrait être par exemple les populations de deux villes distinctes qui ont des niveaux de pollution différents. Les études transversales sont généralement des études écologiques effectuées au niveau de la population d'une ville. Par exemple, l'exposition de la population est estimée à partir de mesures de concentrations de polluants effectuées à des stations urbaines de fond et les effets sanitaires sont déduits des registres des hôpitaux pour les admissions (étude de morbidité) et les décès (étude de mortalité).

Il convient de noter que les études épidémiologiques donnent des résultats qui représentent des associations statistiques et non pas des relations de cause à effet. Ces relations de cause à effet doivent donc être confirmées par des études toxicologiques. Par ailleurs, il y a un grand nombre d'incertitudes liées aux mesures des concentrations de polluants, la reconstitution de l'exposition des personnes, les facteurs confondants, etc. qui doivent être prises en compte lors de la présentation des résultats (par exemple au moyen d'intervalles de confiance...).

1.3.2 Définitions de différents termes en épidémiologie : Incidence, risque, prévalence et rapport de cotes (aussi appelé « odds ratio »)

La quantification des effets sanitaires liés à la pollution atmosphérique peut être effectuée au moyen d'études épidémiologiques. Les principaux termes utilisés en épidémiologie pour quantifier ces effets sanitaires sont définis ci-dessous. Dans les exemples donnés ci-dessous, nous faisons référence à des groupes exposés et non-exposés pour la clarté de la présentation. En réalité, les polluants sont toujours présents dans le milieu ambiant, mais à des niveaux plus ou moins élevés. Par conséquent, les études épidémiologiques qui traitent de pollution atmosphérique comparent des groupes exposés à des niveaux de pollution atmosphérique significativement différents plutôt qu'un niveau non-nul et un niveau nul. Les résultats d'études épidémiologiques de pollution atmosphérique sont alors présentés en tant que risque relatif ou rapport de cotes par excès de concentration de polluant (par exemple par $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou par 10 ppb).

Incidence

Le taux d'incidence I est défini comme le nombre de personnes qui développent la maladie (A) divisé par la durée d'exposition au polluant pour toutes les personnes suivies dans une cohorte (T_N).

$$I = A / T_N$$

Si toutes les personnes (nombre N) ont été exposées pendant une même durée D :

$$I = A / (N D)$$

Risque

Le risque sanitaire est défini comme le taux d'incidence multiplié par la durée :

$$R = I D$$

Le risque est donc une fraction sans unité. Si la durée de l'exposition est la même pour toutes les personnes :

$$R = A / N$$

L'excès de risque relatif lié à un polluant est défini comme l'excès de risque dû au polluant (donc la différence des risques avec et sans le polluant, R_1 et R_0) divisé par le risque sans le polluant (R_0).

$$ER = (R_1 - R_0) / R_0 = (R_1 / R_0) - 1$$

Le risque relatif (RR) peut être exprimé en tant qu'un rapport de risques ou un rapport d'incidences.

$$RR = R_1 / R_0 = I_1 / I_0$$

donc :

$$ER = RR - 1$$

La fraction étiologique du risque est définie comme la différence des risques avec et sans le polluant divisée par le risque de la population exposée au polluant (c'est donc la fraction du risque sanitaire qui est due au polluant) :

$$FER = (R_1 - R_0) / R_1 = 1 - (1 / RR) = (RR - 1) / RR = ER / (ER - 1)$$

Si $RR \sim 1$, $FER \sim ER$

Rapport de cotes (Odds ratio)

