

Application d'un modèle de dispersion pour l'évaluation de la pollution atmosphérique au voisinage d'une décharge non contrôlée (Cas de la décharge municipale de Oued Smar à Alger)

*Application of a dispersion model for the evaluation of atmospheric pollution in the vicinity of a non controlled landfill
(Case study : the municipal landfill of Oued Smar in Algiers)*

M. Tayeb AOUDIA (*) Chargé de Recherche (*)

RÉSUMÉ

La décharge municipale de Oued-Smar à Alger constitue une source importante d'émission pour une multitude de polluants atmosphériques suite à la combustion sur site à l'air libre d'une grande variété de déchets (déchets ménagers, industriels, d'hôpitaux...).

Pour évaluer l'impact de cette pollution sur l'environnement, un modèle de dispersion utilisant les données climatologiques de la zone a été mis en œuvre pour élaborer les cartes de pollution moyenne saisonnières autour de la décharge.

Les résultats montrent que les secteurs les plus affectés sont le Nord et Nord-Est en hiver ainsi que le Sud et Sud-Ouest en été. Ces secteurs correspondent respectivement à la zone urbaine de Beaulieu et à des terrains agricoles.

Sur la base des taux d'émission estimés pour quelques polluants potentiels, les concentrations moyennes sous le vent dominant dépassent dans la plupart des cas les valeurs limites d'exposition (VLE) adoptées comme valeurs guides de qualité de l'air et ce jusqu'à 10 km de la source d'émission.

Malgré les incertitudes qui affectent les estimations des taux d'émission, les résultats de la simulation dénotent que l'impact sur l'environnement est probablement très élevé particulièrement durant les conditions météorologiques stables.

Pour remédier à cette situation, le déplacement de la décharge sur un site éloigné des zones urbaines et agricoles avec implantation d'un incinérateur équipé d'un système anti-pollution est actuellement la solution recommandée.

ABSTRACT

The municipal landfill of Oued Smar in Algiers is an important emission source for various atmospheric pollutants. The emissions result from open air combustion of wastes of different origins (domestic, industrial, hospital wastes...).

To evaluate the impact of this pollution on the environment, a dispersion model fed with the climatological data of the site has been used in order to elaborate the seasonal mean pollution maps around the landfill.

The results show that the most affected sectors are North and North East in winter and South and South West in summer. These sectors correspond respectively to the urban area of Beaulieu and to agricultural lands.

On the basis of estimated emission rates for few potential pollutants, the dominant downwind mean concentrations exceed in most cases, within 10 km from the source, the threshold limit value (TLV) adopted as a guide for air quality.

Despite uncertainties that affect the emission rate estimations, the simulation show that the impact on the environment is probably very high particularly during stable meteorological conditions.

As a remedy to this situation, it is recommended to move the landfill to a new site which has to be far away from urban and agricultural areas. This new site should be equipped with an incinerator fitted with an anti-pollution system.

(*) Centre de Recherche pour la Valorisation des Hydrocarbures et leurs Dérivés (CERHYD), B.P. 131 Dar-el-beida Alger (Algérie)

1. Introduction

1.1 Objectifs

La décharge municipale de Oued Smar (Est d'Alger) constitue une importante source de pollution atmosphérique qui affecte toute la région environnante. La combustion des déchets à l'air libre ainsi que leur dégradation donnent lieu à l'émission d'une multitude de gaz et de particules qui se dispersent ensuite sous l'effet du vent dans les différents secteurs.

Le nuage de pollution qui enveloppe la région est souvent visible à l'œil nu, particulièrement durant la nuit et tôt le matin quand les conditions météorologiques sont défavorables (faible vitesse de vent et présence d'inversion thermique).

Ces situations qui sont très fréquentes, présentent selon les résidents et travailleurs de la région, une gêne considérable qui se traduit par des difficultés respiratoires, des picotements de la gorge et des yeux et autres irritations diverses. Ce type de symptômes sont généralement constatés durant les épisodes de pollution où les concentrations sont suffisamment élevées pour provoquer des effets sur la santé, particulièrement chez les sujets sensibles (enfants, personnes âgées ou malades). Afin d'évaluer l'impact sur l'environnement de cette décharge, un modèle climatologique de dispersion a été utilisé pour élaborer des cartes de pollution moyenne saisonnière autour de la source d'émission.

1.2 Description du site

La décharge se situe à la limite ouest de la zone industrielle de Oued Smar et s'étend approximativement sur 37,5 hectares de terrain plat ayant la forme d'un parallélogramme de 750 m × 500 m. Elle est limitée au nord par la voie de chemin de fer, à l'est par le tracé de l'oued Smar canalisé, au sud par l'autoroute et à l'ouest par la commune d'El-harrach (voir fig. 1).

1.3 Climatologie

La connaissance des paramètres climatologiques est nécessaire pour identifier les secteurs autour de la décharge qui sont affectés par la dispersion des polluants gazeux. En effet, la dispersion des polluants dans la zone est fortement tributaire des données météorologiques (direction et force du vent et classes de stabilité atmosphériques).

Les données de vent utilisées sont celles mesurées à la station météorologique officielle de Dar-el-beida située à 5 km à l'est de la décharge.

Les fréquences sectorielles de vent et les vitesses moyennes correspondantes qui sont nécessaires à la mise en œuvre du modèle ont été calculées sur une période de 35 ans de mesure (1956-1990). Les résultats pour les différentes saisons de l'année (1) figurent sur le tableau I.

Tableau I
Fréquences de directions (%) et de vitesses moyennes (m/s) de vent à Dar-el-beida pour les différentes saisons (période 1956-1990).

Wind direction frequencies (%) and mean speeds (m/s) at Dar-el-beida for different seasons (period 1956-1990)

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
HIVER								
Fm	8,9	6,3	3,3	1,5	10,3	21,5	16,5	5,8
Vm	4,0	3,7	3,36	2,8	3,36	3,36	5,1	5,56
PRINTEMPS								
Fm	16,1	17,0	5,2	1,0	4,5	10,3	10,4	7,0
Vm	4,13	4,36	3,9	3,26	3,06	3,03	5,36	5,06
ETE								
Fm	18,3	21,5	5,3	1,0	4,0	7,6	6,2	5,2
Vm	4,13	4,5	3,86	3,26	3,03	2,86	3,4	4,43
AUTOMNE								
Fm	8,2	6,3	3,3	1,6	11,5	21,7	14,7	4,5
Vm	4,06	3,36	3,2	3,06	3,66	3,3	4,86	4,96

Figure 1.
Site de localisation de la décharge.
Echelle : 1/25000.

