



LE DIOXYDE DE SOUFRE : DES PREMIÈRES MESURES À L'ÉTABLISSEMENT DU RÉSEAU ET DE LA LÉGISLATION ACTUELS

1. Origine de la problématique

Au 19^{ème} et 20^{ème} siècle, l'industrialisation a provoqué une augmentation importante de la pollution atmosphérique. Plusieurs grandes villes européennes étaient surmontées par une couche d'air de couleur jaune et noire qui trouvait sa source dans les fumées sortant des cheminées. En hiver, en l'absence de vent et par temps stable, les nuages de polluants stagnaient au-dessus des villes pendant plusieurs jours. Plusieurs villes européennes ont connu des situations tragiques qui ont été attribuées à une action délétère des polluants sur la santé. Les plus célèbres sont Engis et Londres.

Nul doute que ces événements ont influencé la mise en place des réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Les premiers réseaux de mesures sont apparus à la fin des années 60'. A cette époque, il s'agissait seulement de mesurer les polluants présents dans l'air, sans référence à des normes de protection de la santé. Cet aspect de la question est intervenu plus tard, notamment avec l'entrée en vigueur de la directive 80/779/CEE qui s'appuyait sur les premières études épidémiologiques.

Le dioxyde de soufre comptait parmi les polluants présentant un risque élevé pour la santé. Ce gaz incolore provenait essentiellement de la combustion des combustibles fossiles solides ou liquides. Ceux-ci contenaient en effet des proportions de soufre plus ou moins élevées. Le plus critique est le charbon dont la teneur en soufre variait de moins de 1% à plus de 10% en masse. Une partie des oxydes de soufre se combinait avec les cendres, mais la majorité était malgré tout émise sous forme gazeuse. La teneur en soufre était moindre dans les combustibles liquides : elle était très faible dans l'essence, entre 0.5 et 0.7% pour le fuel domestique, et jusqu'à 3% pour le fuel lourd. Dans le cas des combustibles liquides, la totalité du soufre est rejetée dans l'atmosphère.

1.1. La catastrophe d'Engis en 1930

Du 1 au 5 décembre 1930, une grande partie de la Belgique était sous le brouillard. C'était également dans la vallée de la Meuse, mais la région entre Jemeppe-sur-Meuse et Huy (figure I.1) allait connaître en l'espace de 2 jours une soixantaine de décès, malheureusement expliqués à cette époque (Lipfert, 1994).

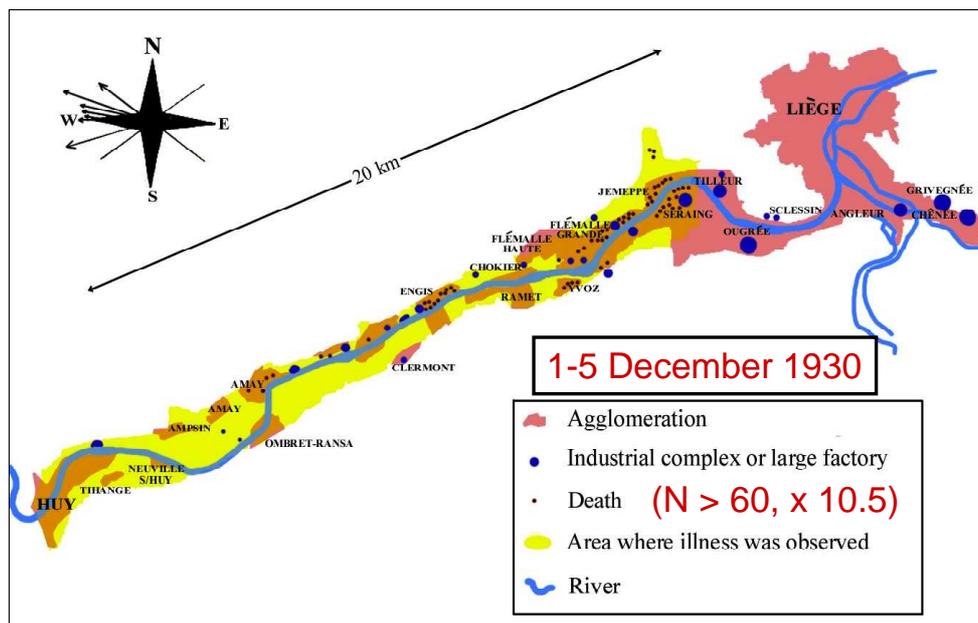
Les journaux relataient l'événement en soulignant son caractère mystérieux et en l'associant à la présence du brouillard. En voici quelques extraits :

- « L'Indépendance Belge » du 6 décembre 1930 titrait : « 39 personnes meurent mystérieusement à Engis et Flémalle ; depuis jeudi matin, tout une région prise dans un épais brouillard, vit dans les transes » ;
- « Le Peuple » du 6 décembre mentionnait : « Une catastrophe extraordinaire endeuille la vallée de la Meuse depuis Jemeppe à Engis : 43 personnes périssent dans le brouillard sous l'influence de gaz délétères ».
- « De Standaard » du 7 décembre : « La vallée de la Meuse, la Vallée de la Mort. 64 personnes ont mystérieusement perdu la vie, de nombreux bovins sont également morts dans les pâtures. Le brouillard contenait-il des gaz nocifs ? Les médecins et les scientifiques tentent d'identifier les causes de cette tragédie. »



Figure I.1 : Région de la vallée de la Meuse concernée par le pic de pollution du 1 au 5 décembre 1930.

Source : B. Nemery, KUL



La couleur vert clair désigne les zones où des problèmes de santé liés à la pollution ont été rencontrés.

Dès la fin de catastrophe, un comité d'experts a été désigné pour rechercher les causes à l'origine des troubles de santé et des décès. L'étude fut menée avec beaucoup de pragmatisme. Elle débuta par une analyse médicale qui s'appuyait sur les constats suivants :

- Les symptômes médicaux sont apparus à partir dès le troisième jour de brouillard (le 3 décembre 1930) et de façon simultanée dans toute la vallée. Ils se matérialisaient par des irritations de la gorge, des douleurs au niveau du sternum, de la toux, de l'asthme, de signes d'œdème pulmonaires. On notait aussi des nausées et vomissements, mais aucun phénomène d'intoxication. Plusieurs milliers de personnes ont été concernées par ces troubles de santé.
- 60 personnes sont décédées les 4 et 5 décembre 1930, ce qui correspond à une surmortalité de 10,5%. Les autopsies pratiquées ont mis en évidence la présence de mucosité dans la trachée et les bronches, des œdèmes pulmonaires et des hémorragies. Les différentes analyses n'ont révélé aucun signe d'empoisonnement. Aucun autre organe ne semblait atteint, et aucun signe d'infection n'a été identifié.
- Les personnes décédées ou présentant des symptômes durant ces 5 jours étaient en majorité des personnes âgées, des asthmatiques, des malades cardiaques, des personnes affaiblies.

L'expertise médicale avait alors conclu que « les symptômes et les lésions trouvent une explication suffisante dans une action irritative locale des muqueuses directement exposées à l'air inhalé ».

Sur le plan météorologique, la situation se caractérisait par des conditions anticycloniques. La température était de 1 ou 2°C, et le vent était particulièrement faible avec des vitesses comprises entre 1 et 3 km/h. Le brouillard se développait sous une inversion thermique de subsidence qui se situait à 70-80 m au-dessus du fond la vallée. De telles conditions rendaient la basse atmosphère quasiment inerte, alors que la présence de l'inversion thermique empêchait l'air de s'élever au-delà des versants de la vallée.



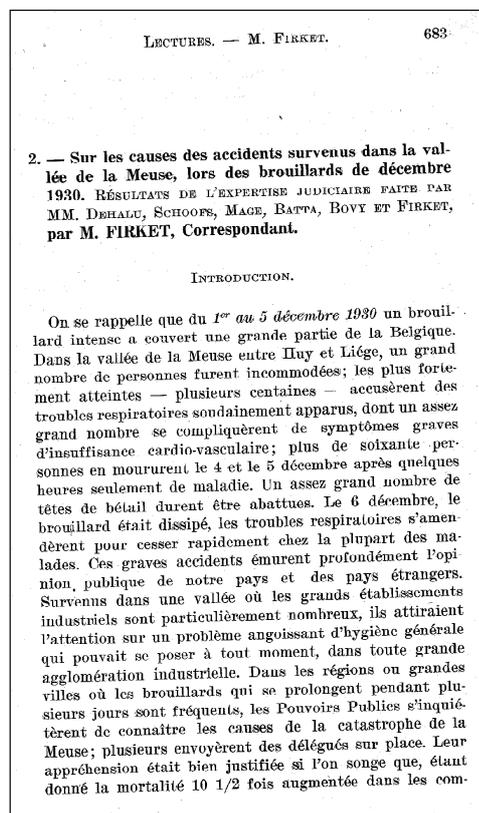
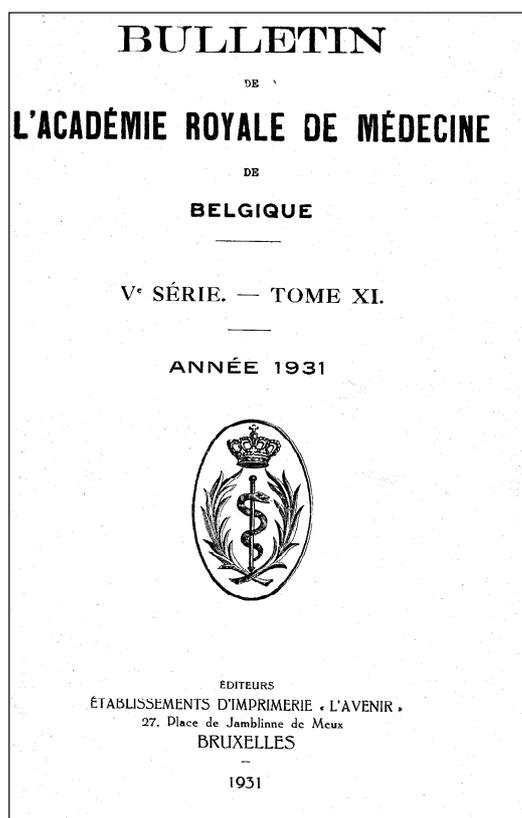
La suite de l'étude s'est attachée à la recherche des causes. Des analyses de sol, des plantes et de l'approvisionnement en eau n'avaient rien révélé et avaient permis d'écartier définitivement un phénomène d'intoxication. En l'absence de réseau de mesures, de telles analyses ne pouvaient pas être effectuées pour l'air ambiant.

Toutefois, les émissions polluantes des 27 industries présentes dans la zone concernée avaient fait l'objet d'une attention particulière. La période du 1 au 5 décembre n'avait pas été marquée par le moindre incident dans les rejets industriels. En l'absence de données mesurées, une modélisation simple avait été appliquée à la trentaine de substances émises par les industries pour tenter d'estimer les concentrations dans l'air ambiant.

Par la suite, ces estimations avaient été confrontées aux données médicales et aux connaissances toxicologiques. L'examen de chaque substance avait permis d'écartier les polluants suivants : CO, CO₂, H₂, H₂S, AsH₃, NO₂, NH₃, HCl, acétylène et autres hydrocarbures, ainsi que les grosses particules. Par contre, l'étude avait montré que des teneurs élevées en dioxyde de soufre, fluor et fines particules avaient pu être atteintes et que ces polluants pouvaient être à l'origine des problèmes de santé rencontrés.

Figure I.2 : Publication en 1931 des résultats de l'étude d'identification des causes des décès survenus entre le 1 et 5 décembre 1930 dans le Bulletin de l'Académie Royale de Médecine.

Source : B. Nemery, KUL

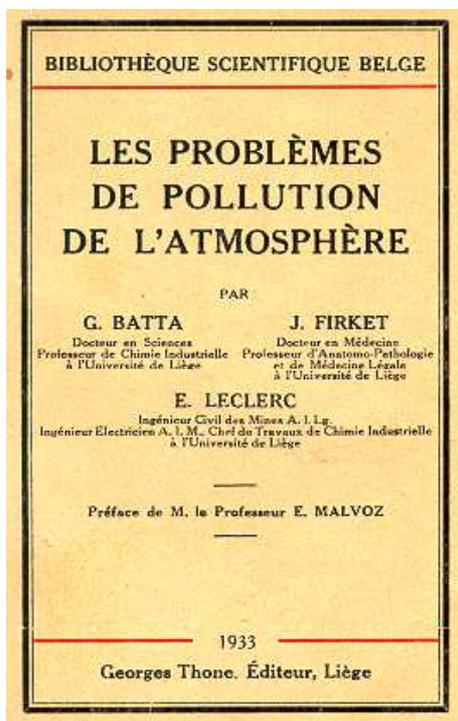


Les résultats de l'expertise ont été publiés en 1931 dans le Bulletin de l'Académie Royale de Médecine de Belgique (figure I.2), en 1933 dans le rapport « les problèmes de pollution de l'atmosphère » de G. Batta, J. Firket et E. Leclerc (figure I.3). Pour la première fois, le lien entre la pollution de l'air et son impact sur la santé avait été démontré scientifiquement. Le rapport concluait : « *Les corps sulfurés qui proviennent de la combustion du charbon ont exercé leur action délétère, soit sous forme d'anhydride ou d'acide sulfureux, soit sous forme d'acide sulfurique, dont la production en teneur suffisante a été rendue possible par la réunion des conditions météorologiques exceptionnelles de décembre 1930* ».



Figure I.3 : « Les problèmes de pollution de l'atmosphère » publié par G. Batta, J. Firket et E. Leclerc en 1933.

Source : B. Nemery, KUL



Le rôle joué par les conditions météorologiques a lui aussi été clairement identifié. En effet, toutes les conditions étaient réunies pour empêcher l'évacuation des polluants émis les industries et les systèmes de chauffage qui recouraient alors abondamment au charbon. L'élément aggravant fut la persistance de cette situation : les polluants se sont accumulés pendant 5 jours et ont atteint des taux particulièrement dangereux pour la santé. Le rapport terminait par une mise en garde : « *Si les mêmes conditions se trouvent réunies, les mêmes accidents se reproduiront. (...) Si un désastre survenait à Londres dans des conditions analogues on aurait à déplorer 3 179 morts immédiates* ». Cette dernière prédiction allait hélas se révéler particulièrement réaliste.

1.2. Le smog de Londres en 1952

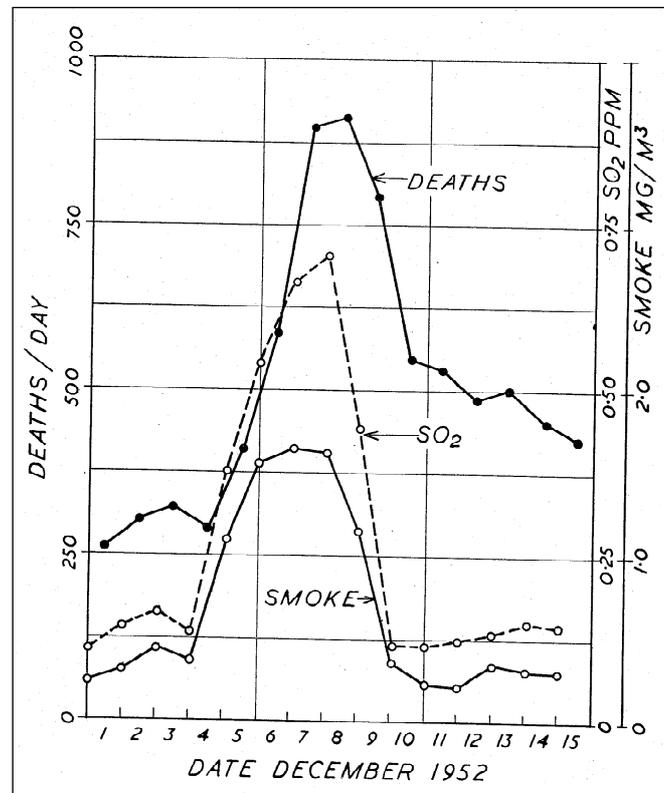
Si la commune d'Engis était devenue tristement célèbre à cause du pic de pollution de décembre 1930, Londres allait connaître une situation similaire en 1952, mais avec des conséquences nettement plus dramatiques en raison de l'importance de la population concernée.

Le 4 décembre 1952, un anticyclone s'installa au-dessus de Londres. Le vent tomba et l'air devint humide ; un brouillard épais commença à se former. Le « Grand Smog de Londres » (Lipfert, 1994) persista pendant cinq jours et causa environ 4000 décès supplémentaires. Comme pour Engis, ces décès ont été attribués à l'augmentation excessive de la pollution atmosphérique pendant cette période, avec des niveaux de dioxyde de soufre ayant atteint plus de $1800 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et des niveaux de fumée dépassant les $1500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figure I.4). La croissance du nombre de décès coïncidait avec l'augmentation des niveaux de pollution en fumées et en dioxyde de soufre.



Figure I.4 : Relation entre la mortalité journalière à Londres et l'exposition aux fumées noires et au SO₂ durant le Grand Smog du 5 au 9 décembre 1952.

Source : Wilkins, 1954.



1.3. Les premières mesures de lutte contre la pollution

Suite à la tragédie du « Grand Smog de Londres », le gouvernement du Royaume-Uni a réagi en présentant, dès 1956, son premier plan « Clean Air Act ». Rapidement transposé dans la législation, ce plan visait à contrôler et limiter les fumées émises par les sources domestiques en imposant le choix d'un combustible moins polluant dans certaines zones. Bien qu'il visait prioritairement la réduction des fumées, notamment en introduisant du charbon plus propre et en favorisant le recours au gaz et à l'électricité pour les systèmes de chauffage, le plan « Clean Air Act » a également permis de réduire les émissions de dioxyde de soufre. En outre, les centrales électriques ont été déplacées dans des zones moins densément peuplées. Ces dispositions ont permis de réduire significativement les émissions de soufre et de particules.

Le plan « Clean Air Act » de 1968 allait encore plus loin en introduisant de nouvelles règles sur les hauteurs de cheminée pour les industries brûlant des combustibles tel que le charbon, le mazout ou le gaz. Préalablement à l'établissement de cette législation, il fut identifié qu'il était possible de maîtriser les fumées par des systèmes de filtrage, mais que la maîtrise du dioxyde de soufre était plus difficile à atteindre sur le plan technique. Par conséquent, des dispositions ont été prises pour augmenter la hauteur de cheminée et bénéficier (soi-disant) d'une meilleure dispersion à cette hauteur.

Si le Royaume-Uni pouvait être considéré comme un précurseur au niveau des mesures visant à réduire les émissions polluantes, on ne pouvait pas en dire autant de son réseau de mesure de la pollution de l'air. Ce dernier était géré par le laboratoire de Warren Spring qui dépendait du Ministère de l'Industrie. Installé au début des années 60', il comptait parmi les premiers réseaux de mesure en Europe, mais sa réalisation manquait de structure et d'harmonisation.



1.4. Vers une prise de conscience de la pollution de l'air

Au début des années 60', les conséquences néfastes de la pollution de l'air sur la santé humaine, sur les animaux, sur la végétation, sur les bâtiments et ouvrages d'art, commençaient à être admises. Ses répercussions économiques étaient estimées à des pertes énormes, par exemple, à au moins 250 millions de Livres Sterling par an au Royaume Uni, ou encore à plus de 7,5 milliards de dollars aux Etats Unis. Sur cette base, les pouvoirs publics des pays industrialisés ont décidé de limiter la pollution de l'air à l'aide d'une législation appropriée. Pour être efficace, toute législation devait s'appuyer sur un état de la situation et une connaissance des effets de la pollution aussi précis que possible.

A cette époque, les réseaux de mesure de qualité de l'air en étaient à leur balbutiement. Aussi apparaissait-il utile d'adopter une approche internationale de la question : obtention plus rapide et à moindres frais des résultats désirés, utilisation plus rationnelle des moyens existants en matériel et en personnel de recherche. C'est pour ces raisons qu'un groupe de travail fut créé sous l'égide de l'O.C.D.E. en vue d'étudier les bases scientifiques indispensables à l'élaboration d'une législation destinée à protéger l'environnement.

