

# Étude des résidus de combustion des fuels liquide et solide et de traitement chimique du phosphate brut dans la ville de Sfax (Tunisie)

## Study of atmospheric emissions from liquid and solid fuels burning facilities and from raw phosphate chemical treatment in Sfax City (Tunisia)

Chafai AZRI\*, Ali TILI\*, Mohamed Moncef SERBAJI\*, Khaled MEDHIOUB\*\*

### Résumé

L'étude des émissions atmosphériques émanant des foyers de combustion des fuels liquide et solide et des procédés de traitement chimique du phosphate brut dans la ville de Sfax (Tunisie) montre diverses formes de pollution regroupant principalement les oxydes de soufre ( $\text{SO}_x$ ), les vésicules d'acide sulfurique, les vésicules d'acide phosphorique, les composés fluorés et les poussières. Leur émission dans l'atmosphère, en quantités importantes dépassant les normes de rejet, est expliquée par les performances limitées des installations antipollution jugées amorties et/ou surexploitées. Il a été démontré que la pollution gazeuse est essentiellement attribuée aux procédés de traitement du phosphate brut dans le complexe chimique « SIAPE » alors que la pollution particulaire est générée par toutes les industries spécifiques (« SIAPE », charbonnières, savonneries, sociétés de tissage). En aval de ces dernières, les facteurs d'émission calculés de certains métaux toxiques (Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) montrent des valeurs très différentes. Ils correspondent à des valeurs comprises entre 0,3 et 9,5 g/t dans les résidus de traitement du phosphate. Ils sont relativement faibles dans les résidus de combustion des fuels lourds à l'exception de celui de Ni qui est de 15,5 g/t. Il est toutefois supérieur au facteur d'émission de Ni par les procédés de traitement du phosphate. En tenant compte des débits d'émission, le calcul des flux annuels de ces métaux montre que la « SIAPE » pourra constituer une source potentielle de pollution atmosphérique dans la ville. En effet, sa contribution à l'émission des métaux dépasse de loin celle de plusieurs foyers à fuel lourd représentatifs dans la ville. À titre comparatif, les émissions de Ni par ses procédés correspondent à celles de 38 foyers à fuel lourd de 4,8 t/j de capacité (Ni : 1 046 kg/an contre 27 kg/an). Ce fait marque nettement le fort degré de pollution anthropogénique qu'engendrent ces procédés chimiques adoptés pour la transformation de la matière première. Ils méritent par conséquent d'être équipés de systèmes antipollution adéquats.

### Abstract

Study of atmospheric emissions from solid and liquid fuels burning facilities and from chemical treatment processes of raw phosphate in Sfax City (Tunisia) shows different forms of pollution concerning mainly sulfur oxides ( $\text{SO}_x$ ), sulfuric and phosphoric acid mists, fluorinated compounds and dust. Limited performances of amortized and/or over used de-pollution systems can explain high atmospheric emissions above emission limits. Gaseous pollution has been shown as coming mainly from phosphate treatment processes inside the chemical complex « SIAPE » while particulate pollution is coming from all specific industries (SIAPE, charcoal facilities and weaving and soap factories). Calculated emission factors of these

\* Faculté des Sciences de Sfax (FSS), Département des Sciences de la Terre, Route de Soukra, BP 802, 3018 Sfax, Tunisie.

\*\* Institut Préparatoire aux Études d'Ingénieurs de Sfax (IPEIS), route de Menzel Chaker km 0,5, BP 805, 3018 Sfax, Tunisie.

industries for some heavy metals (Pb, Cd, Ni, Cu, Zn) are very different. They are ranging from 0.3 to 9.5 g/t for phosphate treatment residues. Excepted Ni with 15.5 g/t, they are rather small for heavy fuels combustion residues. It, nevertheless, exceeds the emission factor of Ni for the phosphate treatment process. Volumes of emissions and calculated annual fluxes of metals are showing that « SIAPE » could be a potential source of atmospheric pollution in the city. Its contribution to metal emissions is really exceeding emissions from well identified heavy fuels burning facilities in the city. Just to compare, Ni emissions from its processes are equal to emissions from 38 heavy fuels burning facilities of 4.8 t/day capacity (Ni 1 046 kg/year instead of 27 kg/year). Such a fact is clearly pointing out the high level of anthropogenic pollution from chemical processes adopted for primary matter transformation. They hence should be fitted with suitable de-pollution systems.

## Introduction

Les sources industrielles émettrices des émanations atmosphériques dans la ville de Sfax regroupent principalement les foyers de combustion des fuels liquide et solide et les procédés de transformation du phosphate brut. Les principaux combustibles utilisés sont le bois, les grignons d'olives (résidus solides des huileries) ainsi que les fuels lourds et domestiques. Les enquêtes menées dans les principales usines de la ville (charbonnières, savonneries, sociétés de tissage, complexe chimique « SIAPE ») montrent qu'environ 32 000 tonnes de bois, 36 100 tonnes de grignons d'olives épuisés (désuillés), 61 200 tonnes de fuel lourd, 350 tonnes de fuel domestique et 115 500 tonnes de soufre particulaire sont consommées annuellement.

Toutes ces sources, avec leurs diverses activités, peuvent contribuer d'une manière significative à la pollution atmosphérique dans la ville lorsque le traitement des effluents gazeux et particulaires est insuffisant et/ou les conditions météorologiques défavorables à leur dispersion. Elle se manifeste par la génération de grandes quantités de divers polluants tels que les oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ), les oxydes de soufre ( $\text{SO}_x$ ) et les poussières qui peuvent provoquer, dans les zones avoisinantes de ces sources, des dommages sur la santé humaine, les récoltes et les monuments. Ainsi, pour évaluer l'impact de toute activité industrielle émettrice de poussières et de gaz à la fois dans les ateliers et dans l'atmosphère, l'identification des quantités et de la nature des différents polluants s'impose. Une telle évaluation est également nécessaire pour réaliser le choix adéquat de la technique de traitement qui respecte les normes admises d'une manière fiable et économiquement abordable.

Dans le présent travail, on se propose d'étudier les émissions atmosphériques des installations de combustion des fuels liquide et solide et des procédés de transformation du phosphate brut sélectionnés dans les usines précitées, et d'effectuer un inventaire des flux d'émission en métaux toxiques.

## Matériel et méthodes

L'échantillonnage des rejets atmosphériques industriels a été effectué grâce à des sondes de

prélèvement, à travers des points de piquage normalisés placés en aval des sources polluantes [1]. Les oxydes de soufre ( $\text{SO}_x$ ) sont récupérés, par barbotage, dans une solution d'eau oxygénée préparée à 3 % et analysés, selon la norme JIS K 0103<sup>1988</sup> (Japanese Industrial Standard), par la méthode spectrophotométrique et à une longueur d'onde de 420 nm. Les oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) sont récupérés, par aspiration, dans des fioles contenant des solutions constituées d'eau oxygénée et d'acide sulfurique. Ils sont analysés, selon la norme JIS K 0104<sup>1984</sup>, par la méthode spectrophotométrique et à une longueur d'onde de 400 nm. Les composés fluorés sont récupérés, par aspiration, dans des barboteurs contenant des solutions constituées d'hydroxyde de sodium. Ils sont analysés, selon la norme JIS K 0105<sup>1982</sup>, par la méthode spectrophotométrique sous une longueur d'onde de 620 nm. Les vésicules d'acide phosphorique sont analysées, sous une longueur d'onde de 880 nm, par la méthode spectrophotométrique. Les poussières sont échantillonnées, par aspiration, à travers des filtres spécifiques selon la norme JIS Z 8808<sup>1986</sup>. L'analyse quantitative des éléments constituants est effectuée par spectrométrie d'émission atomique à plasma induit par haute fréquence (ICPS).

La méthodologie adoptée pour l'étude des résidus de combustion des fuels et de transformation chimique du phosphate brut a été mise en œuvre sur les installations suivantes :

- des foyers à bois, à grignons d'olives épuisés et à fuel lourd, dont le nombre et la capacité sont réunis dans le tableau 1 ci-contre ;
- deux tours pour la production d'acide sulfurique, un réacteur chimique pour la production d'acide phosphorique et un réacteur chimique pour la production du superphosphate triple (TSP) assimilable par les plantes. La capacité de production de chaque procédé est présentée dans le tableau 2 ci-contre.

