

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA
MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR
PIERRE FRANCOEUR**

**ÉVALUATION DU MODÈLE DE DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE BLP
SUR LE SITE DE L'ALUMINERIE DE BÉCANCOUR**

DÉCEMBRE 1996

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

RÉSUMÉ

Le modèle de dispersion atmosphérique BLP a été spécialement conçu pour les alumineries et permet de prédire les quantités de fluorures gazeux que l'on retrouve dans l'atmosphère à partir des émissions de l'usine. L'Aluminerie de Bécancour Inc. (ABI) serait désireuse d'utiliser ce modèle dans son réseau de surveillance environnementale. Toutefois, Hanna (1993) souligne qu'il n'est pas rare de voir un modèle de dispersion surestimer les concentrations de contaminants de 40% à un endroit et de les sous-estimer de 40% à un autre. Il devient donc important d'évaluer la performance du modèle sur le site même où il sera utilisé.

Ce projet de recherche consiste donc à évaluer la performance du modèle BLP, sur le site de l'Aluminerie de Bécancour, et de faire une analyse de sensibilité de ce modèle.

L'obtention d'une bonne performance de la part du BLP pourrait permettre à l'Aluminerie de Bécancour d'utiliser ce dernier dans son réseau de surveillance environnementale comme outil de prédiction du niveau de contamination de l'atmosphère par les fluorures et, par le fait même, de déterminer le potentiel de risque pour la végétation et les animaux. Ce modèle pourrait donc représenter un outil de gestion efficace pour le suivi environnemental des fluorures.

Le biais fractionnaire (FB), la fraction à l'intérieur d'un facteur de 2 (FAC2) et le coefficient de corrélation (R) ont été utilisés pour évaluer la performance du modèle BLP sur le site de l'Aluminerie de Bécancour. Par la suite, l'élaboration d'un indice de performance composé (IPC), regroupant ces trois indicateurs statistiques, a permis de déterminer sous quelles conditions le modèle est le plus performant via une analyse de sensibilité du BLP. Finalement, la déviation au carré moyenne normalisée (DCMN) a permis de vérifier si les résultats qu'elle

fournit convergeaient dans le même sens que le IPC provenant de l'analyse de sensibilité.

Chacun de ces paramètres statistiques possède des critères d'évaluation différents. Les valeurs de BF se situent dans l'intervalle allant de -2 à +2 avec une valeur optimale à 0. FAC2 et R ont une valeur optimale à 1 et minimale à 0. IPC a également une valeur minimale à 0 mais sa valeur maximale se situe à 3. DCMN possède une valeur optimale à 0 mais n'a pas de borne supérieure.

Avant de procéder comme tel, des essais in situ ont permis de vérifier la fiabilité des échantillonneurs utilisés par l'ABI pour mesurer la teneur en fluorures dans l'air ambiant à proximité de l'aluminerie. Ces essais ont démontré que l'emploi d'une sonde de téflon sur les échantillonneurs des stations témoins fournit des résultats supérieurs à ceux obtenus lors de l'utilisation d'une sonde en acier inoxydable. Ceci serait dû à l'effet corrosif des fluorures sur l'acier inoxydable, ce qui est évité par l'emploi du téflon. Une analyse statistique effectuée sur les données provenant de l'utilisation des deux sondes a permis de déterminer un facteur d'ajustement de 3.84, ajustement qui a été apporté aux appareils de l'ABI afin d'obtenir des concentrations plus réalistes.

Afin de vérifier si les données météorologiques de la centrale nucléaire Gentilly II pouvaient remplacer les données manquantes de l'ABI, des essais comparatifs ont été réalisés sur ces données. Les résultats obtenus indiquent que la température est le seul paramètre présentant un coefficient de corrélation supérieur à 0.90 entre les valeurs mesurées par les deux stations. La stabilité de l'atmosphère, la vitesse et la direction du vent présentent tout de même des coefficients de corrélation supérieurs à 0.70, laissant place toutefois à quelques incertitudes au niveau de certaines valeurs. L'analyse de sensibilité a permis de vérifier si la variation de certains de ces paramètres avait une incidence sur la performance du BLP.

Une fois ces différents essais réalisés, il a été possible de déterminer la valeur de chacun des paramètres statistiques utilisés pour évaluer la performance du BLP et sous quelles conditions ce dernier offrait un rendement maximum.

Pour chaque indicateur statistique, la valeur optimale a été obtenue lorsque la stabilité de l'atmosphère a été augmentée d'une classe par rapport aux données originales. Les valeurs de FB, FAC2, R ont été respectivement de -1.04, 0.18 et de 0.18 lors de l'utilisation des données originales comparativement à 0.26, 0.28 et 0.58 lorsque la stabilité est augmentée d'une classe par rapport à ces dernières. Le IPC résultant a également été optimal dans la seconde situation, passant de 0.84 à 1.73, tout comme la DCMN qui passait de 7.34 à 2.64. Suite à ces informations, il semble que les résultats soient plus réalistes et le modèle BLP plus performant, sur le site de l'ABI, lorsque la stabilité de l'atmosphère est augmentée d'une classe par rapport aux données originales.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier et à exprimer ma reconnaissance à mon directeur de recherches, le docteur LeRoy Pazdernik, pour le support et les discussions constructives qui m'ont permis de réaliser ce projet.

Des remerciements sont également adressés à monsieur Pierre Mercier, mesdames Céline Lavallée et Nicole Coutu, ainsi qu'à toute l'équipe du département Laboratoire-Environnement de l'Aluminerie de Bécancour Inc. pour leurs disponibilités, leurs judicieux conseils et leurs précieuses contributions à diverses étapes du projet.

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
REMERCIEMENTS	v
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES TABLEAUX	x
1.0 PROBLÉMATIQUE	1
2.0 OBJECTIFS DE RECHERCHES	6
3.0 MODÉLISATION ET BLP	11
3.1 Modèle BLP	14
3.2 Caractéristiques du BLP	15
3.3 Description technique	17
3.3.1 Équations du modèle gaussien pour source ponctuelle	18
3.3.2 Équations du modèle gaussien pour source linéaire	19
3.3.3 Rabattement du panache de fumée d'une source ponctuelle	21
3.3.4 Élévation des panaches de fumées	24
3.3.4.1 Sources ponctuelles avec cisaillement vertical associé au vent	25
3.3.4.2 Sources ponctuelles avec rabattement	26
3.3.4.3 Sources linéaires avec cisaillement vertical associé au vent	27
3.3.4.4 Sources linéaires avec rabattement et dépendance à la direction du vent	28

3.3.5	Résumé	29
4.0	DONNÉES NÉCESSAIRES AUX SIMULATIONS	30
4.1	Émissions.	30
4.2	Données météorologiques	40
4.3	Milieu récepteur	49
5.0	ANALYSE DE SENSIBILITÉ	61
6.0	RÉSULTATS	72
6.1	Biais fractionnaire	72
6.2	Fraction à l'intérieur d'un facteur de deux	73
6.3	Coefficient de corrélation	76
6.4	Indice de performance composé	79
6.5	Déviations au carré moyenne normalisée	81
6.6	Isocontours de concentrations	83
7.0	CONCLUSION	90
	BIBLIOGRAPHIE.	93
ANNEXE A:	CONCENTRATIONS DE FLUORURES GAZEUX RETROUVÉES	
	AUX STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE	99
ANNEXE B:	CONCENTRATIONS DE FLUORURES GAZEUX PRÉDITES PAR	
	LE BLP AVEC LES DONNÉES ORIGINALES.	105
ANNEXE B:	CONCENTRATIONS DE FLUORURES GAZEUX PRÉDITES PAR	
	LE BLP LORSQUE LA STABILITÉ EST AUGMENTÉE D'UNE	
	CLASSE	111

LISTE DES FIGURES

Figure 1-	Localisation de l'aluminerie de Bécancour et des stations 305, 340, 400 et 425	31
Figure 2-	Plan schématique de l'Aluminerie de Bécancour Inc.	33
Figure 3-	Impacts associés à quelques classes de stabilité sur la dispersion des contaminants	41
Figure 4-	Fréquence de la direction des vents au cours des mois de juin et juillet 1992	46
Figure 5-	Fréquence de la direction des vents au cours des mois d'août et septembre 1992	47
Figure 6-	Fréquence de la direction des vents au cours du mois d'octobre 1992 . . .	48
Figure 7-	Concentrations de fluorures obtenues lors de l'essai no.1	55
Figure 8-	Concentrations de fluorures obtenues lors de l'essai no.2	56
Figure 9-	Concentrations de fluorures obtenues lors de l'essai no.3	57
Figure 10-	Profils des températures mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire	64
Figure 11-	Profils des classes de stabilité mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire	65
Figure 12-	Profils des vitesses du vent mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire	66
Figure 13-	Fréquences des directions du vent mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire	67
Figure 14-	Différences entre les classes de stabilité mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire	69
Figure 15-	Différences entre les vitesses du vent mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire	70

Figure 16-	Biais fractionnaires et fractions à l'intérieur d'un facteur de deux obtenus pour chacune des une des séries de simulations	74
Figure 17-	Droites de régression obtenues avec les données originales et lorsque la stabilité est augmentée d'une classe	77
Figure 18-	Indices de performance composés et déviations au carré moyennes normalisées obtenus pour chacune des séries de simulations	80
Figure 19-	Isocontours de concentrations: juin 1992	84
Figure 20-	Isocontours de concentrations: juillet 1992	85
Figure 21-	Isocontours de concentrations: août 1992	86
Figure 22-	Isocontours de concentrations: septembre 1992	87
Figure 23-	Isocontours de concentrations: octobre 1992	88