Dans le cas d'études de cas-témoins, nous avons dans le groupe de cas (personnes malades) un sous-groupe exposé et un sous-groupe non-exposé. Les taux d'incidence sont respectivement :

$$I_1 = a / T_{N1}$$

$$I_0 = b / T_{N0}$$

On n'a pas d'information pour définir T_{N1} et T_{N0} . Il faut donc les estimer. Si l'on sélectionne dans le groupe témoins, le nombre de personnes dans le sous-groupe exposé (c) et le sous-groupe non-exposé (d) tels que :

$$c / d = T_{N1} / T_{N0}$$

Alors :

$$OR = I_1 / I_0 = (a / b) / (c / d)$$

Le rapport de cotes est le rapport de (1) la cote de la maladie parmi les individus exposés (c'est-à-dire le rapport de la probabilité d'avoir la maladie et de la probabilité de ne pas avoir la maladie) (a / c) et (2) la cote de la maladie parmi les individus non-exposés (b / d) . Donc :

$$OR = RR$$

Il faut noter cependant que cette relation n'est vérifiée que si le groupe témoins représente bien les statistiques de la population entière dont est tiré le groupe des cas. Si le groupe témoin ne représente que de façon approximative cette exposition de la population, alors :

$$OR \sim RR$$

Le tableau de contingence ci-dessous résume les résultats d'une étude épidémiologique de cas-témoins où le polluant est le toluène et la maladie est le cancer de l'œsophage (Gérin et al., *Amer. J. Ind. Med.*, **34**, 144-156, 1998).

Exposition au polluant	Maladie (effet sanitaire néfaste)		Cohorte
	Oui (cas)	Non (témoins)	
Oui	a = 9	c = 52	$T_{N1} = N_1 D$
Non	b = 83	d = 919	$T_{N0} = N_0 D$

Le rapport de cotes (OR) est :

$$OR = (a/c) / (b/d) = (ad) / (bc)$$

$$OR = (9 * 919) / (83 * 52) = 1,9$$

Il convient de noter cependant que l'analyse statistique donne un intervalle de confiance de 0,9 à 4,2.

1.4 Analyse des effets sanitaires

1.4.1 Détermination de relation de cause à effet

Une liste des différents aspects permettant de déterminer une relation de cause à effet a été initialement proposée par A.B. Hill (« The environment and disease: association or causation? », *Proc. R. Soc. Med.*, **58**, 295-300, 1965) pour des études épidémiologiques. L'U.S. Environmental Protection Agency (EPA) a étendu cette liste pour inclure les études toxicologiques (exposition clinique de l'homme, études toxicologiques animales et études in vitro). Cette liste est donnée ci-dessous (source : EPA) :

- Constance de l'association statistique entre des études épidémiologiques indépendantes.
- Importance de l'effet observé : des effets néfastes importants et précis permettent de s'assurer que l'association statistique observée n'est pas due au hasard ou à des biais expérimentaux.
- Spécificité de l'association statistique : un polluant donne lieu à un effet sanitaire spécifique. C'est cependant rarement le cas.
- Relation temporelle entre l'exposition et l'effet : l'effet a lieu après l'exposition.
- Gradient biologique : l'effet augmente avec le niveau d'exposition.
- Plausibilité biologique : la démonstration d'un processus biologique liant l'exposition à l'effet renforce la possibilité d'une relation entre exposition et effet.
- Cohérence : Des résultats qualitativement similaires entre des études cliniques ou de laboratoire et des études épidémiologiques renforcent l'interprétation d'une relation de cause à effet. Cependant, ce n'est pas nécessaire.
- Évidence expérimentale : Ce sont les études épidémiologiques.

- Analogie : Des analogies avec d'autres composés chimiques ayant des structures similaires peuvent suggérer un effet sanitaire.

Il est généralement accepté que la détermination d'un effet sanitaire dû à un polluant nécessite donc que plusieurs de ces facteurs soient vérifiés (mais pas forcément tous). Dans le cas de polluants atmosphériques, ce but est en général atteint par une combinaison de résultats d'études toxicologiques et épidémiologiques. Les trois aspects prédominants sont généralement les suivants :