C'est en janvier 1957 que fut créé le Groupe de Travail ayant pour mission d'étudier les méthodes de mesure de la pollution de l'air. Les pays membres étaient invités à nommer des délégués, et le groupe ainsi constitué a tenu sa première réunion en juillet 1957. Dans un premier temps, le cadre de l'étude se limitait à l'examen des méthodes de mesure de l'air extérieur et en recourant à un appareillage relativement simple et peu coûteux. Les polluants concernés étaient les oxydes de soufre, la matière en suspension et la matière sédimentée. Par la suite, les hydrocarbures et les composés du fluor ont été ajoutés. En juin 1960, le mandat du Groupe de Travail a été étendu aux méthodes d'enquête.

Les travaux réalisés par le Groupe de Travail étaient menés en étroite collaboration avec l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Une attention particulière avait été accordée aux idées de l'OMS à propos de la mise au point et l'uniformisation des méthodes de mesure.



2. Des premières mesures à l'établissement d'une législation

2.1. 1968, le premier réseau belge de mesure de la qualité de l'air

Le premier réseau de mesure de qualité de l'air installé en Belgique était le réseau « Soufre-Fumée ». S'inscrivant en droite ligne des événements de pollution d'Engis et de Londres, ce réseau a été installé en 1968 à l'initiative de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, la Direction Générale de l'Hygiène Publique, et l'Institut Royal Météorologique. Il avait pour mission d'assurer la surveillance générale de la qualité de l'air ambiant en Belgique. En mesurant le dioxyde de soufre et les fumées, il visait plus particulièrement la pollution due à la combustion des combustibles fossiles utilisés pour la production d'énergie et pour le chauffage des habitations et bâtiments.

Dans le contexte de cette époque, il faut aussi rappeler que la pollution de l'air suscitait un intérêt pour le moins limité. Vivre dans une atmosphère polluée faisait partie de la norme, et la banalisation avait pour corollaire une sous-estimation des risques. Par ailleurs, la mesure de la pollution de l'air pouvait être perçue comme une menace par le milieu industriel qui craignait le coût des investissements destinés à réduire les émissions polluantes. Même si les mentalités ont bien évolué depuis lors, certains réflexes du passé sont encore présents aujourd'hui.

La mesure du dioxyde de soufre et des fumées était motivée par les éléments suivants :

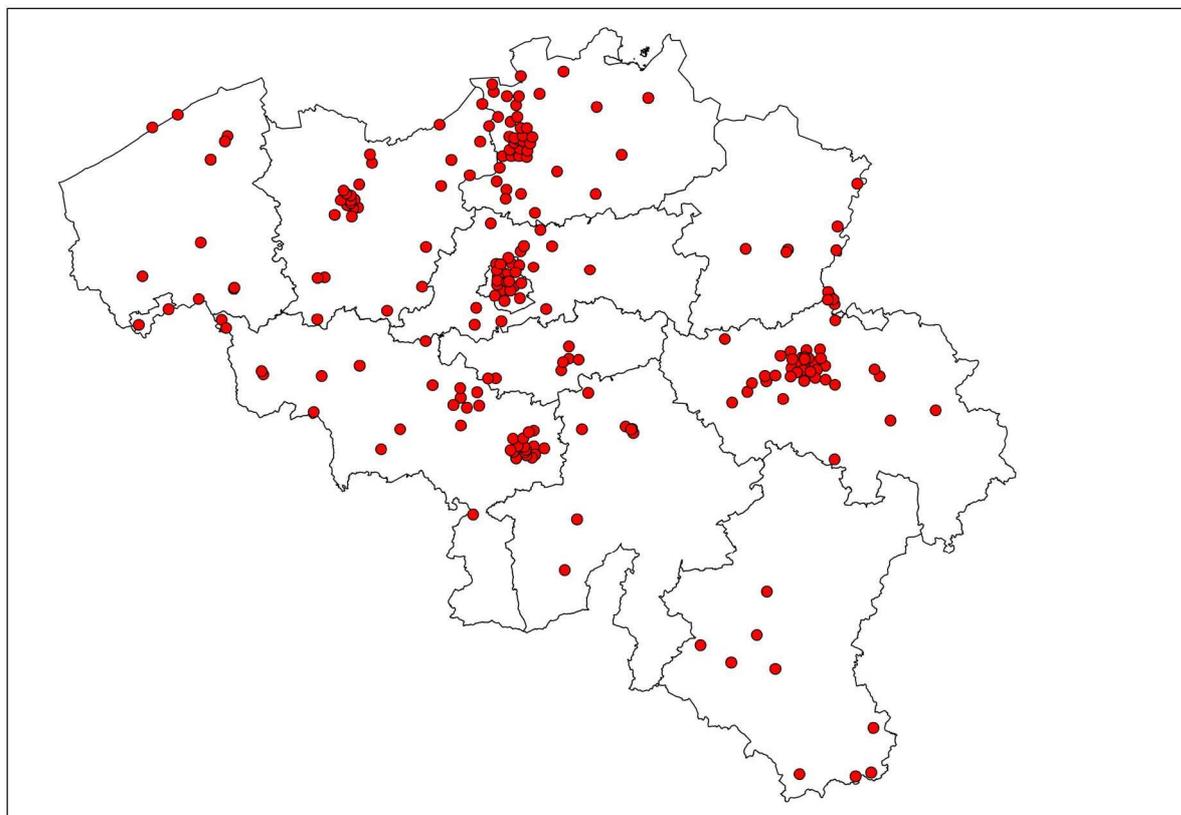
- la combinaison de ces deux polluants représentait un cocktail réellement toxique pour la santé publique ;
- le dioxyde de soufre et les fumées étaient considérés comme des indicateurs de la pollution ;
- les polluants susmentionnés pouvaient être émis en grande quantité dans l'air ambiant par les sources industrielles et domestiques ;
- le dosage de ces polluants était réalisé aisément à l'aide d'appareils relativement peu coûteux.

Le réseau « Soufre-Fumées » n'avait pas pour objectif de surveiller individuellement les sources industrielles, mais plutôt d'évaluer les niveaux moyens auxquels la population belge était exposée.

A l'origine, le réseau « Soufre-Fumées » comportait 230 stations réparties en Belgique (Verduyn et Derouane, 1975) et au Grand-Duché de Luxembourg (figure I.5). De façon générale, la configuration à donner à un réseau est étroitement liée aux caractéristiques des sources polluantes. Les appareils de prélèvement peuvent être disposés suivant des figures géométriques régulières si aucune source n'intervient de manière préférentielle dans la distribution spatiale des polluants. Dans le cas contraire, le réseau sera disposé en fonction de l'influence des rejets. Dans le cas du réseau « Soufre-Fumées », le choix des emplacements des stations était prioritairement guidé par un souci de protection de la santé des populations. Etant donné que les chauffages domestiques et les industries étaient les principaux émetteurs de soufre et de particules, il apparaissait logique d'installer les stations (environ une centaine) préférentiellement dans les zones à haute densité d'habitants, en l'occurrence dans les cinq grandes villes belges (Gent, Antwerpen, Bruxelles, Charleroi et Liège), ainsi qu'aux alentours des zones industrielles importantes. Les autres postes de mesure étaient installés dans des centres urbains comparativement moins importants, ainsi qu'en zone rurale pour établir une comparaison avec des zones moins exposées à la pollution. Un certain nombre de stations étaient influencées par des conditions de site spécifiques (par exemple, les effets topographiques dans la vallée de la Meuse).

**Figure I.5 : Emplacement des postes de mesure du réseau national belge « soufre-fumées » en 1968**

Source : CELINE



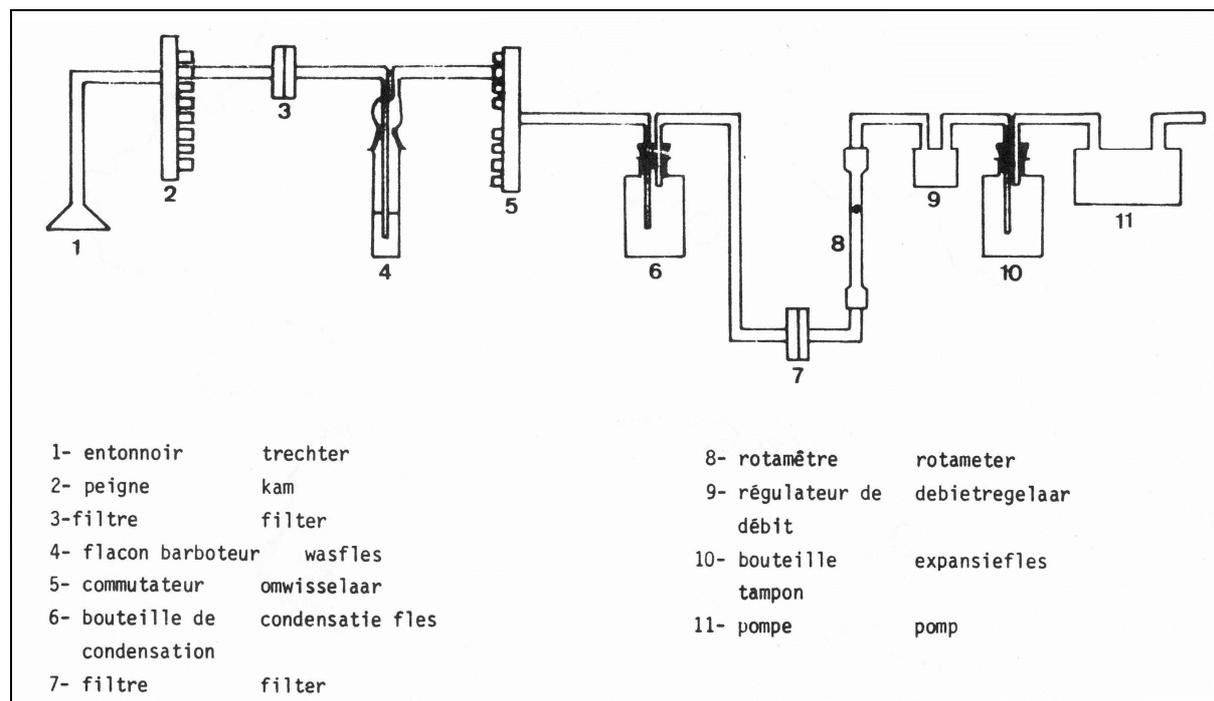
Dans sa première configuration, le réseau était semi-automatique. Chaque station possédait un système de 8 prélèvements consécutifs, chaque prélèvement portant sur une durée de 24 heures. Les échantillons devaient être relevés toutes les semaines.

L'appareil de prélèvement (figure I.6) a été conçu par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE) et l'Institut Royal Météorologique (IRM) pour répondre aux recommandations de l'OCDE. Il consiste à aspirer l'air à l'aide d'une pompe électrique et à faire passer cet air respectivement à travers un filtre de Whatman qui retient la poussière, un barboteur qui contient une solution acide d'eau oxygénée (pH 4.5) pour retenir les oxydes de soufre, et un dispositif contrôlant le débit. La prise d'air extérieur est réalisée à l'aide d'un tuyau souple à l'extrémité duquel est fixé un entonnoir orienté vers le bas. Les 8 circuits filtre barboteurs étaient mis en service successivement toutes les 24 heures par un commutateur automatique.



Figure I.6 : Schéma de principe d'un appareil de prélèvement du réseau « soufre-fumées »

Source : Derouane et Verduyn, 1980



Les prélèvements étaient collectés toutes les semaines pour être analysés en laboratoire. Ces analyses étaient prises en charge par le Laboratoire de la ville de Gent pour le réseau gantois, le Laboratoire de la ville d'Anvers pour le réseau anversois, le laboratoire intercommunal de chimie de Charleroi pour le réseau carolorégien, l'INIEX (Institut National des Industries Extractives Belges) de Colfontaine (à l'époque Paturages) pour le reste de la province de Hainaut, l'INIEX de Liège pour le réseau liégeois, et l'IHE pour les mesures effectuées à Bruxelles et dans les autres postes de mesure du pays. Le dioxyde de soufre était mesuré par la méthode du titrage acidimétrique. Les moyennes mensuelles étaient calculées pour chaque poste de mesure. Les moyennes journalières étaient quant à elles déterminées dans les stations des grandes agglomérations. Les statistiques étaient établies pour des périodes de 12 mois s'étendant du 1 avril au 31 mars. Elles comprenaient :

- les moyennes mensuelles ;
- les moyennes pour les mois d'hiver et d'été ;
- les moyennes annuelles ;
- les concentrations journalières les plus élevées pour chaque mois ;
- les fréquences de dépassement de seuils déterminés ;
- la persistance des dépassements de seuils.

Avec ce premier réseau parfaitement crédible tant en terme de méthode de mesure que d'exploitation des données mesurées, la Belgique a joué un rôle de pionnier en Europe. En prenant en charge les analyses de prélèvements effectués dans toute l'Europe, elle a aussi contribué activement à la première étude épidémiologique qui a précédé l'établissement de la directive 80/779/CEE. Ceci souligne, si besoin en était, la qualité des choix scientifiques et techniques effectués à cette période.



2.1.1.1. Dosage du SO₂ à la *pararosaniline* (méthode de référence – directive 80/779/CEE)

Cette méthode d'analyse (OMS, 1976 ; Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1994) est basée sur le principe de la réaction colorimétrique à la pararosaniline (réaction de Schiff). Elle comporte trois étapes :

- L'échantillon d'air barbote dans une solution de tétrachloromercurate (HgCl₄²⁻) de sodium pour former un complexe stable de dichlorosulphitomercurate (HgSO₃Cl₂⁻).
- Après absorption (dans un délai ne dépassant pas 3 jours), une solution acide de pararosaniline et formaldéhyde est ajoutée.
- Après réaction, la coloration rouge pourpre est analysée par spectrophotométrie. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 548 nm et permet de déduire la concentration correspondante en SO₂.

Le volume de réactif absorbant et la quantité d'air échantillonné seront choisis de telle manière à ce que l'on se situe dans la partie linéaire de la courbe liant l'absorbance et les concentrations de SO₂. Pour établir la relation entre l'absorbance et les concentrations de SO₂, on peut effectuer un étalonnage à partir de solutions titrées de sulfite sodique (Na₂SO₃) ou de métabisulfite (Na₂S₂O₅).

Cette approche offre une précision de 10% ; sa limite de détection est de l'ordre de 5 µg/m³. Le domaine de mesure s'étend jusqu'à environ 1000 µg/m³.

Avantages :

- Limite de détection très basse (grande sensibilité) ;
- Flexibilité sur les durées de prélèvements (généralement comprises entre 30 minutes et 24 heures), moyennant adaptation des débits d'air et du volume de réactif ;
- Elimination possible des interférences par NO_x, O₃, Mn, Fe et Cr.

Inconvénients :

- L'analyse doit être effectuée au plus tard 3 jours après le prélèvement ;
- La solution de tétrachloromercurate de sodium est un produit dangereux – pour la santé et l'environnement – qui nécessite des précautions d'usage.

2.1.1.2. Dosage du SO₂ au peroxyde d'hydrogène (acidimétrie)

Cette méthode a été largement utilisée dans le réseau soufre-fumées qui comportait 200 postes de mesures répartis en Belgique et au Grand-Duché de Luxembourg. Son principe peut être résumé comme suit (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1994) :

- L'échantillon d'air barbote dans une solution de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) à pH 4.5. Ce pH est nécessaire pour éviter les interférences avec le CO₂ présent dans l'air ; il était obtenu en ajoutant une faible quantité d'acide perchlorique (HClO₄). Le peroxyde d'hydrogène contribuait quant à lui à favoriser l'oxydation de l'ion SO₃⁻ en SO₄²⁻. La réaction d'absorption du SO₂ dans le peroxyde d'hydrogène forme de l'acide sulfurique (H₂SO₄), ce qui entraîne une diminution du pH.
- Pour connaître la quantité de SO₂ absorbé, il suffit de déterminer la quantité de H₂SO₄ formé. Cette dernière est estimée en titrant avec le borax (Na₂B₄O₇) jusqu'à ce que le pH soit ramené à sa valeur initiale.

La précision de cette méthode est d'environ 10% ; sa limite de détection est de l'ordre de 15 à 25 µg/m³. Le domaine de mesure est plus étendu qu'avec le dosage à la pararosaniline, puisqu'il est possible de mesurer des concentrations jusqu'à environ 2600 µg/m³.



Avantages :

- Grande stabilité du réactif absorbant (1 mois) et du composé formé (3 mois), ce qui permet de faire l'analyse longtemps après le prélèvement ;
- Très bonne efficacité lors de l'absorption (entre 90 et 100%) ;
- Automatisation possible de la titration.

Inconvénients :

- Grande sensibilité aux interférences dues à d'autres gaz à caractère acide (HCl) ou alcalin (NH₃) qui influencent le pH de la solution d'absorption ;
- Limite de détection assez élevée.

Les deux inconvénients susmentionnés limitent le domaine d'application de l'acidimétrie. Une étude statistique réalisée dans une soixantaine de stations du réseau belge « Soufre-Fumées » a néanmoins montré que l'acidimétrie donnait des résultats très valables dans les régions où des concentrations élevées en SO₂ sont mesurées, en l'occurrence en zone urbaine et dans certaines régions industrielles. La méthode acidimétrique était par contre déconseillée dans les régions rurales où les niveaux de SO₂ sont inférieurs à la limite de détection et où l'interférence du NH₃ est courante.

Pour limiter l'inconvénient lié à la limite de détection, la quantité d'H₂SO₄ était parfois déterminée par un dosage sélectif des ions SO₄⁻. Un excès de Ba(CLO₄)₂ en solution organique (dioxane) est ajouté à la solution à analyser. Le BaSO₄ précipite, alors que l'excès d'ions Ba⁺⁺ réagit avec le thorin pour former un complexe coloré qui peut être mesuré à 520 nm. Cette approche permet de traiter des concentrations comprises entre 5 et 400 µg/m³. Pour des teneurs supérieures, il convient de procéder par dilution.

2.1.1.3. Adduction d'air vers l'appareillage de mesure

La qualité des mesures dépend non seulement de la méthode de mesure proprement dite, mais aussi des éléments périphériques et des conditions dans lesquelles la mesure est effectuée. Un des aspects qui nécessite une attention particulière est l'adduction d'air vers l'appareil. Celle-ci doit être réalisée soigneusement pour ne pas influencer la composition du gaz à analyser.

Tout d'abord, la matière du tube d'adduction doit être inerte. Ensuite, le tube doit être étanche et nettoyé régulièrement à l'aide de produits nettoyants qui ne contiennent pas de soufre. Le tube ne doit pas présenter de raccords qui étranglent la veine gazeuse.

Le verre présente l'avantage d'être inerte et facile à nettoyer, mais sa fragilité et les nombreux raccords qu'il nécessite rend son utilisation peu pratique.

Les matières plastiques peuvent être utilisées, mais elles ont tendance à dégazer des vapeurs acides sous l'action du rayonnement solaire. Cet inconvénient peut être atténué en couvrant toutes les parties extérieures exposées au soleil par un matériau à faible conductivité thermique et en « lavant » au préalable les tuyaux à l'eau chaude.

Le PVC est une matière peu appropriée pour la mesure du SO₂. En effet, il a été démontré que le temps de réponse de la mesure s'allongeait considérablement avec cette matière (de l'ordre de 1 heure), alors qu'il n'était que de 3 minutes avec de l'acier inoxydable.

Les matériaux les plus communément utilisés pour l'adduction d'air sont le verre, l'acier inoxydable et le téflon. L'usage de matériaux polymériques chimiquement inertes, tels que PTFE (polytétrafluoréthylène), FEP (tétrafluoréthylène – hexafluoropropylène) ou PFA (perfluoral – alkyoxy), est conseillé.

Par ailleurs, il est important que l'air soit dirigé vers l'appareil de mesure avec un débit régulier. Ceci implique que la pompe soit influencée le moins possible par les variations de courant électrique. Les pompes à moteur sont préférées aux pompes à vibreur. La pompe doit aussi assurer un barbotage régulier de l'air, sans variation.