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-	Coordonnées des sources d'émissions de l'aluminerie: lanterneaux . . .	32
Tableau 2-	Coordonnées des sources d'émissions de l'aluminerie: cheminées. . .	34
Tableau 3-	Dimensions des sources d'émissions de l'aluminerie.	34
Tableau 4.1-	Informations relatives aux sources d'émissions: juin 1992.	36
Tableau 4.2-	Informations relatives aux sources d'émissions: juillet 1992	37
Tableau 4.3-	Informations relatives aux sources d'émissions: août 1992.	37
Tableau 4.4-	Informations relatives aux sources d'émissions: septembre 1992	38
Tableau 4.5-	Informations relatives aux sources d'émissions: octobre 1992.	38
Tableau 4.6-	Informations relatives aux sources d'émissions: température.	39
Tableau 5-	Définition des classes de stabilité.	40
Tableau 6-	Périodes couvertes par les données météorologiques de la centrale nucléaire.	44
Tableau 7-	Caractéristiques des appareils de la station météorologique de l'ABI. .	45
Tableau 8-	Sommaire météorologique des mois à l'étude.	49
Tableau 9-	Coordonnées des stations d'échantillonnage par rapport au point de référence.	51
Tableau 10-	Essais de comparaison acier inoxydable - téflon.	53
Tableau 11-	Résultats des tests de Student sur les essais acier inoxydable - téflon.	58
Tableau 12-	Données d'entrées pour les simulations	60
Tableau 13-	Facteurs de corrélation obtenus entre les données météorologiques provenant des stations de l'ABI et de la centrale nucléaire.	63

Tableau 14-	Comparaison des facteurs de corrélation obtenus lors des simulations avec ceux obtenus par Coupal et al. (1985)	78
Tableau 15-	Indicateurs statistiques obtenus pour chacune des séries de simulations	82

1.0 PROBLÉMATIQUE

Un modèle de dispersion atmosphérique est une expression mathématique établissant une relation entre les sources de contaminants atmosphériques et les concentrations ambiantes résultant de ces émissions. Ces modèles sont utilisés afin de déterminer des estimés quantitatifs du niveau de la qualité de l'air (Ross et al. 1989). Le modèle BLP (**B**uoyant **L**ine and **P**oint Source) a été spécialement conçu pour les alumineries (Schulman et al., 1980). Il permet de prédire la quantité de fluorures gazeux que l'on retrouve dans l'atmosphère à partir des émissions de l'usine.

L'Aluminerie de Bécancour Inc. (ABI), située dans la province de Québec, serait désireuse d'utiliser ce modèle de dispersion dans son réseau de surveillance environnementale. Ce dernier n'a toutefois jamais fait l'objet d'essais visant à déterminer son niveau de performance avec les données recueillies sur le site de l'ABI. Hanna (1993) souligne qu'il n'est pas rare de voir un modèle de dispersion surestimer les concentrations de contaminants de 40% à un endroit et de les sous-estimer de 40% à un autre. Il devient donc important d'évaluer la performance du modèle sur le site même où il sera utilisé; ceci afin de vérifier si le modèle est apte à simuler la dispersion des contaminants.

Les alumineries libèrent des fluorures dans l'atmosphère via l'utilisation de la cryolite ou hexafluoroaluminate de sodium (Na_3AlF_6). Cette dernière est utilisée comme fondant dans l'élaboration de l'aluminium à partir de la bauxite. Selon le Ministère de l'Environnement du Québec (1993), les alumineries auraient rejeté 2610 tonnes de fluorures dans l'air au cours de l'année 1990 au Québec. De telles quantités de fluorures présentes dans l'atmosphère peuvent, suite à leur déposition, affecter la végétation à proximité des sources émettrices.

L'action des fluorures sur la végétation peut se manifester à différents degrés selon la sévérité de la dose s'y retrouvant. Selon Goyer (1981), la chlorose et la

nécrose sont les deux types de lésions apparentes provoquées par les fluorures sur les plantes.

La chlorose se manifeste en premier lieu et provoque le jaunissement ou la décoloration des feuilles à leur extrémité, s'étendant ensuite vers la base. Une augmentation de la concentration en fluorures provoque la nécrose des feuilles, le flétrissement, les changements de couleurs, la chute des vieilles feuilles et une perte de rendement (Goyer, 1981).

Plusieurs facteurs influencent le taux d'accumulation des fluorures dans la végétation. McCune et al. (1970) mentionnent que la teneur en fluorures dans le fourrage est fonction, entre autres, de l'espèce végétale, de son stade de développement, des conditions d'exposition aux contaminants (concentration, durée, fréquence) et des facteurs environnementaux tels que la température, les précipitations, les périodes d'ensoleillement et le type de sol où poussent ces végétaux. Bunce et al. (1985) ajoutent que la forme des feuilles affecte également les quantités de fluorures retrouvées dans les plantes.

De plus, l'étude menée par Baars et al. (1987) indique qu'il existe une relation entre les quantités de fluorures présentes dans les plantes et la période de croissance des végétaux. En effet, les résultats qu'ils ont obtenus suggèrent que les concentrations de fluorures retrouvées dans la végétation tôt au printemps soient environ 4 fois plus élevées que celles mesurées vers la fin de l'été. Les périodes d'ensoleillement et la température au cours de ces périodes pourraient expliquer ce phénomène.

La lumière contrôle plusieurs aspects de la croissance et du développement des végétaux et influence grandement la sensibilité des plantes aux contaminants atmosphériques (Parker, 1978). L'effet de la température est difficilement dissociable de celui de la lumière à cause de la forte relation entre ces deux facteurs. De façon générale, les plantes sont plus sensibles à l'agression des

contaminants et ont de plus fortes tendances à subir des lésions lorsque la température augmente le long de l'intervalle allant de 5 à 30°C (Parker, 1978).

McCune et al. (1970) confirment ces dires en mentionnant que la lumière et la température sont reconnues pour avoir un impact sur les concentrations de fluorures retrouvées dans le fourrage. Ces derniers signalent, entre autres, que les concentrations de fluorures retrouvées dans les plantes de luzerne sont plus élevées chez les plantes exposées durant le jour que chez celles exposées durant la nuit. L'effet de la température sur les concentrations de contaminants retrouvées dans la végétation converge dans le même sens. Les travaux de Maclean et al. (1970) ont démontré qu'une augmentation de la température de 16 à 26°C a pour effet d'augmenter la concentration de fluorures dans les feuilles des plantes de tournesol soumises à l'exposition des fluorures atmosphériques.

Comme les plus longues périodes d'ensoleillement et les températures les plus élevées se situent au cours de la période de croissance des végétaux, le taux d'accumulation de fluorures par la végétation sera donc maximal au cours de cette période.

Cette végétation se veut un vecteur important de la contamination de certaines espèces animales par les fluorures. Les quantités de fourrage ingérées par les vaches, les boeufs et les moutons en font la principale source de contamination pour ces espèces dans les régions industrialisées. Les symptômes qui y sont associées apparaissent au niveau des systèmes dentaires et osseux, se traduisant par l'usure inégale des molaires, une perte des dents, ainsi que par une décalcification ou une hypercalcification des os (Goyer, 1981). De telles lésions chez un animal provoquent, entre autres, l'anorexie, qui découle de l'absorption réduite d'aliments, et des problèmes de boitements (Service de la protection de l'environnement, 1984).

Afin de protéger ces espèces animales et la végétation, des standards doivent être établis soit au niveau des concentrations de fluorures dans les végétaux, soit au niveau des concentrations de fluorures atmosphériques susceptibles de provoquer une accumulation excessive de fluorures dans la végétation (Van der Eerden, 1991). De façon générale, les lésions sont pratiquement inexistantes sur les espèces végétales les plus sensibles exposées à une concentration de fluorures gazeux d'environ $0.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Organisation Mondiale de la Santé, 1985), délimitant ainsi la concentration maximale admissible par ces mêmes espèces.

Les mécanismes régissant le taux d'accumulation des fluorures dans les végétaux sont relativement complexes, considérant les phénomènes d'accumulation, de distribution et d'élimination du contaminant par les végétaux, de même que les multiples voies d'accès du contaminant à l'intérieur des plantes. Toutefois, Van der Eerden (1991) mentionne que l'accumulation des fluorures dans le fourrage à partir du sol et des racines est généralement de faible importance. De plus, Less et al. (1975) soulignent que l'apport des fluorures gazeux sur la teneur retrouvée dans la végétation est de beaucoup supérieur à celui des fluorures particulaires, les résultats qu'ils ont obtenus suggérant une contribution des fluorures gazeux supérieure à plus de 80 fois celle des fluorures particulaires. Ces derniers points laissent donc présager que les fluorures gazeux sont la principale source de contamination du fourrage.

À ce stade, deux approches peuvent être envisagées afin d'établir des modèles de prédiction qui permettront de statuer sur le potentiel de risque pour la végétation et les animaux. La première option consiste à développer des modèles capables de prédire les quantités de fluorures retrouvées dans la végétation à partir des fluorures présents dans l'air ambiant, tels que ceux développés par Bunce (1985), Narayan et al. (1992) et Van der Eerden (1991). Cependant, la plupart de ces modèles ne sont valides que dans les régions où ils ont été développés étant donné qu'ils sont fonction des conditions spécifiques au site étudié.