## Résultats et discussion

### Caractérisation des rejets atmosphériques industriels

L'étude des rejets atmosphériques émanant des procédés de combustion des fuels liquide et solide et

Tableau 1.  
Les installations de combustion sélectionnées pour l'étude.  
Combustion installations selected for the study.

| Installations                                                                                                                           | Combustible                                   |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| Une charbonnière pour la production de charbon de bois : il s'agit d'un foyer métallique de capacité de chargement en bois égal à 3 t/j | Bois                                          |
| 5 foyers de capacité 7,2 t/j chacun                                                                                                     | Grignons d'olives épuisés (désuillés)         |
| 2 foyers de capacité 4,8 t/j chacun                                                                                                     | Fuel lourd N° 2 (à 2,75 % de soufre en poids) |

Tableau 2.  
Les procédés de traitement chimique du phosphate brut dans le complexe chimique « SIAPE ».  
Raw phosphate chemical treatment processes in the chemical complex « SIAPE ».

| Procédés                              | Installations                                                                                                                                                                                                               |
|---------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| – Unité sulfurique                    | – 2 tours d'absorption de $\text{SO}_3$ par $\text{H}_2\text{SO}_4$ après conversion du $\text{SO}_2$ (Production d'acide sulfurique $\approx 1\,000$ t/j) ; le procédé utilisé est le « simple contact simple absorption » |
| – Unité phosphorique                  | – un réacteur chimique (acide sulfurique + phosphate brut $\rightarrow$ production d'acide phosphorique $\approx 400$ t/j)                                                                                                  |
| – Unité superphosphate triple « TSP » | – un réacteur chimique (acide phosphorique + phosphate brut $\rightarrow$ production de superphosphate triple $\approx 1\,100$ t/j) (environ 335 000 tonnes par an)                                                         |

de transformation du phosphate brut dans les principales usines de la ville de Sfax (Tableaux 1 et 2) a fait ressortir les constatations suivantes :

#### – Résidus de la carbonisation du bois

Dans les zones périphériques de la ville de Sfax, se concentrent des meules traditionnelles (charbonnières) destinées à fournir annuellement environ 8 000 tonnes de charbon de bois à partir d'une carbonisation de 32 000 tonnes de bois de taille d'olivier. Ces meules, dont le nombre atteint annuellement 3 200, pourraient constituer une source potentielle de pollution atmosphérique dans l'environnement naturel de la ville. En effet, elles engendrent diverses formes de pollution tels les goudrons ( $\approx 5\%$  du bois), les acides pyrolytiques solubles dans l'eau (20 à 40 %), les poussières minérales et organiques, ainsi que les oxydes d'azote, de soufre et de carbone [2]. La carbonisation dans ces meules couvertes de terre végétale rend difficile le contrôle de la qualité des rejets atmosphériques notamment à la source (Figure 1, p. 300).

La caractérisation des gaz émanant de plusieurs orifices situés dans ces meules traditionnelles est difficile, étant donné qu'il n'est pas possible d'utiliser les dispositifs de prélèvement usuels. Toutefois, la conception de la meule métallique pilote expérimentée (fabriquée par la Société tunisienne d'ingénierie et industrie, STII) a servi pour :

- tester les performances de cette installation (essentiellement le rendement de carbonisation)

créée comme projet pour remplacer les meules traditionnelles ;

- estimer la charge polluante générée par les quantités de bois destinées à la carbonisation dans la région.

Cette meule est constituée d'un four couplé à un condenseur et un laveur de type pulvériseur (Figure 2, p. 300).

L'étude menée sur cette charbonnière métallique, à travers divers points de piquage (A, B, C) montre qu'en aval du pulvériseur (point C), la charge en poussière est de 2,7 kg/t de bois carbonisée. Cette charge permet d'estimer les rejets de poussières à 86 tonnes par an, quand les meules traditionnelles seront remplacées par la meule métallique composée par le four couplé à un condenseur et un pulvériseur. En aval de ce système, l'oxygène résiduel est évalué à 14 %. Il demeure inférieur à la valeur admissible pour la carbonisation du bois qui est égale à 16 % [3]. Dans ces conditions, le rendement de carbonisation a atteint 30 % du bois carbonisé, soit 5 % de plus que celui obtenu par la meule traditionnelle (25 %). Ainsi, lorsque ce système remplace la meule traditionnelle, la carbonisation du bois dans la région de Sfax (zones périphériques) permettrait une économie annuelle de 1 600 tonnes de charbon.

Les mesures effectuées de part et d'autre du condenseur (points A et B) ont montré une chute de poussières évaluée à 27 % (de 5,500 à 4,000 g/Nm<sup>3</sup>), attribuable à la fraction particulaire condensable, laquelle a été récupérée sous forme liquide à la base

du condenseur. Elle est d'environ 20 l/j. La réduction des éléments incondensables comme les  $\text{SO}_x$  et les  $\text{NO}_x$  est négligeable.

De part et d'autre du pulvérisateur, malgré la chute

importante de la charge particulaire (de 4,000  $\text{g/Nm}^3$  mesurée au point B à 1,850  $\text{g/Nm}^3$ , enregistrée au point C), les teneurs en poussières demeurent élevées et témoignent d'un mauvais traitement des

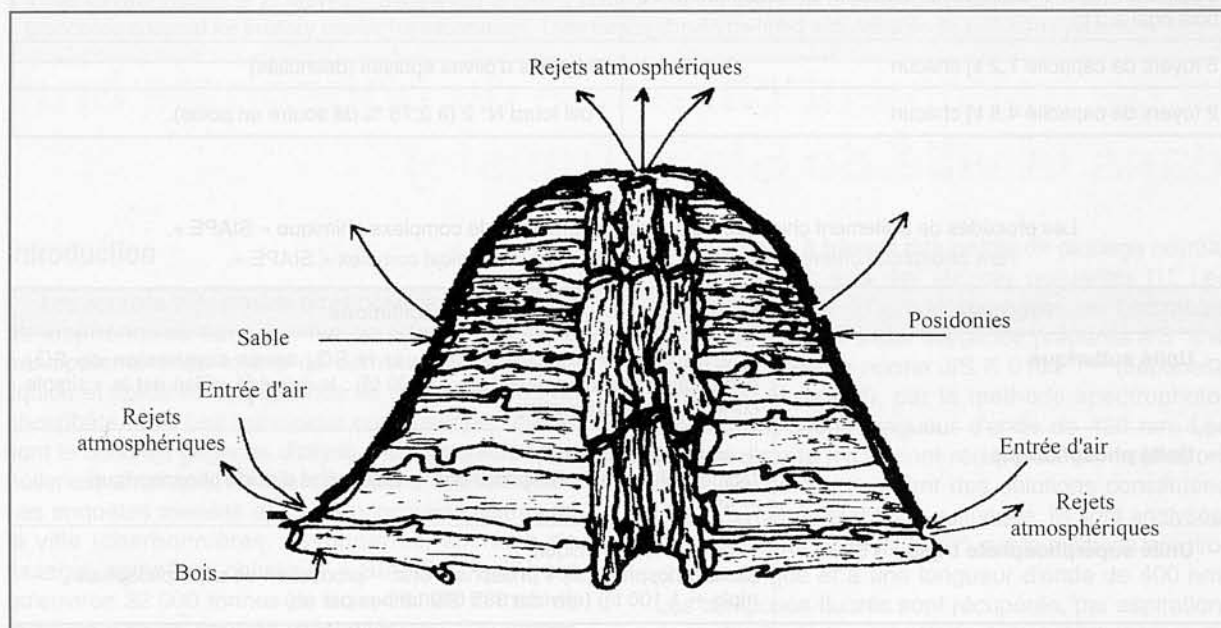


Figure 1.  
Schéma de la meule traditionnelle (charbonnière) en coupe transversale.  
Scheme of traditional charcoal hip.