2 Polluants émis

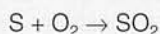
2.1 Nature des émissions

Les polluants émis sont soit de nature gazeuse (matières organiques volatiles, SO₂, NO/NO₂, HCl, CO, NH₃ etc.) soit de nature solide (poussières, cendres, suie etc.).

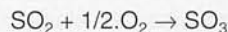
Compte tenu de la grande variété des rejets, il est difficile de faire un bilan complet de ces émissions. La combustion des déchets sur site à l'air libre ainsi que leur dégradation dans le temps permettent cependant d'identifier quelques polluants potentiels.

Les nombreux éléments présents dans les déchets ainsi que l'absence d'incinérateur pour une combustion contrôlée entraîne une pollution atmosphérique probablement plus importante et des combustions incomplètes avec formation :

- d'oxyde de carbone (CO),
- d'hydrocarbures,
- de composés partiellement oxydés (aldéhydes, acides, cétones, etc.),
- de l'anhydride sulfureux ou sulfurique (SO₂ et SO₃) car les déchets peuvent contenir autre chose que le carbone et l'hydrogène, du soufre qui se transforme lors de la combustion en :



Puis par oxydation dans l'air en :



La présence dans les déchets d'éléments différents de ceux mentionnés ci-dessus peut augmenter la variété des polluants émis dans l'atmosphère.

Les fumées générées par la combustion des matières plastiques présentes dans les déchets constituent un mélange très complexe de polluants [2]. Dans ces fumées on peut retrouver selon la nature du polymère, du monoxyde de carbone, des hydrocarbures aliphatiques ou cycliques, des aldéhydes (formaldéhyde, acroléine), de l'acide cyanhydrique....

En cas de température suffisamment élevée durant la combustion, des oxydes d'azote (NO et NO₂) peuvent également se former à partir de l'azote de l'air.

Des composés organiques volatils sont également générés au niveau de la décharge. Les principaux gaz identifiés par Barry L. & al. [3], au niveau des décharges Américaines lors de l'incinération non contrôlée d'un mélange de déchets municipaux et d'hôpitaux sont présentés au tableau II.

THOMAS T. SHEN [4] estime qu'au niveau de la plupart des décharges municipales les COV figurant au tableau III sont également présents. Un certain nombre de ces composés tels les hydrocarbures chlorés, les polyaromatiques, les dioxines, le benzène etc. sont très toxiques.

La combustion entraîne également l'émission de fumées, de cendres et de fines particules de poussières sur lesquelles peuvent être adsorbés des matières toxiques tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, l'étain, le zinc, l'aluminium etc. En effet, tous ces métaux peuvent être présents dans les déchets sous des formes diverses : soudures de boîtes de conserves, batteries, câbles électriques, rebus électro-ménagers etc.

Durant la combustion, ces métaux ne sont pas détruits et se retrouvent presque intégralement soit dans les cendres de fond, soit dans les émissions (tab. IV).

Tableau II

Composés organiques volatils identifiés lors de l'incinération d'un mélange de déchets municipaux et d'hôpitaux.
Volatil organic compounds identified from incineration of municipal and medical wastes

Composés organiques volatils	Composés organiques volatils
Chlorométhane	Chlorodibromométhane
Di.Cl.Di.F.méthane	1,2-Dibromométhane
Dichlorométhane	Tribromométhane
Bromométhane	Tetrachloroéthène
Tri.Cl.Tri.F.éthane	Tetrachlorure de carbone
1,1-Dichloroéthylène	Toluène
1,2-Dichloroéthylène	Ethyl benzène
Chloroforme	Xylènes totaux
Tri.Cl.F.éthane	Benzène
1,2-Dichloroéthane	Naphtalène
1,1,1-trichloroéthane	Tetrachloroéthane
Bromodichlorométhane	Formaldehydes
1,2-Dichloropropane	PCB
Trichloroéthylène	

Tableau III
Liste des composés organiques émis par la plupart des décharges.
List of organic compounds emitted from most of landfills.

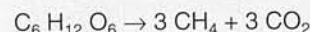
Composés	Composés
Méthanol	Ethylamine
Isopropanol	Aniline
Ethanol	Tri.Cl.éthylène
Phenol	Chlorure de vinyl
Acétone	Tri.Cl.F.méthane
Méthylethyl k	Di.Cl.éthylène
Méthyl acétate	Di.Cl.Propylène
Ethyl acétate	Bromoforme
Acétaldehyde	Tet.Cl.éthylène
Acide acétique	Chlorobenzène
Styrène	Cyclohexane
Hexane	Pentane
Chlorure de méthyl.	Heptane
Tétrachlorure de carbone	Fluorotoluène
Di. méthylamine	Chloroéthane

Tableau IV
Taux d'émission estimés pour quelques polluants potentiels rejetés à partir de la décharge.
Estimated emission rates for some potential pollutants emitted from the landfill.