- Une plausibilité de l'effet sanitaire dû au polluant : cette plausibilité requiert l'explication d'un mécanisme biologique qui peut relier l'inhalation ou l'ingestion du polluant à un effet observé. Cette plausibilité est en général démontrée à partir d'études toxicologiques.
- Une cohérence entre les études toxicologiques et les études épidémiologiques : cette cohérence sera établie par exemple par des effets similaires obtenus pour des concentrations du même ordre de grandeur. Les effets obtenus pour une étude épidémiologique seront généralement observés pour des expositions à des concentrations plus faibles car des personnes sensibles seront exposées alors que des personnes sensibles auraient pu être éliminées d'une étude clinique. Par ailleurs, une étude épidémiologique peut montrer un effet pour exposition chronique alors que seules des expositions aiguës peuvent être étudiées en études cliniques. La cohérence est donc qualitative ou dans certains cas semi-quantitative.
- Une constance entre les études épidémiologiques : cette constance doit se traduire par le fait que plusieurs études épidémiologiques montrent des résultats similaires. Ces études peuvent donner des résultats quantitatifs différents mais il ne faut pas que certaines études montrent un effet significatif alors que d'autres ne montrent pas d'effet.

Les résultats d'une analyse des effets sanitaires (combinant toxicologie et épidémiologie) peuvent être par exemple catégorisés comme suit en terme de causalité d'association entre effet et exposition au polluant (NO_x Integrated Science Assessment, p. 5-1, U.S. EPA) :

- Suffisante pour en déduire une relation de cause à effet
- Suffisante pour en déduire une relation probable de cause à effet
- Suggestive mais pas suffisante pour en déduire une relation de cause à effet
- Inadéquate pour en déduire la présence ou l'absence d'une relation de cause à effet
- Suggestive de l'absence d'une relation de cause à effet

Une réglementation est en général mise en place dans le premier cas et dans le deuxième cas (le principe de précaution est implicitement invoqué dans le deuxième cas).

1.4.2 Classement des produits cancérigènes

Des agences sanitaires telles que le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, qui fait partie de l'Organisation mondiale de la santé de l'Organisation des Nations Unies) et l'U.S. Environmental Protection Agency (EPA, qui est l'agence fédérale des États-Unis pour la protection de l'environnement) établissent des listes des substances cancérigènes ou non. Les substances chimiques sont classifiées en plusieurs catégories :

- Catégorie 1 : cancérogène pour l'homme
- Catégorie 2A : cancérogène probable pour l'homme
- Catégorie 2B : cancérogène possible pour l'homme
- Catégorie 3 : inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme
- Catégorie 4 : probablement non cancérogène pour l'homme

Pour la liste des substances chimiques évaluées par le Circ, voir :
<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/crthall.php/>

Pour la liste des substances chimiques évaluées par l'U.S. EPA, voir :
<http://www.epa.gov/ncea/iris/index.html/>

2. Évaluation quantitative des risques sanitaires

L'évaluation quantitative des risques sanitaires permet d'estimer quantitativement le risque sanitaire associé à une exposition (d'un individu ou d'une population) à des polluants atmosphériques. Ces polluants peuvent être présents dans l'air ou peuvent être présents dans un autre milieu (eau, sol, végétation, animaux...) après dépôt de l'atmosphère dans un écosystème. Dans le second cas, il faut effectuer un calcul de transport multi-milieux (voir chapitre sur les dépôts atmosphériques et les impacts sur les écosystèmes).

Il convient donc de considérer plusieurs chemins d'exposition et d'absorption des polluants par un individu. Les polluants présents dans l'atmosphère sont absorbés par inhalation. Ceux présents dans d'autres milieux peuvent être absorbés par ingestion ou par absorption dermique.

Dans une étude de risques sanitaires, on distingue les risques liés aux effets non-cancérogènes et ceux liés aux cancers. Par ailleurs, on distingue les risques dus à des expositions aiguës (de courte durée, entre 1 heure et une journée) et chroniques (de longue durée, entre quelques mois et une vie entière). On parle aussi d'expositions subaiguës et sub-chroniques qui se situent dans des durées intermédiaires ; cependant, de telles expositions ne sont pas généralement prises en compte dans les études standard.