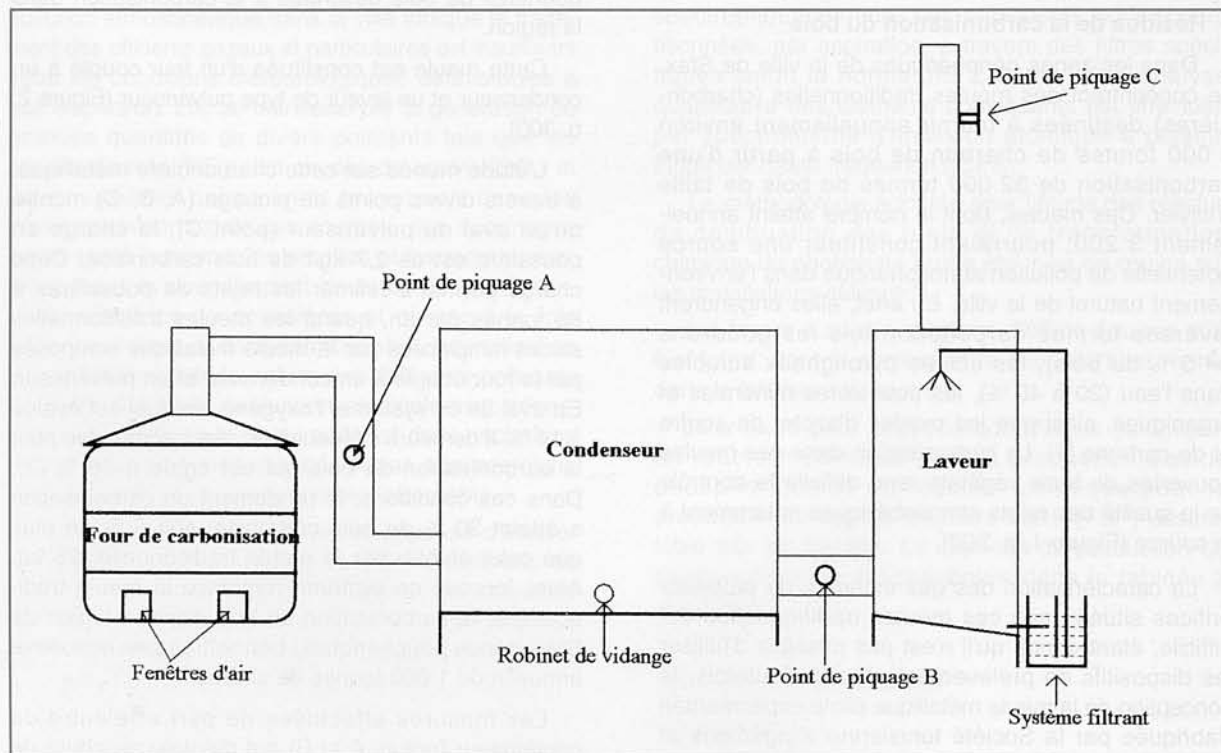


Figure 2.  
Système de carbonisation du bois sélectionné pour l'étude (meule métallique).  
Charcoal system selected for the study (metal hip).

fumées (Figure 3). Elles dépassent quatre fois la norme admise pour ce type d'installation qui est de  $0,45 \text{ g/Nm}^3$  [4]. Le pulvérisateur fonctionnant avec un débit d'eau de  $5 \text{ l/min}$  et un rapport liquide-gaz de  $0,6 \text{ l/m}^3$  a été conçu pour traiter la totalité des gaz générés du four ayant un débit de  $520 \text{ m}^3/\text{h}$ . Cependant, il n'a fourni qu'un rendement moyen de  $54 \%$ , prouvant qu'il a des capacités de traitement limitées. Les résultats des principaux polluants gazeux analysés de part et d'autre de ce pulvérisateur montrent que les concentrations en oxydes d'azote et de soufre sont très faibles. Le degré de pollution causée par ces oxydes est par conséquent très minime.

#### – Résidus de la combustion des grignons d'olives

L'étude des rejets gazeux et particulaires émanant de cinq foyers à grignons d'olives épuisés (résidu solide des huileries) installés dans deux savonneries de la ville révèle des concentrations en poussières qui oscillent, selon les conditions de fonctionnement de ces foyers, entre  $1,8$  et  $4 \text{ g/Nm}^3$ . Elles dépassent 5 à 10 fois les normes de rejet (Figure 4, p. 302). Les oxydes d'azote et de soufre sont, en revanche,

faibles et respectent les normes. L'excès d'air, à la sortie de ces foyers équipés de systèmes anti-pollution (chambre de décantation, cyclones et multicyclones), dépassant  $200 \%$ , traduit leur mauvais fonctionnement, signalant par ailleurs une mauvaise combustion des grignons. Les travaux effectués sur ce combustible solide ont confirmé que la technique de combustion adoptée dans ces foyers à grille fixe est incapable de satisfaire les normes de rejet [4]. En effet, elle est responsable d'une irrégularité du front de combustion des grignons mal étalés sur les grilles. Une telle irrégularité a été démontrée être fonction du mode de chargement des grignons, du ramonage des cendres et de l'apport d'air destiné à la combustion [5]. Ainsi, pour optimiser cette technique, on a suggéré la sélection de la fraction cellulosique des grignons épuisés (coque pure) et le remplacement des foyers à grille fixe par des foyers cyclones [5]. La fraction pulpeuse représentant presque la moitié des grignons épuisés s'est montrée riche en éléments nutritifs, justifiant son utilisation comme aliment du bétail ou comme fertilisant [6].

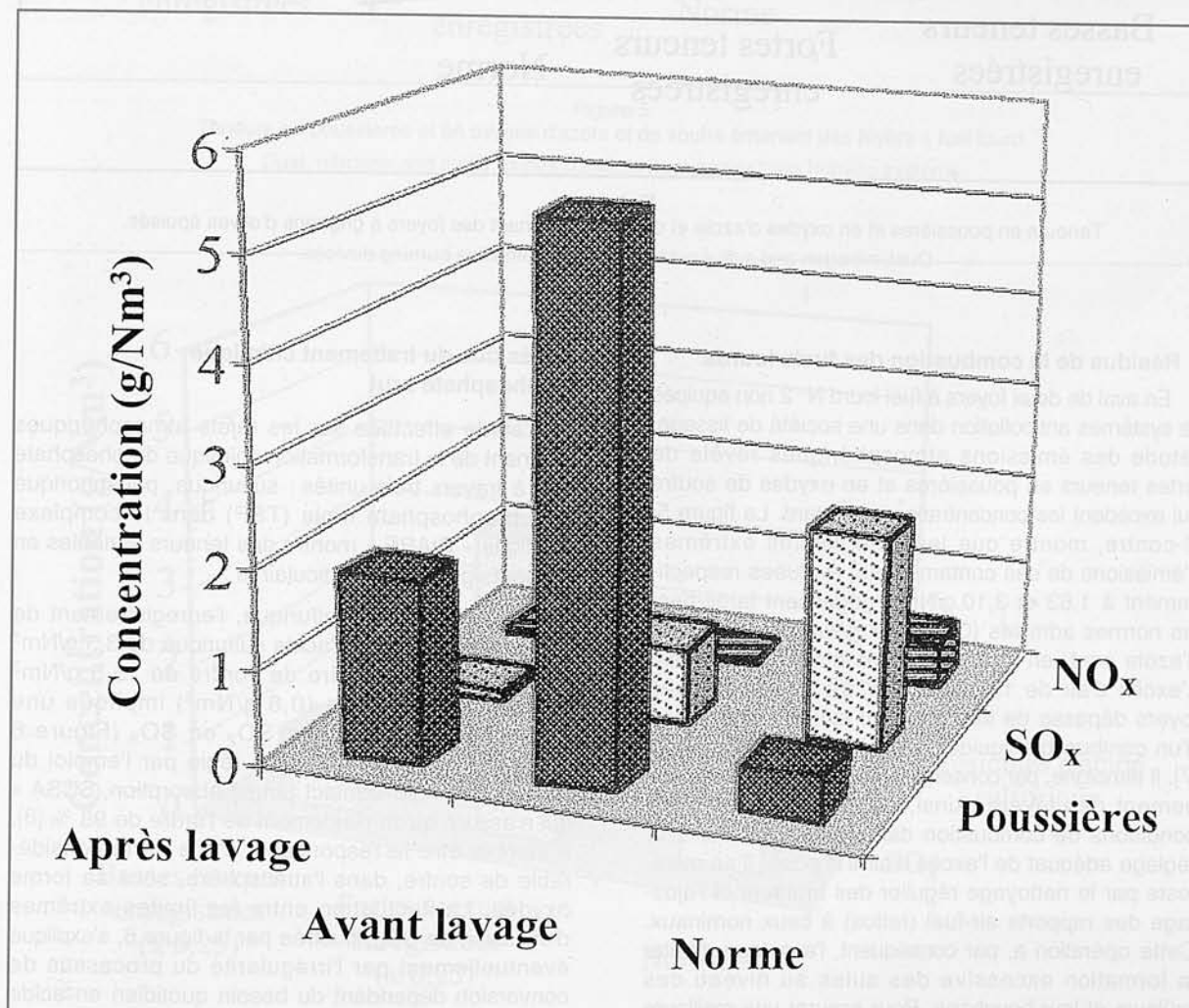


Figure 3.