2.2. A la recherche de normes pour la qualité de l'air

Bien avant l'installation des premiers réseaux de mesures, il était admis que l'action délétère du SO₂ s'exerçait nécessairement en synergie avec d'autres polluants. La seule présence du SO₂ dans l'air ambiant, même à des taux élevés, n'était pas considérée comme particulièrement risquée pour la santé. Cette affirmation reposait sur l'observation suivante : en milieu industriel, les ouvriers, qui étaient exposés à des taux élevés en SO₂ et faibles en poussières, ne présentaient pas de signe pathologique.

Partant de ce constat, il a été décidé de rechercher des normes de qualité de l'air en associant les particules en suspension au SO₂. Les premières mesures effectuées à la fin des années 60' et au début des années 70' allaient dans ce sens et ont permis de mieux cerner les impacts sur la santé :

- à 100 µg/m³ en moyenne annuelle pour les particules, avec une concentration associée de 30 µg/m³ de SO₂ par mois : diminution de la durée de vie des personnes de plus de 50 ans ;
- entre 100 et 130 µg/m³ en moyenne annuelle pour les particules, avec une concentration annuelle associée de 120 µg/m³ de SO₂ : augmentation du taux de maladies respiratoires chez les enfants ;
- pour des concentrations journalières supérieures à 200 µg/m³ pour les particules et de 250 µg/m³ de SO₂ : nette augmentation du taux d'absentéisme chez les ouvriers ;
- si des concentrations journalières de 300 µg/m³ pour les particules et de 630 µg/m³ de SO₂ persistent pendant plusieurs jours : aggravation aiguë des symptômes chez les malades souffrant de bronchite chronique ;
- pour des concentrations journalières de 750 µg/m³ pour les particules et de 715 µg/m³ de SO₂ : augmentation des maladies graves et de la mortalité.

Par ailleurs, il était reconnu que les maladies chroniques respiratoires se développent principalement au cours de l'enfance. Ceci signifie que les études épidémiologiques se devaient d'inclure le paramètre « enfance » dans toute enquête concernant les adultes.

Les relations susmentionnées entre dose et effets de la pollution soulignaient la nécessité d'une bonne hygiène industrielle. Des valeurs limites ont été proposées pour protéger la santé des travailleurs en milieu industriel, mais ces normes étaient initialement établies pour des expositions de 8 heures aux polluants suivies de séjours hors usine en atmosphère non polluée. La réalité était évidemment différente : pour proposer des normes, il fallait également tenir compte de l'exposition continue aux polluants présents dans l'air ambiant.

Par définition, les normes de qualité de l'air sont des « indices » qui sont adoptés par les gouvernements et autres autorités compétentes et qui ont, par conséquent, force de loi. Dans certains cas, les normes peuvent comprendre des recommandations dont la stricte application n'est pas obligatoire.

De façon générale, la fixation de normes s'appuie sur les connaissances les plus récentes en matière de santé. Dans les années 70', l'OMS avait fixé 4 niveaux « d'indice de pureté de l'air » :

- niveau 1 : concentration et durée d'exposition en dessous desquels aucun effet direct ou indirect ne peut être observé (dans l'état des connaissances du moment) ;
- niveau 2 : concentration et durée d'exposition à partir desquels une irritation des organes de sens, des effets nocifs sur la végétation, une réduction de la visibilité ou d'autres effets défavorables sur le milieu peuvent être observés ;
- niveau 3 : concentration et durée d'exposition à partir desquels une atteinte des fonctions physiologiques vitales, des altérations risquant d'entraîner des maladies chroniques ou une mort prématurée peuvent se produire ;



- niveau 4 : concentration et durée d'exposition à partir desquels il faut s'attendre à une augmentation des maladies aiguës et des décès prématurés dans les groupes à risque de la population.

Le niveau 1 est le plus légitime pour la protection de la santé, mais les concentrations correspondantes sont tellement basses qu'elles s'avèrent très difficiles à satisfaire à proximité de sources émettrices de polluants. Les normes fixées au début des années 70' aux Etats-Unis reposaient sur le niveau 2.

Il faut aussi garder à l'esprit que la fixation de normes doit être réalisée de façon globale par rapport à l'ensemble des polluants : les effets de deux polluants présents simultanément peuvent être supérieurs à la somme des effets de chacun d'eux pris isolément.

2.3. 1978, la naissance du réseau téléométrique

Le réseau automatique belge de mesure de la qualité de l'air a été créé à l'initiative du Ministère de la Santé Publique. Un budget de 600 millions de francs belge avait été dégagé pour sa mise en œuvre sous l'égide d'un groupe de gestion composé de :

- Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (Ministère de la Santé Publique) pour l'instrumentation de mesure de la qualité de l'air ;
- Ministère des Travaux Publics pour les travaux de construction des cabines ;
- Institut Royal Météorologique pour l'instrumentation météorologique et l'analyse micro-météorologique autour des stations ;
- Institut National des Industries Extractives Belges (INIEX, le prédécesseur de l'ISSEP) qui dépendait du Ministère des Affaires Economiques ;
- Centre d'études nucléaires de Mol (CEN).

Le réseau automatique est devenu entièrement opérationnel dans le courant de l'année 1978 (IHE, 1978 ; IHE, 1980). Il comportait 72 stations et était structuré comme suit (figure I.7) :

- R.T.U. (*Remote Terminal Unit*) : il s'agit des entités de base (figure I.8) matérialisées par les stations de mesures proprement dites. Le RTU comprend les moniteurs, les unités d'étalonnage et zéro, ainsi qu'un certain nombre d'éléments périphériques tels que les lignes d'échantillonnage, l'alimentation électrique, la climatisation, les systèmes de détection et les unités de transmission informatique. Les fonctions des RTU sont la mesure de la pollution, le calibrage des appareils de mesure, le contrôle et la signalisation de l'appareillage, la transmission des mesures et des conditions de fonctionnement, ainsi que la réception et l'exécution des commandes.
- R.D.R.C. (*Regional Data Reduction Center*) : le réseau de traitement régional (RDRC) interroge en continu les RTU qui sont reliés au RDRC par des lignes téléphoniques. Il valide aussi les données de mesure sur base de l'information reçue des systèmes de détection et des valeurs zéro et d'étalonnage. Par ailleurs, il commande la mise en marche ou l'arrêt des moniteurs, le réglage journalier des cycles zéro et d'étalonnage, et le contrôle de tout système de mesure. Au niveau du RDRC, le traitement de données se limite au calcul des moyennes et au stockage des données pendant une période déterminée. Les tâches réalisées au niveau du RDRC sont donc principalement techniques. En 1978, la Belgique comptait 5 RDRC implantés dans les 5 grandes villes belges (Gent, Antwerpen, Bruxelles, Charleroi et Liège).



- NDPC (*National Data Processing Center*) : les RDRC sont reliés au NDPC. Le centre national de traitement des données s'occupe du traitement et de l'interprétation des données. Il doit permettre de suivre continuellement les niveaux de pollution dans toute la Belgique, de situer les principales sources de pollution dans une zone étendue autour de chaque RTU, de faire une analyse approfondie des périodes de pollution, de développer des méthodes de prévision de la qualité de l'air et des procédures d'alerte. Le NDPC belge n'est devenu opérationnel qu'en fin 1980.

Figure I.7 : Structuration du réseau téléométrique en 1978.

Source : G. Verduyn & A. Derouane, 1975 : « De Belgische meetnetten voor luchtverontreiniging », Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE)

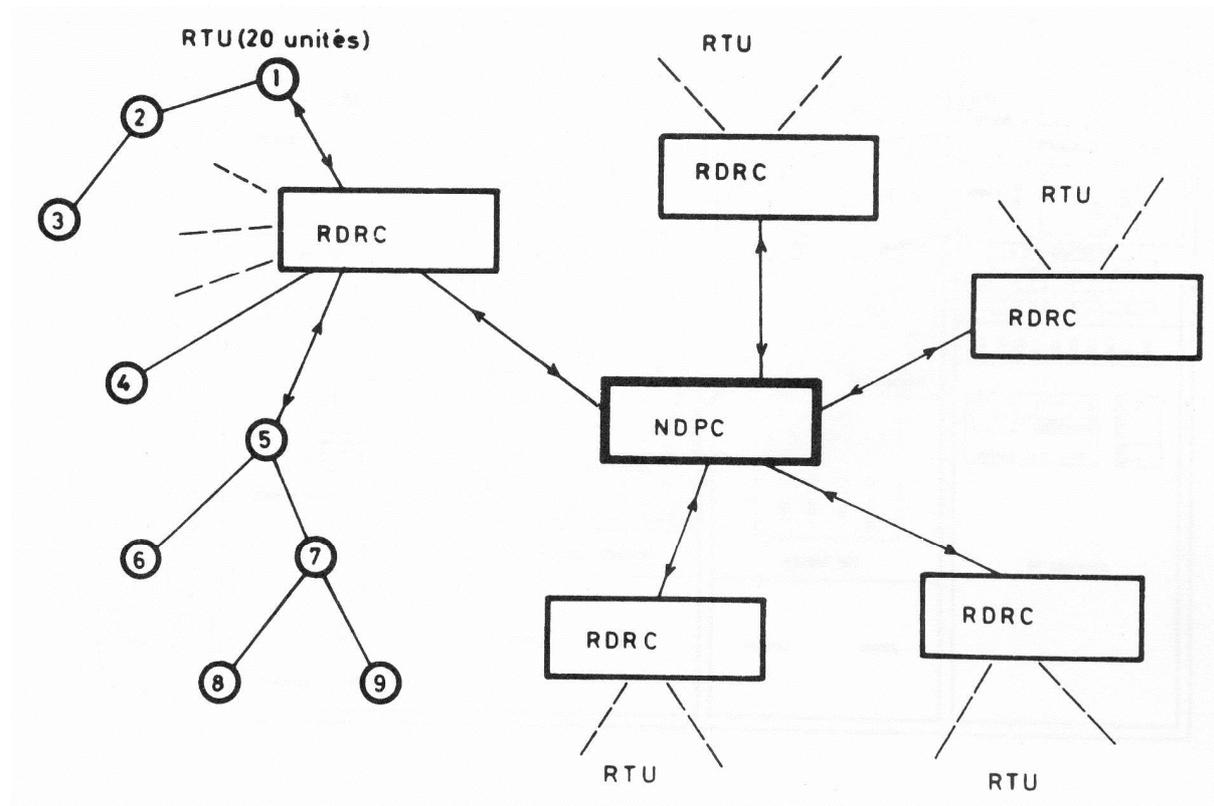
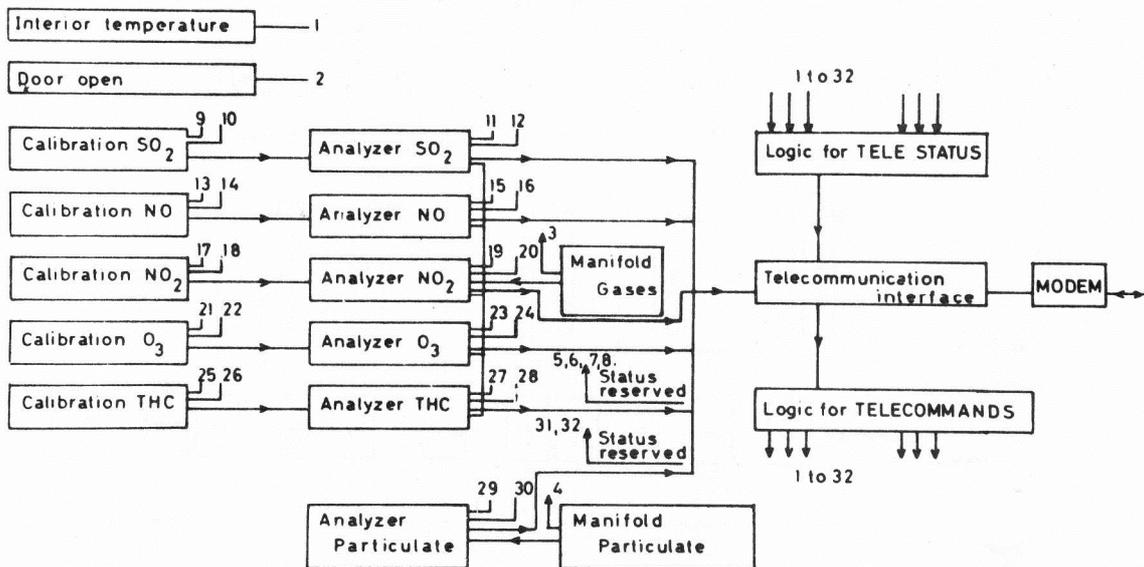




Figure I.8 : Schéma de connexion des différents appareils installés dans les stations du réseau téléométrique

Source : G. Verduyn & A. Derouane, 1975 : « De Belgische meetnetten voor luchtverontreiniging », Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE)



Le réseau de mesure belge était établi suivant deux principes et échelles spatiales différents :

- les réseaux régionaux qui gèrent les stations de mesures installées dans les cinq grandes villes, en ce compris leurs zones industrielles ;
- le réseau national qui comprend un système global de mesure disposé suivant une grille qui couvre le territoire de façon régulière.

Les réseaux régionaux ont été installés prioritairement. Le déploiement du réseau national a débuté plus tardivement, mais n'a jamais été achevé faute de moyens. Certaines stations de mesures encore en service aujourd'hui portent la trace de ces réseaux : les lettres N, R et M désignent les stations appartenant respectivement aux réseaux national, régionaux et météorologique.

En plus du réseau de stations fixes, l'IHE possédait aussi 3 stations mobiles utilisées aux fins suivantes :

- mesures de la qualité de l'air dans les zones où il n'y a pas de poste de mesure, ou dans les régions où les stations les plus proches s'avèrent trop éloignées pour réaliser une interpolation acceptable ;
- évaluation de la pollution locale autour d'un point source, par exemple pour déterminer les zones les plus exposées à la pollution en tenant compte des différentes conditions météorologiques ;
- évaluation de plaintes locales.

Ces stations mobiles renfermaient les mêmes équipements que ceux utilisés dans les stations fixes. Deux remorques supplémentaires étaient équipées de spectromètres de corrélation (dispositifs permettant de mesurer la concentration d'un gaz par comparaison avec un modèle ou un masque connu du spectre) qui étaient utilisés pour produire des profils de concentration dans le voisinage d'émetteurs de polluants, ou encore pour étudier le transport régional ou international de polluants.

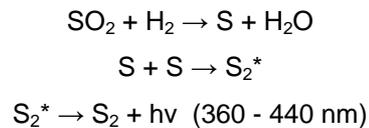


2.3.1.1. Détection à photométrie de flamme

Cette technique (figure I.9) était utilisée pour le dosage des dérivés soufrés, tels que SO_2 , H_2S et mercaptans. Elle consiste à porter certains atomes dans un état excité et à mesurer l'émission caractéristique lors du retour de ces atomes à leur état fondamental (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997).

Dans le cas du dioxyde de soufre, la solution à analyser est d'abord enrichie en hydrogène par mélange avec un courant de gaz. La solution enrichie en H_2 est ensuite passée dans une flamme, ce qui provoque la dissociation du soufre. Ce dernier réagit avec les radicaux hydroxyles et hydrogènes pour placer les molécules de S_2 dans un état excité. Le retour des molécules de S_2 à un état énergétique plus bas – c'est-à-dire leur état fondamental – s'effectue avec une émission caractéristique d'une lumière bleu intense de longueur d'onde comprise entre 360 et 450 nm. Cette lumière passe dans un filtre optique dont la bande passante est très étroite (centrée sur 394 nm et de largeur 5 nm) et spécifique du soufre.

Les principales réactions chimiques sont les suivantes :



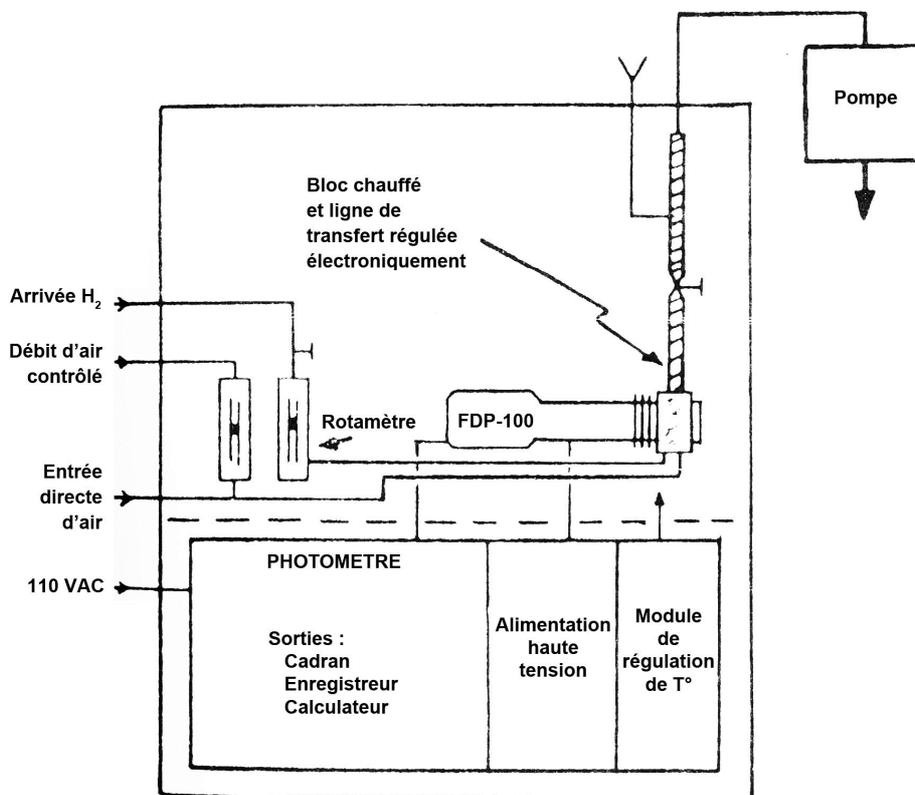
La technique de photométrie de flamme repose sur le fait que l'intensité de l'émission est proportionnelle au nombre d'atomes retournés à l'état initial. La concentration en soufre de l'échantillon sera déterminée au moyen d'une fonction de la forme :

$$\log(I) = f \cdot \log(C)$$

où I est l'intensité lumineuse et C la concentration recherchée.

Figure I.9 : Schéma de principe de la photométrie de flamme

Source : Derouane et Verduyn, 1980





Cette méthode est très sensible, puisqu'elle permet de mesurer des teneurs de l'ordre de 5 à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Elle présente aussi l'avantage d'un temps de réponse très court.

Plusieurs composés peuvent interférer dans la mesure du SO_2 . De façon générale, il s'agit des composés contenant du soufre, et plus particulièrement H_2S , CS_2 , mercaptans, sulfures et disulfures organiques. Pour obtenir une mesure sélective du SO_2 , il convient d'écarter les composés précités. Deux approches peuvent être envisagées :

- Le recours à un filtre Ag permet d'éliminer une grande partie du H_2S , ainsi que des principaux mercaptans et sulfures.

Une autre technique consiste à réaliser préalablement une chromatographie afin de séparer les divers constituants soufrés. Le chromatogramme met en évidence la présence des différents composés, ce qui permet de connaître l'importance relative du SO_2 dans le signal lumineux donné par la photométrie de flamme.

Une autre source importante d'interférence est le CO_2 . Une variation de la présence de composé dans l'air provoque en effet une modification des conditions de combustion dans la flamme. Etant donné que sa teneur dans l'air ambiant est relativement constante (de l'ordre de 400 ppm), l'étalonnage doit être réalisé en veillant à ce que le gaz de référence comporte une teneur similaire en CO_2 .

Avantages :

- temps de réponse très court, de l'ordre de quelques secondes seulement
- sensibilité élevée
- maintenance peu exigeante

Inconvénients :

- interférences avec les autres composés soufrés et le CO_2

En 1984, 85 postes de mesures du réseau automatique faisaient appel à cette technique. La photométrie de flamme était également utilisée en Allemagne, Italie, France et Grèce.

2.4. Les critères de choix des méthodes de mesure automatiques

La mesure continue et automatique des concentrations de polluants est réalisée à partir de moniteurs. Ceux-ci réalisent généralement des mesures instantanées qu'ils enregistrent et cumulent sur les périodes souhaitées. L'accès aux valeurs instantanées permet aussi d'évaluer les pointes de concentrations.