La seconde option porte sur l'utilisation des logiciels de modélisation de la dispersion atmosphérique qui permettent de prédire les quantités de contaminants que l'on retrouve dans l'atmosphère à partir de leurs points d'émission. Si les concentrations de contaminants atmosphériques produisant des lésions chez les végétaux sont connues, il est alors possible de statuer sur le potentiel de risque pour la végétation et les animaux, via l'utilisation de ces modèles.

C'est cette dernière option qu'a choisie l'ABI avec l'utilisation projetée du BLP. Ce modèle doit toutefois faire l'objet d'une évaluation sur le site même de l'ABI, préalablement à son intégration dans un programme régulier de surveillance environnementale, afin de déterminer son niveau de performance.

2.0 OBJECTIFS DE RECHERCHES

L'objectif de ce projet de recherche consiste donc à évaluer la performance du modèle BLP lors d'une application réelle, en utilisant les données recueillies sur le site de l'Aluminerie de Bécancour. Comme Fox (1981) mentionne que la composante finale de l'évaluation scientifique d'un modèle de dispersion consiste en une analyse de sensibilité du modèle en question, une analyse de ce type sera réalisée afin de compléter l'évaluation du modèle BLP. Les résultats découlant de cette analyse de sensibilité permettront de vérifier si le modèle est plus performant suite à la variation de certains paramètres d'entrées utilisés lors des simulations.

L'obtention d'une bonne performance de la part du BLP permettrait, à la limite, de ne se fier qu'à ce modèle pour prédire la quantité de fluorures gazeux présents dans l'air ambiant et le risque de danger pour la végétation et les animaux. Le BLP pourrait très bien s'insérer dans un réseau de surveillance environnementale beaucoup plus étendu, étant donné la possibilité d'avoir la concentration en fluorures gazeux à plusieurs points du milieu récepteur à partir des émissions de l'usine. Ce modèle pourrait donc représenter un outil de gestion efficace pour le suivi environnemental des fluorures. Les mois retenus pour les simulations ont été les mois de juin à octobre 1992 qui couvrent la période de croissance des végétaux, période où le taux d'accumulation des fluorures par les plantes est le plus élevé (Baars et al., 1987).

Plusieurs études ont été réalisées sur l'évaluation de la performance des modèles de dispersion (Hanna (1993), Venkatram (1982), Weil et al. (1992)) ou sur la détermination du modèle de dispersion le plus performant parmi une série de modèles (Wilson (1993), Hanna et al. (1993), Cox et al. (1990), Ward (1994)). Turner (1979) définit les principaux termes retrouvés dans les études de dispersion de la façon suivante:

- *Vérification*: établir la vérité, l'exactitude ou la réalité de (ce qui implique qu'une analyse mathématique est réalisée sur une série de données (habituellement constituées de valeurs mesurées, relative à la qualité de l'air, et de valeurs prédites, via la modélisation, pour un même site et un même temps) avec des résultats favorables),
- *Validation*: confirmer et accepter (une seconde vérification qui prouve la première),
- *Évaluer*: examiner et juger, faire l'expertise soigneusement (l'évaluation doit être basée sur une vérification et, subséquemment, une validation ou à partir d'un examen des différents modules constituant le modèle et l'expérience passée de la valeur de ces modules),
- *Comparaison*: examen de deux ou plusieurs items afin d'établir des similarités ou non,
- *Analyse de sensibilité*: déterminer les changements survenus dans les résultats fournis par le modèle suite à des changements spécifiques effectués sur un (des) paramètre(s) d'entrée.

À la fin des années 1970, début des années 1980, le coefficient de corrélation était utilisé afin de comparer les concentrations prédites par les modèles de dispersion avec les concentrations mesurées à diverses stations d'échantillonnage. Une forte corrélation indiquait que le modèle était bon (cas relativement rares) tandis qu'une faible corrélation indiquait que le modèle était médiocre (cas les plus fréquents) (Zannetti, 1990). Cette façon de procéder faisait place à certaines lacunes. En effet, un coefficient de corrélation ne fait qu'indiquer si les résultats des concentrations prédites et mesurées vont dans le même sens. Il est toutefois possible que de bons résultats soient associés à des erreurs compensatoires dans diverses parties du modèle (Turner, 1979).

Le coefficient de corrélation devenait donc un indicateur statistique insuffisant et d'autres paramètres devaient être définis. Le milieu des années '80 fit place à de nouvelles méthodologies pour évaluer la performance des modèles de dispersion et de nouveaux paramètres statistiques furent dès lors utilisés. Wilson (1993) mentionne que, outre le coefficient de corrélation, le biais fractionnaire (BF), la fraction à l'intérieur d'un facteur de deux (FAC2) et la déviation au carré moyenne normalisée (DCMN) sont les indicateurs statistiques les plus utilisés depuis. Ces derniers paramètres se définissent de la façon suivante:

- Biais fractionnaire (BF): $BF = 2 (\overline{C_p} - \overline{C_o}) / (\overline{C_p} + \overline{C_o})$
- FAC2 = fraction des données correspondant à $0.5 \leq C_p / C_o \leq 2$
- Déviation au carré moyenne normalisée (DCMN):

$$DCMN = \overline{(C_o - C_p)^2} / (\overline{C_o} \overline{C_p})$$

où C_o : concentration observée

C_p : concentration correspondante prédite par le modèle.

Le biais fractionnaire est symétrique, adimensionnel et ses valeurs se situent dans l'intervalle allant de -2 (sous-estimation extrême) à +2 (surestimation extrême) avec une valeur optimale à zéro. La fraction à l'intérieur d'un facteur de deux possède une valeur optimale à 1 et une valeur minimale à zéro. Finalement, la déviation au carré moyenne normalisée possède une valeur optimale à zéro mais n'a pas de limite supérieure.

Ces quatre paramètres, incluant le facteur de corrélation, seront utilisés au cours de cette étude pour évaluer la performance du modèle BLP lors des simulations des émissions de fluorures gazeux provenant de l'ABI. Fox (1981) mentionne qu'il est inapproprié d'établir des standards pour juger de la performance d'un modèle de dispersion en regard de l'utilisation de ces paramètres statistiques, ajoutant qu'ils peuvent toutefois être utilisés pour comparer la performance de

différents modèles. Dans ce cas-ci, au lieu d'être utilisés pour déterminer le modèle le plus performant parmi une série de modèles, ces indicateurs statistiques serviront à déterminer sous quelles conditions le modèle BLP est le plus performant via une analyse de sensibilité.

Tel que définies précédemment, les analyses de sensibilité consisteront à faire varier certains paramètres d'entrées lors des simulations, et permettront de vérifier si cette variation aura un effet positif sur le niveau de performance du BLP. Les modèles de dispersion font couramment l'objet de telles analyses. Irwin et al. (1985) ont vérifié l'impact associé à la variation de la dimension d'une grille utilisée pour définir l'étendue d'une source surfacique lors de simulations d'émissions de SO₂ avec le modèle CDM (Climatological Dispersion Model). Horwedel et al. (1992) décrivent une procédure automatique d'analyse de sensibilité qu'ils ont appliquée lors de simulations avec le modèle AIRDOS-EPA, analyse au cours de laquelle furent variés, entre autres, la vitesse moyenne du vent et la fréquence des classes de stabilité.

Les paramètres retenus pour la présente analyse de sensibilité seront ceux découlant des différentes hypothèses formulées en cours de recherches, ainsi que ceux provenant des traitements statistiques effectués sur les données météorologiques provenant des stations de l'ABI et de la centrale nucléaire Gentilly II.

Afin de pouvoir comparer les résultats de cette analyse de sensibilité et ceux obtenus lors de l'évaluation du BLP, un indicateur de performance composé (IPC) a été défini. Ce dernier est fonction de trois des quatre indicateurs statistiques utilisés et prend la forme suivante:

$$IPC = ((2 - BFA) / 2) + R + FAC2$$

où BFA: valeur absolue du biais fractionnaire

R: coefficient de corrélation

FAC2: fraction des données à l'intérieur d'un facteur de deux

Plus IPC est élevé, plus le niveau de performance atteint est élevé. Donc, le IPC le plus élevé, provenant d'une série de simulations, permettra de définir dans quelle(s) condition(s) le modèle atteint son niveau de performance maximum à l'intérieur des paramètres sélectionnés pour l'analyse de sensibilité.

Seule la déviation au carré moyenne normalisée n'est pas utilisée dans la définition de l'indice de performance composé. Le fait qu'elle n'est pas de borne supérieure nécessiterait l'imposition d'une valeur maximale, biaisant ainsi les résultats. Toutefois, étant donné le caractère indicatif de ce paramètre statistique, la DCMN sera déterminée pour chacune des séries de simulations et comparée à IPC afin de vérifier si les résultats concordent dans le même sens.

3.0 Modélisation et BLP

Turner (1979) définit les modèles de dispersion comme étant des expressions mathématiques reflétant les effets de l'atmosphère sur les contaminants atmosphériques, incluant les effets d'advection (transport) et de dispersion (dilution par le vent et dispersion due à la turbulence) des contaminants. Ces expressions mathématiques peuvent également tenir compte de l'élévation des panaches de fumée, du cisaillement associé au vent, ainsi que des transformations physiques et chimiques que peuvent subir les contaminants tels que les mécanismes d'élimination et de déposition.