Teneurs en poussières, en oxydes d'azote et de soufre en aval du système de carbonisation du bois sélectionné.

Dust, nitrogen and sulfur oxides contents downstream the charcoal system selected.

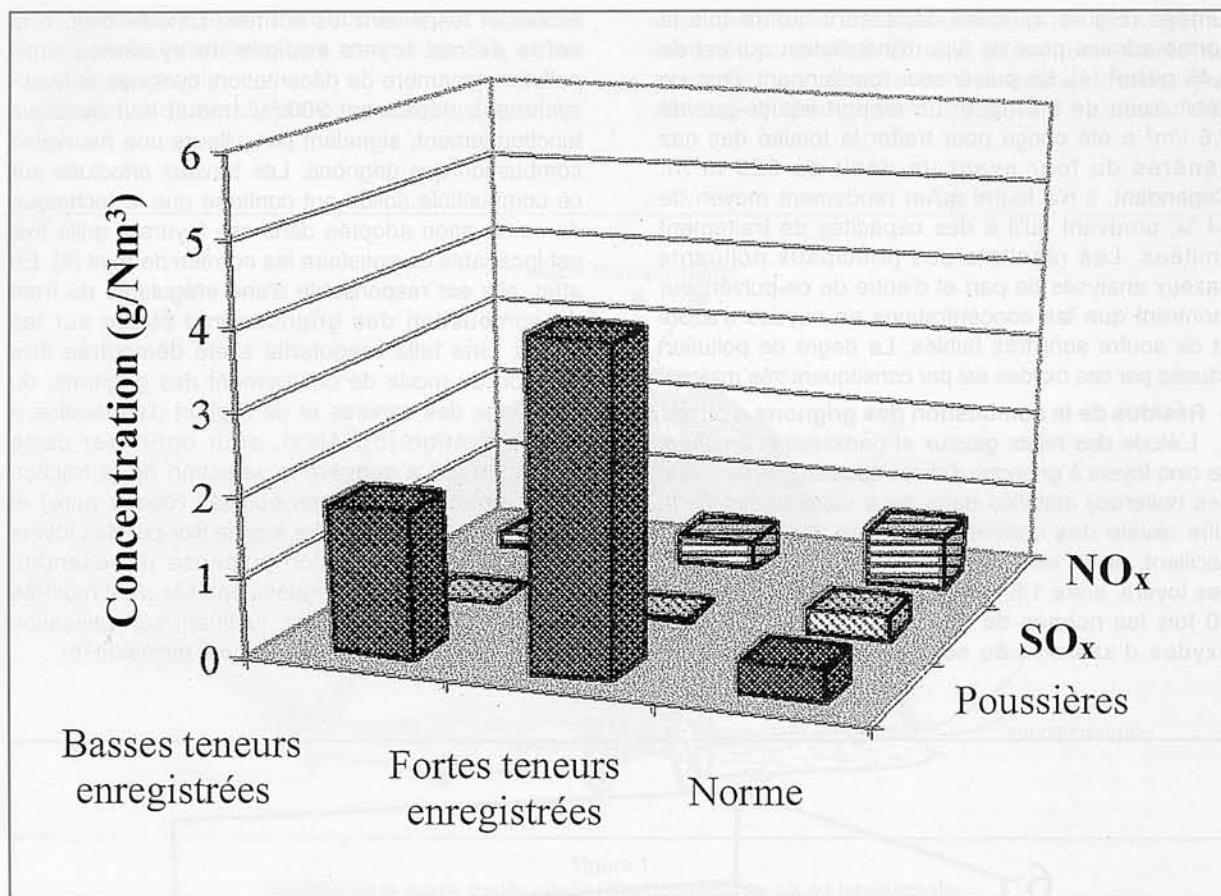


Figure 4.

Teneurs en poussières et en oxydes d'azote et de soufre émanant des foyers à grignons d'olives épuisés.  
Dust, nitrogen and sulfur oxides contents from olive burning devices.

#### – Résidus de la combustion des fuels lourds

En aval de deux foyers à fuel lourd N° 2 non équipés de systèmes antipollution dans une société de tissage, l'étude des émissions atmosphériques révèle de fortes teneurs en poussières et en oxydes de soufre qui excèdent les concentrations standard. La figure 5, ci-contre, montre que les deux limites extrêmes d'émissions de ces contaminants, évaluées respectivement à 1,63 et 3,10 g/Nm<sup>3</sup>, dépassent largement les normes admises (0,3 et 1,8 g/Nm<sup>3</sup>). Les oxydes d'azote sont, en revanche, conformes aux normes. L'excès d'air de 135 % enregistré en aval de ces foyers dépasse de loin la valeur exigée dans le cas d'un combustible liquide, comprise entre 10 et 30 % [7]. Il témoigne, par conséquent, d'un mauvais fonctionnement des foyers. Ainsi, pour mener à bien les conditions de combustion dans ces installations, le réglage adéquat de l'excès d'air s'impose. Il se manifeste par le nettoyage régulier des brûleurs et l'ajustage des rapports air-fuel (ratios) à ceux nominaux. Cette opération a, par conséquent, l'avantage d'éviter la formation excessive des suies au niveau des brûleurs et leur bouchage. Pour assurer une meilleure qualité des émissions, l'emplacement des installations antipollution appropriées, équipées de procédés de désulfuration, demeure d'autant plus d'un grand intérêt.

#### – Résidus du traitement chimique du phosphate brut

L'étude effectuée sur les rejets atmosphériques émanant de la transformation chimique du phosphate brut à travers trois unités : sulfurique, phosphorique et superphosphate triple (TSP) dans le complexe chimique « SIAPE » montre des teneurs variables en polluants gazeux et particulaires :

- en aval de l'unité sulfurique, l'enregistrement de teneurs en vésicules d'acide sulfurique de 3,5 g/Nm<sup>3</sup> et en oxydes de soufre de l'ordre de 15,5 g/Nm<sup>3</sup> excédant les normes (0,8 g/Nm<sup>3</sup>) implique une mauvaise conversion de SO<sub>2</sub> en SO<sub>3</sub> (Figure 6 ci-contre). Cette dernière est régie par l'emploi du procédé « Single Contact Single Absorption, SCSA » qui n'assure qu'un rendement de l'ordre de 98 % [8]. Il semble être le responsable d'une perte considérable de soufre, dans l'atmosphère, sous sa forme oxydée. La fluctuation entre les limites extrêmes d'émission de SO<sub>2</sub>, illustrée par la figure 6, s'explique éventuellement par l'irrégularité du processus de conversion dépendant du besoin quotidien en acide sulfurique très fluctuant ;
- dans l'unité phosphorique, les résultats d'analyse montrent de fortes concentrations en composés fluorés