Polluants	Taux d'émission estimés
Oxyde de carbone (CO)	500 à 1 200 mg/m ³
Méthane (CH ₄)	9 à 660 mg/m ³
Oxydes de soufre (SO ₂ et SO ₃)	300 à 1 000 mg/m ³
Oxydes d'azote (NO et NO ₂)	100 à 400 mg/m ³
Chlore sous forme de HCl	340 à 2 000 mg/m ³
Fluor sous forme de HF	0,5 à 2 mg/m ³
Poussières	2 à 15 gr/m ³
Ammoniac	20 mg/m ³
Aluminium	400 mg/m ³
Zinc	60 mg/m ³
Plomb	9 mg/m ³
Cuivre	4 mg/m ³
Chrome	3 mg/m ³
Cadmium	1 mg/m ³

Les métaux adsorbés sur les cendres volantes ou les particules présentent plus de danger pour l'environnement compte tenu de leur dispersion dans l'atmosphère. Des tests organisés par l'U.S. EPA en 1982 et dont les résultats ont été rapportés par GORMAN & al. [5], montrent que les émissions dans l'atmosphère de métaux lourds au niveau de différents incinérateurs contrôlés et non contrôlés varient dans de larges proportions. D'autres polluants liés à la phase de dégradation des déchets organiques sont également émis au niveau de la décharge. Ces polluants sont produits lors de la fermentation des déchets aisément dégradables (déchets alimentaires et végétaux surtout). Ils sont constitués essentiellement de méthane (CH₄) et de

gaz carbonique comme le montre la réaction de dégradation du glucose ci-dessous :



La phase finale de la dégradation est caractérisée par une absence totale d'oxygène rendant le milieu progressivement anaérobie. Cette phase est génératrice de composés volatils nauséabonds tels que : l'ammoniac (NH₃), l'hydrogène sulfuré (H₂S), les mercaptans et les produits organiques divers.

Ainsi, les tableaux II, III, et IV présentent quelques uns des principaux polluants potentiels susceptibles d'être émis par la décharge et dont la dispersion sous l'effet du vent peut affecter le voisinage sur un rayon de plusieurs kilomètres.

2.2 Taux d'émission

Un des buts du présent travail est précisément d'évaluer l'impact de cette décharge à travers la mise en œuvre d'un modèle climatologique de dispersion pour estimer les concentrations moyennes saisonnières de ces polluants dans l'air à différentes distances de la décharge.

L'utilisation de ces modèles nécessite entre autres, une quantification des taux d'émission pour les différents polluants. Compte tenu de l'absence de données fiables sur ces taux, les concentrations moyennes estimées par le modèle doivent être utilisées avec précaution.

En effet, ces taux d'émissions sont affectés par plusieurs incertitudes liées principalement à la quantité, la nature et la composition des déchets ainsi qu'à leurs caractéristiques physico-chimiques (température, humidité, pH...).

Une récente enquête effectuée par un bureau d'étude Allemand (Technischer Überwachungs) [6] a estimé à 4 000 tonnes par jour la quantité de déchets qui arrive sur la décharge de Oued Smar, dont 1 600 t/jour de déchets ménagers et 2 400 t/jour de déchets industriels incluant des déchets toxiques ou dangereux (déchets d'hôpitaux, produits chimiques divers etc.).

En prenant une base de travail de cinq (05) jours par semaine, il y a donc stockage de 20 000 tonnes par semaine, soit approximativement un (01) million de tonnes par an.

Les déchets sont incinérés sur site à l'air libre par des feux couvants. La partie combustible pour le cas de l'Algérie est estimée par R. GILLET [7] à 15 % compte tenu de la contenance en eau de ces déchets qui représente près de 60 % de la masse totale.

Par ailleurs, le volume des gaz de combustion est estimé à 1 000 m³ par tonne de déchets brûlés soit 1 m³/kg [7]. Ainsi annuellement, le volume total des gaz de combustion généré est approximativement de :

$$1\,000\,000\,t \times 15/100 \times 1\,000\,m^3 = 150\,000\,000\,m^3$$

La concentration des polluants dans les gaz de combustion varie selon les estimations. Les chiffres cités dans la littérature (7, 13, 14, 16) et ceux proposés par GILLET [7] pour les déchets Algériens, sont données au tableau IV pour quelques polluants potentiels.

Les concentrations de méthane (tab. IV) sont dues, comme pour les combustibles fossiles, à une combustion incomplète.

Pour le cas des COV, En plus de leur dispersion par voie atmosphérique, ils peuvent également être transportés par diffusion à travers le sol et contaminer des zones qui sont loin de la décharge.

HODGSON A.T. [8] rapporte qu'une étude récente menée par le « Air Ressource Board » de

Californie (U.S.A) a permis de mettre en évidence la présence de ces COV à travers l'analyse d'échantillons prélevés dans des puits situés dans le voisinage des décharges. Ces analyses qui concernent 288 décharges ont montré que dans 64 % des cas, la concentration des COV sous forme de méthane dépasse 5 ppm et dans 20 % des cas le seuil de 50 000 ppm est atteint. Ces résultats prouvent bien qu'il y a migration des gaz à travers le sol.

La diffusion de ces gaz s'effectue à travers la porosité des différentes couches du sol et peuvent émerger lors d'une fissure du sol ou à travers les conduites d'eau et se retrouver ensuite à l'intérieur des habitations (cuisines, salles d'eau).

Ces gaz qui arrivent non dilués entraînent des concentrations localisées très élevées et peuvent constituer un grave danger pour les riverains des décharges [5, 8].

Deux autres gaz retiennent l'attention compte tenu de leur toxicité élevée. Il s'agit des dioxines exprimées sous forme d'équivalent de TCDD (2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxine) et des hydrocarbures polyaromatiques. Leurs concentrations dans les gaz de combustion lors de l'incinération des déchets ménagers sont estimées à (6) :

– Dioxines	0,1 µg/m ³
– Hydrocarbures polyaromatiques (PAH)	20 mg/m ³

Ces taux sont probablement plus élevés à Oued Smar compte tenu de la présence en quantité importante de déchets industriels.

Pour exprimer en mg/m²/s Les taux d'émission utilisés comme input dans le modèle, il a été retenu l'hypothèse d'une répartition uniforme des déchets sur l'ensemble de la surface de la décharge qui est de 375 000 m² ainsi qu'une combustion permanente des déchets tout le long de l'année.

3. Description du modèle

Il existe un grand nombre de modèles plus ou moins complexes pour traiter les « sources surfaces » [9]. Dans notre cas, nous avons retenu le modèle ATDL (Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory) décrit par HANNA S.R. (10) à cause de sa simplicité et dont la qualité des résultats sont tout à fait comparables à ceux générés par des modèles plus sophistiqués.