Pour les effets non-cancérogènes, on considère généralement qu'il y a un seuil au-dessous duquel il n'y a pas d'effets sanitaires néfastes. Ce seuil est généralement exprimé comme une concentration de référence pour les polluants dans l'atmosphère qui sont absorbés par inhalation et comme une dose de référence pour les polluants dans les autres milieux qui sont absorbés par ingestion ou absorption dermique. Il convient de noter que l'utilisation d'un seuil peut dans certains cas être une approximation car il est possible pour certains polluants non-cancérogènes de ne pas trouver de seuil en-dessous duquel aucun effet néfaste ne serait observé (c'est le cas actuellement pour les particules fines : il existe des personnes sensibles qui peuvent être affectées même à des concentrations de particules fines très faibles).

On peut calculer pour un polluant donné le quotient de danger QD (« hazard quotient » ou HQ en anglais) qui est le rapport de la concentration (ou de la dose) calculée C à laquelle la personne est exposée et de la concentration (ou de la dose) de référence C_{ref} (qui dans ce cas est la valeur toxicologique de référence ou VTR)

$$QD = C / C_{ref}$$

Pour les effets cancérogènes, on considère généralement qu'il n'y a pas de seuil et que la relation entre l'effet (la probabilité de développer un cancer) et la dose (ou la concentration) est linéaire. La pente de cette droite est appelée l'excès de risque unitaire, ci-après dénoté ERU (les américains utilisent la notation CSP pour « cancer slope factor » dans le cas d'une dose et la notation UR pour « unit risk factor » dans le cas d'une concentration), car il correspond à l'excès de la probabilité de cancer par unité de dose (ou de concentration) du composé cancérogène.

On peut calculer pour un polluant donné l'excès de risque individuel (ERI) de cancer dû à ce polluant qui est le produit de la concentration (ou de la dose) calculée à laquelle la personne est exposée et de la ERU (qui est ici la VTR).

$$ERI = C * ERU$$

Il convient de noter que les unités des ERU sont l'inverse des unités de la concentration ou de la dose, selon l'expression utilisée pour calculer le risque.

Dans une étude de risques sanitaires, il faut généralement analyser les risques associés à plusieurs polluants. Ces risques totaux d'exposition sont estimés en faisant la somme des risques associés aux polluants individuels. Pour les effets non-cancérogènes, on calcule la somme des quotients de danger, SQD (en anglais, « hazard index » ou HI) :

$$SQD = \sum_i QD_i$$

Si $SQD < 1$, il n'y a pas de risque non-cancérogène. Si $SQD > 1$, on peut refaire le calcul en catégorisant les effets par organe et calculer une SRD spécifique à chaque organe. Si toutes ces SQD sont < 1 , il n'y a alors pas de risque non-cancérogène.

Pour les effets cancérogènes, on calcul un excès de risque total de cancer :

$$ERI \text{ total} = \sum_i ERI_i$$

La valeur limite acceptable pour les risques de cancer varie selon les applications (notez que la valeur est toujours positive puisqu'il n'y a pas de seuil). Pour les risques de cancer dus à la radioactivité, une valeur pouvant aller jusqu'à 10^{-4} est généralement considérée comme acceptable. Pour les risques de cancer dus à la pollution chimique, une valeur de 10^{-6} à 10^{-5} est généralement considérée comme acceptable. (Pour comparaison, le risque d'avoir un cancer est en moyenne de 0,25 pour l'ensemble de la population.) Par exemple, l'U.S. EPA cible un objectif de 10^{-6} pour l'excès de risque dû à la pollution atmosphérique ; c'est-à-dire que la pollution atmosphérique augmenterait tout au plus la probabilité de cancer d'un millionième sur toute la durée de la vie.

La somme des ERI pour toute une population donne l'impact sanitaire, c'est-à-dire le nombre de personnes susceptibles d'avoir un cancer dû à l'exposition aux polluants considérés (« population burden » en anglais).