Ces modèles de dispersion atmosphérique trouvent leurs applications dans plusieurs domaines. Ils peuvent notamment servir à (Zannetti, 1990):

- établir une réglementation pour contrôler les émissions de contaminants, c'est-à-dire déterminer le débit d'émissions maximum admissible qui permettra de rencontrer les standards fixés au niveau de la qualité de l'air,
- évaluer les techniques et stratégies envisagées afin de contrôler les émissions de contaminants, c'est-à-dire évaluer l'impact associé à différents systèmes de contrôle sur les émissions et leur répercussion environnementale,
- localiser le site de futures sources d'émissions de contaminants afin de minimiser leur impact environnemental,
- planifier le contrôle d'épisodes de pollution de l'air, c'est-à-dire définir des stratégies d'intervention immédiate afin d'éviter des épisodes sévères (déversement accidentel) de pollution atmosphérique dans certaines régions (comme lors de l'explosion d'un réservoir de gaz sous pression),
- estimer la responsabilité des niveaux de pollution existants, c'est-à-dire évaluer la relation émetteur-récepteur.

De plus, les modèles de dispersion peuvent être utilisés lors d'études environnementales ou études d'impact (Focus, 1994), dans les réseaux de

surveillance environnementale, pour la localisation de stations d'échantillonnage et pour le dimensionnement des sources d'émissions.

Leduc (1995) définit quatre types de modèles de dispersion, soient les modèles physiques, empiriques, numériques et numériques empiriques.

Les modèles physiques présentent l'approche la plus réaliste étant des modèles à l'échelle du milieu. Ils peuvent être nécessaires dans les cas les plus complexes comme lors de simulations d'épisodes de pollution dans un centre-ville ou lorsque les sources sont situées au milieu de bâtiments. La détermination des concentrations se fait par mesure directe.

Les modèles empiriques sont constitués de modèles de types statistiques, basés sur des relations statistiques entre les différentes variables disponibles et les quantités mesurées. Il peut s'agir de modèles chronologiques, de régressions à variables multiples, de modèles source-récepteur ou de modèles fonctionnels.

Les modèles numériques sont les modèles mathématiques les plus réalistes tenant compte des procédés physico-chimiques agissant sur les contaminants. Ils regroupent, entre autres, les modèles Eulériens et Lagrangiens. Les modèles Eulériens comprennent plusieurs modules spécialisés afin de représenter les phénomènes d'advection, de convection, de précipitations, les nuages, les phénomènes de dépôts secs et humides et les réactions chimiques. Ils exigent beaucoup de données d'entrées et les coûts associés à leur développement et leur utilisation sont très élevés ($\approx 500\,000$ \$/an). Les modèles Lagrangiens sont utilisés pour le suivi de la trajectoire de parcelles d'air. Ils sont plus faciles d'utilisation que les modèles Eulériens mais les résultats qu'ils fournissent sont moins intéressants (Leduc, 1995).

Les modèles numériques empiriques sont les modèles les plus fréquemment utilisés. Constitués de modèles de type Gaussien et ayant une facilité relative

d'utilisation, ils permettent d'estimer les concentrations de contaminants à court et à long termes. De façon générale, ce type de modèles surestime les concentrations maximum horaires mais fournit une estimation relativement bonne des moyennes annuelles. Le modèle BLP fait partie de ce type de modèles. Les principales hypothèses à la base des modèles gaussiens sont:

- le contaminant est stable,
- le régime météorologique est stable,
- le vent est homogène sur toute la hauteur de la couche de diffusion,
- la vitesse du vent est supérieure à 0 m/s,
- la ou les sources d'émissions sont continues (régime permanent),
- la topographie est régulière (peu accidentée),
- ne s'appliquent qu'aux gaz et particules dont le diamètre est inférieur à 100 μm .

Benarie (1987) traite des différentes limites de la modélisation de la pollution de l'air, mentionnant que les différents paramètres d'entrées utilisés lors des simulations (émissions, données météorologiques, etc.) ne peuvent être définis avec une précision absolue, sans marge d'erreur, et représentent une source d'incertitudes possible.

Beychok (1995) ajoute qu'il n'est pas raisonnable de statuer avec certitude que la vitesse du vent à la hauteur de l'axe centrale du panache et la classe de stabilité atmosphérique peuvent être déterminés de façon exacte, ou qu'ils sont constants sur toute la distance reliant la source émettrice et le milieu récepteur situé à une certaine distance sous le vent. Ce dernier donne en exemple que, pour une vitesse du vent de 2 m/s et pour un panache de fumées traversant une distance de 10 km, une telle hypothèse sur la constance des conditions météorologiques requiert des vents constants au niveau de la vitesse et de la direction pour une durée de presque une heure et demie; ce qui ne se produit que très rarement dans la réalité.

Une autre des limites ou source d'erreurs possible des modèles gaussiens est qu'il est assumé qu'il y a une conservation complète de la masse du panache de fumée. Ceci implique qu'il n'y a pas de déposition ou lavement par les pluies des contaminants présents dans le panache de fumées, qu'il y a réflexion totale du panache à la surface du sol, qu'il n'y a pas d'absorption des contaminants par la végétation ou par des corps aqueux (particules d'eau, gouttelettes), ni de transformations chimiques des contaminants (Beychok, 1995).

Finalement, les principales hypothèses des modèles gaussiens représentent en elles-mêmes des limites ou sources d'incertitudes, et viennent s'ajouter à cette liste non-exhaustive.

3.1 Modèle BLP

À l'origine, ce modèle mathématique a été développé pour l'association américaine des producteurs d'aluminium. Pleinement reconnu par l'EPA (Environmental Protection Agency) aux États-Unis et par le MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune) au Québec, le BLP innove par rapport aux autres modèles gaussiens de dispersion atmosphérique en tenant compte des émissions provenant à la fois des cheminées et des longues sources linéaires que sont les lanterneaux des salles de cuves de la section électrolyse des alumineries.

Les recherches, ayant mené à la réalisation de ce modèle, ont été constituées de programmes de simulations effectuées à l'intérieur de tunnels à vents sur des maquettes représentant deux alumineries existantes, d'essais in situ effectués à l'aide de traceurs permettant de suivre l'évolution de SF_6 émis à partir de l'une des deux alumineries modélisées dans les tunnels à vents, des plus récents développements apportés à la théorie de l'élévation des panaches de fumée

provenant de sources ponctuelles et linéaires, et des concepts de modélisation de la diffusion (Schulman et al., 1980).

Le modèle obtenu permet, entre autres, de déterminer l'élévation des panaches de fumée provenant de sources linéaires en tenant compte des effets associés aux sources linéaires multiples, de la direction du vent, du cisaillement vertical relié à la vitesse du vent, et des phénomènes de rabattement (*downwash*). Ces derniers points sont également inclus au niveau de la détermination de l'élévation des panaches de fumée provenant de sources ponctuelles.

Le modèle BLP a été testé favorablement sur les deux alumineries où les essais ont été réalisés pour en faire son développement. La première série d'essais a été réalisée en utilisant les quantités de SO_2 captées par un échantillonneur situé à proximité d'une des usines au cours d'une période de deux ans. La seconde série a été constituée du programme d'essais in situ, effectués avec des traceurs, permettant de suivre l'évolution de SF_6 à la seconde aluminerie (Schulman et al., 1980).

3.2 Caractéristiques du BLP

Cette section présente quelques caractéristiques générales du modèle de dispersion atmosphérique BLP. On y retrouve, entre autres, le numéro de la version du modèle que possède l'ABI, un bref résumé de la procédure à suivre lors des simulations, ainsi que les diverses possibilités offertes par le BLP en ce qui a trait à la présentation des résultats.

L'Aluminerie de Bécancour est actuellement dotée de la version 4.1 du BLP, qui est en fait composé d'un ensemble de programmes dont l'exécution successive permet de déterminer la concentration de contaminant que l'on retrouve à proximité de la source émettrice.

Les données de base nécessaires aux simulations, soient les informations portant sur les émissions, les conditions météorologiques et le milieu récepteur, sont contenues dans différents fichiers devant être complétés préalablement à l'exécution de l'un ou l'autre des 3 programmes principaux que sont le préprocesseur CRSTER, le modèle de dispersion BLP et le postprocesseur POSTBLP.

Le déroulement d'une séance de simulations débute par l'exécution du préprocesseur CRSTER qui permet de faire la fusion entre le fichier de données météorologiques horaires et le fichier des hauteurs de mélange journalières. Par la suite, le modèle BLP simule la diffusion et le transport des contaminants dans l'atmosphère vers les milieux récepteurs. Finalement, l'analyse des concentrations résultantes est réalisée à l'aide du postprocesseur POSTBLP.

À noter qu'il est possible, suite aux simulations, d'imprimer des isocontours de concentration des contaminants sur une carte de la région. Ces isocontours peuvent permettre de localiser directement les zones les plus affectées par les retombées de ces contaminants et de concentrer, si juger nécessaire, la cueillette d'échantillons dans ces secteurs pour fins d'analyses.