Parmi les principales catégories de moniteurs, on distingue habituellement les moniteurs dont le fonctionnement est basé sur :

- un ou plusieurs processus chimiques ou physico-chimiques en phase liquide ;
- un ou plusieurs processus physiques ou physico-chimiques en phase gazeuse.



Le choix d'un moniteur est conditionné par l'évaluation de plusieurs facteurs importants :

<i>Facteurs</i>	<i>Conditions souhaitables ou indispensables</i>
Sélectivité et spécificité	Tout dispositif de mesure soit le moins possible affecté par les interférences. La sélectivité peut être inhérente au principe même de la méthode de mesure, ou bien être obtenue à l'aide de filtres qui éliminent les composés indésirables.
Domaine de mesure	Le domaine de mesure doit être adapté aux concentrations susceptibles d'être mesurées. Un domaine trop petit entraînera un risque de perte de résultats.
Limite de détection	La limite de détection est la plus petite concentration mesurable par le dispositif de mesure. Elle doit être adaptée aux plus faibles concentrations à mesurer.
Exactitude	L'écart entre les résultats obtenus avec le dispositif de mesure et la méthode de référence se doit d'être le plus faible possible.
Précision	Toute mesure est entachée d'une incertitude, mais il est souhaitable que celle-ci soit faible.
Dérive du zéro	La dérive du zéro est l'évolution au cours du temps de la réponse du moniteur quand on y injecte un gaz zéro (par ex. de l'air pur). Elle doit se maintenir dans certaines limites.
Dérive du span	La dérive du span est l'évolution au cours du temps de la réponse du moniteur quand on y injecte un gaz à concentration connue en polluant à mesurer. Elle doit se maintenir dans certaines limites.
Sensibilité aux facteurs météorologiques	L'influence de facteurs météorologiques, tels que la température et l'humidité relative, doit être réduite au minimum afin que leur variation n'influencent pas les résultats de mesure.
Retard	Le retard est le temps écoulé entre l'injection du gaz dans l'appareil et le moment où celui-ci commence à réagir.
Temps de réponse	Le temps de réponse correspond au temps mis par l'appareil pour indiquer 90% de la valeur du signal de mesure à partir du moment où il commence à réagir.
Linéarité	Dans le domaine de mesure considéré, il est souhaitable que la réponse du moniteur soit linéaire en fonction de la concentration mesurée.
Autonomie	La durée durant laquelle le moniteur peut fonctionner sans intervention extérieure dépend de différents facteurs, tels que la consommation de réactifs, la stabilité du système, etc.
Logistique	Apport de cylindres à gaz, de réactifs, etc
Autres facteurs	Consommation électrique, facilité de fonctionnement et de maintenance.

L'achat de moniteurs était et est encore un acte qui doit être mûrement réfléchi pour répondre à l'objectif fixé en terme de mesure de la qualité de l'air. Il nécessite une étude préalable qui s'appuie en grande partie sur les différents critères repris dans le tableau ci-dessus.

Dans les années 70', les achats de moniteurs étaient subordonnés à une clause de « vérification des capacités du moniteur » : le personnel scientifique avait ainsi la possibilité de réaliser les tests techniques attestant des aptitudes de l'appareillage de mesure. C'est la raison pour laquelle les scientifiques ont mis au point des méthodes systématiques de validation.



2.5. Relation entre dose, durée d'exposition et effet sur la santé

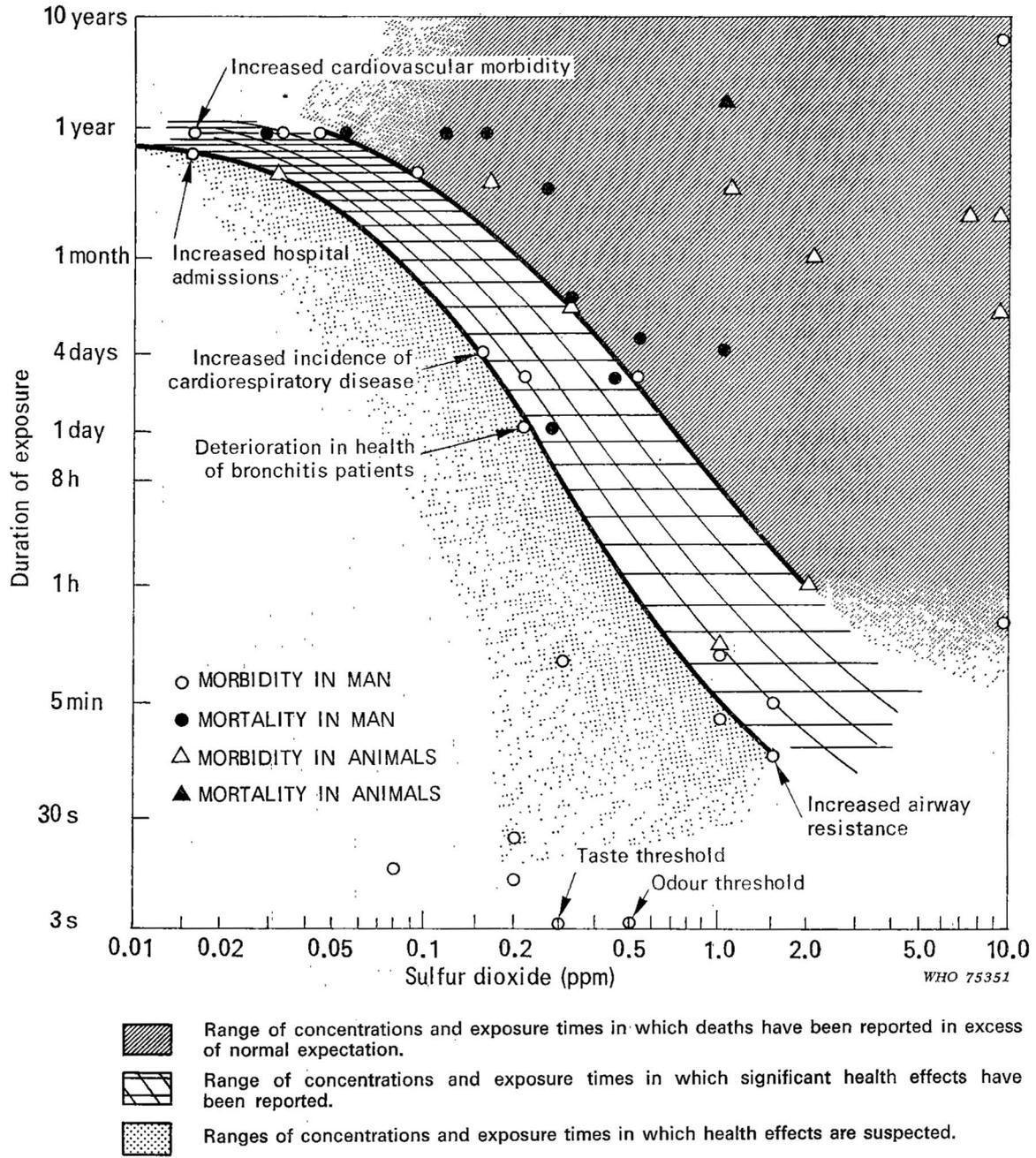
L'établissement de normes pour la protection de la santé nécessite une connaissance suffisamment fine de la relation entre dose, durée d'exposition et effet sur la santé. La première publication d'un diagramme montrant la relation entre les trois paramètres précités remonte à 1967 : « Air quality criteria for sulfur oxides », United States Department of Health, Education and Welfare, Washington, DC, March 1967. Comme le montrent les figures I.10 et I.11, l'approche adoptée consistait à indiquer l'impact attendu sur la santé en fonction des concentrations du polluant et de la durée d'exposition.

Cette représentation n'était toutefois pas jugée idéale. Si elle s'avérait tout à fait pertinente pour la problématique de qualité de l'air, la notion de « durée d'exposition » était malgré tout jugée simpliste, parce qu'elle oubliait la complexité des fluctuations de concentrations de polluants. Une autre critique importante concernait l'absence de prise en compte de la gradation des effets à mesure que les concentrations et l'exposition augmentent. Pour rencontrer ces critiques, l'OMS a proposé, dans sa publication « Manual on urban air quality management » de 1976, une approche s'appuyant davantage sur la notion de risque. L'idée sous-jacente consistait à interpréter l'impact de la pollution sur la santé en terme de « réserve physiologique » qui varie d'un individu à l'autre, et qui peut être amoindrie pour des personnes fragiles (très jeunes enfants, personnes âgées, malades) et plus élevées pour des gens en bonne santé. Cette variabilité au sein de la population rend la fixation de normes de protection pour la santé d'autant plus complexe. Cette complexité est encore accrue si l'on tient compte des interactions avec d'autres facteurs, tels que les vagues de chaleurs qui sont souvent associées à une surmortalité, ou encore les vagues de froid qui sont corrélées avec une augmentation des bronchites chroniques.



Figure I.10 : Effets du dioxyde de soufre sur la santé.

Source : « Air quality criteria for sulfur oxides », United States Department of Health, Education and Welfare, Washington, DC, March 1967.

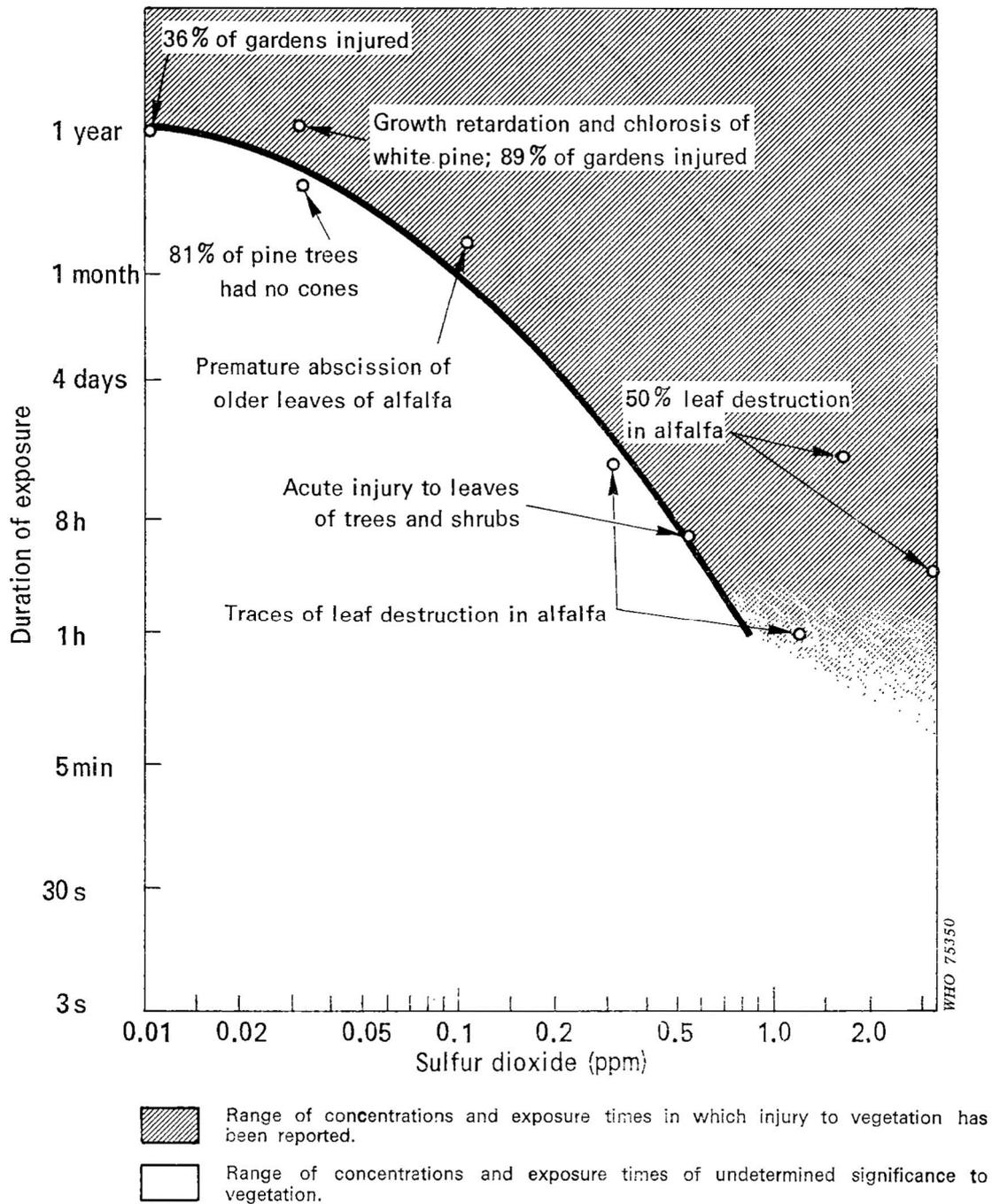


* 1 ppm SO₂ = 2.86 mg SO₂/m³.



Figure I.11 : Effets du dioxyde de soufre sur la végétation.

Source : « Air quality criteria for sulfur oxides », United States Department of Health, Education and Welfare, Washington, DC, March 1967.



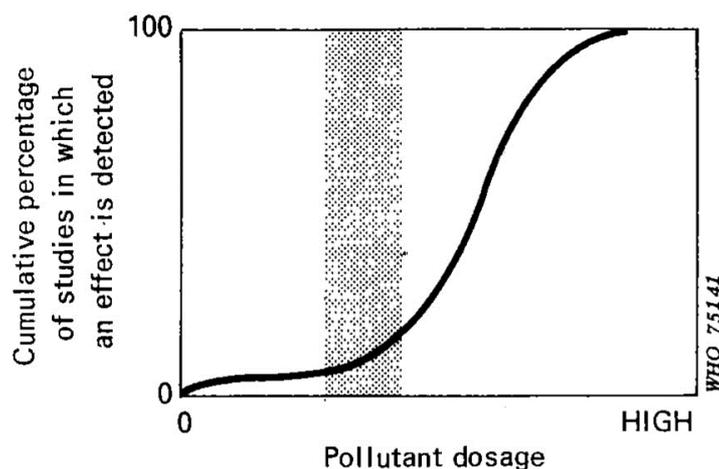
* 1 ppm SO₂ ≡ 2.86 mg SO₂/m³.



La figure I.12 représente la relation idéalisée entre le dosage du polluant et l'effet sur la santé. La région de la courbe située à gauche de la zone grise traduit des effets non détectables sur la santé ; la région à droite de la zone grise correspond au contraire à un impact significatif des polluants sur la santé. Le positionnement de la zone grisée dépendra fortement de la sensibilité des personnes. Au plus la population considérée sera importante, au plus la limite inférieure de la zone grisée – qui symbolise le choix d'une norme de protection de la santé – sera repoussée vers la gauche.

Figure I.12 : Relation probable entre le dosage des polluants (concentration multipliée par la durée) et le pourcentage de personnes concernées par un effet sur la santé.

Source : M.J. Suess and S.R. Craxford, 1976, « Manual on Urban Air Quality Management », OMS, Regional Office for Europe, Copenhagen.



2.6. La première directive européenne de la qualité de l'air

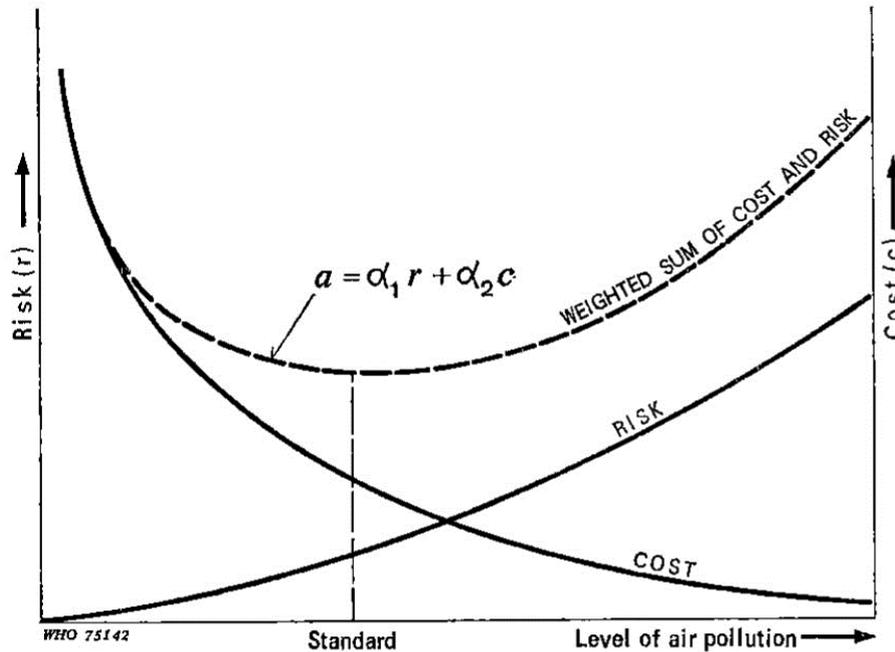
La directive européenne 80/779/CEE (Conseil du 15 juillet 1980) fixait des valeurs limites et des valeurs guides sur les concentrations de dioxyde de soufre et de particules en suspension dans l'air ambiant dans le but de protéger la santé humaine et l'environnement. Ces valeurs limites étaient fixées à la lumière des informations disponibles en matière d'impact des polluants sur la santé. Elles s'appuyaient principalement sur le rapport de l'OMS « Air Quality Criteria and Guides » publié en 1972, ainsi que la publication de l'OMS « Manual on Urban Air Quality Management » publié en 1976.

La fixation d'une norme de qualité de l'air est toujours un compromis entre le degré de protection de la santé et les contraintes socio-économiques. La stratégie de lutte contre la pollution de l'air passe ainsi par une fonction de coût, telle que celle représentée en figure I.13, qui prend en compte le risque pour la santé et le coût engendré par les mesures mises en œuvre pour protéger la santé. Ces deux aspects sont eux-mêmes représentés par une fonction spécifique : on constate notamment que le risque pour la santé augmente à mesure que l'exposition aux polluants croît, alors que le coût des mesures suit la tendance inverse. Dans ce cas, la fonction globale de coût sera définie par la somme pondérée des deux fonctions susmentionnées. La pondération relève exclusivement d'un choix politique : une politique environnementale donnera un poids plus important à la protection de la santé, une politique orientée vers l'efficacité économique accordera davantage d'importance aux contraintes socio-économiques. Lorsqu'elle est établie, la fonction globale coût permet une détermination directe de la norme de qualité de l'air, puisque cette dernière correspond à la valeur (c'est-à-dire le coût) minimum de la fonction.



Figure I.13 : Dérivation des normes pour la qualité de l'air.

Source : M.J. Suess and S.R. Craxford, 1976, « Manual on Urban Air Quality Management », OMS, Regional Office for Europe, Copenhagen.



Les valeurs limites fixées pour le dioxyde de soufre ont été définies en relation avec les concentrations associées en particules en suspension mesurées par la méthode des fumées noires ou la méthode gravimétrique :

Période de référence	Type de valeur limite	Valeur limite pour le SO ₂	Valeur associée pour les particules en suspension	
			Méthode « black smoke »	gravimétrique
Année	Médiane sur les moyennes journalières	80 µg/m ³	> 40 µg/m ³	> 150 µg/m ³
		120 µg/m ³	≤ 40 µg/m ³	≤ 150 µg/m ³
Hiver (1/10 au 31/3)	Médiane sur les moyennes journalières	130 µg/m ³	> 60 µg/m ³	> 200 µg/m ³
		180 µg/m ³	≤ 60 µg/m ³	≤ 200 µg/m ³
Année	Centile 98 sur les moyennes journalières	250 µg/m ³	> 150 µg/m ³	> 350 µg/m ³
		350 µg/m ³	≤ 150 µg/m ³	≤ 350 µg/m ³

Ces valeurs limites sont entrées en vigueur le 1^{er} avril 1983. Les périodes annuelles de référence étaient définies du 1^{er} avril au 31 mars. En cas de dépassement de valeurs limites, les Etats membres devaient en informer la Commission au plus tard dans les 6 mois après la fin de la période annuelle. Ils étaient aussi invités à en expliquer les raisons, et indiquer les mesures à prendre pour éviter de nouveaux dépassements.