Une étude de risque sanitaire pour des polluants non-cancérogènes peut aussi être conduite de façon analogue à l'estimation des risques de cancer en utilisant une relation proportionnelle entre l'effet non-cancérogène et la concentration (ou la dose). Par exemple, étant donnés certains niveaux d'ozone, de particules ou de dioxyde d'azote en milieu urbain, on peut estimer le risque sanitaire étiologique associé à cette pollution en terme de morbidité (admissions en hôpital) et de mortalité (décès). On utilise alors les relations quantitatives de dose / réponse qui ont été obtenues des études épidémiologiques (risque relatif ou rapport de cotes). On peut alors traiter les cas où il n'y a pas de seuil pour les effets non-cancérogènes et tenir compte de la valeur de la concentration au-dessus du seuil (une concentration plus élevée menant à un effet sanitaire plus élevé).

3. Réglementations des polluants atmosphériques

3.1 Concepts fondamentaux sur la réglementation des polluants atmosphériques

La mise en place et l'implémentation de réglementations sur les polluants atmosphériques varient selon les pays. Nous présentons ici les processus utilisés aux Etats-Unis et en France.

Une réglementation de la pollution comporte cinq éléments :

- Le polluant réglementé
- La durée d'exposition
- La forme statistique de la réglementation
- Le seuil
- L'emplacement des stations de mesures

Le polluant réglementé : Les réglementations sont mises en place soit pour un polluant précis (par exemple le plomb ou le benzène) ou pour une catégorie de polluants (par exemple les oxydes d'azote, NO_x , les oxydes de soufre, SO_x ou les particules). Dans ce dernier cas, on peut soit choisir un polluant indicateur comme représentant la catégorie (NO_2 pour les NO_x , SO_2 pour les SO_x), soit réglementer la catégorie (par exemple les particules).

La durée d'exposition : Les effets sanitaires peuvent être dus à une exposition aiguë (quelques minutes à quelques heures) ou chronique (quelques mois à plusieurs années). La réglementation doit donc être adaptée à la durée d'exposition estimée comme étant représentative de l'effet sanitaire. Pour certains polluants, on peut réglementer sur des durées courtes (pour représenter les expositions aiguës) et longues (pour représenter les expositions chroniques).

La forme statistique de la réglementation : La réglementation peut être exprimée sous une forme de centile afin d'éviter les fluctuations extrêmes dues à des événements météorologiques plus ou moins rares. Ainsi, on peut obtenir des valeurs mesurées qui doivent être réglementées qui sont statistiquement robustes, donc ne fluctuent pas énormément d'une année à l'autre à cause de la variabilité météorologique inter-annuelle. Les formes statistiques exprimées sous forme de centile sont utilisées pour les durées courtes (variant entre une heure et une journée). Par ailleurs, la variabilité météorologique peut être prise en compte pour les durées longues en analysant les résultats sur plusieurs années. Par exemple, certaines réglementations américaines s'appliquent sur des durées de trois ans.

Le seuil : Le seuil est généralement l'aspect le plus connu de la réglementation d'un polluant. Il faut être conscient qu'on ne peut dissocier le seuil de la durée d'exposition et de la forme statistique de la réglementation. Le seuil est déterminé à partir de données toxicologiques et/ou épidémiologiques. Par exemple, pour le NO_2 aux États-Unis, les études toxicologiques et épidémiologiques ont toutes deux contribué à la détermination d'un seuil pour l'exposition aiguë. Par contre, seules les études toxicologiques ont été utilisées pour la détermination d'un seuil pour le SO_2 et seules les études épidémiologiques ont été utilisées pour la détermination d'un seuil pour les particules fines.

L'emplacement des stations de mesures (surveillance) des concentrations du polluant réglementé est important aussi pour la forme de la réglementation, particulièrement dans le cas de polluants primaires. En effet, des stations urbaines de fond mesureront des concentrations de polluants primaires plus faibles que des stations placées à proximité des

sources de ces polluants. Par exemple, une station urbaine de fond mesurera des concentrations de CO, NO₂ et PM plus faibles qu'une station placée à proximité d'une route fréquentée (par exemple la station de la Porte d'Auteuil placée en bordure du périphérique). En France, les niveaux de pollution atmosphérique sont mesurés aux stations urbaines de fond ainsi qu'aux stations de proximité des routes, alors qu'aux États-Unis elles étaient mesurées seulement à des stations urbaines de fond jusqu'à récemment (l'agence fédérale américaine a cependant imposé des mesures de NO₂ (à partir de 2009) et de PM_{2,5} (à partir de 2013) à des stations de proximité). Par conséquent, la même réglementation en terme de concentration, moyenne temporelle de prélèvement et nombre de dépassements autorisés peut être plus contraignante en France qu'aux États-Unis si des stations de pollution de proximité sont utilisées.