Un des principaux avantages du logiciel BLP est qu'il peut traiter jusqu'à 50 sources ponctuelles et 10 sources linéaires simultanément. Il offre également à l'utilisateur la possibilité de choisir entre 2 options pour décrire le milieu récepteur. Ce dernier peut d'abord, après avoir déterminé un point de référence de coordonnées (0,0) et localisé chacune des sources d'émissions, spécifier les coordonnées et l'élévation de différents points choisis sur une carte topographique de la région avoisinant ces mêmes sources d'émissions. La seconde option qui s'offre à lui est de faire générer une grille rectangulaire de points récepteurs en y spécifiant les limites ou extrémités, ainsi que les intervalles

séparant chacune des divisions de la grille en X et en Y. Dans ce dernier cas, l'élévation de tous les points récepteurs est égale à zéro.

Le BLP peut permettre d'obtenir les informations suivantes:

- la concentration totale de l'ensemble des sources ou la contribution d'une source en particulier,
- une distribution de fréquences mensuelles ou annuelles des concentrations moyennes horaires, trihoraires ou journalières,
- un tableau des concentrations moyennes horaires, trihoraires ou journalières à chaque récepteur,
- un tableau des concentrations annuelles ou de la durée de la période simulée à chaque récepteur,
- les 5 plus hautes concentrations moyennes horaires, trihoraires et journalières à chaque récepteur,
- les 50 plus hautes concentrations moyennes horaires, trihoraires et journalières pour l'ensemble du milieu récepteur (tous récepteurs confondus).

3.3 Description technique

Le BLP calcule les concentrations de contaminants présents dans l'air ambiant, provenant de sources d'émissions linéaires et ponctuelles, à partir du modèle Gaussien de dispersion. Étant donné le grand nombre d'options disponibles lors des simulations et le degré de précision recherché par les concepteurs du BLP, les équations présentées dans cette section technique seront d'ordre général et limitatives aux points forts retrouvés à l'intérieur du modèle BLP. Elles sont tirées du guide d'utilisation du modèle BLP écrit par Schulman et al. (1980).

3.3.1 Équations du modèle gaussien pour source ponctuelle

L'équation de base du modèle gaussien permettant de déterminer la concentration en contaminant au niveau du sol, à partir de la source émettrice et à une certaine distance sous le vent, est la suivante:

$$C = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z U_s} \exp -(y^2 / 2\sigma_y^2) \exp -(H^2 / 2\sigma_z^2) \quad (3.0)$$

où C est la concentration de contaminant (g/m³),
Q est le débit massique de contaminant (g/s),
y est la distance séparant le point récepteur de l'axe sous le vent (m),
U_s est la vitesse moyenne du vent à la hauteur de la cheminée (m/s),
H est la hauteur effective de la cheminée (m),
σ_y et σ_z représentent les déviations moyennes horizontale et verticale de la distribution des concentrations dans le panache. Ces paramètres sont déterminés en fonction de la distance de la source et de la classe de stabilité de l'atmosphère.

La hauteur effective de la cheminée (H) est la somme de la hauteur physique de la cheminée (H_s) et de la hauteur due à la poussée des émissions vers le haut (Δh). Les équations utilisées pour calculer cette élévation du panache sont décrites dans la section 3.3.4.

La vitesse moyenne du vent à la hauteur de la cheminée (U_s) est déterminée à partir de l'équation suivante:

$$U_s = U_1 (Z_s / Z_1)^P$$

où U₁ est la vitesse du vent à la hauteur z₁ (m/s),
Z_s est la hauteur de la cheminée (m),
P est un exposant qui varie selon la classe de stabilité.

Dans la couche limite atmosphérique neutre, la diffusion verticale du panache est quelquefois limitée par une couche d'inversion stable au-dessus d'une couche de mélange. Le panache de fumée est alors considéré comme se réfléchissant à cette interface tout comme à la surface du sol (c'est-à-dire qu'il n'y a pas de déposition ou de réaction chimique qui ont lieu à la surface du sol). La méthode des sources miroirs ou sources virtuelles est utilisée pour modéliser ces réflexions. L'équation du modèle gaussien pour un récepteur au niveau du sol, avec réflexions multiples, est donnée par:

$$C = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z U_s} \exp \left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right) \sum_{n=-\infty}^{+\infty} \exp \left(-\frac{1}{2} \left(\frac{H+2nD}{\sigma_z} \right)^2 \right)$$

où D est la hauteur de la base de la couche d'inversion (hauteur de mélange).

3.3.2 Équations du modèle gaussien pour source linéaire

Afin de calculer les concentrations de contaminants occasionnées par les sources linéaires, le BLP intègre numériquement l'équation gaussienne pour les sources ponctuelles tout le long de l'étendu des sources linéaires. L'intégrale de l'équation gaussienne des panaches de dispersion peut être écrite de la façon suivante:

$$\chi = (q_l) / U \int_0^L g \, dl \quad (3.1)$$

où q_l = taux d'émissions par unité de longueur de la source linéaire (g / ms)

L = longueur de la source linéaire (m)

g = fonction de la dispersion (m^{-2})

La fonction de dispersion « g » consiste en des termes de dispersion latérale et verticale de l'équation gaussienne pour sources ponctuelles. À titre d'exemple, pour des conditions stables ou une hauteur de mélange supérieure à 5000 m:

$$g = \frac{1}{\pi \sigma_y \sigma_z} \exp(-y^2 / 2\sigma_y^2) \exp(-H^2 / 2\sigma_z^2)$$

Utilisant la loi trapézoïdale pour approximer l'intégrale dans l'équation 3.1, l'équation devient:

$$\chi = \frac{q_i \Delta l}{U} \left[\frac{1}{2} (g_0 + g_N) + \sum_{i=1}^{N-1} g_i \right] \quad (3.2)$$

où N = nombre de points utilisés pour approximer la source linéaire

$$\Delta l = L / N$$

La valeur de N augmente à chaque itération jusqu'à ce que les critères suivants soient satisfaits:

- 1) au moins un point (segment linéaire) est à moins d'un σ_y du récepteur,
- 2) au moins deux segments linéaires contribuent à la concentration retrouvée au récepteur (c'est-à-dire que les deux segments linéaires se retrouvent à moins de $4\sigma_y$ du récepteur),
- 3) deux itérations successives produisent une estimation de χ dont la différence est inférieure au critère de convergence entré par l'utilisateur ou moins de $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour les points du milieu récepteur ne se retrouvant pas directement sous le vent par rapport à la source émettrice mais tout de même sous le panache de fumée,

le premier critère ne s'applique pas et l'équation 3.2 est itérée jusqu'à la satisfaction des critères 2 et 3.

3.3.3 Rabattement du panache de fumées d'une source ponctuelle

Les alumineries consistent typiquement en des rangées de sources linéaires parallèles avec des sources ponctuelles (cheminées) localisées entre les lanterneaux. Dans plusieurs cas, les cheminées ne sont pas suffisamment élevées pour éviter le rabattement de leurs panaches derrière les bâtiments avoisinant ces sources d'émissions.

Le modèle BLP offre la possibilité d'évaluer cet effet de rabattement, associé à la présence de bâtiments, pour les sources ponctuelles dont la hauteur est inférieure au double de celle des lanterneaux. La modélisation de ce rabattement est basée sur la dilution initiale du panache, R_0 , causée par le haut taux d'entraînement associé au sillage des bâtiments. Le rayon initial de dilution du panache est utilisé pour calculer un paramètre initial de dispersion vertical amélioré, σ_{z0} , et possiblement un paramètre de dispersion horizontal, σ_{y0} (dépendant du degré auquel le panache est rabattu). Les coefficients de dispersion sont alors augmentés en utilisant la méthode des sources virtuelles. À n'importe quelle distance X sous le vent, la distance virtuelle X_v est ajoutée à la distance actuelle X pour la détermination des coefficients de dispersion, σ_y et σ_z , qui sont fonction de la distance à partir de la source d'émissions. La distance virtuelle initiale pour σ_{y0} n'est habituellement pas la même que la distance virtuelle pour σ_{z0} , c'est pourquoi chacune est calculée séparément. L'effet de la dilution initiale du panache de fumées sur la réduction de la flottabilité de ce dernier est aussi inclus dans la modélisation de l'élévation du panache.