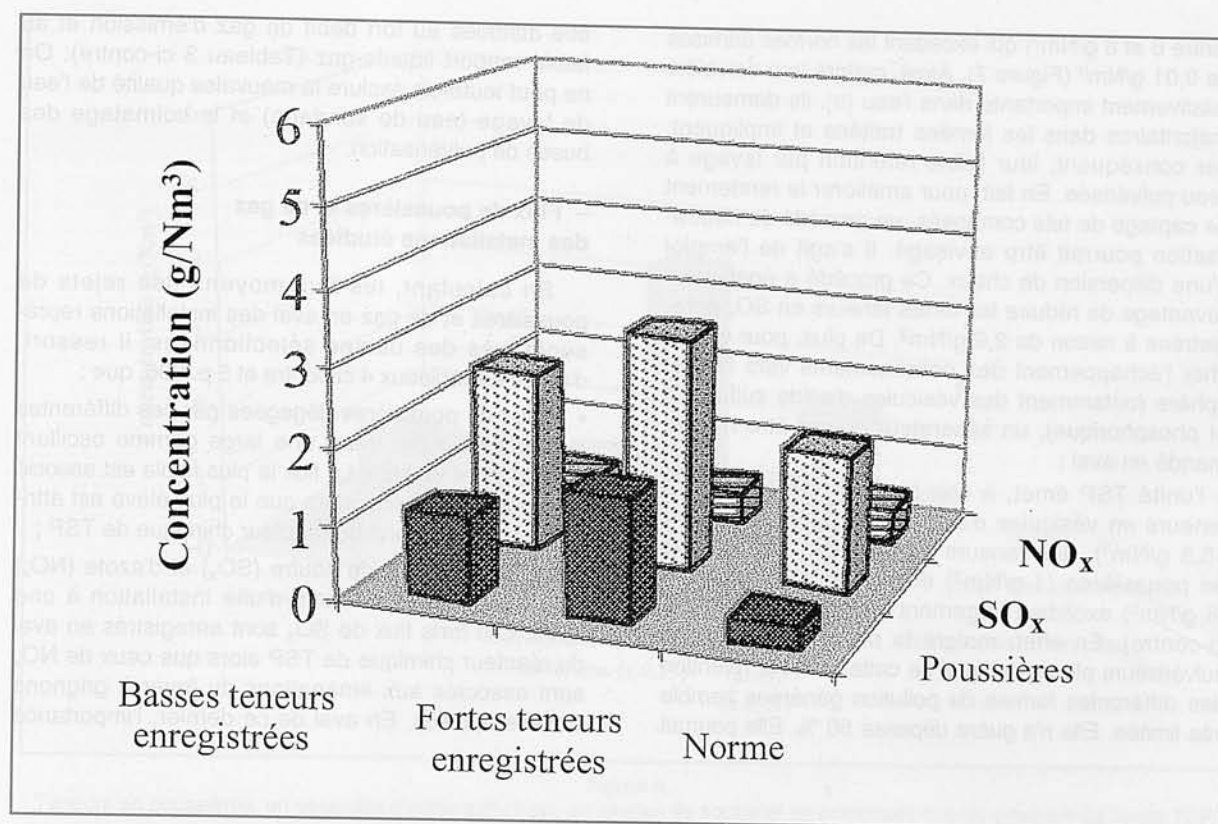


Figure 5.

Teneurs en poussières et en oxydes d'azote et de soufre émanant des foyers à fuel lourd.

Dust, nitrogen and sulfur oxides contents from heavy fuels burning systems.

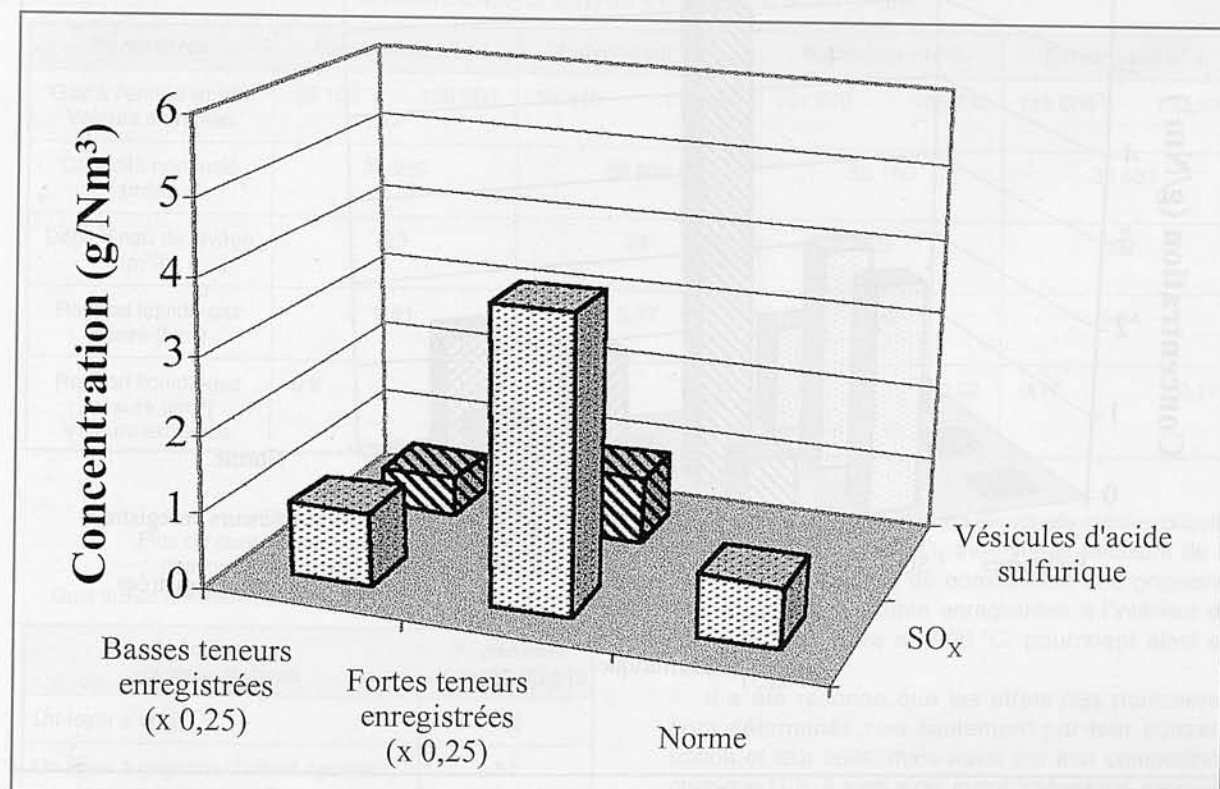


Figure 6.

Teneurs en oxydes de soufre et en vésicules d'acide sulfurique en aval de l'unité sulfurique.

Sulfur oxides and sulfuric acid mist contents downstream sulfuric unit.

(entre 6 et 8 g/Nm<sup>3</sup>) qui excèdent les normes admises de 0,01 g/Nm<sup>3</sup> (Figure 7). Ainsi, malgré leur solubilité relativement importante dans l'eau [9], ils demeurent majoritaires dans les fumées traitées et impliquent, par conséquent, leur faible rétention par lavage à l'eau pulvérisée. En fait, pour améliorer le rendement de captage de tels composés, un procédé de neutralisation pourrait être envisagé. Il s'agit de l'emploi d'une dispersion de chaux. Ce procédé a également l'avantage de réduire les fortes teneurs en SO<sub>x</sub> enregistrées à raison de 2,6 g/Nm<sup>3</sup>. De plus, pour empêcher l'échappement des entraînements vers l'atmosphère (notamment des vésicules d'acide sulfurique et phosphorique), un séparateur pourra être recommandé en aval ;

- l'unité TSP émet, à son tour, en plus de fortes teneurs en vésicules d'acide sulfurique (entre 6 et 15,5 g/Nm<sup>3</sup>), des teneurs relativement importantes en poussières (1 g/Nm<sup>3</sup>) et en composés fluorés (8 g/Nm<sup>3</sup>) excédant largement les normes (Figure 8 ci-contre). En effet, malgré la présence de quatre pulvérisateurs placés en aval de cette unité, la rétention des différentes formes de pollution générées semble très limitée. Elle n'a guère dépassé 50 %. Elle pourrait

être attribuée au fort débit de gaz d'émission et au faible rapport liquide-gaz (Tableau 3 ci-contre). On ne peut toutefois exclure la mauvaise qualité de l'eau de lavage (eau de sondage) et le colmatage des buses de pulvérisation.