Les réglementations des polluants « classiques » établies actuellement aux États-Unis et en France sont présentées dans les tableaux 1 et 2, respectivement. On note qu'il y a plusieurs différences. Tout d'abord, certains polluants sont réglementés dans les deux pays (NO₂, SO₂, O₃, PM, CO, Pb) alors que d'autres ne sont réglementés que dans un pays (le benzène en France mais pas aux États-Unis et, jusqu'en 2008, les PM_{2,5} étaient réglementées aux États-Unis depuis 1997 mais pas encore en Europe). Les durées de ces réglementations sont généralement identiques mais peuvent être différentes (1 an en France pour le plomb et 3 mois aux États-Unis). Les formes statistiques et les seuils sont rarement les mêmes et il peut être difficile de comparer deux réglementations ayant différentes formes et différents seuils : par exemple, le seuil pour l'ozone est 120 µg/m³ en France mais ce seuil peut-être dépassé 25 jours par an ; le seuil est plus élevé aux États-Unis puisqu'il est de 147 µg/m³, cependant le nombre de dépassements autorisés est beaucoup plus faible (3 jours seulement par an).

La mise en place des réglementations est dans l'ensemble similaire dans les deux pays avec cependant quelques différences. Ces processus sont résumés ci-dessous.

3.2 États-Unis

Aux États-Unis, la réglementation des polluants atmosphériques comprend pour les polluants principaux une série de « National Ambient Air Quality Standards » (NAAQS). La mise en place d'une réglementation commence par une revue de la littérature scientifique, ciblant plus particulièrement les effets sanitaires du ou des polluants considérés pour réglementations. Il y a six polluants ou catégories de polluants soumis à ce processus : plomb, monoxyde de carbone, oxydes d'azote, oxydes de soufre, ozone et particules. Ils sont généralement appelés « criteria pollutants » car le produit de la revue scientifique était appelé au début le « criteria document » (il s'appelle maintenant le « integrated scientific assessment » (ISA)). L'étape suivante est la préparation d'un « risk and exposure assessment » (REA) qui documente de façon quantitative l'exposition et les risques sanitaires de la population pour différents scénarios réglementaires. Ces deux documents forment donc la base scientifique pour l'élaboration de la réglementation. Ces deux documents sont relus par un comité scientifique d'experts (le CASAC Review Panel). Une proposition de réglementation est ensuite élaborée. À toutes les étapes de ce processus, les acteurs concernés par la réglementation (industriels, groupes écologiques, citoyens...) peuvent émettre des remarques.

La surveillance de la réglementation est bien sûr nécessaire pour vérifier si une région est en accord avec la réglementation. L'agence fédérale met en place un protocole pour le réseau de stations de mesures, les normes de ces stations, le type d'instrument de mesure, la chaîne des échantillons de mesure si nécessaire, l'assurance de la qualité ... Les concentrations mesurées

sont transmises à EPA et incorporées dans une base de données. À partir de ces données, EPA détermine quelles régions sont en accord avec la réglementation et lesquelles ne le sont pas. Pour les régions qui ne respectent pas la réglementation, un plan d'action (« State Implementation Plan » ou SIP) doit être élaboré ; ce plan décline les mesures de réduction des émissions qui seront implémentées par l'état pour atteindre les seuils réglementaires dans un délai donné par EPA. L'efficacité de ces mesures de réduction pour atteindre les seuils réglementaires est généralement évaluée avec un modèle de qualité de l'air. EPA peut demander des révisions si le plan ne lui semble pas suffisant (par exemple performance insuffisante du modèle utilisé).