Des valeurs guides étaient également spécifiées. Elles avaient pour objectif de protéger la santé et l'environnement sur le long terme :

Période de référence	Type de valeur limite	Valeur guide pour le SO ₂
Année	Médiane sur les moyennes journalières	40 à 60 µg/m ³
24 heures	Moyenne journalière	100 à 150 µg/m ³

En ce qui concerne les méthodes de mesures, de nombreux aspects pratiques n'étaient pas précisés. L'article 10 §5 de cette directive soulevait notamment la problématique d'harmonisation des méthodes de mesures : « *La Commission effectue, à des endroits sélectionnés dans les États membres et en collaboration avec ces derniers, des études sur l'échantillonnage et l'analyse, d'une part de l'anhydride sulfureux et d'autre part des fumées noires et des particules en suspension. Ces études sont notamment destinées à favoriser l'harmonisation des méthodes d'échantillonnage et d'analyse de ces polluants.* »

Par conséquent, l'implémentation de l'article 10 nécessitait le lancement de nouvelles recherches (Derouane et al., 1987 ; Beyloos et al., 1988). La Commission, en collaboration avec les États membres, a adopté en octobre 1983 un programme d'harmonisation des mesures (« Common Measurement Programme », CMP). Ce dernier comportait les axes suivants :

- étude et amélioration des méthodes de référence ;
- étude de la comparabilité des procédures et équipements de mesures utilisés pour le monitoring dans les États membres ;
- fourniture d'instructions générales et de mesures pour évaluer le caractère contraignant des valeurs limites fixées par la directive.

Les États membres ont aussi marqué leur accord pour que le Joint Research Center (Central Laboratory of Air Pollution, CLAP, of the Environment Institute), déjà impliqué dans l'étude et l'amélioration des méthodes de référence, soit chargé d'organiser des programmes d'assurance qualité afin de soutenir les études et mesures effectuées dans le cadre du programme CMP (JRC Ispra, 1992). Sur cette base et après un travail conséquent, un manuel a été remis aux États membres pour les aider dans l'implémentation de la directive 80/779/CEE.

La directive 80/779/CEE a été amendée par les directives 81/857/CEE (Conseil du 19 octobre 1981), 89/427/CEE (Conseil du 21 juin 1989) et 91/962/CEE (Conseil du 23 décembre 1991) :

- la directive 81/857/CEE était une adaptation pour tenir compte de l'adhésion de la Grèce ;
- la directive 89/427/CEE proposait une révision relative aux particules en suspension, plus précisément en ce qui concernait les valeurs limites et la méthode de référence pour la mesure ;
- la directive 91/962/CEE avait trait à l'harmonisation des rapports concernant l'environnement.

2.7. Les premiers systèmes d'alerte à la pollution

Dans les années 80', les risques de survenance d'un épisode de pollution étaient prévus par l'Institut Royal Météorologique. La prévision consistait en un indice de pollution potentielle de l'air qui se basait sur la vitesse du vent, la stabilité de la basse atmosphère et la température obtenus ou dérivés des mesures météorologiques effectuées aux stations. Les indices de pollution étaient communiqués systématiquement au NDPC. Lorsqu'une situation défavorable à la dispersion des polluants était annoncée, le NDPC intensifiait la surveillance et le suivi des niveaux de pollution.



Lorsque les concentrations journalières de SO₂ dépassaient le seuil de 500 µg/m³, et si les prévisions météorologiques ne laissaient pas entrevoir d'amélioration significative de la situation dans les 12 heures qui suivaient, la procédure d'alerte à la pollution était activée (Beier et al., 1985). Celle-ci consistait à informer prioritairement les autorités régionales et nationales, ainsi que les responsables des principales sources d'émission, en l'occurrence les centrales électriques et les raffineries pétrolières. Conformément à l'Arrêté Royal 8/8/75, les autorités demandaient aux entreprises concernées d'opter, pendant toute la durée de l'épisode de pollution, pour un combustible moins chargé en soufre. Le public était quant à lui informé de la situation et des risques encourus pour la santé. L'évolution de la situation était suivie d'heure en heure.

Des mesures supplémentaires, impliquant d'autres installations ou visant le trafic, pouvaient éventuellement être prises. Cependant, aucun plan officiel ne décrivait les mesures à mettre en œuvre en fonction des concentrations mesurées de polluants.

2.8. Réajustement des normes de qualité de l'air pour une meilleure protection de la santé

Les valeurs guides de l'OMS pour la qualité de l'air ont d'abord été publiées comme Valeurs Guides pour la Qualité de l'Air en Europe en 1987 (OMS 1987). Depuis 1993, celles-ci ont été actualisées et révisées. La revue de la littérature, publiée depuis 1987 (OMS 1999a), y a été incorporée. Un certain nombre d'autres composés qui n'avaient pas été traités dans la première édition des valeurs guides, y compris le 1-3 butadiène, les fumées ambiantes de tabac, les fluorures, les fibres de verre artificielles et le platine, ont également été examinés. En même temps que la révision des valeurs guides pour la qualité de l'air en Europe, la série des Critères d'Hygiène de l'Environnement, du Programme international sur la sécurité des substances chimiques a continué et les risques de santé de plus de 120 composés et de mélanges chimiques ont été évalués entre les années 1987 et 1998.

Les Valeurs Guides pour la Qualité de l'Air en Europe (OMS, 1987) sont basées sur des preuves puisées dans la littérature épidémiologique et toxicologique publiée en Europe et en Amérique du Nord. Elles n'ont pas pris en considération les effets de l'exposition aux différentes concentrations de particules de l'air ambiant des pays en développement ainsi que les conditions différentes de ces pays. Pourtant, ces valeurs guides ont été largement utilisées à travers le monde. En raison des conditions différentes prévalant dans les pays de développement, l'application, à la lettre, de ces valeurs guides peut induire en erreur. Des facteurs tels que haute et basse température, humidité, altitude, concentrations de fond, état nutritionnel, peuvent influencer les effets sur la santé de la population qui a été exposée à la pollution de l'air. Pour rendre les valeurs guides pour la qualité de l'air en Europe applicables à l'échelle mondiale, un groupe de travail a été convoqué au siège de l'OMS à Genève du 2 au 5 Décembre 1997. Le résultat de cette réunion est la présente publication des directives de qualité de l'air, applicable à l'échelle mondiale.

L'objectif des recommandations OMS de Qualité de l'Air est d'aider les pays à mettre au point leurs normes nationales de qualité de l'air. Techniquement, les recommandations sont pratiques et tiennent compte des contraintes socio-économiques et culturelles. Elles représentent une base pour protéger la santé publique des effets nuisibles de la pollution de l'air et permettent d'éliminer ou de réduire au minimum les polluants de l'air qui peuvent être dangereux pour la santé humaine. Cette publication traite, également, des instruments de gestion de la qualité de l'air.

En 1987, l'OMS recommandait de ne pas dépasser les valeurs limites suivantes pour le SO₂ :

Période de référence	Objectif	Valeur guide pour le SO ₂
Année	long terme	50 µg/m³
24 heures	court terme	125 µg/m³



2.9. Evolution des techniques de mesures du réseau télémétrique

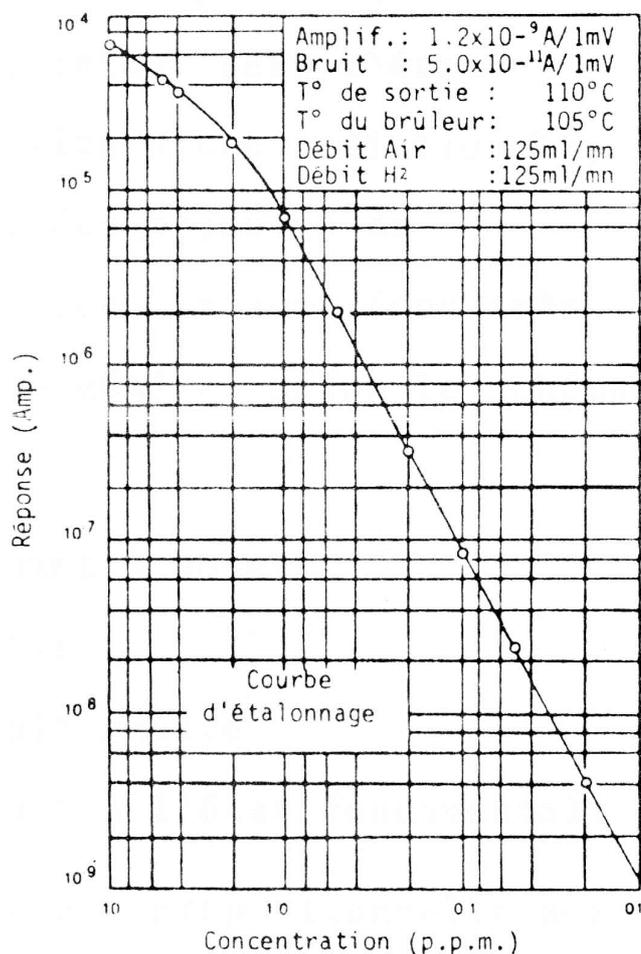
A ses débuts en 1978, le réseau télémétrique mesurait le dioxyde de soufre en recourant à la technique de détection par photométrie de flamme. Dans les années 80', une nouvelle technique de mesure de SO₂ par fluorescence UV a été mise au point. Par rapport à la photométrie de flamme, la fluorescence UV présentait plusieurs avantages importants :

- une limite de détection plus basse : l'abaissement de la limite de détection était devenu souhaitable en raison de la diminution observée des concentrations de SO₂ dans les années 80' ; la limite de détection de la fluorescence UV était compatible avec les concentrations de SO₂ observées à la fin des années 80' ;
- pas d'utilisation de réactifs : la photométrie de flamme nécessitait une maintenance mensuelle pour le réapprovisionnement en réactifs ; l'absence de réactif dans la fluorescence UV a permis de porter l'intervalle entre les opérations de maintenance à 6 mois ;
- une plus grande spécificité, c'est-à-dire une moins grande sensibilité aux interférences ;
- une meilleure précision supérieure : la photométrie de flamme s'appuie sur la relation $\log(I) = f \cdot \log(C)$ qui relie l'intensité lumineuse I à la concentration recherchée C. La réponse n'est donc pas linéaire (figure I.14), ce qui signifie que la mesure est moins précise dans certains intervalles de concentration.



Figure I.14 : mesure du SO₂ par la photométrie de flamme : courbe établissant la correspondance entre le signal du photomètre et la concentration de SO₂

Source : Derouane et Verduyn, 1980



Pour les différentes raisons évoquées ci-dessus, il a été décidé de remplacer, à la fin des années 80', les moniteurs à photométrie de flamme par des moniteurs à fluorescence UV. Cette méthode de mesure est en outre devenue la méthode de référence lors de l'entrée en vigueur de la directive 1999/30/CE et remplaçait ainsi le dosage à la pararosaline préconisé dans la directive 80/779/CEE.

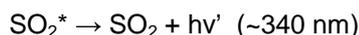
2.9.1.1. Fluorescence UV

La fluorescence UV est le nom donné à un phénomène général d'émission d'énergie lumineuse qui se produit lorsqu'une molécule préalablement excitée par un rayonnement UV, réémet, lors d'un mécanisme secondaire, une radiation bien caractéristique en retombant à son état initial (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997).

La molécule de SO₂ en particulier présente cette propriété de fluorescence UV. Le phénomène de fluorescence UV sous-entend qu'il y ait eu au préalable absorption UV par excitation de la molécule sous l'énergie $h\nu$ du rayonnement UV de la source de longueur d'onde λ ; ce qui se traduit par la réaction suivante :



Lors du phénomène secondaire de fluorescence UV, la molécule excitée SO₂* dissipe, en revenant à son état initial, une énergie $h\nu'$ par émission d'une radiation électromagnétique de longueur d'onde λ' :



Cette lumière passe dans un filtre optique qui laisse passer les longueurs d'onde entre 300 et 400 nm. Il est à noter que la molécule de SO_2 peut aussi perdre son supplément d'énergie par collision avec d'autres molécules ou par dissociation : ces phénomènes diminuent le rendement de la fluorescence.

Pour l'analyse du SO_2 dans l'air ambiant, on peut considérer que l'intensité de fluorescence est proportionnelle à l'intensité du rayonnement incident et à la concentration de SO_2 . Si l'intensité incidente est constante, la concentration de SO_2 est donc mesurée par l'intensité du signal de fluorescence :

$$[\text{SO}_2] = k * I_{\text{fluo}}$$

où $[\text{SO}_2]$ est la concentration de SO_2 dans l'air, I_{fluo} est l'intensité de la fluorescence mesurée par l'appareil, et k le facteur de proportionnalité.

Les principaux composés susceptibles d'interférer sur la mesure sont les aromates et H_2O . Les aromates peuvent être écartés à l'aide d'un « carbon kicker ». L'interférence avec H_2O peut être évitée soit en ajustant la longueur d'onde du rayonnement UV d'excitation, soit installant un sécheur.

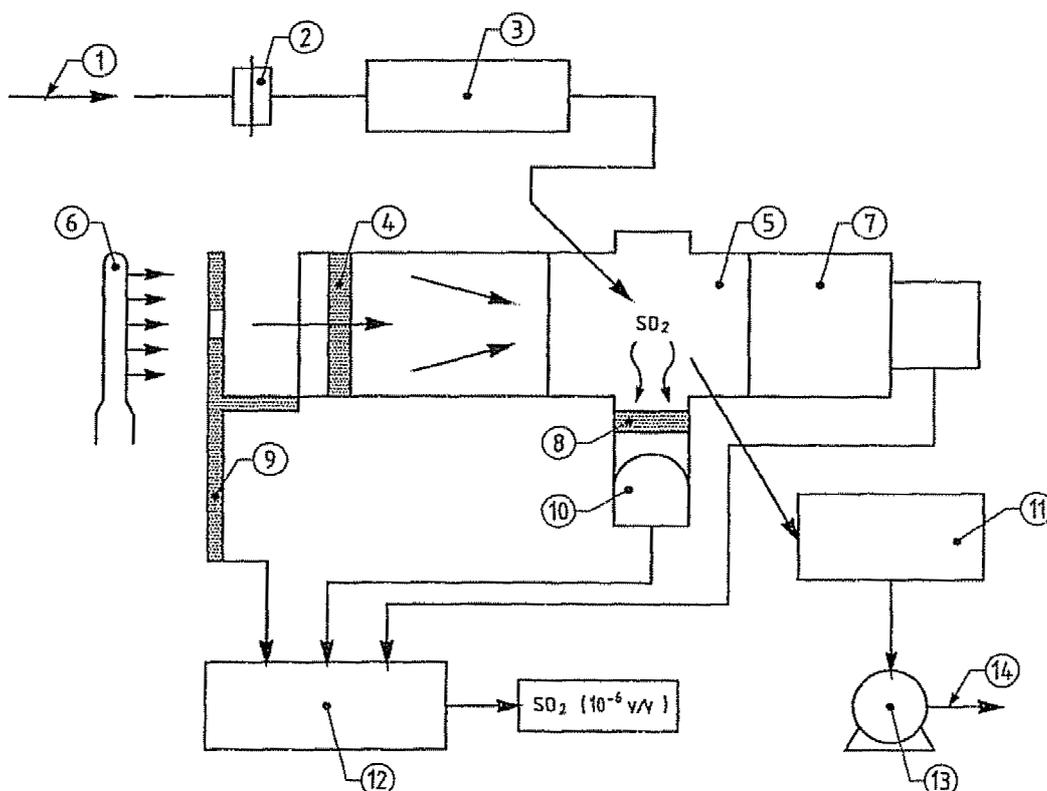
Le principe d'un appareil de mesure automatique (figure I.15) est donc le suivant :

- L'air à analyser est prélevé par l'intermédiaire d'une ligne d'échantillonnage et traverse un filtre d'entrée destiné à éviter l'encrassement du dispositif de mesure.
- L'échantillon d'air est ensuite filtré sélectivement afin d'éviter toute interférence.
- Un système de régulation permet de maintenir constante la pression.
- Le rayonnement UV est généré, selon le type de moniteur, par des sources diverses : lampes à décharge au zinc, lampes au deutérium ou au xénon. Un détecteur UV mesure en continu l'intensité de la lampe UV et régule cette dernière de façon à ce que l'intensité soit constante. Cette régulation permet de s'affranchir des fluctuations du rayonnement UV provoquées par un vieillissement ou des salissures qui affecteraient la réponse de l'analyseur.
- La fluorescence est mesurée à 90° du faisceau incident dans une chambre de réaction où circule l'air à basse pression.



Figure I.15 : Schéma de principe d'un analyseur SO₂ à fluorescence UV :

Source : « Qualité de l'air ambiant - Méthode normalisée pour le mesurage de la concentration de SO₂ par fluorescence UV », norme belge enregistrée NBN EN 14212 (annexe D)



(1) prélèvement, (2) filtre d'entrée, (3) pièges sélectifs des interférents, (4) filtre optique, (5) cellule de fluorescence, (6) lampe UV, (7) piège optique, (8) filtre optique de sortie, (9) modulateur, (10) tube photomultiplicateur, (11) régulateur de débit, (12) amplification électronique synchrone, (13) pompe, (14) rejet extérieur.

Avantages :

- grande sensibilité : la limite de détection est d'environ 5 µg/m³ ;
- aucun réactif requis ;
- temps de réponse relativement court, mais plus long que celui de la photométrie de flamme.

Inconvénients :

- durée de vie des lampes UV, de l'ordre de 6 mois. Ce délai fixe la fréquence des opérations de maintenance.

La fluorescence UV est d'abord utilisée dans les réseaux de mesures régionaux en Flandre (Tessenderlo, Zeebrugge, Vilvoorde et Willebroek), avant d'être également d'application des le réseau téléométrique. Cette méthode est également d'usage au Danemark, en Allemagne, en France et aux Pays-Bas.



2.9.1.2. Conductimétrie

L'air contenant le composant à doser est mis en contact avec une solution (généralement aqueuse) d'un réactif approprié. La variation de conductivité ionique de la solution ainsi obtenue est une fonction croissante de la concentration de l'espèce à doser dans le mélange gazeux analysé. Si la concentration des espèces ioniques formées est suffisamment faible, cette variation est sensiblement linéaire (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997).

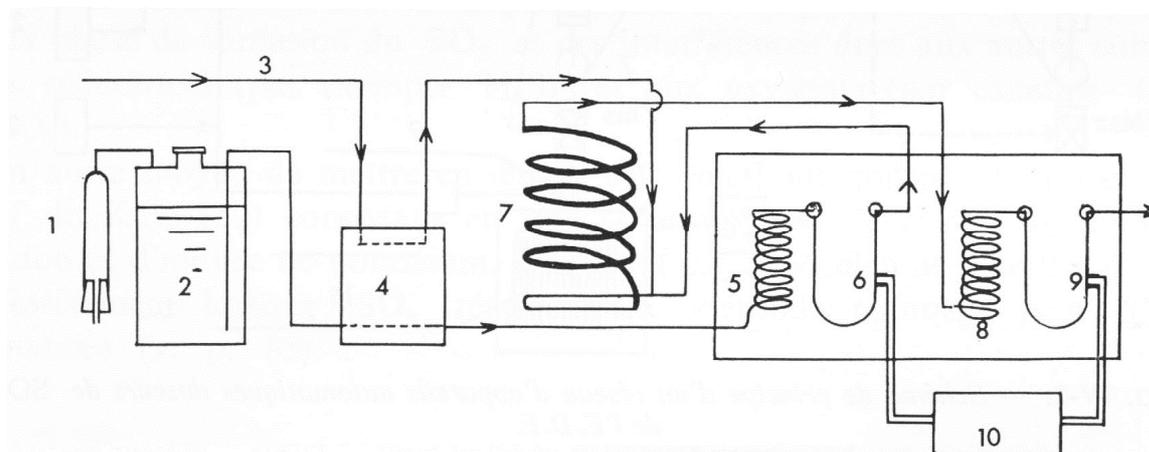
Le réactif de départ peut être :

- l'eau distillée ;
- une solution diluée d'électrolyte ;
- une solution qui réagit chimiquement avec l'espèce à doser pour donner un composé ionisé ;
- éventuellement un solvant organique.