#### – Flux de poussières et de gaz des installations étudiées

En calculant, les flux moyens des rejets de poussières et de gaz en aval des installations représentatives des usines sélectionnées, il ressort, d'après les tableaux 4 ci-contre et 5 p. 306, que :

- le flux de poussières dégagées par ces différentes installations s'étend sur une large gamme oscillant entre 0,85 et 92 kg/h. Le flux le plus faible est associé au foyer à fuel lourd, alors que le plus élevé est attribué aux émanations du réacteur chimique de TSP ;
- les flux d'oxydes de soufre (SO<sub>x</sub>) et d'azote (NO<sub>x</sub>) sont également fluctuants d'une installation à une autre. Les forts flux de SO<sub>x</sub> sont enregistrés en aval du réacteur chimique de TSP alors que ceux de NO<sub>x</sub> sont associés aux émanations du foyer à grignons d'olives épuisés. En aval de ce dernier, l'importance

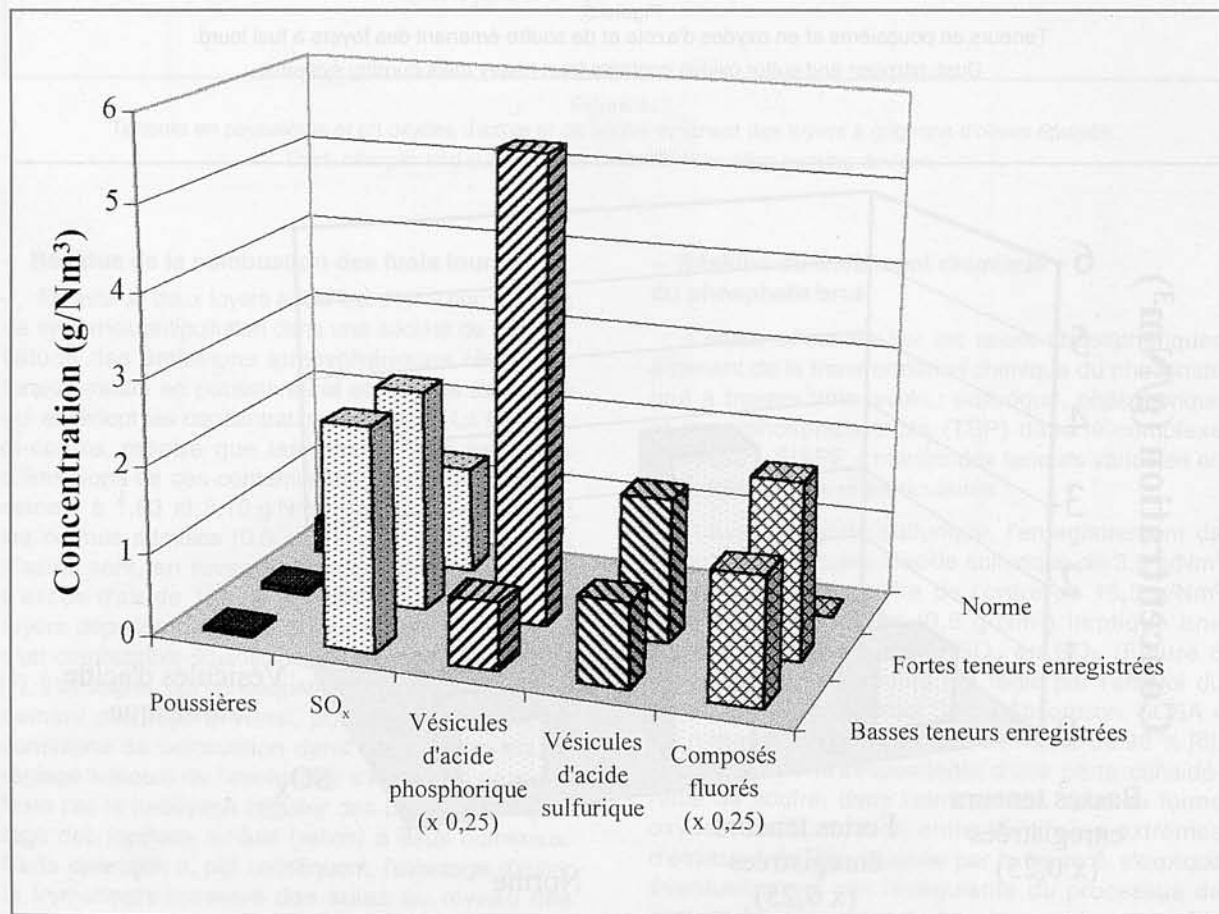


Figure 7.

Teneurs en poussières, en oxydes de soufre, en vésicules d'acide sulfurique, en vésicules d'acide phosphorique et en composés fluorés en aval de l'unité phosphorique.

Dust, sulfur oxides, sulfuric and phosphoric acid mists and fluorinated compounds downstream the phosphoric unit.

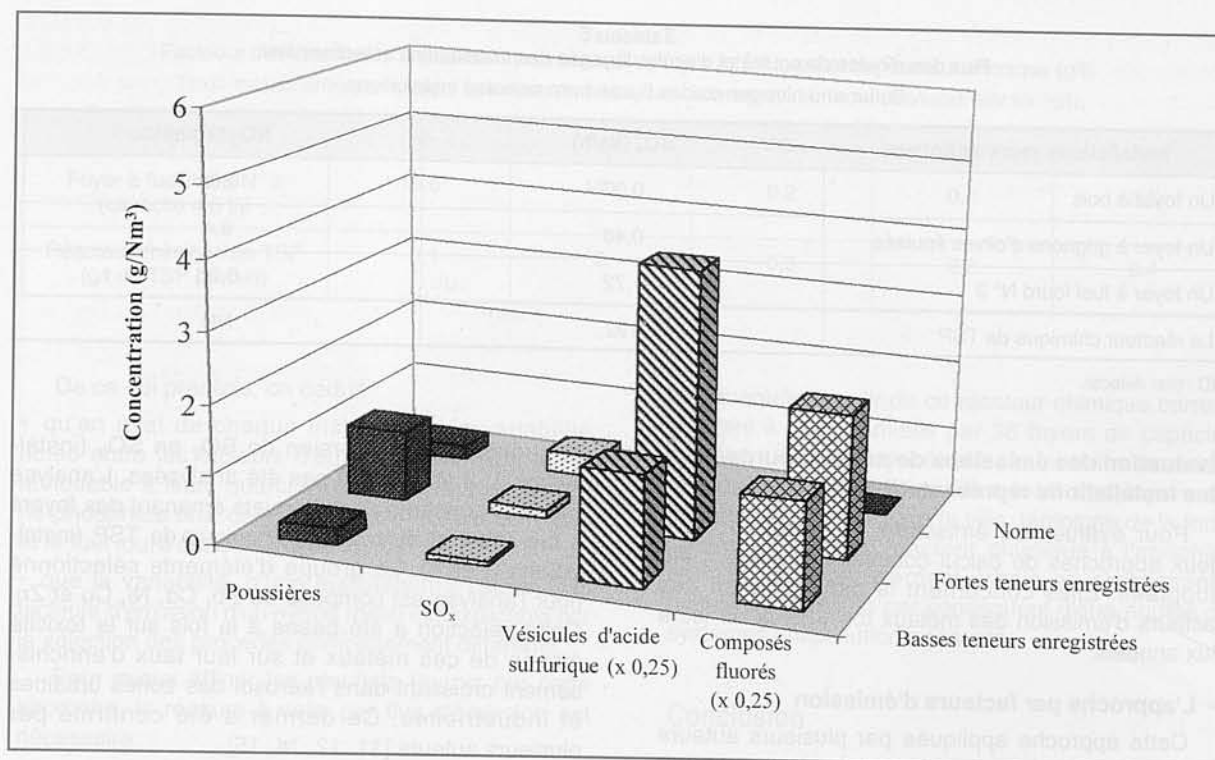


Figure 8.

Teneurs en poussières, en vésicules d'acide sulfurique, en oxydes de soufre et en composés fluorés émanant de l'unité TSP.  
Dust, sulfuric acid mist, sulfur oxides and fluorinated compounds from TSP unit.