Dans la plupart des états, l'agence de l'environnement de l'état a la responsabilité des émissions des sources fixes et les sources mobiles sont sous la juridiction d'EPA. La Californie est une exception car cet état réglemente les émissions des sources mobiles dans l'état. La réglementation des sources fixes est déléguée aux régions de la Californie (« Districts »).

Si l'état n'atteint pas les objectifs prévus, EPA peut mettre en place des sanctions (par exemple annulation de financement de réseaux routiers) et peut prendre en main la gestion du plan d'action (donc annulation de la délégation à l'état).

3.3 France et Europe

En France, la mise en place d'une réglementation est fondée sur les directives européennes émises par l'Union européenne. La directive européenne est convertie en loi au niveau des états européens. Comme une réglementation américaine, la directive européenne prend en compte les effets sanitaires d'un polluant. Cependant, une différence majeure réside dans le fait que la directive européenne prend en compte le fait qu'il faudra un certain temps pour amener la qualité de l'air en accord avec les seuils désirés. Par conséquent, les valeurs limites (équivalentes aux NAAQS) peuvent varier dans le temps avec des valeurs élevées les premières années et des valeurs plus faibles pour finalement atteindre le seuil déduit des études sanitaires.

Contrairement aux NAAQS des États-Unis qui sont la seule réglementation qui doit être respectée (certains états tels la Californie mettent en place leurs propres réglementations mais elles sont fondées sur la même formulation que les NAAQS), l'Europe définit plusieurs types de valeurs :

- « Objectif de qualité » : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.
- « Valeur cible » : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné.
- « Valeur limite » : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé sur la base des connaissances scientifiques à ne pas dépasser dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble.
- « Seuil d'information et de recommandation » : un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte

durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population rendant nécessaire des informations immédiates et adéquates.

- « Seuil d'alerte » : un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement justifiant l'intervention de mesures d'urgence.

En France, la surveillance de la qualité de l'air est effectuée par les Association agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA) qui transmettent les résultats des mesures des niveaux de pollution dans une base de données (Base de données sur la qualité de l'air, BDQA). La surveillance de la qualité de l'air doit respecter certaines normes établies au niveau européen.

En contraste avec les États-Unis où c'est la même entité (l'état ou, en Californie, le « district ») qui surveille la qualité de l'air et prend les décisions de réduction des émissions des sources fixes, en France les AASQA n'ont pas d'autorité sur la réduction des émissions de polluants. Les Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) et, en Île-de-France, la Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie (DRIEE) ont la responsabilité de la réglementation des sources fixes. Chaque état de l'Union européenne doit ensuite démontrer qu'il est en accord avec les valeurs limites ou les valeurs cibles de la réglementation européenne. Sinon un plan d'action pour atteindre ces valeurs limites ou cibles doit être mis en place pour les atteindre dans des délais raisonnables. Par ailleurs, les dépassements de seuils d'alerte et d'information doivent être communiqués au public et rapportés à l'agence européenne. Un dépassement de valeurs limites peut mener à des pénalités importantes de la Cour de justice européenne (plusieurs dizaines de millions d'euros par an) ; c'est actuellement le cas pour la France qui est sous la menace de pénalités pour PM₁₀ et NO₂.

Il y a en France trois plans d'action principaux liés à la réglementation de la qualité de l'air et intégrés dans la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) de 1996. Ce sont :

- Les plans de déplacements urbains (PDU) élaborés par les 59 agglomérations de plus de 100 000 habitants. Ils ont en réalité peu d'effet sur la qualité de l'air car ils affectent surtout la distribution spatio-temporelle des émissions du trafic routier sans affecter de façon significative les émissions totales de cette catégorie de sources.
- Les schémas régionaux climat air énergie (SRCEA) qui ont remplacé les plans régionaux de la qualité de l'air (PRQA). Les SRCEA découlent du Grenelle de l'Environnement de 2007 et ont été mis en place à travers les lois Grenelle I (2009) et Grenelle II (2010). Ils sont élaborés par les régions, sous l'autorité conjointe du Conseil régional et du préfet de région. Ils sont soumis à consultation publique. Ils sont évalués tous les cinq ans. Ils proposent des orientations pour la réduction des émissions afin d'atteindre les objectifs de qualité de l'air tout en minimisant les émissions de gaz à effet de serre et les dépenses d'énergie. Cependant, ils ne mettent pas en place de réglementations pour la réduction des sources de pollution. Ce sont donc des outils d'orientation de politique publique plutôt que des outils de décision de réduction de la pollution.
- Les plans de protection de l'atmosphère (PPA) élaborés par les 24 agglomérations de plus de 250 000 habitants. Ils sont la responsabilité du préfet. Celui de l'Île-de-France est élaboré par la DRIEE. Ils ont pour but le respect des valeurs limites et valeurs cibles des polluants et ils peuvent donc inclure des décisions de réductions des