La surface totale de la décharge est divisée en petits carrés de 250 m de côté. Le modèle ATDL assume que la concentration moyenne pour une période donnée au centre d'un carré d'indice (0) par exemple peut être calculée par une relation simple de type :

$$C.U = C0.Q0 + C1.Q1 + C2.Q2 + C3.Q3 + \dots Cn.Qn \quad (1)$$

où :

C : est la concentration moyenne (mg/m³) au centre du carré d'indice (0)

U : Vitesse moyenne du vent (m/s)

Q₁, 2, ..n : Taux d'émission relatifs aux carrés d'indice 1, 2, 3 ...n situés sur la même ligne de direction de vent en amont du carré d'indice (0) conformément au modèle de grille [11] présentée en fig. 2. C₀, 1, 2, ..n : coefficients multiplicateurs qui dépendent des conditions météo et de la dimension des carrés.

En pratique, la variation du taux d'émission est probablement très faible d'un carré de grille à un autre, la valeur de Q peut donc être considérée comme constante. Ainsi l'eq.(1) se réduit à :

$$C.U = Q (C_0 + C_1 + C_2 + \dots C_n) \quad (2)$$

Les valeurs des coefficients multiplicateurs sont déduites à partir des équations du modèle ATDL de HANNA et GIFFORD [12].

En effet ce modèle est essentiellement un modèle de boîte (Box model) qui utilise la forme intégrale du modèle de GAUSS et qui traite une « source surface » comme une infinité de sources ponctuelles [12]. L'hypothèse du « narrow plume » de Gifford permet de déduire l'eq. (3) ci-dessous pour calculer les concentrations dues aux sources surfaces :

$$C = \int_0^L (2/\pi)^{1/2} \frac{Q_s}{U \cdot \text{sig } Z} dx \quad (3)$$

où :

Q_s : Intensité de la source en mg/m²/s

L : Largeur de grille retenue pour le calcul (m)

U : Vitesse du vent (m/s)

sigz : Ecart type de la diffusion verticale (m)

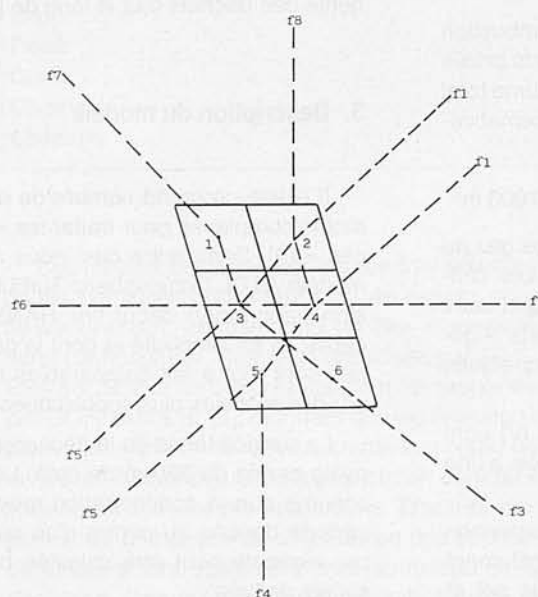


Figure 2.

Grille des fréquences des directions de vent.
Wind direction frequencies grid

SMITH [15] a suggéré la relation suivante pour décrire Sigz :

$$\text{Sigz} = a.X^b$$

où a et b sont des paramètres qui caractérisent l'état de stabilité de l'atmosphère. Ils s'appliquent aussi bien aux zones urbaines que rurales. Ces paramètres sont présentés dans le tableau V ci-dessous :

Tableau V

Paramètres a et b suggérés par Smith (Eq. 1).
Parameters a and b suggested by Smith (Eq. 1).

Classes de stabilité atmosphérique	Paramètres	
	a	b
Très instable	0,4	0,91
Instable	0,33	0,86
Neutre	0,22	0,78
Stable	0,06	0,71

La solution de l'eq.(3) se présente sous la forme suivante :

$$C = (2/\pi)^{1/2} \frac{(L/2)^{1-b}}{Ua (1-b)} \times$$

$$\left[Q_0 + \sum_{i=1}^{i=n} Q_i ((2i+1)^{1-b} - (2i-1)^{1-b}) \right]$$

n étant le nombre de carrés par côté de grille.

Par comparaison entre l'eq.(1) et (3) il est possible de déduire les valeurs des coefficients multiplicateurs qui sont :

$$C_0 = (2/\pi)^{1/2} \frac{(L/2)}{a (1-b)}$$

$$C_1 = (2/\pi)^{1/2} \frac{(L/2)^{(1-b)}}{a (1-b)} [3^{1-b} - 1]$$

$$C_2 = (2/\pi)^{1/2} \frac{(L/2)^{(1-b)}}{a (1-b)} [5^{1-b} - 3^{1-b}]$$

et ainsi de suite jusqu'à i = n.

Les classes de stabilité atmosphérique qui prédominent sur le site sont généralement neutres (classe D). La classe stable est cependant assez fréquente durant la nuit et se prolonge jusqu'aux premières heures de la matinée particulièrement durant la saison d'hiver [17]. Les valeurs des différents coefficients multiplicateurs calculées jusqu'à i = 10 pour les conditions neutres et stables sont contenues dans le tableau VI.

4. Elaboration et discussion des cartes de pollution

Le modèle décrit ci-dessus a été appliqué au site pour l'estimation des moyennes saisonnières à différents carrés de grille qui recouvre la zone sur

Tableau VI
Valeurs des coefficients multiplicateurs en fonction de la classe de stabilité.
Grid multipliers for various stability classes.

Coefficients multiplicateurs										
Classe neutre										
C0 47,7	C1 13,0	C2 7,2	C3 5,2	C4 4,2	C5 3,5	C6 3,0	C7 2,7	C8 2,4	C9 2,2	C10 2,0
Classe stable										
186,0	69,8	40,8	30,4	24,7	21,1	18,5	16,6	15,1	13,9	12,9

un rayon de 2,5 km autour de la décharge. Ces estimations ont permis le tracé des cartes de pollution saisonnières. Les calculs ont été effectués pour des conditions météorologiques neutres.