Tableau 3.

Capacités nominales des pulvérisateurs et caractéristiques des rejets émanant de l'unité TSP.  
Nominal capacity of sprayers and emissions from TSP unit.

| Paramètres                                            | Pulvérisateur n° 1 |         | Pulvérisateur n° 2 |         | Pulvérisateur n° 3 |         | Pulvérisateur n° 4 |         |
|-------------------------------------------------------|--------------------|---------|--------------------|---------|--------------------|---------|--------------------|---------|
| Gaz à l'entrée (m³/h)<br>Valeurs extrêmes             | 55 100             | 108 000 | 92 510             | 114 890 | 101 870            | 106 730 | 115 000            | 130 500 |
| Capacité nominale (m³/h)                              | 24 200             |         | 28 650             |         | 55 100             |         | 34 600             |         |
| Débit d'eau de lavage (m³/h)                          | 22                 |         | 22                 |         | 22                 |         | 22                 |         |
| Rapport liquide-gaz désiré (l/m³)                     | 0,91               |         | 0,77               |         | 0,40               |         | 0,64               |         |
| Rapport liquide-gaz mesuré (l/m³)<br>Valeurs extrêmes | 0,2                | 0,4     | 0,19               | 0,24    | 0,21               | 0,22    | 0,17               | 0,19    |

Tableau 4.

Flux de poussières dégagés en aval des installations sélectionnées.

Dust fluxes emitted downstream selected installations.

| Installations représentatives        | Poussières dégagées (kg/h) |
|--------------------------------------|----------------------------|
| Un foyer à bois                      | 1,2                        |
| Un foyer à grignons d'olives épuisés | 51                         |
| Un foyer à fuel lourd N° 2           | 0,85                       |
| Le réacteur chimique de TSP          | 92                         |

des flux d'oxydes d'azote est éventuellement expliquée par l'abondance des NO<sub>x</sub> thermiques résultant de la mauvaise technique de combustion des grignons. Les fortes températures enregistrées à l'intérieur de ce foyer, de l'ordre de 900 °C, pourraient ainsi en rendre compte.

Il a été reconnu que les effets des poussières sont déterminés non seulement par leur concentration et leur taille, mais aussi par leur composition chimique [10]. Il s'est ainsi avéré intéressant d'évaluer les émissions en métaux lourds des installations étudiées, considérées comme représentatives des usines sélectionnées.

Tableau 5.  
Flux des oxydes de soufre et d'azote dégagés des installations sélectionnées.  
Sulfur and nitrogen oxides fluxes from selected installations.

| Installations représentatives        | SO <sub>x</sub> (kg/h) | NO <sub>x</sub> (kg/h) |
|--------------------------------------|------------------------|------------------------|
| Un foyer à bois                      | 0,37                   | 0,02                   |
| Un foyer à grignons d'olives épuisés | 0,48                   | 9,4                    |
| Un foyer à fuel lourd N° 2           | 1,72                   | 0,26                   |
| Le réacteur chimique de TSP          | 192                    | ND                     |

ND : non détecté.

### Évaluation des émissions de métaux lourds des installations représentatives

Pour évaluer les émissions de métaux lourds, deux approches de calcul complémentaires ont été adoptées. Elles concernent la détermination des facteurs d'émission des métaux toxiques et de leurs flux annuels.

#### – L'approche par facteurs d'émission

Cette approche appliquée par plusieurs auteurs [11-13] consiste à évaluer les rejets de métaux par tonne de combustible utilisé ou par tonne de produit fabriqué. En aval des sources polluantes étudiées, la détermination des facteurs d'émission des métaux toxiques a été basée sur une classification des installations selon le type de fuel utilisé, la technologie de combustion, le procédé de transformation de la matière première et le système de traitement des fumées. Cinq installations représentatives (Figure 9) sont ainsi définies.

En raison de leurs faibles teneurs en métaux lourds (d'après la littérature), les poussières issues de la carbonisation du bois, des grignons épuisés et

du procédé de conversion de SO<sub>2</sub> en SO<sub>3</sub> (installations 1, 2 et 4), n'ont pas été analysées. L'analyse n'a donc concerné que les rejets émanant des foyers à fuel lourd et du réacteur chimique de TSP (installations 3 et 5). Le groupe d'éléments sélectionné pour l'analyse est composé de Pb, Cd, Ni, Cu et Zn. Cette sélection a été basée à la fois sur la toxicité élevée de ces métaux et sur leur taux d'enrichissement croissant dans l'aérosol des zones urbaines et industrielles. Ce dernier a été confirmé par plusieurs auteurs [11, 12, 14, 15].

Le calcul des facteurs d'émission spécifiques aux métaux toxiques sélectionnés conduit à des résultats très variables (Tableau 6, ci-contre). En aval du réacteur chimique de TSP, les facteurs d'émission de Zn sont évalués à 9 g/t, ceux de Ni, Cd et Cu viennent ensuite avec des valeurs variant entre 2 et 3,2 g/t, alors que ceux du Pb sont relativement faibles, de l'ordre 0,3 g/t. Les facteurs d'émission des métaux émanant du foyer à fuel lourd sont, dans l'ensemble, faibles, inférieurs à 0,7 g/t. Une exception concerne le facteur du Ni, qui présente une valeur supérieure à 15 g/t.

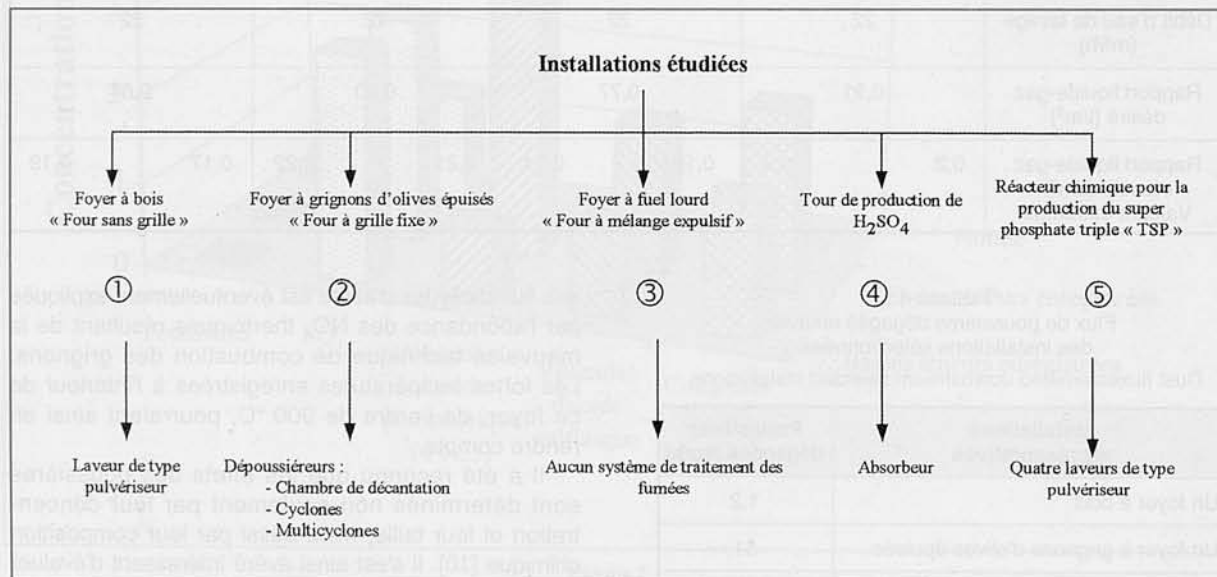


Figure 9.  
Structure des installations représentatives.  
Structure of studied installations.