Pour la mesure du SO_2 , ce réactif de départ est une solution diluée d' H_2O_2 dans de l'eau déminéralisée (0.003 à 0.015% d' H_2O_2). L'acide sulfurique (H_2SO_4) formé augmente la conductivité de la solution. La différence de conductivité entre la solution de départ et la solution en contact avec l'air à analyser est proportionnelle à la quantité d'acide sulfurique formé et, par conséquent, à la quantité de SO_2 présent dans l'air aspiré. Sur un plan pratique, le système est réalisé en faisant passer une solution d' H_2O_2 à travers deux cellules conductimétriques situées respectivement avant et après le dispositif d'absorption du SO_2 (figure I.16).

Figure I.16 : Schéma de principe du dosage de SO_2 par conductimétrie (appareil de Wösthoff) :

Source : Derouane et Verduyn, 1980



(1) tube de garde, (2) réserve de réactif, (3) entrée d'air, (4) pompe proportionnante, (5) tube de mise en équilibre de température du réactif vierge, (6) électrodes de mesure de la conductivité du réactif vierge, (7) tube de mise en contact de l'air et du réactif, (8) tube de mise en équilibre de température du réactif après contact avec l'air, (9) électrodes de mesure de la conductivité du réactif après contact avec l'air, (10) amplificateur et enregistreur.

Le temps de réponse dépend de l'appareillage et peut varier avec la teneur. Il est généralement compris entre 1 mn et 5 mn.



Cette méthode est non sélective par essence. Tous les gaz susceptibles de former des composés ionisables par réaction avec H₂O₂ ou par simple dissolution dans l'eau peuvent modifier la conductivité et influencer la mesure.

La mesure du SO₂ nécessite donc l'installation de filtres sélectifs destinés éliminer du mélange gazeux les composants qui risquent d'interférer sur la mesure.

Par ailleurs, la conductivité électrique d'un électrolyte est très sensible aux écarts de température et de pression. Il est donc indispensable de maintenir ces paramètres aussi constants que possible.

Par exemple, on veillera à ce que la température de l'appareillage varie de moins de 0.5°C. Il est toutefois possible de faire une correction si les conditions correspondant à la mesure ont légèrement varié par rapport aux conditions d'étalonnage.

Avantages :

- domaine de mesure ;
- temps de réponse très satisfaisant.

Inconvénients :

- nombreuses interférences (tous les gaz susceptibles de former des composés ionisables par réaction avec H₂O₂, par ex. NH₃, HCL, Cl₂, NaCl ...)

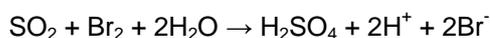
2.9.1.3. Coulométrie

Cette technique consiste à mesurer la teneur d'un composé par la quantité de courant nécessaire pour éliminer ce composé dans une réaction d'oxydo-réduction. Elle ne peut être appliquée à un constituant gazeux que si celui-ci forme, en solution aqueuse, un ion susceptible d'être dosé par coulométrie (Derouane, 1980 ; Vanderstraeten, 1997). C'est le cas du SO₂.

En pratique, l'air à analyser est aspiré et barbote dans une solution contenant de l'acide sulfurique (H₂SO₄), du brome (Br₂) et du bromure de potassium (KBr). Trois électrodes sont plongées dans la solution :

- électrode indicatrice dont le potentiel est proportionnel à la consommation en brome ;
- électrode de référence (potentiel constant) ;
- électrodes génératrices.

Le SO₂ réagit avec Br₂ pour former des ions bromures suivant la réaction :

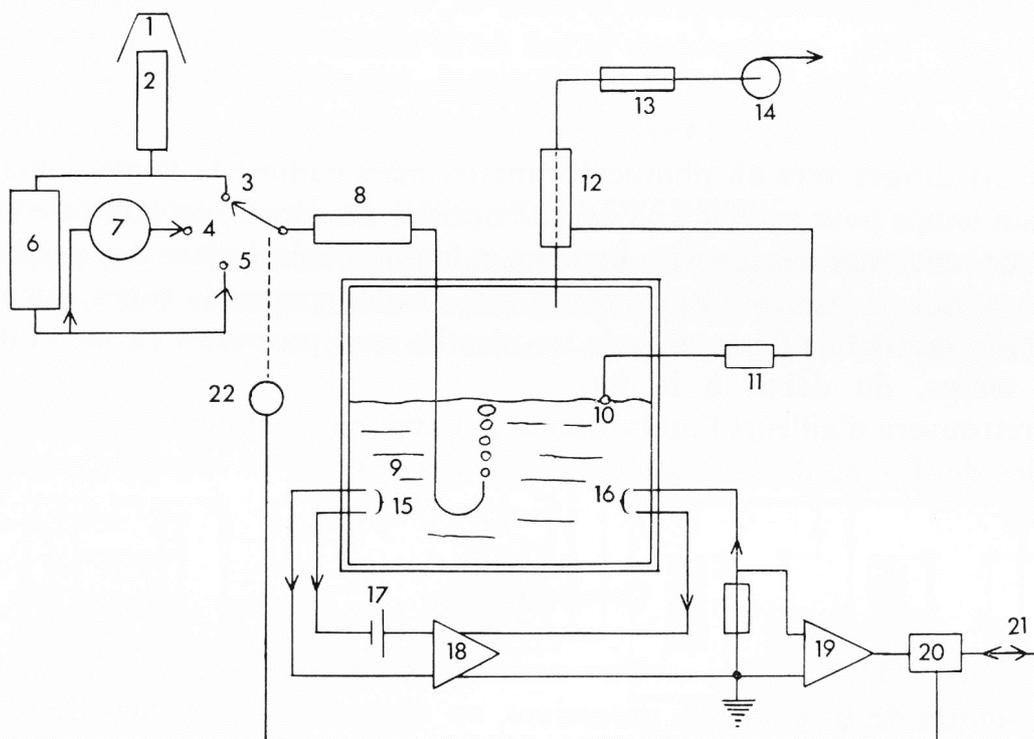


La présence du SO₂ dans l'air provoque ainsi une consommation de brome. Cette réaction induit une modification du potentiel de l'électrode indicatrice. La différence de potentiel correspondante est convertie électroniquement en courant au niveau des électrodes génératrices : ces dernières réalisent ainsi l'électrolyse du bromure de potassium, ce qui produit du brome. Ce processus se poursuit jusqu'au moment où l'électrode indicatrice retrouve sa valeur initiale. Il s'ensuit que la concentration de brome reste constante.



Figure I.17 : schéma de principe du dosage de SO₂ par coulométrie (appareil Philips) :

Source : Derouane et Verduyn, 1980



(1) prise d'air, (2) filtre à poussière, O₃, H₂S, etc, (3) position de mesure, (4) position d'étalonnage, (5) position à zéro, (6) filtre à charbon actif, (7) source étalonnée de SO₂, (8) filtre, (9) cellule de réaction, (10) et (11) contrôleur de niveau, (12) réfrigérateur à effet Pelletier, (13) orifice calibré, (14) pompe, (15) électrodes d'oxydo-réduction, (16) électrodes productrices de Br, (17) tension de référence, (18) amplificateur de contrôle, (19) amplificateur de puissance, (20) équipement de télémessure, (21) ligne téléphonique, (22) moteur de commande.

Le courant nécessaire à l'électrolyse est proportionnel à la quantité de brome généré, cette quantité servant à compenser le brome consommé du fait de la présence du SO₂. Ce courant permet donc de déterminer la concentration de SO₂.

Comme pour la photométrie de flamme, les composés contenant du soufre, et plus particulièrement H₂S, CS₂, mercaptans, sulfures et disulfures organiques, peuvent occasionner des interférences. Pour obtenir une mesure sélective du SO₂, il convient d'écarter les composés précités. Le recours à un filtre Ag permet d'en éliminer une grande partie.

La sensibilité de cette méthode est d'environ 10 µg/m³. Le temps de réponse est de l'ordre de 3 minutes, ce qui est très limité. Le domaine de mesure s'étend de 10 à 10000 µg/m³.

Les appareils exploitant cette technique demandent une maintenance limitée. Tous les 3 mois, les réactifs doivent être remplacés et les électrodes nettoyées.



Avantages :

- sensibilité ;
- domaine de mesure ;
- temps de réponse très satisfaisant.

Inconvénients :

- interférences

2.10. Etalonnage et suivi des moniteurs de mesure

Le réseau est régulièrement soumis à un contrôle strict. Tous les appareils de mesure d'un même polluant se réfèrent à un standard commun. Depuis la régionalisation de la qualité de l'air en 1994, le banc d'étalonnage interrégional (CELINE) – installé au Laboratoire de Recherche en Environnement de l'IBGE – prépare, de façon reproductible, des mélanges exactement connus ($\pm 2\%$) qui sont appelés standards primaires. Leur précision est déterminée, là où il est possible, à partir de mesures physiques. Dans d'autres cas, on se base sur le certificat d'étalonnage du fournisseur.

Pour les dilutions, un air exempt de polluants est préparé à l'aide d'un système d'"Air-Zéro" où, après séchage, les polluants SO_2 , NO, NO_2 , O_3 , CO et hydrocarbures volatils sont éliminés de l'air. La dilution des concentrations de base vers un étalon à concentration utilisable (située dans la plage de mesure de l'appareil) se fait par des contrôleurs de débit massiques avec une précision de 1% et une reproductibilité de 0,1%.

A partir de ces étalons primaires, les appareils de mesure du banc d'étalonnage sont réglés avec précision et leur linéarité est contrôlée. Ces appareils restent en permanence au banc d'étalonnage et sont contrôlés toutes les deux semaines à partir des étalons primaires. Ces appareils, régulièrement contrôlés, sont les analyseurs de référence du banc d'étalonnage. En plus de cela, le laboratoire dispose des systèmes transportables, appelés standards de transfert avec lesquels on peut préparer, de façon reproductible, des concentrations de polluants. Les concentrations délivrées par ces systèmes ne sont pas déterminées par des mesures physiques ou des certificats d'étalonnage, comme pour les étalons primaires. Les concentrations exactes sont déterminées très régulièrement à l'aide des analyseurs de référence du banc d'étalonnage.

A l'aide de ces standards de transfert, les analyseurs des différents postes de mesure sont vérifiés et réglés, si nécessaire. Dans ce but, les postes de mesure du réseau télémétrique sont visités au moins une fois tous les trois mois, et plus souvent si nécessaire. Comme tous les appareils de mesure sont réglés par rapport aux mêmes standards de transfert, on évite des divergences de résultats de mesure entre les différents postes de mesure. Puisque les régions Flamande et Wallonne participent aux procédures d'étalonnage du banc d'étalonnage et contrôlent également leurs standards de transfert sur les analyseurs de référence, il subsiste, grâce à cette référence aux standards primaires communs, une grande concordance entre les résultats des réseaux régionaux de mesure de la pollution de l'air.

En outre, chaque poste de mesure dispose de systèmes de test local, à partir duquel des gaz de contrôle peuvent être générés de façon reproductible. La valeur de contrôle du système de test local est déterminée immédiatement après réglage de l'appareil du poste de mesure sur le standard de transfert. Cette valeur de test locale est introduite, ainsi qu'une fourchette de tolérance, dans l'ordinateur du poste de mesure. En fonction de la stabilité des appareils de mesure et de la reproductibilité de la concentration du gaz local de test, la fourchette de tolérance est fixée entre 6 et 10%.



Chaque jour, parfois tous les deux ou trois jours, l'ordinateur du poste de mesure commande un cycle de test pendant lequel l'appareil de mesure aspire successivement de l' « Air-Zéro » et du « gaz Étalon », chaque fois pendant 30 minutes. Si les valeurs de mesure pour l'air zéro et pour le gaz étalon se situent dans les tolérances fixées, les valeurs de mesure sont « validées techniquement ». Si ce n'est pas le cas, les valeurs de mesure sont, déjà à ce niveau, définitivement rejetées.

Il faut dès lors intervenir pour déterminer s'il y a un problème au niveau de l'appareil de mesure ou du générateur local de gaz de test.

Les valeurs rejetées ne sont jamais validées à posteriori, même s'il est établi que la faute ne se trouvait pas au niveau de l'appareil de mesure, mais au niveau du système local de test. La stricte application des limites de tolérance lors des tests de routine quotidiens et un contrôle régulier du réglage correct des appareils de mesures sont les garants de la qualité des résultats de mesure. Il n'y a pas non plus de facteur de correction qui serait appliqué aux valeurs "techniquement" valides.

La validation définitive des données semi-horaires se fait sur base d'une série de tests statistiques qui sont effectués après transfert des données techniquement valides, de l'ordinateur du poste de mesure vers l'ordinateur de gestion du réseau. Les valeurs sont ensuite placées dans la banque de données de la qualité de l'air de la Région de Bruxelles-Capitale et transmises dans la banque de données de la Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE).

2.11. La caractérisation de la pollution à grande distance : le réseau pluie

La pollution atmosphérique a longtemps été considérée comme un problème local affectant les zones proches des sources émettrices de polluants. Les pics de pollution majeurs, tels que ceux d'Engis et de Londres, avaient notamment focalisé l'attention sur les problèmes qui se posaient dans les agglomérations urbaines ou au voisinage des grandes installations industrielles. Au début des années 1980, on s'est cependant aperçu que des zones considérées comme peu polluées présentaient parfois des concentrations élevées de certains polluants. Plusieurs études ont aussi montré que des polluants pouvaient être transportés dans l'atmosphère sur de longues distances (plusieurs centaines de kilomètres) et se retrouver sous des formes chimiques parfois différentes des sources d'émission. A cette époque, l'acidification des précipitations, mieux connue sous le nom de « pluies acides », avait été constatée dans des nombreux pays et constituait un exemple typique de pollution à grande distance. Cette forme de pollution, résultant de la transformation du SO_2 et des NO_x en acide sulfurique et en acide nitrique, avait pour caractéristique d'être diffuse, faiblement concentrée, chronique et constituée d'éléments chimiques différents de ceux qui ont été émis à l'origine.

C'est dans ce cadre que le réseau de mesure de la composition des retombées humides, appelé « réseau pluie » (Meurrens et Lénelle, 1993), a été créé à l'initiative de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE). Il est entré en service en 1984. Ce réseau avait pour objectif de permettre des études relatives à la physico-chimie des polluants atmosphériques et d'évaluer des dépositions humides sur le territoire belge. Il s'agissait en outre d'estimer l'apport du transport à plus ou moins longue distance des polluants atmosphériques sur la composition des retombées en différents éléments.

La configuration du réseau, composé de 12 stations de prélèvements quotidiens (figure I.18), a été établie en fonction de plusieurs critères, dont la situation des zones industrielles situées en Belgique et des régions limitrophes. Les emplacements des stations ont été choisis de façon à éviter les contaminations plus locales des précipitations ; seules 2 stations, à savoir celles de Bruxelles et d'Antwerpen, faisaient exception et étaient situées en milieu urbain. La densité des stations est plus élevée en Hautes-Fagnes et dans la Haute Ardenne : certaines détériorations de l'écosystème forestier y avaient été observées, et la problématique des « pluies acides » faisait l'objet d'une étude par les Facultés Agronomiques de Gembloux.

Sur un plan pratique, l'appareil de prélèvement des dépôts humides (figure I.19) est constitué d'une jauge de type « NILU » munie d'un couvercle ; ce dernier empêche les dépositions sèches (poussières) de pénétrer dans la jauge par temps sec. Un détecteur commande l'ouverture de ce couvercle dès l'apparition de quelques gouttes de pluie et permet de ce fait la collecte. Le fond de la jauge est connecté à un flacon en verre brun prétraité où s'accumule l'eau ainsi recueillie.



Un dispositif automatique opère le changement de flacon tous les jours à 0h UT. Chaque flacon ne contient ainsi que l'eau qui correspond à une période de prélèvement de 24 heures. Chaque appareil contient 8 flacons et a une autonomie d'une semaine. L'appareil est également équipé d'un dispositif de contrôle sommaire de la température de l'enceinte dans laquelle se trouvent les flacons afin d'assurer une bonne conservation des pluies recueillies.

Figure I.18 : Emplacement des stations de prélèvement du réseau pluie en 1984.

Source : Meurrens et Lénelle, 1993.

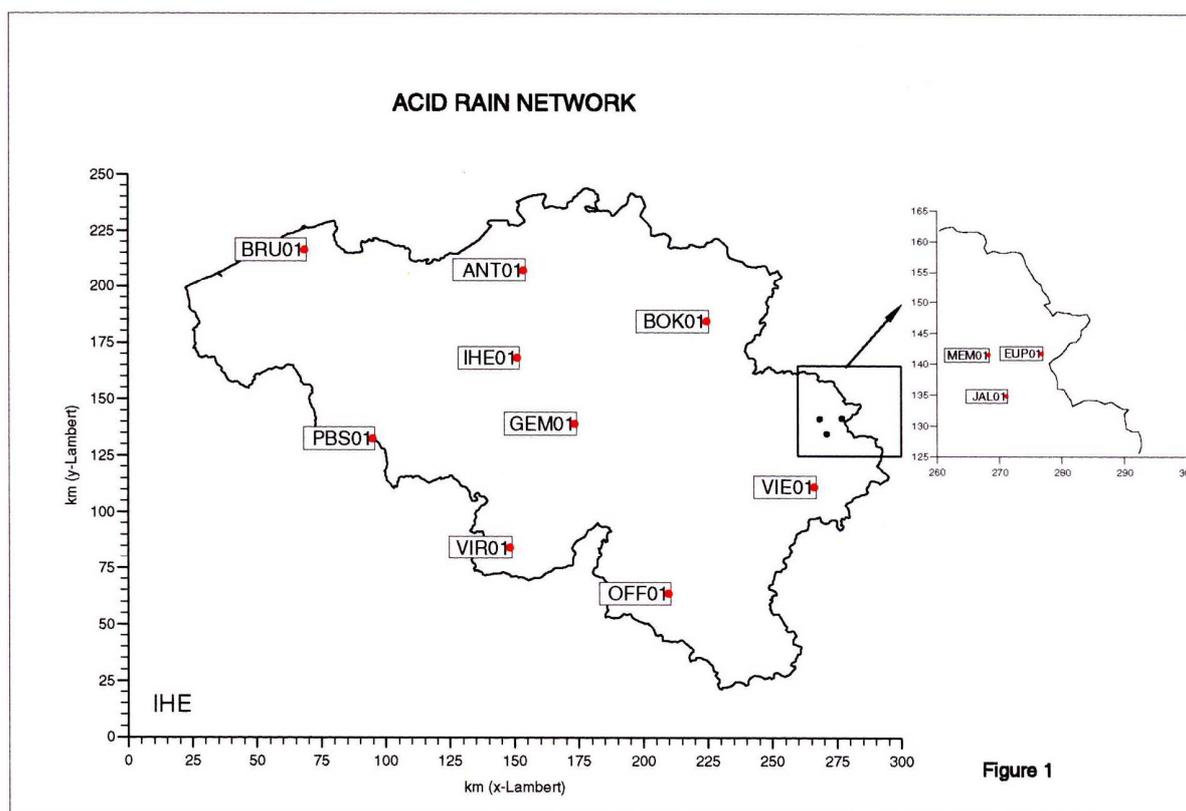


Figure 1

Figure I.19 : Exemple de jauge NILU pour la collecte des précipitations.

Source : « Collecteurs de retombées atmosphériques », www.ecomesure.com.





Sur base des échantillons journaliers, les mesures suivantes sont effectuées :

- La quantité de pluie est le seul paramètre mesuré sur le terrain : elle est déterminée à l'aide d'un verre à pied, avec une précision de 1 ml ;
- La conductivité est mesurée à l'aide d'un conductimètre sur les échantillons thermostatisés à 25°C ;
- Le pH est mesuré avec un pH mètre de précision. Ce dernier est étalonné régulièrement à l'aide de solutions d'acides faibles. Pour les solutions à très faibles conductivité, une solution de KCl saturée est ajoutée avant d'en mesurer le pH.
- Les ions Cl^- , NO_3^- et SO_4^- , ainsi que les cations Na^+ et NH_4^+ sont analysés par chromatographie ionique ;
- Les cations Ca^{++} , Mg^{++} et K^+ sont analysés par absorption atomique à la flamme.