La dispersion des polluants sous l'effet des conditions météorologiques étant la même, l'élaboration d'une seule carte moyenne saisonnière suffirait pour l'ensemble des polluants si le taux d'émission de chacun est connu.

Les cartes saisonnières (fig. 3 à 6) ont été élaborées sur la base d'un taux d'émission normalisé de un gramme par seconde (1 g/s) par carré de grille de 250 m de côté. Ce taux équivaut à 0,016 mg/m²/s. Si le taux d'émission Q (mg/m²/s) d'un polluant donné est différent de 0,016 mg/m²/s, il y a lieu de multiplier chaque côté d'isoline par le rapport Q/0,016.

Les cartes de pollution moyenne permettent de mettre en évidence le contour des zones qui sont les plus souvent affectées par la dispersion des différents polluants.

En été les secteurs situés au Sud et au Sud-Ouest de la décharge sont les plus touchés alors qu'en hiver la pollution affecte essentiellement les secteurs Nord et Nord-Est. Cette situation résulte des vents dominants qui sont respectivement du Nord et Nord-Est en été et du Sud et Sud-Ouest en hiver. Durant les saisons intermédiaires (printemps et automne), il y a un passage progressif des secteurs pollués en hiver aux secteurs pollués en été. Cette situation résulte de la rotation des vents dominants du Nord - Nord-Est en été au Sud - Sud-Ouest en hiver.

Il y a lieu de noter que les secteurs Nord et Nord-Est qui sont particulièrement affectés en hiver correspondent précisément aux zones à forte densité d'habitat (quartier de Beaulieu) alors que les secteurs pollués en été concernent des espaces agricoles (fig. 3 à 6).

Durant les conditions météorologiques stables, la situation en matière de pollution dans la zone est encore plus critique à cause d'une mauvaise dilution des polluants.

En effet, les coefficients multiplicateurs C0,1,2,...n qui dépendent de la classe de stabilité (tab. VI) montrent que durant la classe stable, les concentrations sont multipliées par un facteur variant approximativement entre 4 et 6. Durant cette situation les concentrations peuvent être très élevées particulièrement dans les secteurs sous le vent.

Les concentrations les plus élevées se rencontrent dans un rayon de 1 à 2 km autour de la décharge, et quand le taux d'émission pour un polluant donné est élevé, la zone d'impact où les normes courantes de qualité de l'air sont dépassées (normes CEE, Américaines, OMS...) peut s'étendre sur plusieurs kilomètres particulièrement durant les conditions météorologiques stables.

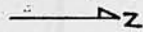
A titre d'exemple pour les polluants dont on dispose d'une estimation des taux d'émission (tab. IV), les concentrations calculées à 1 km et à 10 km de la décharge dans les directions les plus affectées, restent encore pour la plupart de ces polluants potentiels très élevées par rapport aux valeurs limites d'exposition (VLE) adoptées comme guides pour évaluer la qualité de l'air (tab. VII).

En effet, les normes de qualité de l'air ne sont pas disponibles pour tous les polluants, particulièrement pour les composés organiques. La VLE qui est en usage pour les problèmes d'hygiène industrielle [18, 19, 20] est le seuil au dessous duquel il n'y a pas d'effets adverses sur la santé des travailleurs qui y sont exposés huit heures par jour et cinq jours par semaine. La VLE ne peut en aucun cas remplacer la norme de qualité de l'air qui est approximativement entre 1/15 et 1/20 de la VLE. Aussi, la VLE n'est utilisée dans notre cas qu'à titre de comparaison avec les concentrations moyennes saisonnières estimées au voisinage de la décharge.

Les concentrations moyennes estimées par le modèle (tab. VII) concernent le secteur Nord-Est où sont observées les valeurs maximales durant les saisons d'automne et d'hiver.

Pour les polluants dont les taux d'émission se situent dans un intervalle donné, la borne inférieure

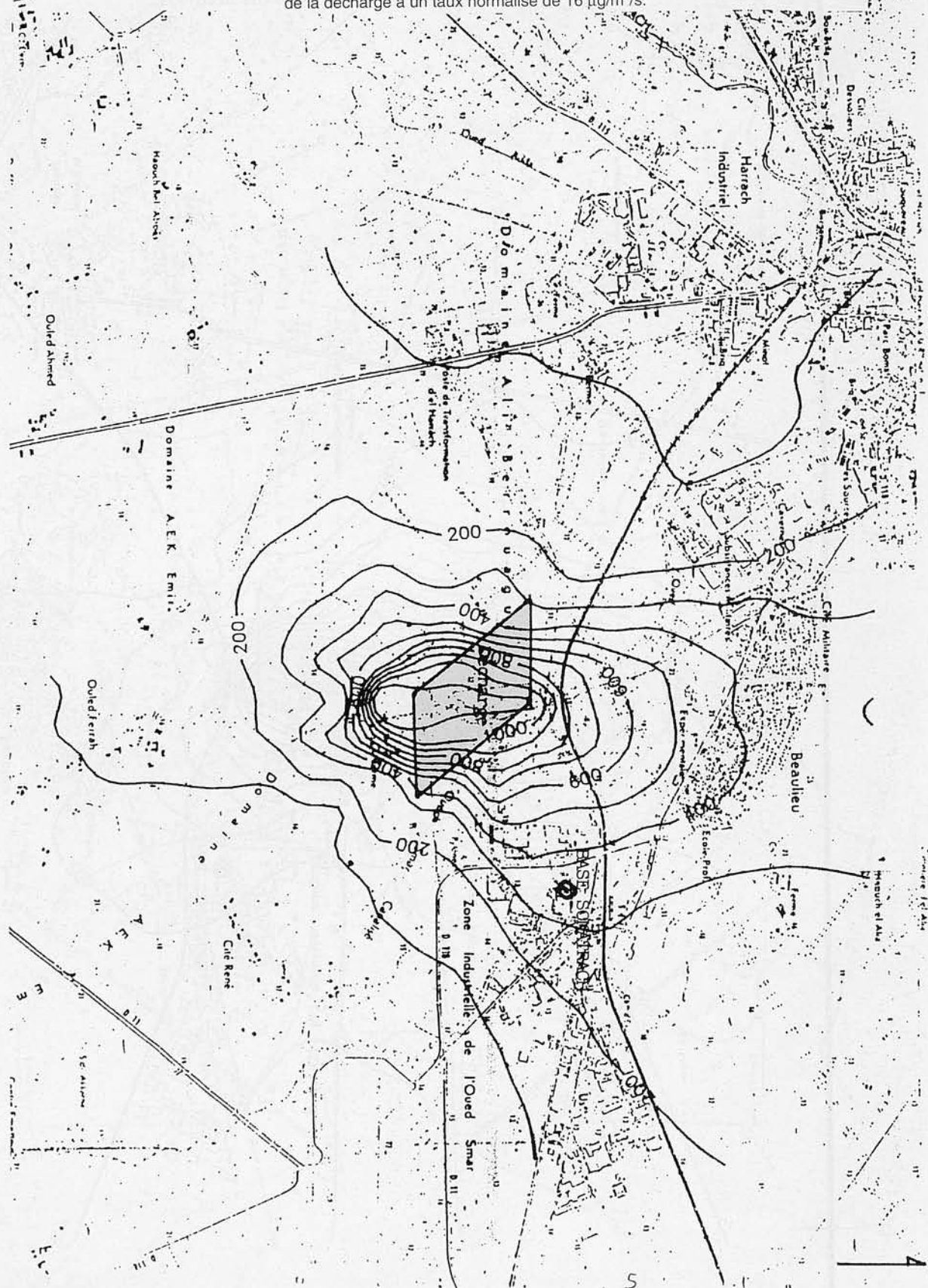
Figure 3.