émissions des sources fixes. Le PPA est donc un outil de réglementation (à vrai dire, le seul pour la réduction des émissions de polluants au niveau régional).

Il est important qu'il y ait compatibilité entre ces trois plans.

La réduction des émissions des sources mobiles au moyen de technologies de dépollution et de modifications des carburants est légiférée par l'état.

Tableau 1. Valeurs limites pour les effets sanitaires en France (Directive européenne transcrite dans le code de l'environnement).

Polluant	Concentration [#]	Durée de prélèvement	Forme statistique (dépassements autorisés)
Pb	0,5 µg/m ³	1 an	-- (0)
CO	10 mg/m ³ , 9 ppm	8 heures [§]	-- (0)
SO ₂	350 µg/m ³ , 133 ppb	1 heure	centile 99,7 (24)
	125 µg/m ³ , 47 ppb	1 jour	centile 99,2 (3)
NO ₂	200 µg/m ³ , 106 ppb	1 heure	centile 99,8 (18)
	40 µg/m ³ , 21 ppb	1 an	-- (0)
O ₃ [*]	120 µg/m ³ , 61 ppb	8 heures [§]	centile 93 (25) [£]
PM ₁₀	50 µg/m ³	1 jour	centile 90,4 (35)
	40 µg/m ³	1 an	-- (0)
PM _{2,5} [§]	20 µg/m ³	1 an	-- (0)
C ₆ H ₆	5 µg/m ³ , 1,5 ppb	1 an	-- (0)

conversion de µg/m³ (ou mg/m³) en ppb (ou ppm) à 25°C et 1 atm.

§ moyenne glissante

* valeur cible

£ valeurs maximales journalières

§ 25 µg/m³ en 2015 et 20 µg/m³ en 2020

Tableau 2. Valeurs limites pour les effets sanitaires aux États-Unis (Clean Air Act et réglementations de l'U.S. Environmental Protection Agency).

Polluant	Concentration [#]	Durée de prélèvement	Forme statistique (dépassements autorisés)
Pb	0,15 µg/m ³	3 mois [§]	-- (0)
CO	40 mg/m ³ , 35 ppm	1 heure	centile 99,7 (1)
	10 mg/m ³ , 9 ppm	8 heures [§]	centile 99,7 (1)
SO ₂	197 µg/m ³ , 75 ppb	1 heure	centile 99 (7) * \$ ⌘
NO ₂	189 µg/m ³ , 100 ppb	1 heure	centile 98 (7) *
	100 µg/m ³ , 53 ppb	1 an	-- (0)
O ₃	147 µg/m ³ , 75 ppb	8 heures [§]	centile 99 (3) * £
PM ₁₀	150 µg/m ³	1 jour	centile 99,7 (1) *
PM _{2,5}	35 µg/m ³	1 jour	centile 98 (7) *
	12 µg/m ³	1 an	-- (0) *

conversion de µg/m³ (ou mg/m³) en ppb (ou ppm) à 25°C et 1 atm ; concentrations aux stations de fond urbain sauf pour les concentrations de NO₂ et de PM_{2,5} qui sont mesurées à des stations à proximité de sources (principalement au bord des routes).

§ moyenne glissante

* sur 3 ans

\$ valeurs maximales journalières

£ valeurs maximales journalières

⌘ valeurs journalières et annuelles révoquées en 2010