Lorsque l'effet de rabattement du panache des sources ponctuelles est considéré, le BLP procède de la façon suivante:

- 1) Évaluation de la hauteur effective de la cheminée due à l'augmentation de momentum à une distance sous le vent équivalent à deux fois la hauteur des bâtiments à partir des équations suivantes:

$$H_e \text{ (momentum)} = H_s + \Delta H_m$$

$$\Delta H_m = \text{fonction de } F_m, X, \beta_m, U_s$$

$$X = 2H_B$$

$$F_m = \frac{T_a W_s^2 d^2}{4 T_s}$$

$$\beta_m = 1/3 + (U_s / W_s)$$

où β_m = coefficient d'entraînement du momentum

d = diamètre de la cheminée (m)

F_m = flux du momentum (m^4/s^2)

H_B = hauteur du bâtiment (m)

H_e = hauteur effective de la cheminée (m)

ΔH_m = élévation du panache dû au momentum (m)

T_a = température de l'air ambiant ($^{\circ}K$)

T_s = température de sortie des gaz de la cheminée ($^{\circ}K$)

U_s = vitesse moyenne du vent à la hauteur de la cheminée (m/s)

W_s = vitesse de sortie des gaz de la cheminée (m/s)

X = distance sous le vent (m)

2) Détermination des rayons de dilution initiale, R_{y0} et R_{z0} :

$$A = H_e / H_B$$

a) si $A \geq 3.0$, R_{y0} et $R_{z0} = 0$ (pas d'augmentation de σ_y ou σ_z)

b) si $1.2 < A < 3.0$, $R_{y0} = 0.0$

$$R_{z0} = (H_B / 2) (3 - A)$$

(augmentation de σ_z seulement)

c) si $A \leq 1.2$, $R_{y0} = (H_B / 2) (6 - 5A)$

$$R_{z0} = (H_B / 2) (3 - A) \text{ et } A = \text{maximum}(1.0, A)$$

(augmentation de σ_y et de σ_z)

3) Calcul de σ_{y0} et σ_{z0} à partir de R_{y0} et R_{z0} :

$$\sigma_{y0} = (2 / \pi)^{1/2} R_{y0}$$

$$\sigma_{z0} = (2 / \pi)^{1/2} R_{z0}$$

4) Calcul des distances virtuelles $X_v(\sigma_{y0})$ et $X_v(\sigma_{z0})$:

$$X_v(\sigma_{y0}) = (\sigma_{y0} / a_y)^{b_y}$$

$$X_v(\sigma_{z0}) = (\sigma_{z0} / a_z)^{b_z}$$

où a_y , b_y , a_z et b_z sont des coefficients provenant de chartes retrouvées dans le guide d'utilisation du modèle et qui sont fonction de la stabilité de l'atmosphère.

3.3.4 Élévation des panaches de fumées

Le modèle BLP utilise une série d'équations développées pour incorporer les effets de rabattement et de cisaillement vertical associé au vent sur l'élévation des panaches de fumées. Les équations utilisées pour les sources ponctuelles sont consistantes avec et réduites aux équations de Briggs lorsqu'il n'y a pas de rabattement ou de cisaillement.

Les panaches provenant de sources linéaires ont tendance à avoir une élévation plus élevée lorsque le vent est parallèle à ces mêmes sources que lorsque le vent y est perpendiculaire. Également, plusieurs rangées de sources linéaires peu espacées (comme c'est le cas pour les lanterneaux de la section électrolyse d'une aluminerie) peuvent résulter en une augmentation significative du panache de fumées par rapport à une source linéaire isolée. Une nouvelle série d'équations a donc été spécialement développée pour le BLP en ce qui concerne l'élévation du panache provenant de sources linéaires. Ces équations tiennent compte des effets importants suivants:

- augmentation de l'élévation du panache provenant de sources linéaires multiples,
- dépendance de l'élévation du panache à la direction du vent,
- cisaillement vertical associé au vent,
- rabattement associé à la présence de bâtiments.

3.3.4.1 Sources ponctuelles avec cisaillement vertical associé au vent

Équations utilisées pour une élévation de panache d'une source ponctuelle lors de conditions atmosphériques neutres ou instables:

$$Z' = \left[\frac{\varepsilon^2 F Z_s^{3P}}{2(3+P) \beta^2 U_s^2} \right]^{1/\varepsilon} (X')^{2/\varepsilon}$$

$$\varepsilon = 3 + 3P$$

$$F = \frac{g w d^2 (T_s - T_a)}{4T_s}$$

où β = paramètre d'entraînement (0.6)

F = facteur de flottabilité (m^4/s^3)

g = gravité ($9.8 m/s^2$)

w = vitesse de sortie des gaz (m/s)

T_a = température de l'air ambiant ($^{\circ}K$)

T_s = température de sortie des gaz ($^{\circ}K$)

d = diamètre interne de la cheminée (m)

P = paramètre fonction de la classe de stabilité

X' = paramètre fonction du facteur de flottabilité

Pour des conditions atmosphériques stables, l'équation pour l'élévation du panache de fumées, en présence de cisaillement vertical associé au vent, devient:

$$Z' = \left[\frac{2 (3 + P) Z_s^P F}{\beta^2 U_s s} \right]^{1/(3 + P)}$$

$$s = \frac{g}{T_a} \frac{\delta\Phi}{\delta Z}$$

où $\delta\Phi/\delta Z$ = gradient vertical potentiel de la température (°K)

3.3.4.2 Sources ponctuelles avec rabattement

Si une source d'émissions est localisée à proximité d'un bâtiment, il peut y avoir une forte dispersion du panache de fumée dans la région située dans le sillage du bâtiment. La turbulence intense présente dans cette région augmente la dispersion et diminue rapidement la flottabilité du panache, diminuant ainsi la hauteur d'élévation de ce dernier. Cette turbulence décroît rapidement à une certaine distance sous le vent à partir du bâtiment, pour faire place, dans la région plus éloignée, à la dispersion du panache de fumée par la turbulence atmosphérique du milieu (turbulence de fond).

Dans le calcul de l'élévation du panache, le fort entraînement initial de l'air ambiant dans le panache peut être représenté avec un rayon initial R_o du panache rabattu. Cette dilution initiale du panache est fonction du degré auquel le panache est rabattu. Le rayon de dilution lors de rabattement, R_o , est assumé égal à R_{zo} , tel que défini à la section 3.3.2. Une fois que R_o est déterminé, l'élévation du panache incluant les effets de rabattement, Z_D' , est calculée à partir de l'équation suivante:

$$(Z_D')^3 + \frac{3 R_o}{\beta} (Z_D')^2 + \frac{3 R_o^2}{\beta^2} Z_D' = \frac{3 F (X')^2}{2 \beta^2 U_s^3}$$

Lorsque les options de rabattement et de cisaillement ont été demandées lors d'une même simulation avec le BLP, l'élévation de panache utilisée est la moindre des deux obtenues par les équations d'élévation du panache lors de rabattement et de cisaillement.

3.3.4.3 Sources linéaires avec cisaillement vertical associé au vent

Il existe plusieurs équations qui sont utilisées pour définir l'élévation des panaches de fumées provenant de sources linéaires lors de la présence de cisaillement associé au vent. À titre d'exemple, l'équation suivante est employée lors de conditions atmosphériques neutres:

$$Z' = \left[\frac{(\epsilon_L / 2)^2 F' Z_s^{3P}}{(2+P) \beta L U_s^3} \right]^{1/\epsilon_L} (X')^{2/\epsilon_L}$$

$$\epsilon_L = 2 + 3P$$

$$F' = \frac{g L W_m w (T_s - T_a)}{T_s}$$

où F' = facteur de flottabilité moyen des sources linéaires
(m^4/s^3)

L = longueur de la source linéaire (m)

W_m = largeur de la source linéaire (m)

w = vitesse de sortie des gaz (m/s)

T_a = température de l'air ambiant ($^{\circ}K$)

T_s = température de sortie des gaz ($^{\circ}K$)

g = gravité (m/s^2)

3.3.4.4 Sources linéaires avec rabattement et dépendance à la direction du vent

Des études d'observation et des essais dans des souffleries ont indiqué que l'équation d'élévation des panaches de fumées provenant de sources linéaires doit contenir une dépendance à la direction du vent. Un vent parallèle à l'axe des sources linéaires aura pour effet de concentrer les contaminants à une des extrémités des sources, dans un nuage semblable à une forme de cône inversé, avant d'être dispersés. Par contre, un vent perpendiculaire aux sources linéaires aura pour effet d'engendrer un panache de fumées de forme rectangulaire aux extrémités arrondies.

L'effet de rabattement associé à la présence de bâtiment peut être incorporé dans l'équation d'élévation du panache des sources linéaires avec la même approche de rayon de rabattement que celle utilisée dans la formule d'élévation de panache des sources ponctuelles. Pour des conditions atmosphériques stables, l'élévation finale du panache provenant de sources linéaires, Z_L' , est calculée à partir de l'équation suivante:

$$(Z_L')^3 + \frac{3 L_e}{\pi \beta} (Z_L')^2 + \left[\frac{3 R_o}{\beta} (Z_L') + \frac{6 R_o L_d}{\pi \beta^2} + \frac{3 R_o^2}{\beta^2} \right] Z_L' = \frac{6 F_T'}{\pi \beta^2 U_e s}$$

$$L_e = L \sin \theta + L_v \cos \theta$$

$$F_T' = \sum_{i=1}^N (F')_i \quad (\text{pour } N \text{ sources linéaires d'égales longueurs})$$

où L_e = longueur effective de sources linéaires multiples (m)

L_d = longueur effective du rabattement = $L_e \sin \theta$

L = longueur des sources linéaires (m)

L_v = longueur effective des sources linéaires pour des vents parallèles à l'axe de ces dernières (m)

θ = angle entre l'axe des sources linéaires et la direction du vent

U_e = vitesse effective du vent (m/s)

F' = facteur de flottabilité des sources linéaires (m^4/s^3)

Le troisième terme entre parenthèses de cette équation d'élévation du panache représente le terme associé au rabattement.

3.3.5 Résumé

Les équations 3.0 et 3.1, s'appliquant respectivement à une source ponctuelle et à une source linéaire, sont les équations à la base du modèle BLP à partir desquelles toute une gamme d'équations a été développée afin de bien représenter l'impact associé à différents facteurs sur les panache de fumées provenant des alumineries. Ces équations ont donc été adaptées aux différentes situations que peuvent subir les contaminants et sont utilisées selon les spécifications de l'utilisateur.

Suite à la compréhension du mode de fonctionnement du modèle, l'utilisateur peut alors rassembler les informations nécessaires aux simulations telles que décrites au chapitre 4.0.