Les échantillons de pluie sont conservés dans une armoire frigo à 4°C. Le pH et la conductivité sont mesurés durant la semaine suivant la collecte, les autres paramètres durant le mois suivant.

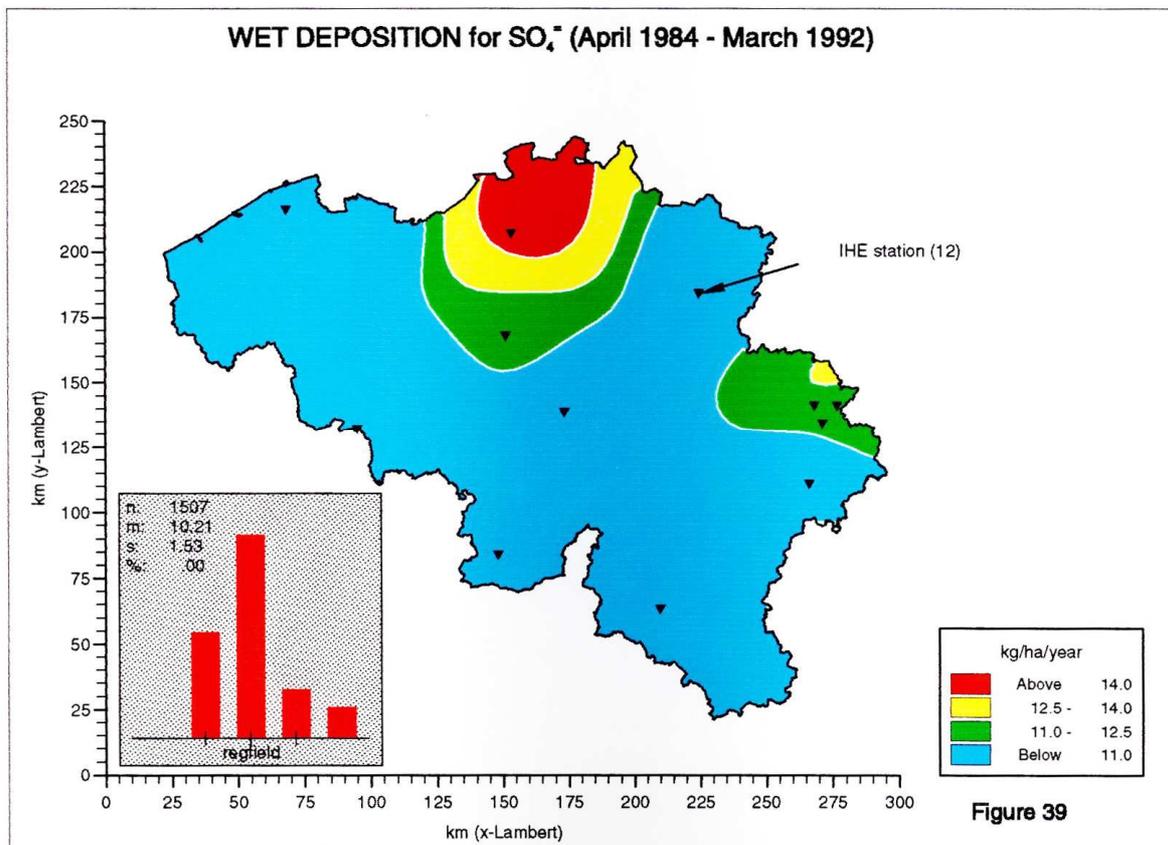
Des contrôles sont effectués à différents stades de l'exploitation du réseau, afin de s'assurer de la qualité des résultats. Ils concernent le collecteur, la conservation des échantillons, et l'analyse. La grande disparité des valeurs mesurées et leur grande variabilité, dues à la multiplicité des paramètres qui interviennent, permet rarement de pouvoir rejeter des valeurs semblant aberrantes. Les balances ioniques et les conductivités calculées sont examinées pour chaque échantillon. Lorsque les mesures sont suspectes pour l'une ou l'autre raison, un contrôle et une nouvelle analyse sont effectués.

La figure I.20 présente un exemple de carte relative au dépôt annuel moyen sur la période 1984-1992. Cette carte est obtenue par combinaison du champ d'interpolation des concentrations moyennes pondérées par le volume, avec le champ de la quantité totale de précipitations. Vu la faible densité de stations du réseau pluie, ce type de carte avait seulement pour objectif de montrer la tendance générale des dépositions sur l'ensemble du territoire belge. La carte en figure I.20 mettait notamment en évidence deux zones prépondérantes de dépôts, en l'occurrence la région d'Antwerpen où les concentrations de SO_2 et de sulfates atmosphériques étaient les plus importantes, et les Hautes Fagnes où l'importance du dépôt s'expliquait surtout par une quantité plus importante de précipitations. La proximité d'une centrale électrique établie en Allemagne et alors alimentée par des combustibles solides (tourbe, charbon) a également contribué au phénomène.



Figure I.20 : Carte interpolée des dépositions sèches de SO_4^- , en moyenne pour la période s'étendant d'avril 1984 à mars 1992.

Source : Meurrens et Lénelle, 1993.





3. L'évaluation de la qualité de l'air

La directive cadre 96/62/CE constitue une évolution importante pour l'évaluation de la qualité de l'air. Si les années 70 et 80 étaient essentiellement orientées vers le développement et l'harmonisation des méthodes de mesure, ainsi que la recherche de normes de qualité de l'air pour la protection de la santé, la directive cadre visait davantage l'information du public. Elle incluait notamment l'obligation d'informer la population en cas de dépassement d'un seuil d'information ou d'alerte, le développement de méthodes avancées pour estimer l'exposition de la population aux dépassements, le développement et l'exploitation de modèles de prévisions, et le caractère contraignant des normes à respecter.

3.1. Directive européenne de gestion et d'évaluation de la qualité de l'air

Le Conseil européen a adopté le 27 septembre 1996 la directive 96/62/CE, appelée « directive-cadre », concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant. Cette directive, prise au titre de l'article 130S du traité de l'Union européenne, est destinée à la préservation, la protection et l'amélioration de la qualité de l'environnement et à la protection de la santé des personnes. Elle redéfinit le cadre de la surveillance de la qualité de l'air ambiant en établissant des principes à mettre en œuvre pour :

- fixer des objectifs concernant la qualité de l'air ambiant au sein de l'Union ;
- évaluer la qualité de l'air d'une manière uniforme ;
- permettre au public d'être informé sur le niveau de la pollution atmosphérique ;
- maintenir ou améliorer la qualité de l'air ambiant.

Par rapport aux directives antérieures, elle élargit le domaine de la surveillance en prévoyant le suivi à terme de 13 polluants : dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, particules fines, particules en suspension, plomb, ozone, benzène, monoxyde de carbone, hydrocarbures polycycliques aromatiques, cadmium, arsenic, nickel, mercure. Elle amorce une refonte de l'ensemble des directives européennes existantes sur la qualité de l'air ambiant et définit le canevas des futures directives, appelées « directives filles », à prendre pour chacun des polluants visés. Elle introduit et définit les éléments suivants :

- les divers objectifs de qualité de l'air ;
- les zones à surveiller et les méthodes servant à évaluer la qualité de l'air ambiant ;
- les mesures rendues nécessaires par la poursuite des objectifs relatifs à la qualité de l'air ambiant compte tenu de la situation actuelle ;
- les informations et données qui doivent être rendues accessibles en application de la directive ;
- les substances à prendre en considération et le calendrier pour la mise en œuvre de la directive.

La directive prévoit deux catégories d'objectifs à atteindre en ce qui concerne la qualité de l'air ambiant pour chacun des polluants à surveiller, à savoir :

- des valeurs limites : il s'agit de concentrations fixées dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et l'environnement. Les valeurs limites doivent être atteintes dans un délai donné – moyennant des marges de dépassement bien définies – et ne plus être dépassées au delà de ce délai ;
- des seuils d'information et/ou d'alerte, c'est-à-dire des niveaux de concentrations au-delà desquels une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine. Le dépassement d'un seuil implique l'obligation d'informer la population.



Dans le cas particulier de l'ozone, pour tenir compte des mécanismes de formation spécifiques à ce polluant secondaire, les normes comprennent aussi des valeurs cibles, en complément ou en remplacement des valeurs limites, s'il s'avère que celles-ci ne peuvent être déterminées. Les valeurs cibles sont établies dans le but d'éviter des effets nocifs à long terme.

La directive cadre précise les modalités en matière d'évaluation et la gestion de la qualité de l'air :

- Zones de surveillance de la qualité de l'air :
 - une évaluation préliminaire de la qualité de l'air devra être effectuée sur l'ensemble du territoire de chaque État membre ;
 - les mesures de pollution atmosphérique seront obligatoires sur l'ensemble des agglomérations de plus de 250.000 habitants et sur l'ensemble des zones susceptibles de dépasser les valeurs limites ;
 - l'évaluation régulière de la qualité de l'air (combinaison possible des mesures et de la modélisation) sera obligatoire sur un ensemble de zones à définir pour chacun des polluants et où les niveaux sont élevés sans atteindre pour autant les valeurs limites.
- Mesure et évaluation de la qualité de l'air :
 - des critères techniques seront définis pour chacun des polluants concernant ;
 - les mesures (emplacement, nombre minimum, techniques de référence) ;
 - la modélisation (résolution spatiale, techniques de référence).
- Gestion de la qualité de l'air :
 - dans les zones où les niveaux dépassent les valeurs limites éventuellement augmentées des marges de dépassement tolérable : élaboration et mise en œuvre de plans et programmes permettant d'atteindre les valeurs limites dans un délai fixé, et contenant notamment des mesures de réduction des émissions ;
 - en cas de dépassement des seuils d'alerte : mise en place de l'ensemble des mesures nécessaires à l'information de la population et des actions de contrôle et, si nécessaire, de suspension des activités concourant au dépassement, y compris le trafic automobile.

Une première directive fille relative à l'anhydride sulfureux, au dioxyde d'azote, aux particules et au plomb dans l'air ambiant a été adoptée le 22 avril 1999 (directive 1999/30/CE du Conseil). Elle fixe pour chacun des quatre polluants, une ou plusieurs valeurs limites à ne pas dépasser au-delà d'une certaine date, spécifique à chaque polluant (2005 ou 2010), ainsi qu'une marge de dépassement progressivement décroissante jusqu'à cette date.

Le respect des valeurs limites fixées par la directive nécessitera la mise en œuvre, localement ou au niveau national, de mesures, permanentes ou temporaires de réduction des émissions, applicables aux installations fixes et/ou aux sources mobiles, selon le ou les polluant(s) en cause.

L'ensemble des dispositions relatives au SO₂ et décrites dans la directive cadre 96/62/CE, ainsi que dans la directive fille associée 1999/30/CE, ont été reconduites dans la dernière directive 2008/50/CE. Les normes à respecter sont inchangées pour le dioxyde de soufre.



3.2. Normes de qualité de l'air

Les normes de qualité de l'air pour le SO₂ sont fixées par la directive 2008/50/CE. Cette directive reprend, sans modification, les normes déjà fixées dans la directive fille 1999/30/CE.

Depuis le 1 janvier 2005, les valeurs limites suivantes doivent être respectées :

Valeur limite	Temps de base	Nombre maximal de dépassements admis par an
350 µg/m ³	1 heure	24
125 µg/m ³	24 heures	3

Depuis 2005, ces valeurs limites remplacent celles de l'ancienne directive 80/779/CEE.

3.3. Etat de la situation en matière de respect de normes

Depuis le début des mesures en 1968, l'évolution des concentrations de SO₂ est caractérisée par une importante décroissance : les niveaux actuels sont environ 15 à 20 fois plus faibles qu'en 1970 (figures I.21, I.22 et I.23).

La diminution importante constatée dans les années 70' et 80' est la conséquence de plusieurs dispositions visant à réduire les émissions de dioxyde de soufre :

- diminution des émissions chez les grands consommateurs d'énergie (production d'énergie et grands utilisateurs industriels) ;
- réductions successives des limites légales sur la teneur en soufre dans les combustibles utilisés pour le chauffage et la production d'énergie ;
- utilisation du gaz naturel comme source d'énergie pour le chauffage domestique et la mise en service des centrales nucléaires, en remplacement des combustibles solides ou liquides ;
- évolution des habitudes de la population (isolation, économies de l'énergie devenue plus chère).

Comme l'indique le tableau I.1, on note une forte diminution des concentrations de SO₂ avant et après 1987. Ce changement s'explique par l'installation d'un système de désulfuration à la grande centrale thermique de Eschweiler en Allemagne (entre Aachen et Köln) en 1987. Lorsque les conditions météorologiques étaient défavorables à la dispersion des polluants, cette centrale avait une grande influence sur les concentrations SO₂ mesurées en Belgique, donc forcément dans les hauts centiles. Depuis ce système de désulfuration, le SO₂ n'a plus atteint des niveaux élevés, mis à part quelques émissions accidentelles d'origine locale.

Les directives européennes qui ont contribué à cette amélioration sont les suivantes :

- Directive 70/220/CEE concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures à prendre contre la pollution de l'air par les gaz provenant des moteurs à allumage commandé équipant les véhicules à moteur, modifiée par : Directive 74/209/CEE ; Directive 77/102/CEE ; Directive 78/665/CEE ; Directive 83/351/CEE ; Directive 88/76/CEE ; Directive 88/609/CEE ; Directive 89/458/CEE ; Directive 91/441/CEE (la « Directive consolidée ») ; Directive 94/12/CE ; Directive 96/69/CE ; Directive 98/69/CE ;
- Directive 72/306/CEE concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures à prendre contre les émissions de polluants provenant des moteurs diesel destinés à la propulsion des véhicules, version modifiée ;
- Directive 75/716/CEE relative au rapprochement des législations des États membres concernant la teneur en soufre de certains combustibles liquides, modifiée par Directive 87/219/CEE.



Le taux de soufre dans le gasoil routier est passé à 0.2% dans les années 80', 0.05% dans les années 90', et 0.035% depuis 2000. Pour l'essence, ce taux est de 0.015% depuis 2000.

Habituellement, le trafic n'est pas considéré comme un émetteur principal de dioxyde de soufre. A Bruxelles, en l'absence d'importantes sources industrielles, la part du trafic présente toutefois une contribution relative non négligeable par rapport aux émissions totales de la Région.

Figure I.21 : Evolution des concentrations de SO₂ en Région de Bruxelles-Capitale entre 1968 et 2008

Source : IBGE.

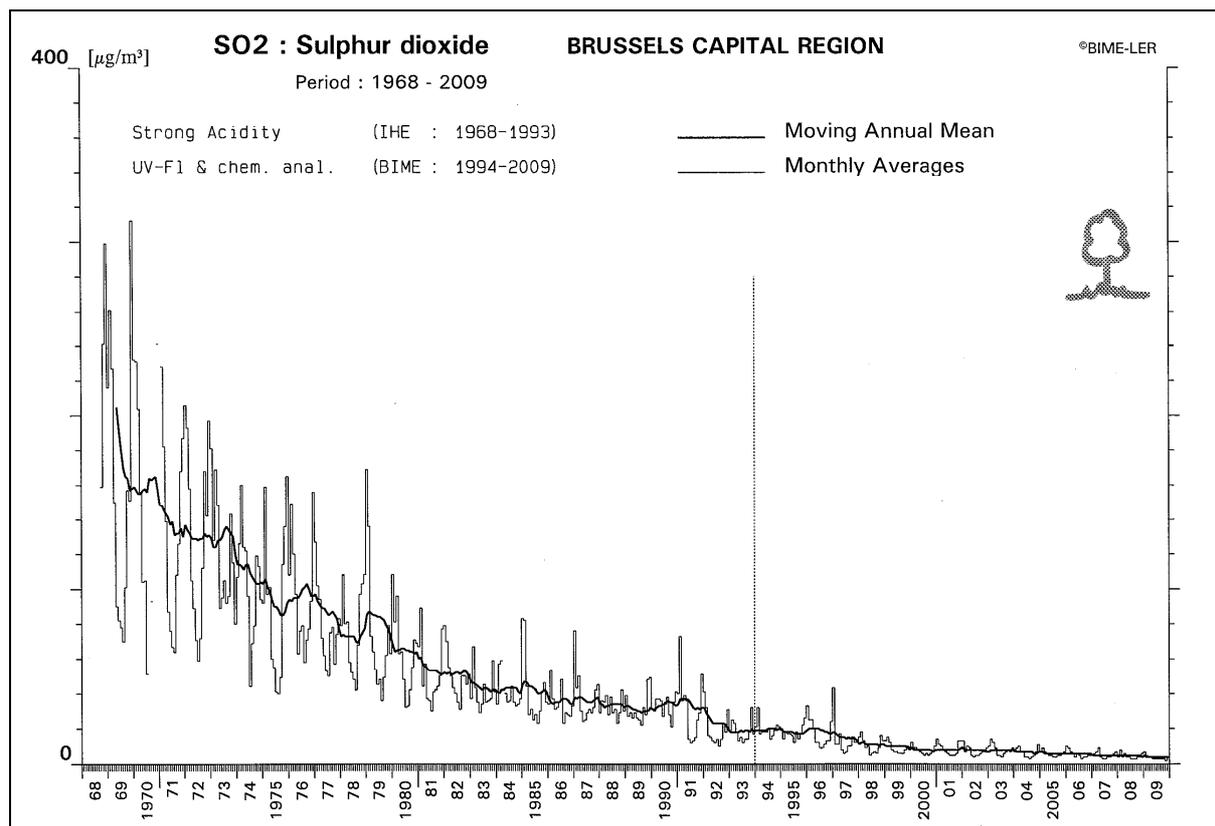




Figure I.22 : Concentrations annuelles de SO₂ en 1970

Source : CELINE.

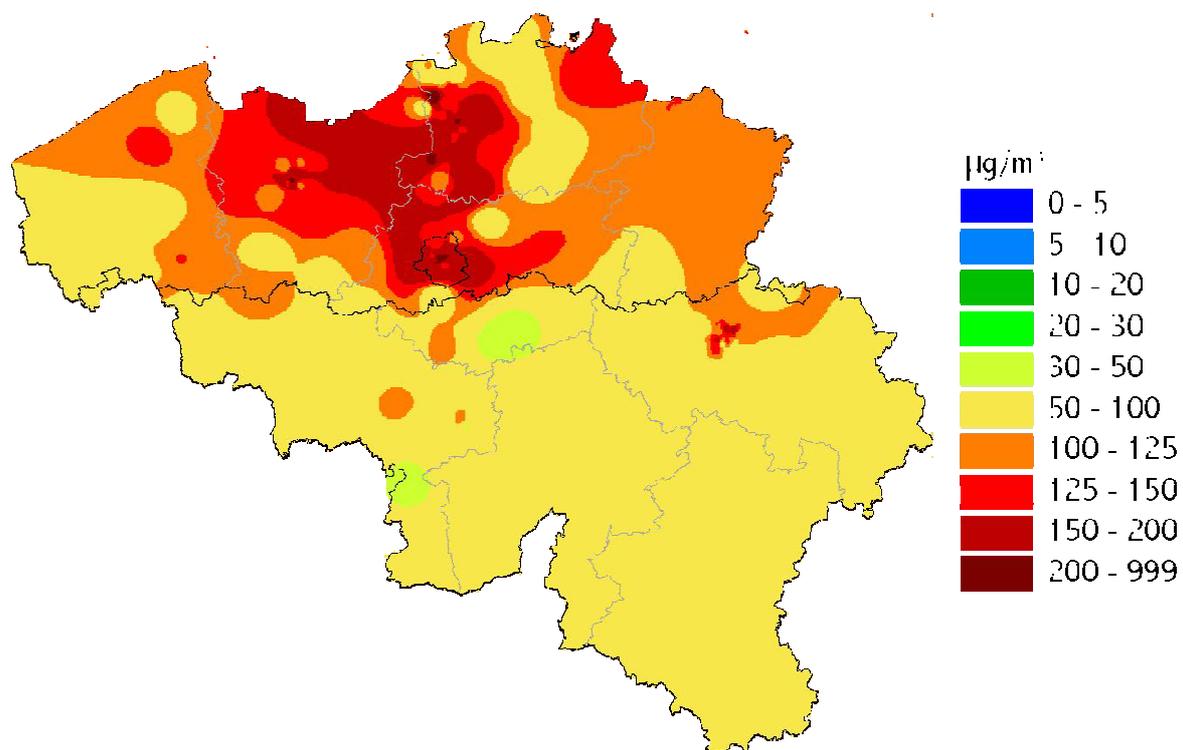


Figure I.23 : Concentrations annuelles de SO₂ en 2005

Source : CELINE.