Tableau 6.  
Facteurs d'émission des métaux toxiques en aval du foyer à fuel lourd et du réacteur chimique (g/t).  
Toxic metals emission factors downstream heavy fuel burning system and chemical reactor (g/t).

| Installations                                    | Ni   | Cd | Pb  | Cu  | Zn  |
|--------------------------------------------------|------|----|-----|-----|-----|
| Foyer à fuel lourd N° 2<br>(capacité 4,8 t/j)    | 15,6 | ND | 0,2 | 0,2 | 0,6 |
| Réacteur chimique de TSP<br>(g/t de TSP produit) | 3,1  | 2  | 0,3 | 3,2 | 9,4 |

De ce qui précède, on déduit :

- qu'en aval de chaque installation, la variabilité notée entre les facteurs d'émission des métaux est attribuable à leurs quantités combinées à la matière (le phosphate brut dans le cas du réacteur chimique et le fuel lourd dans le cas du foyer) ;
- que la variabilité, d'une installation à l'autre, des facteurs d'émission d'un même métal est explicable par la sélection des procédés complètement différents.

Pour mieux affiner les résultats fournis par cette approche, le recours à celle par flux d'émission est nécessaire.

#### – L'approche par flux d'émission

Elle consiste à calculer les flux annuels de métaux lourds, calcul qui repose sur l'approche par facteurs d'émission fixée par l'équation (1).

$$E_{ijk} = FE_{ijk} \cdot A_i \quad (1) \quad [11]$$

avec

$E_{ijk}$  [g/an] : flux d'émission de métal lourd  $j$  par l'installation  $i$  à travers l'effluent  $k$ .

$FE_{ijk}$  [g/t] : facteur d'émission de l'installation  $i$  pour le métal lourd  $j$  et l'effluent  $k$ .

$A_i$  [t/an] : activité de l'installation  $i$  (consommation annuelle de combustible).

$i, j, k$  : indices de l'installation, du métal lourd et de l'effluent.

Les flux de métaux calculés montrent que le réacteur chimique de TSP est la source principale émettrice de la part prépondérante des métaux sélectionnés (Tableau 7). Les flux les plus élevés sont associés au Zn (3 132 kg/an) et à un moindre degré au Ni et au Cu (1 046 et 1 065 kg/an). Ainsi, sa contribution à l'émanation des métaux dépasse de loin celle d'un foyer à fuel lourd de capacité 4,8 t/j (Ni : 1 046 kg/an contre 27 kg/an). À titre comparatif, les émissions de

Ni générées à partir de ce réacteur chimique correspondent à celles émises par 38 foyers de capacité similaire à celle du foyer étudié. Un tel chiffre excédant presque deux fois le nombre total des foyers de même type existant dans la ville, témoigne de la forte contribution de ce réacteur chimique à l'enrichissement local de l'aérosol urbain en composante métallique. Il mérite par conséquent d'être équipé de systèmes antipollution adéquats.

#### Conclusion

Cette étude a permis d'effectuer un inventaire des rejets atmosphériques issus des foyers à fuels liquide et solide et des procédés de transformation chimique du phosphate brut dans les principales usines de la ville de Sfax. Elle a dégagé plusieurs formes de pollution regroupant :

- une pollution mixte, gazeuse et particulaire, formée par les oxydes de soufre, les vésicules d'acide sulfurique, les vésicules d'acide phosphorique, les composés fluorés et les poussières provenant de la transformation chimique du phosphate brut ;
- une pollution particulaire résultant de la combustion des grignons et de la carbonisation du bois ;
- une pollution par les oxydes de soufre et les poussières issue de la combustion des fuels lourds.

Malgré la présence des pulvérisateurs et des dépoussiéreurs en aval des installations étudiées, le captage des polluants demeure très limité. Le faible rapport liquide-gaz, le colmatage des buses de pulvérisation et la mauvaise qualité des eaux de lavage sont éventuellement les principaux facteurs qui ont engendré la faible rétention des résidus de la transformation du phosphate brut. En aval des foyers à fuel lourd, à bois et à grignons d'olives épuisés, les forts débits d'émission, l'importance de l'excès d'air et la granulométrie fine des poussières (suies)

Tableau 7.  
Flux de métaux lourds en aval d'un foyer à fuel lourd et d'un réacteur chimique (kg/an).  
Heavy metals fluxes downstream a heavy fuel burning system and a chemical reactor (kg/year).

| Installations                                 | Ni    | Cd  | Pb   | Cu    | Zn    |
|-----------------------------------------------|-------|-----|------|-------|-------|
| Foyer à fuel lourd N° 2<br>(capacité 4,8 t/j) | 27    | ND  | 0,42 | 0,35  | 1,1   |
| Réacteur chimique de TSP                      | 1 046 | 653 | 94   | 1 065 | 3 132 |

témoignent d'une faible rétention des résidus de combustion. En se basant sur les flux annuels de métaux, on constate que le réacteur chimique de la « SIAPE » est le plus polluant dans la ville. En effet, sa contribution à l'émission de métaux dépasse de loin celle de plusieurs foyers à fuel lourd représentatifs dans la ville.

À la lumière de ces résultats, le traitement adéquat des rejets gazeux et particulaires émanant des sources sélectionnées s'impose pour réduire les différentes formes de pollution générées. Dans le complexe chimique « SIAPE », l'installation de laveurs plus performants en aval des réacteurs chimiques et l'emploi du procédé de « double contact double absorption, favorisant un taux de conversion de  $\text{SO}_2$  en  $\text{SO}_3$  de l'ordre de 99,8 % » en aval de l'unité sulfurique semblent recommandables. Le remplacement des fours à grille fixe par des foyers cyclones, en aval des foyers à grignons d'olives permet une meilleure réduction des poussières. Le

recours à des installations antipollution par procédé sec et à hautes performances telles que les filtres à manches ou les précipitateurs électriques en aval des foyers à fuel lourd demeurent, par ailleurs, d'un grand intérêt.

### Mots clés

Polluants atmosphériques. Combustibles liquide et solide. Phosphate brut. Facteurs d'émission. Flux d'émission. Systèmes antipollution.

### Keywords

Atmospheric pollutants. Liquid and solid fuels. Raw phosphate. Emission factors. Emission fluxes. Antipollution systems.

### Références

1. Japanese Standards Association JSA. Japanese Industrial Standards Methods sampling of flue gas. Printed in Japan, 1995.
2. Ben Abdallah B, Carre J, Khennas S. Guide Biomasse-énergie, Academia, (ed.). Louvain-la-Neuve 1994 : 170 p.
3. Delphine B. Émissions atmosphériques des combustions domestiques : Étude des processus et détermination des sources à l'échelle régionale et globale en Afrique. Thèse, Université Paul Sabatier, Toulouse 1996 : 1-43.
4. Japan International Cooperation Agency. The study on waste water treatment and recycling of selected industries in the region of Sfax in the Republic of Tunisia, 1993.
5. Azri C, Obay I, Medhioub K. Un moyen de lutte contre la pollution issue de la combustion des grignons d'olives. Techniques, Sciences, Méthodes (TSM) 1999 ; 9 (94) : 82-92.
6. Nefzaoui A, Zidani M. Les sous-produits de l'olivier 1987 ; 5 : 68 p.
7. Henri D. Encyclopédie pratique de mécanique et électricité. Tome 1 : 703-30.
8. Azri C. Contribution des sources mobiles et fixes à la pollution atmosphérique dans la région de Sfax (Tunisie). Thèse de Doctorat, Université de Tunis II, 2000 : 239 p.
9. Robert A, Corbitt PE. Industrial Pollution Control. Volume 1. Air and water 1972 : 1-257.
10. Organisation Mondiale de la Santé, OMS. Manuel de gestion de la qualité de l'air des villes. 1978 : 199 p.
11. Pacyna JM. Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe. Atmos Environ 1984 ; 18 (1) : 41-50.
12. Robert L. Les métaux lourds dans l'air : sources, émissions, mesure, effets. Pollution atmosphérique 1993 ; 139 : 63-74.
13. Veaux Ch, Zundel T, Rentz O. Bilan intégré des émissions et installations fixes de combustion de métaux lourds en Alsace et dans le Bade-Wurtemberg. Pollution atmosphérique 1997 ; 153 : 88-98.
14. Rahn KA. The chemical composition of the atmospheric aerosols. Technical report of graduate school of oceanography, University of Rhode Island, 1976.
15. Coles DG, Ragaini RC, Ondov JM, Fisher GL, Silberman D, Prentice BA. Chemical studies of stack fly ash from a coal-fired power plant. Envir Sci Technol 1979 ; 13 : 455-9.