4.0 DONNÉES NÉCESSAIRES AUX SIMULATIONS

Les informations nécessaires à l'élaboration des simulations de dispersion atmosphérique sont constituées des différents paramètres régissant chacune des trois étapes de la dispersion des contaminants, soient:

- les émissions de fluorures générées par l'aluminerie,
- les données météorologiques régissant la diffusion et le transport des contaminants dans l'atmosphère,
- le milieu récepteur où se produira le phénomène de déposition des contaminants.

Il est important de noter que la concentration en contaminants que l'on retrouve à un certain endroit est fonction de l'*interrelation* des différents paramètres régissant chacune de ces étapes. La figure 1 présente la localisation de l'ABI et des quatre stations ayant servi aux essais, soient les stations 305, 340, 400 et 425.

4.1 Émissions

Afin de bien définir les émissions, les dimensions et la localisation des différentes sources émettrices du contaminant à l'étude et les caractéristiques des émissions proprement dites doivent être déterminées.

Pour ce qui est des alumineries, les sources d'émissions de fluorures dans l'atmosphère sont constituées des lanterneaux et des cheminées de la section électrolyse, ainsi que de la cheminée du four à cuir les anodes (Clavert et al., 1984). Au total, six lanterneaux et sept cheminées de l'ABI émettent des fluorures dans l'atmosphère (incluant la cheminée du four à cuir les anodes). La figure 2

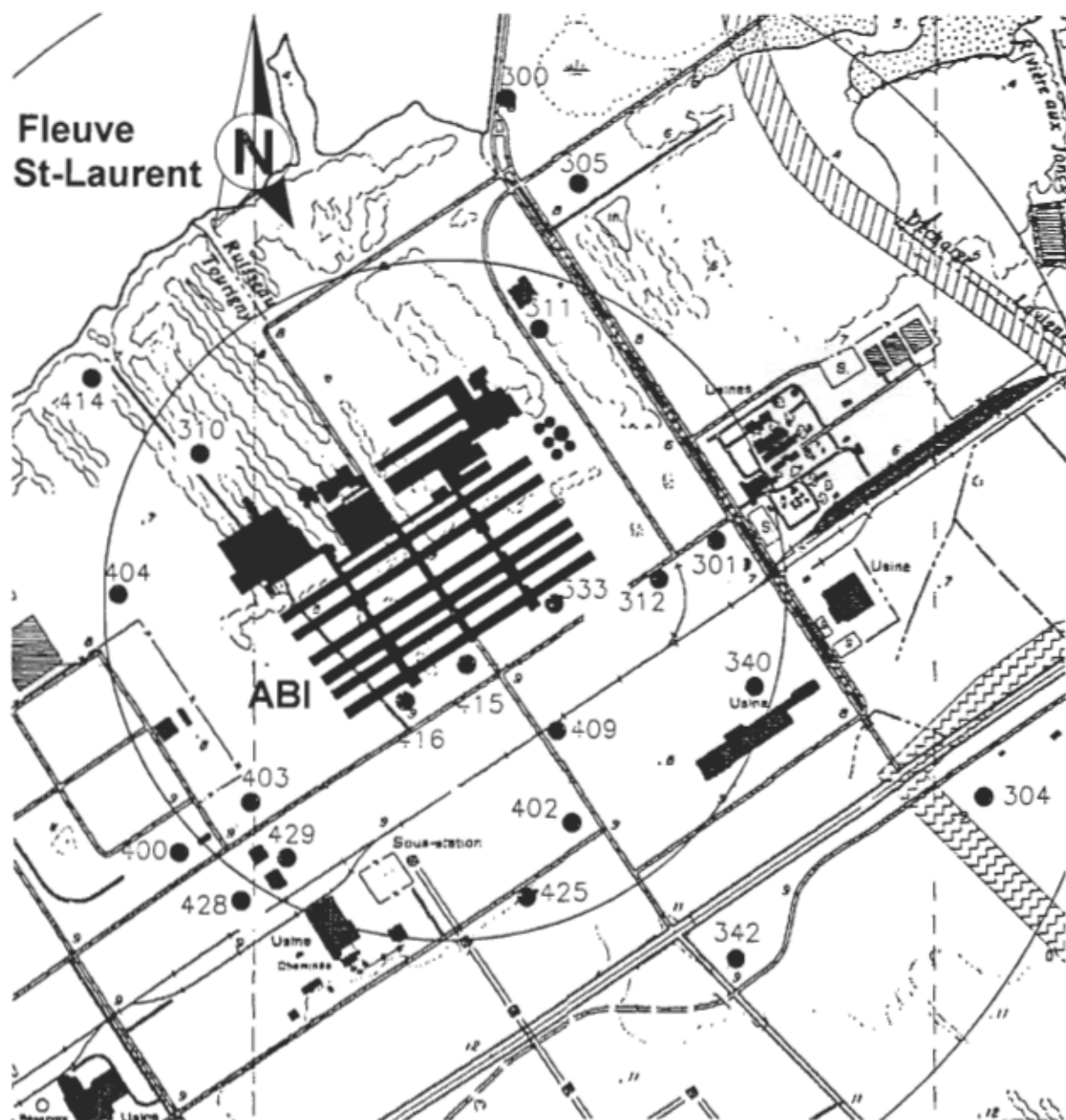


Figure 1. Localisation de l'aluminerie de Bécancour et des stations 305, 340, 400 et 425.

montre un plan général de l'Aluminerie de Bécancour où figurent ces différents points d'émissions.

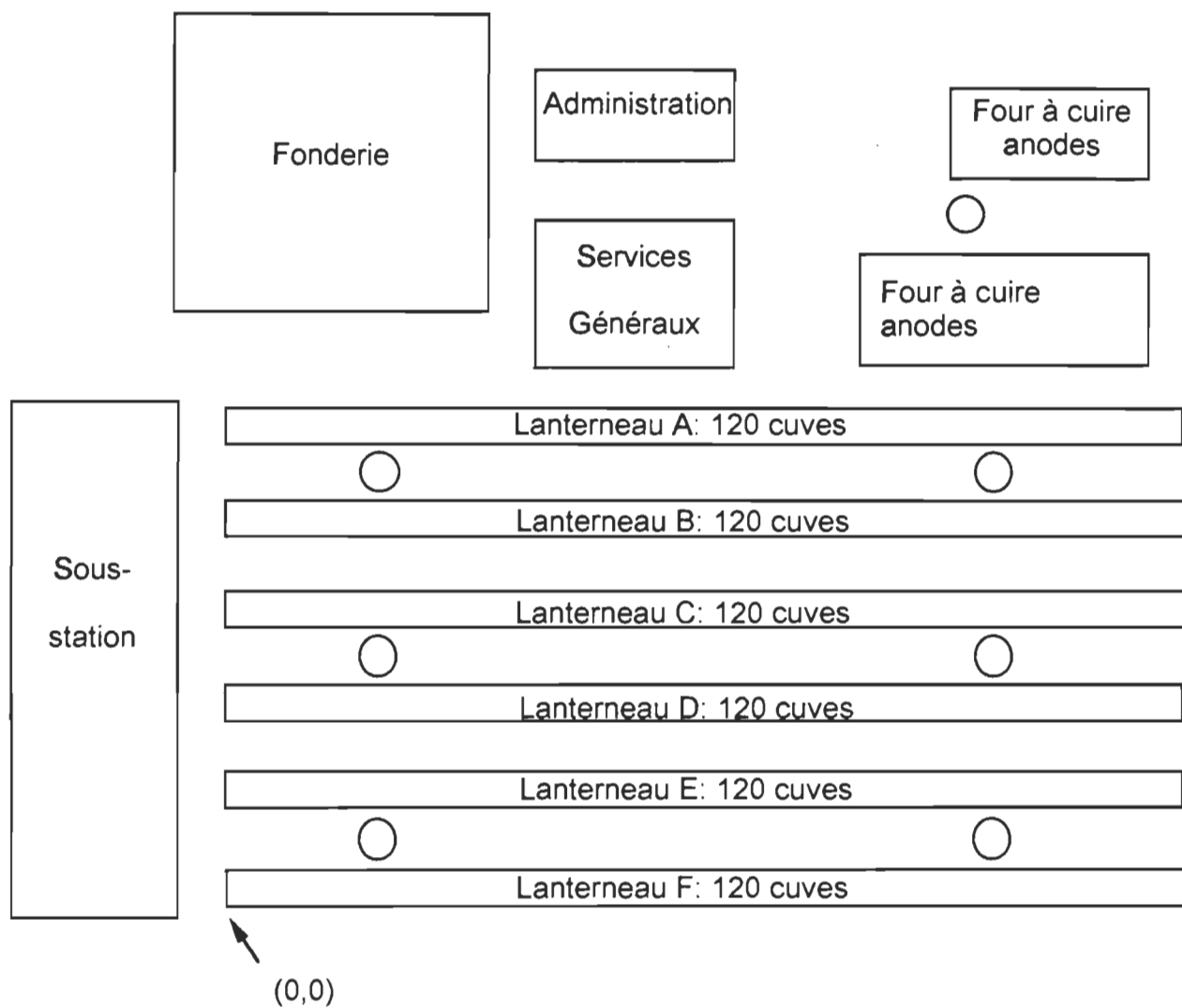
Lors de l'utilisation d'un modèle de dispersion atmosphérique, il est important de bien positionner chacune des sources par rapport aux autres et par rapport au milieu récepteur. C'est pourquoi un point de référence a été établi en regard duquel tous ces éléments ont été localisés et ce, à l'aide de cartes topographiques du Ministère de l'Énergie et des Ressources du Gouvernement du Québec.