[illegible]

Figure 5.

Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) durant la saison d'été pour un polluant gazeux donné émis à partir de la décharge à un taux normalisé de $16 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$.



Concentrations moyennes ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) durant la saison d'automne pour un polluant gazeux donné émis à partir de la décharge à un taux normalisé de $16 \mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$.

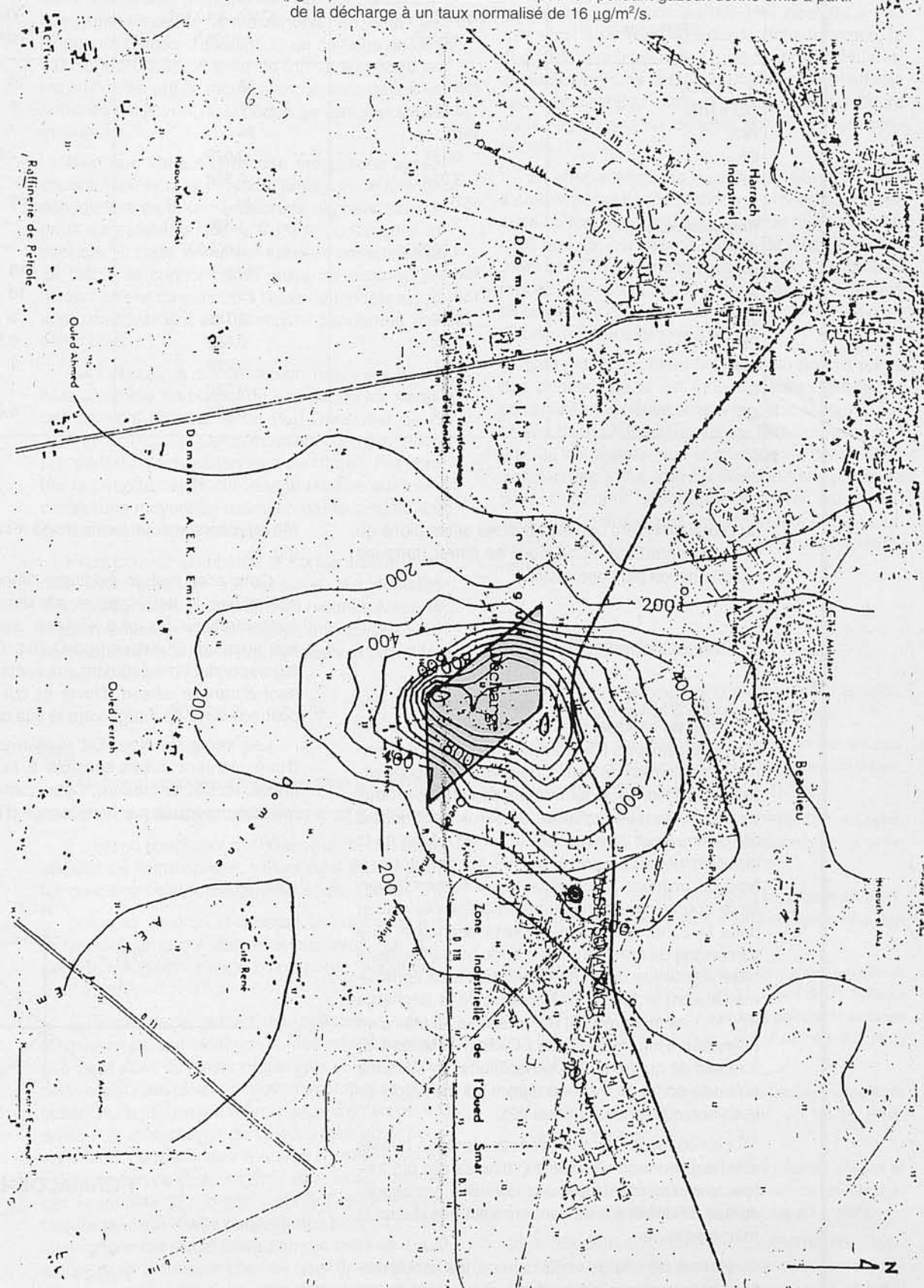


Tableau VII
Concentrations estimées à 1 et 10 kms pour quelques polluants potentiels.
Estimated concentrations at 1 and 10 kms for some potential pollutants.