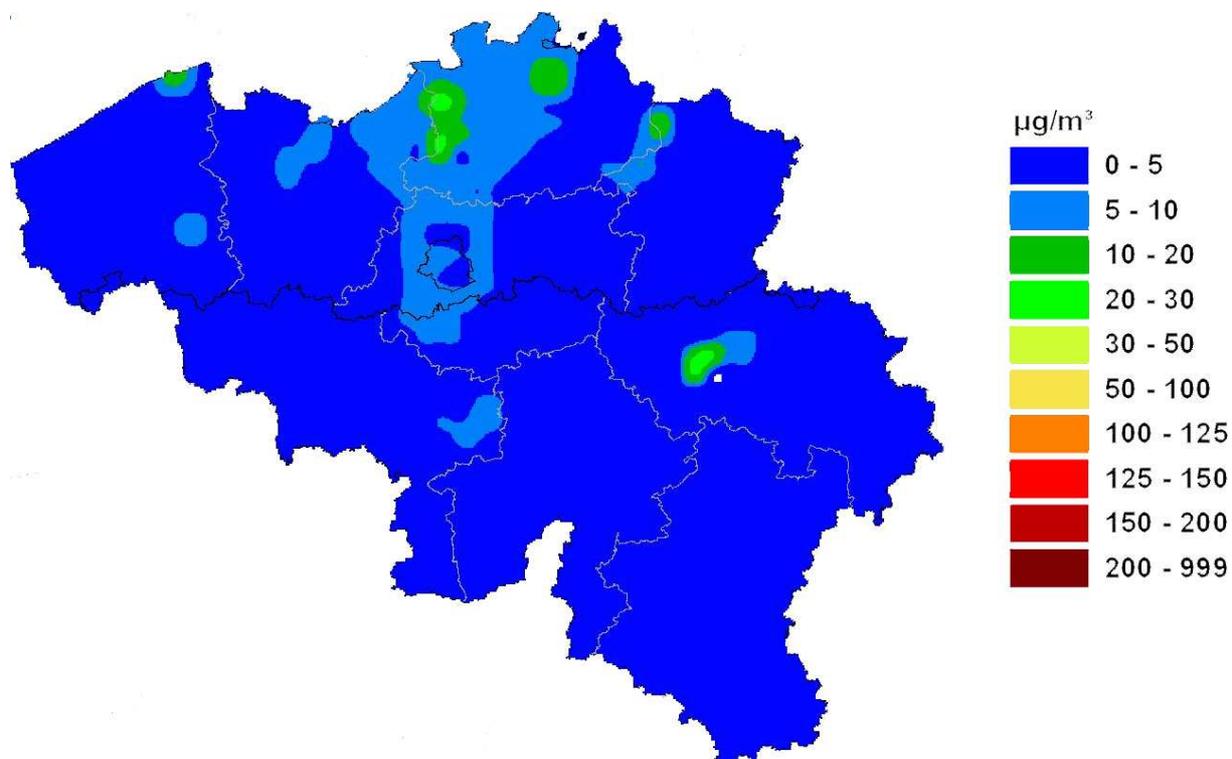




Tableau I.1 : Centile 98 des concentrations journalières de SO₂ mesurées dans le réseau télémétrique bruxellois entre 1977 et 2004. La valeur limite fixée par la directive 80/779/CE, en vigueur entre le 1 avril 1983 et le 31 décembre 2004, était de 250 ou 350 µg/m³ en fonction des concentrations de particules en suspension.

Année	Stations de mesure												
	41AND3	41B003	41B005	41B011	41MEU1	41N043	41R001	41R002	41R004	41R011	41R012	41R014	41WOL1
1977						103	258		254	138	179	33	
1978						138	246		194	137	100	492	
1979						229	293		205	286	273	604	
1980						219	240		214	135	162	88	
1981						107	192		160	68	138	124	
1982						128	206		179	125	141	159	
1983						124	199		128	98	133	87	
1984						122	216		119	83	66	108	
1985						211	283		288	177	234	258	
1986						133	213		131	155	144	172	
1987						155	221		147	202	166	240	
1988						59	85			40	58	64	
1989						79	129				66	56	
1990						59	69	98			43		
1991						95	84	129			77		
1992		97		83		61	85	99			47		
1993		90		69		55	75	57			36		
1994		66		42		39	63	42			34		32
1995		61		36		35	48	45			43		33
1996		67		46		47	74	59			56		52
1997		68		63		44	65	49			51		61
1998		40		33		38	44	32			30		27
1999		36		22	21	30	34	21			26		21
2000		28		21	24	22	27	19			22		17
2001	8	28	32	25	23	22	31	26			24		11
2002		40	23	26	21	17	26	14			23		13
2003		33	29	23	22	23	30	25			28		21
2004	8	25	17	16	18	14	23	14			20		16

3.4. Réseau et techniques de mesures en 2010

Le réseau « Soufre-Fumées » était opérationnel entre 1968 et 1994, date à laquelle la qualité de l'air a été régionalisée. Seule la Région bruxelloise a maintenu en fonctionnement les stations « Soufre-Fumées » qui se trouvaient sur son territoire. Les échantillonnages sur 24 heures sont encore effectués dans 3 points de mesure : Uccle (21R012), Bruxelles-ville (21B004) et Parc Meudon (21MEU1).



Les mesures de fumées sont toujours réalisées par la technique de réflectométrie. Par contre, les mesures de SO₂ ont été remplacées par une analyse de chromatographie ionique qui donne accès aux teneurs en sulfates, nitrates, chlorures et fluorures. Cette technique de mesure a permis d'abaisser la limite de détection à 0,2 µg/m³.

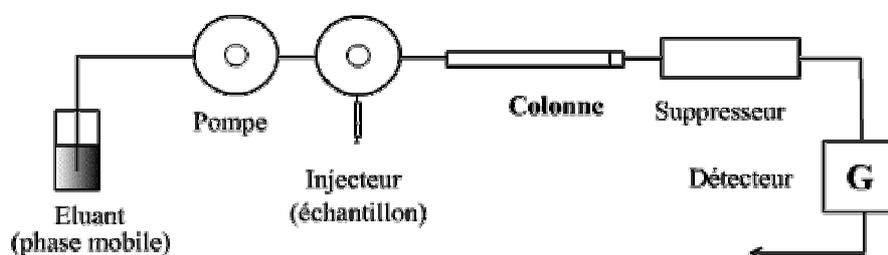
3.4.1.1. Chromatographie ionique

La chromatographie ionique permet le dosage des ions majeurs.

Le principe de fonctionnement (figure I.24) est basé sur la séparation des ions au travers d'une colonne chargée soit positivement, dans le cas d'une colonne de séparation des anions, soit négativement dans le cas d'une colonne de séparation de cations. Les ions à doser sont séparés sur la colonne. Chaque ion a un temps de rétention dans la colonne qui lui est caractéristique.

Figure I.24 : Schéma de principe de la chromatographie ionique

Source : http://chimie.scola.ac-paris.fr/sitedechimie/chi_exp/chromato/chromato_ioniq.htm



La force de l'éluant en chromatographie ionique est déterminée par le nombre d'ions. Plus un éluant contient des ions, plus l'ion d'intérêt va éluer rapidement. Par exemple, si l'ion d'intérêt est un anion, augmenter la force de l'éluant aura comme effet d'augmenter le nombre d'anions provenant de l'éluant pour faire compétition à l'anion d'intérêt pour le nombre limité de sites cationiques de la phase stationnaire. L'anion d'intérêt pourra donc faire moins d'interactions avec la phase stationnaire et sera donc moins retenu par la colonne d'où l'éluion plus rapide.

Un détecteur de conductivité est souvent utilisé avec ce type de chromatographie vu la nature ionique des analytes. Une colonne de neutralisation de l'éluant est habituellement combinée à ce type de détecteur afin de supprimer la conductivité de l'éluant sans toutefois affecter celle de l'analyte. Ceci présente l'avantage de permettre l'utilisation de plus faibles concentrations en analyte pour obtenir une sensibilité acceptable.

Une grande partie des moniteurs de mesure du dioxyde de soufre est désormais installée dans le réseau téléométrique. En 2010, 7 stations téléométriques mesurent le SO₂ à Bruxelles, 39 stations en Flandre, et 17 en Wallonie (figures I.25 et I.26). Tous les moniteurs recourent à la fluorescence UV.



Figure I.25 : Réseaux régionaux de mesure du SO₂ en 2010

Source : CELINE.

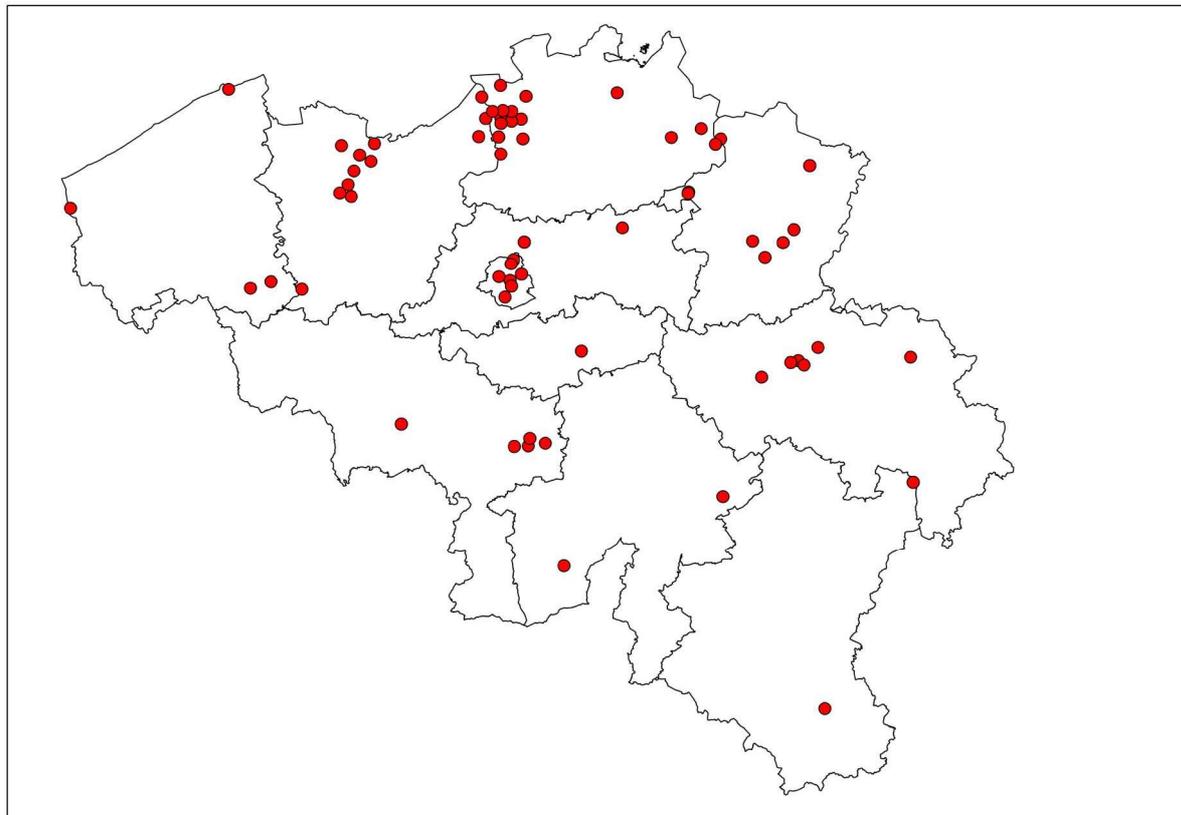
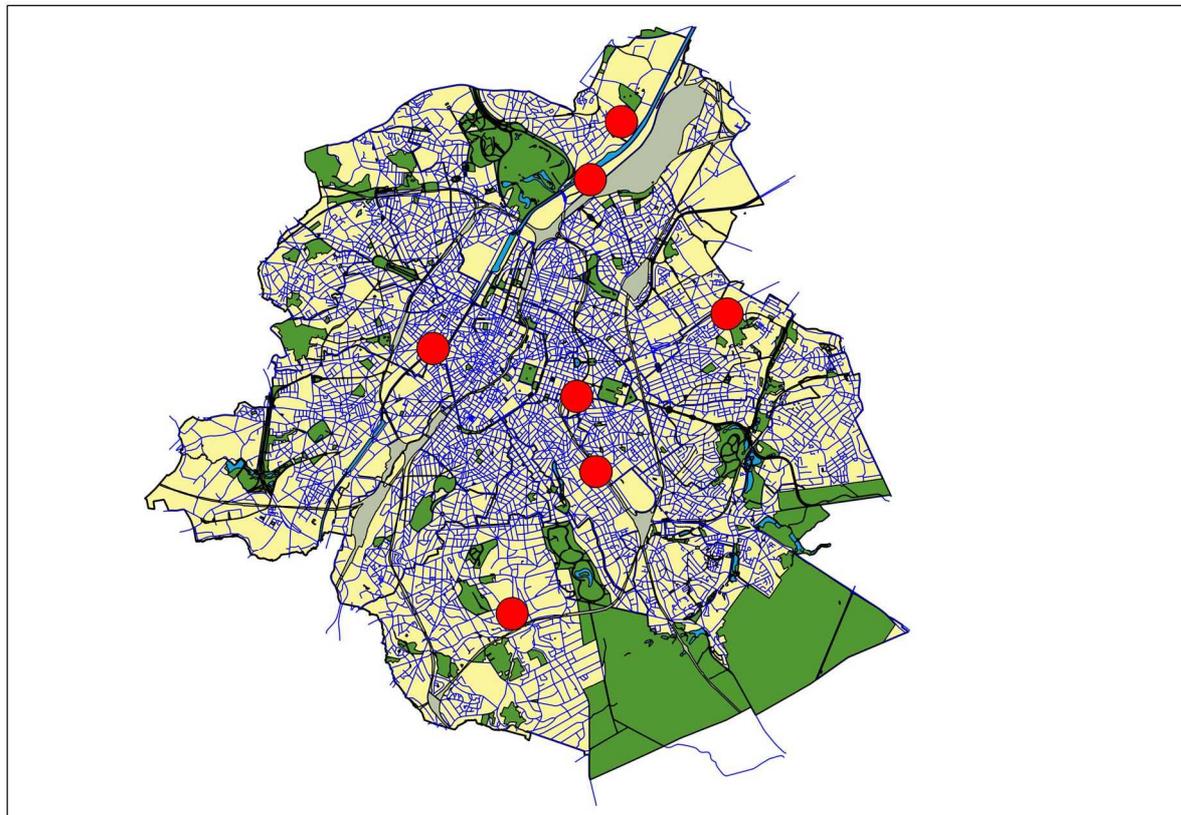




Figure I.26 : Réseau bruxellois de mesure du SO₂ en 2010

Source : IBGE.



Réalisé avec Brussels UrbIS©© - Distribution & Copyright CIRB

Les points de mesure de SO₂ du réseau télémétrique bruxellois se situent à Molenbeek (41R001), Ixelles (41R002), Eastman-Belliard (41B005), Uccle (41R012), Avant-Port à Haren (41N043), Woluwe-Saint-Lambert (41WOL1) et Parc Meudon (41MEU1). Les valeurs journalières sont calculées à partir des moyennes horaires, ces dernières étant elles-mêmes obtenues à partir de deux concentrations moyennes semi-horaires. Les mesures de SO₂ effectuées dans les stations de Berchem-Ste-Agathe (41B011) et Forest (47E013) ont été arrêtés respectivement en février et avril 2005.



4. Avenir

La teneur en dioxyde de soufre dans l'air ambiant est en baisse depuis le début des mesures en 1968. Ce polluant est soumis aux valeurs limites européennes fixées par la directive 80/779/CEE depuis le 1^{er} avril 1983, par la directive 1999/30/CE depuis le 1^{er} janvier 2005, et par la directive 2008/50/CE depuis son entrée en vigueur le 11 juin 2008.

La Région de Bruxelles-Capitale respecte les normes fixées depuis de nombreuses années. Pour les années à venir, le respect de ces normes ne posera pas de problème. Les efforts pour réduire la teneur de ce polluant dans l'air ambiant doivent être poursuivis, mais ils ne nécessitent pas le développement de nouvelles méthodes de mesures (Vanderstraeten, 2009).



Sources

1. BEIER R., GONZALEZ P.-L., MCINNES G., MUYLLE E., and D. ONDERDELINDEN, 1985 : « EEC directive 80/779/EEC : A study of network design for monitoring suspended particulates and sulphur dioxide in the member states », Warren Spring Laboratory, report n°CR 2778 (AP).
2. BEYLOOS J., VANDERSTRAETEN P., and G. VERDUYN, 1988 : « Parallel measurement programme : Comparison of SO₂ methods as required by article 10.5 of the Directive 80/779/EEC », rapport de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie.
3. Central Laboratory of Air Pollution – Joint Research Center of Ispra, 1992 : « Instruction manual for air pollution monitoring – Volume I: Sulphur Dioxide Monitoring », publication EUR 14550/I EN.
4. CHOVIN P., et A. ROUSSEL, 1973 : « Physicochimie et physiopathologie des polluants atmosphériques », Ed. Masson & Cie, 303 pp.
5. DELMAS R., MÉGIE G., et V.-H. PEUCH, 2005 : « Physique et chimie de l'atmosphère », Ed. Belin, 639 pp.
6. DEROUANE A., et G. VERDUYN, 1980 : « Méthodologie des enquêtes en matière de pollution de l'air », rapport de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE).
7. DEROUANE A., HALLEZ S., et Y. LÉNELLE, 1987 : « Study on the applicability of article 10.1 of the directive 80/779/EEC », Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, rapport final de nov. 1987.
8. Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, 1978: « Réseau automatique belge de la pollution atmosphérique », rapport technique AML/RAPA.78.
9. Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, 1980 : « Pollution atmosphérique par SO₂ dans les cinq agglomérations belges », rapport technique été 1980.
10. LIPFERT F.W., 1994 : « Air pollution and community health : a critical review and data sourcebook », Ed. Van Nostrand Reinhold, 556 pp.
11. MEURRENS A., et Y. LÉNELLE, 1993 : « Réseau pluie : 01/04/91 – 31/03/92 », rapport de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie.
12. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 1976 : « Selected methods of measuring air pollutants ».
13. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2000 : « Air quality guidelines for Europe, second edition », <http://www.who.int/peh/>
14. Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2005: « Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air : particules, ozone, dioxyde d'azote et dioxyde de soufre. Mise à jour mondiale 2005, synthèse de l'évaluation des risques », <http://www.who.int/peh/>
15. Pollution atmosphérique, 1964, revue trimestrielle n°22.
16. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, 1969 : « Air Quality Criteria for Sulfur Oxides ». Washington, D. C., N.A.C.P.A., Publication No. AP-50.
17. VANDERSTRAETEN P., 1994 : « Meettechnieken voor SO₂ in omgevingslucht. Studiedag : problematiek emissie- en immissiemetingen », Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie.
18. VANDERSTRAETEN P., 1997 : « Luchtverontreiniging : continue meetmethoden. Basisprincipes bij de bepaling van de immissieconcentraties in de omgevingslucht : methoden in gebruik in het mobiel laboratorium en in het telemetrisch meetnet », IBGE.
19. VANDERSTRAETEN P., 2009 : « La qualité de l'air en Région de Bruxelles-Capitale - mesures à l'immission 2006-2008 », rapport technique de Bruxelles Environnement (www.ibgebim.be).
20. VERDUYN G., et A. Derouane, 1975: « Réseau belge de la pollution atmosphérique », rapport technique de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie.
21. WILKINS E.T., 1954 : « Air pollution and the London Fog of December 1952 », J. Royal Sanitary Institute, 74: 1-21.



Autres fiches à consulter

Fiches documentées de la thématique « air »

Auteur(s) de la fiche

BRASSEUR Olivier

Date de mise à jour : Janvier 2011