Polluants	Conc. à 1 km (mg/m ³)	Conc. à 10 km (mg/m ³)	VLE (mg/m ³)
SO ₂ + SO ₃	158	28	10
NO + NO ₂	38,6	7	6
HCL	158	28	7
HF	0,151	0,028	2,5
CH ₄	3,024	0,558	—
CO	457	81	55
Polyaromatiques	7,9	1,395	—
Dioxine	0,000038	0,000007	—
Poussières	788	139,5	15
Al	158	28	10
Zn	23,50	4,185	5
Pb	3,02	0,558	0,5
Cu	1,51	0,279	1
Cr	0,75	0,223	1
Cd	0,34	0,056	0,05

de l'intervalle a été utilisée dans les estimations de ces concentrations et ce pour se situer dans les conditions les plus optimistes.

5. Données observées sur site

L'utilisation d'un traceur pour la validation des résultats du modèle aurait été souhaitable. L'absence de moyens n'a malheureusement pas permis la réalisation de cette opération. Pour contourner cette difficulté, le formaldéhyde comme produit de combustion de certaines matières plastiques a été retenu pour être mesuré et ce en raison de la disponibilité d'un équipement de mesure pour ce type de polluant. De plus, aucune source importante connue de formaldéhyde ne semble exister dans la zone, à l'exception de la décharge. Une campagne de mesure a été menée au niveau de la base logistique de SONATRACH située approximativement à 500 m au Nord-Est de la décharge (fig. 1). Les mesures ont été réalisées à l'aide d'un analyseur à infrarouge (type FOXBORO Miran 1 B) à raison de quatre à cinq échantillons par semaine prélevés en fin de matinée durant les trois mois de la saison d'hiver (janv.-mars 92).

Les concentrations moyennes dont les durées d'échantillonnage sont de dix minutes ont été traitées conjointement avec les données correspondantes de directions de vent enregistrées durant la même période.

Hormis les cas de vents calmes, les concentrations moyennes relatives aux huit secteurs de direction de vent ont été calculées. Les résultats ont

été représentés sous forme d'une rose de pollution (fig. 7).

Cette rose met en évidence l'impact de la décharge sur le voisinage et fait ressortir que les concentrations les plus élevées sont associées aux secteurs Ouest et Sud-Ouest. Ces secteurs correspondent précisément aux vents qui prédominent durant la saison d'hiver et qui ramènent la pollution de la décharge vers le site de mesure.

Les vents du Nord-Est également contribuer d'une manière assez sensible à la pollution au niveau du site de mesure. Cette contribution pourrait être expliquée par la présence d'une levurerie

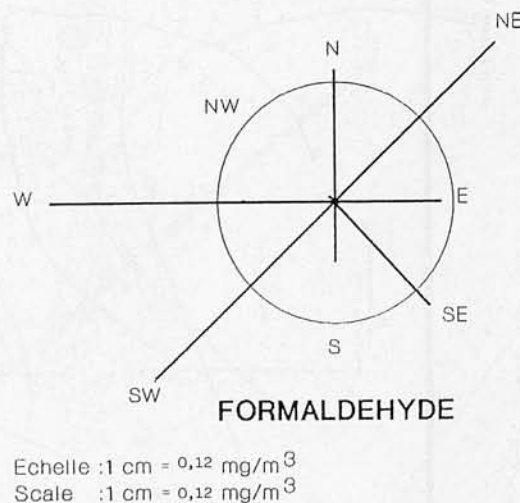


Figure 7.
Rose de pollution au niveau de la base Sonatrach.
Pollution rose at the Sonatrach base.

située approximativement à un kilomètre au Nord-Est de la base SONATRACH. Cette unité qui constitue une source d'émission pour divers gaz organiques, interférerait probablement sur les concentrations observées de formaldéhyde. En effet, les longueurs d'onde d'absorption de certains de ces gaz sont proches de celle du formaldéhyde. Il en est probablement de même avec certains polluants ramenés par le vent de la décharge vers le point de mesure.

Bien que variant dans des proportions assez importantes, le taux moyen d'émission de formaldéhyde lors de la combustion de déchets municipaux est estimé par Barry L. [3] à : 0,8 mg/kg de déchets. Si cette valeur est adoptée comme base de calcul, la concentration moyenne estimée au niveau du site de mesure à l'aide du modèle serait approximativement de 0,3 mg/m³ pendant la saison d'hiver.

Par ailleurs, la concentration moyenne hivernale observée au niveau du site durant les périodes de vent d'Ouest et de Sud-Ouest est de : 0,8 mg/m³ (fig. 7). Cette moyenne correspond à une période d'échantillonnage de 10 min. Par contre, la période d'échantillonnage relative aux concentrations moyennes estimées par le modèle est généralement d'une heure [12].

Pour pouvoir comparer la concentration estimée avec celle qui est mesurée, les périodes d'échantillonnage devant être les mêmes. Aussi, la relation suivante est généralement utilisée (15) pour estimer les concentrations relatives aux différentes périodes :

$$C(60)/C(10) = (10/60)^r$$

où :

C(60) : est la concentration moyenne sur 60 min.

C(10) : est la concentration moyenne sur 10 min.

r : est un coefficient qui dépend de la classe de stabilité de l'atmosphère. r étant égal à 0,35 pour les conditions météorologiques neutres (classe D).

Selon la relation ci-dessus, la concentration moyenne qui aurait dû être observée sur une période d'échantillonnage d'une heure, serait de : 0,43 mg/m³.

A l'instar de la plupart des polluants, le taux d'émission de formaldéhyde au niveau des décharges varie dans de larges proportions. Si nous retenons cependant la valeur moyenne proposée dans la littérature [3] comme étant le taux d'émission au niveau de la décharge de Oued Smar, nous pouvons alors constater que la marge d'erreur entre la valeur observée (0,43 mg/m³) et la valeur prévue par le modèle (0,3 mg/m³) est à l'intérieur d'un facteur de deux. Cette performance peut être considérée comme acceptable compte tenu de l'état actuel de la technique pour ce type de modèle et des incertitudes liées au taux d'émission et aux erreurs de mesure.

6. Conclusion

En raison des différents polluants qui s'y dégagent suite à une combustion des déchets à l'air libre ainsi qu'à leur dégradation dans le temps, la décharge municipale de Oued Smar constitue indéniablement une nuisance importante qui affecte aussi bien la santé des habitants et des travailleurs de la région que les cultures des zones environnantes.

En effet, malgré les incertitudes liées aux taux d'émission, les concentrations estimées pour quelques polluants potentiels à l'aide du modèle, montrent que les normes courantes de qualité de l'air (normes CEE, Américaines, OMS...) sont très probablement dépassées dans les secteurs les plus affectés et ce particulièrement durant les conditions météorologiques stables.

Cette situation étant préjudiciable pour la santé des populations, il est indispensable d'étudier la possibilité d'un déplacement de cette décharge sur un site de moindre influence sur l'environnement. Il y a lieu de signaler que la pratique de combustion des déchets à l'air libre est interdite dans plusieurs pays. Il est donc nécessaire de prévoir sur le nouveau site l'installation d'un incinérateur équipé d'un système anti-pollution afin de préserver l'environnement.

Bibliographie

- [1] Atlas Climatologique de la station de Dar el beida. Office National de la Météorologie (1990).
- [2] BOITEAU H.L. Risques d'intoxication par les produits de combustion des polymères synthétiques. Communication soc. Med. Trav. (1979).
- [3] BARRY L., WALKER B.L., COOPER C.D. Air pollution emission factors for waste incinerators. J. of Air & W. Man. Ass. Vol 42 N 6, (1992).
- [4] THOMAS T. SHEN. Estimating hazardous air emissions from disposal sites. Pollution Engineering, August 1981.
- [5] OPPELT E.T. Incineration of hazardous waste. A critical review. JAPCA. Vol.37, N 5, (1987). WOOD J.A., PORTER M.L., Hazardous pollutants in class II landfills. J. of Air Poll. Cont. Ass. Vol. 37, N 5, (1987).
- [6] TUV BAYERN. Estimation des risques potentiels émanant de la décharge d'Alger., pp. 38-39, Postfach D. 8000 Munchen, (1990).
- [7] GILLET R. Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement. Vol. 2 OMS, PNUD Copenhague (1986).
- [8] HODGSON A.T., GARBESI K., SEXTRO R.G., DAISEY J.M. Soil-Gas contamination and entry of volatile organic compounds into a house near a landfill. J. of Air & W. Man. Ass. Vol. 42, N 3, (1992).

- [9] Air pollution modeling and its application. Edited by C. DE WISPELAERE., Plenum press, New York, 1981.
- [10] HANNA S.R. A simple methode of calculating dispersion from urban area sources. J. of Air Poll. Cont. Ass. Vol. 21 N 12 (1971).
- [11] GIFFORD F.A., HANNA S.R., Power Generation : Air pollution monitoring and control. Edit. Ann Arbor Sci. pp. 71-81 (1976).
- [12] HANNA S.R., BRIGGS G.A., HOSKER R.P. Handbook on atmospheric diffusion, U.S. Dpt of Energy (1982).
- [13] DOTREPPE-GRISARD N. Déchets solides industriels et urbains. Ed. LAVOISIER (1986).
- [14] O.E.C.D. Estimation of greenhouse gas emissions and sinks Final report from the OECD experts meeting, 18-21 Fev. 1991
- [15] Recommended guide for the prediction of the dispersion of airborne effluents Ed. Smith-Singer Inc., 1968.
- [16] CALVERT S., ENGLUND H.M. Handbook of air pollution technology. Willey Interscience, 1984, pp. 527.
- [17] AOUDIA M.T. Pollution atmosphérique dans la région Est d'Alger. Pollution Atmosphérique N 130, Avril-Juin 1991.
- [18] International Labour Office, Geneva. Encyclopedia of occupational health an safety, 1983.
- [19] SKC Inc. Compréhensive catalogue & Guide, USA 1987.
- [20] Valeurs admises pour les concentrations de certaines substances dangereuses dans l'atmosphère des lieux de travail., (circulaire du 19 juillet 1982 du Ministère Français du travail). Cahiers de notes documentaires n 109, 4^e trim. 1982.

Je tiens à remercier l'Entreprise Nationale SONATRACH pour le support financier apporté à la réalisation de ce travail ainsi que pour l'autorisation donnée à la publication des résultats obtenus.

On nous demande de faire savoir

ENVIRONNEMENT SA

Les dernières innovations dans le domaine de la surveillance de la qualité de l'air de Environnement S.A. sont :

LA MESURE DES VOC

- HC51M : Analyseur de composés organiques volatils totaux.
- BTX61M : Analyseur de benzène, toluène, xylène par chromatographie et FID.

LA MESURE DES TRS (composés soufrés totaux)

- RACK TRS : Système de conversion des TRS en SO₂ associé à l'analyseur AF21M.

LA MESURE PAR TÉLÉDÉTECTION

Deux nouveaux produits révolutionnaires utilisant la technologie DOAS :

- SANOA : Mesure multipolluant sur une distance de plusieurs centaines de mètres (nouvelle version compatible PC).
- SAOZ : Spectromètre pour la mesure depuis le sol de l'ozone et du dioxyde d'azote stratosphérique.

ECORISQUE 95

L'École Nationale de Santé Publique, en collaboration avec le Réseau National de Santé Publique, organise, du 27 mars au 14 avril

95 au château de Bierville près d'Etampes, une formation en santé publique et environnement.

Elle est destinée aux professionnels exerçant des responsabilités dans les secteurs de la santé et/ou de l'environnement. Les objectifs sont de fournir aux participants les outils leur permettant :

- d'identifier les problèmes de santé environnementale dans une population, notamment par la surveillance épidémiologique ;
- d'analyser l'importance de ces problèmes en mettant en œuvre des investigations épidémiologiques, toxicologiques ou microbiologiques pour évaluer les risques ;
- d'intervenir au plan technique et juridique dans l'élaboration des normes et des réglementations ;
- et de communiquer de façon adaptée notamment dans les situations d'urgence et de crise.

Cette formation repose sur une pédagogie interactive fondée sur la résolution d'exercices pratiques et de nombreuses mises en situation.

Pour obtenir un dossier de candidature, vous pouvez écrire à :

Ecorisque a/s william DAB
ENSP
14, rue du val d'Osne
94415 Saint-Maurice Cedex