Ce point de référence a été défini comme étant le coin sud-ouest du lanterneau F de l'aluminerie et les coordonnées 0, 0 en X et en Y lui ont été attribuées. Les tableaux 1 et 2 présentent les coordonnées de chacune des sources d'émission de l'aluminerie par rapport à ce point.

Tableau 1

Coordonnées des sources d'émissions de l'aluminerie: lanterneaux

Lanterneau	Coordonnées (m)			
	X ₁	X ₂	Y ₁	Y ₂
A	0.0	809.5	365.0	365.0
B	0.0	809.5	300.0	300.0
C	0.0	809.5	215.0	215.0
D	0.0	809.5	150.0	150.0
E	0.0	809.5	65.0	65.0
F	0.0	809.5	0.0	0.0



○ → Cheminées des centres de traitement des gaz ou fumées

Figure 2. Plan schématique de l'Aluminerie de Bécancour Inc.

Tableau 2

Coordonnées des sources d'émissions de l'aluminerie: cheminées

Cheminée	Coordonnées (m)	
	X	Y
1	700.0	334.5
2	110.0	334.5
3	700.0	184.5
4	110.0	184.5
5	700.0	34.5
6	110.0	34.5
Four à anodes	648.0	586.0

Les dimensions physiques des sources sont également requises pour les simulations. Ces dimensions ont été obtenues des plans de l'usine et sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3

Dimensions des sources d'émissions de l'aluminerie

Caractéristiques	Dimensions (m)
Section électrolyse:	
- Lanterneaux	
Hauteur (sans les événements)	15.9
Largeur	21.0
Longueur	809.5
- Cheminées	
Hauteur	40.0
Diamètre	4.0
Cheminée du four à cuire les anodes:	
Hauteur	40.0
Diamètre	2.2

Finalement, les dernières informations requises concernant les sources d'émission portent sur la température et la vitesse de sortie des gaz, de même que sur le débit massique de fluorures. Le système de caractérisation des sources d'émissions mis en place par ABI a permis d'obtenir chacune de ces informations.

Au niveau des lanterneaux de la salle de cuves de la section électrolyse, des cassettes munies de filtres imprégnés de NaOH sont installées dans les événements de toiture pour permettre de déterminer la quantité de fluorures émise à l'atmosphère. Au total, six cassettes de ce type sont ainsi placées dans chacun des lanterneaux B et C, soit une cassette toutes les 20 cuves.

Pour ce qui est de la vitesse de sortie des gaz, des anémomètres sont placés à proximité des cassettes dans le lanterneau B. Par la suite, les hypothèses suivantes ont été formulées:

- la vitesse de sortie des gaz aux lanterneaux A, C, D, E, et F est identique à celle du lanterneau B,
- la concentration des émissions de fluorures (mg/m^3) du lanterneau A est identique à celle du lanterneau B,
- la concentration des émissions de fluorures (mg/m^3) du lanterneau D est identique à celle du lanterneau C,
- la quantité de fluorures gazeux émise à l'atmosphère par les lanterneaux E et F est identique à la moyenne des concentrations émises par les lanterneaux B et C.

Pour ce qui est de la quantité de fluorures émis par chacune des six cheminées de la section électrolyse, des estimations doivent être faites comme dans le cas

des lanterneaux étant donné le coût relativement élevé associé à la caractérisation d'une cheminée. Ainsi, une cheminée par mois est échantillonnée selon la méthode standard EPS 1-AP-74-1 et on considère que cette dernière émet des fluorures gazeux en continu de façon identique durant tout le mois. Par la suite, les cinq autres cheminées de la section électrolyse sont considérées comme émettant des fluorures à l'atmosphère en quantités similaires à la cheminée caractérisée pour ce même mois.

Finalement, la cheminée du four à cuire les anodes est également échantillonnée et caractérisée une fois par mois selon la même méthode que celle citée précédemment et ses émissions sont considérées constantes durant tout le mois.

Les tableaux 4.1 à 4.6 présentent un sommaire des informations portant sur les émissions pour chacun des mois à l'essai. À noter que les concentrations qui y sont indiquées pour les lanterneaux E et F, tout en respectant les hypothèses faites précédemment, sont fonction du démarrage d'un certain nombre de cuves.

Tableau 4.1
Informations relatives aux sources d'émissions
Juin 1992

Source d'émissions	Vitesse de sortie des gaz (m/s)	Surface émettrice (m²)	Concentration (µg/m³)	Débit massique (g/s)
Section électrolyse:				
- Lanterneau				
A	1.2466	1702.56	519.2	1.102
B	1.2466	1650.72	519.2	1.068
C	1.2466	1702.56	408.0	0.866
D	1.2466	1650.72	408.0	0.840
E	1.2466	1702.56	231.8	0.492
F	1.2466	1702.56	231.8	0.492
- Cheminées 1 à 6	17.1556	---	---	0.279
Section four à anodes:				
- Cheminée (1)	18.4110	---	---	0.022

Tableau 4.2
Informations relatives aux sources d'émissions
Juillet 1992

Source d'émissions	Vitesse de sortie des gaz (m/s)	Surface émettrice (m²)	Concentration (µg/m³)	Débit massique (g/s)
Section électrolyse:				
- Lanterneau				
A	1.2496	1702.56	666.1	1.417
B	1.2496	1650.72	666.1	1.374
C	1.2496	1702.56	461.6	0.982
D	1.2496	1650.72	461.6	0.952
E	1.2496	1702.56	281.9	0.600
F	1.2496	1702.56	281.9	0.600
- Cheminées				
1 à 6	16.9944	---	---	0.224
Section four à anodes:				
- Cheminée (1)	18.2994	---	---	0.024

Tableau 4.3
Informations relatives aux sources d'émissions
Août 1992

Source d'émissions	Vitesse de sortie des gaz (m/s)	Surface émettrice (m²)	Concentration (µg/m³)	Débit massique (g/s)
Section électrolyse:				
- Lanterneau				
A	1.2206	1702.56	621.2	1.291
B	1.2206	1650.72	621.2	1.252
C	1.2206	1702.56	495.2	1.029
D	1.2206	1650.72	495.2	0.998
E	1.2206	1702.56	279.1	0.580
F	1.2206	1702.56	279.1	0.580
- Cheminées				
1 à 6	17.0128	---	---	0.153
Section four à anodes:				
- Cheminée (1)	18.8968	---	---	0.021

Tableau 4.4
Informations relatives aux sources d'émissions
Septembre 1992

Source d'émissions	Vitesse de sortie des gaz (m/s)	Surface émettrice (m²)	Concentration (µg/m³)	Débit massique (g/s)
Section électrolyse:				
- Lanterneau				
A	1.2370	1702.56	673.7	1.419
B	1.2370	1650.72	673.7	1.376
C	1.2370	1702.56	453.8	0.956
D	1.2370	1650.72	453.8	0.927
E	1.2370	1702.56	281.9	0.594
F	1.2370	1702.56	281.9	0.594
- Cheminées				
1 à 6	17.3594	---	---	1.176
Section four à anodes:				
- Cheminée (1)	19.2129	---	---	0.005

Tableau 4.5
Informations relatives aux sources d'émissions
Octobre 1992

Source d'émissions	Vitesse de sortie des gaz (m/s)	Surface émettrice (m²)	Concentration (µg/m³)	Débit massique (g/s)
Section électrolyse:				
- Lanterneau				
A	1.1687	1702.56	637.5	1.269
B	1.1687	1650.72	637.5	1.230
C	1.1687	1702.56	418.9	0.834
D	1.1687	1650.72	418.9	0.808
E	1.1687	1702.56	264.1	0.526
F	1.1687	1702.56	264.1	0.526
- Cheminées				
1 à 6	17.1470	---	---	0.398
Section four à anodes:				
- Cheminée (1)	18.7092	---	---	0.005

Tableau 4.6
Informations relatives aux sources d'émissions
Températures

Mois	Lanterneaux		Cheminées	
	Température de sortie des gaz (°C)	Température de l'air ambiant (°C)	Température de sortie des gaz (°C)	
			Section électrolyse	Four à anodes
Juin	32.08	17.65	93.85	107.85
Juillet	32.15	17.94	89.25	104.15
Août	32.58	18.58	93.05	107.95
Septembre	29.30	14.68	94.65	100.85
Octobre	19.90	6.49	84.85	104.85

4.2 Données météorologiques

Le deuxième volet porte sur les données météorologiques régissant la diffusion et le transport des contaminants dans l'atmosphère. Ces dernières sont constituées de la température de l'air ambiant, de la vitesse et de la direction du vent, de la stabilité de l'atmosphère ainsi que de la hauteur de mélange.

La stabilité de l'atmosphère représente un indice de la turbulence de cette dernière. Elle se divise généralement en 6 classes distinctes, de A à F, représentant des niveaux de stabilité allant d'extrêmement instable à modérément stables. Ces classes de stabilité sont définies dans le tableau 5.

Tableau 5

Définition des classes de stabilité

Classe	Conditions
A	extrêmement instables
B	modérément instables
C	légèrement instables
D	neutres
E	légèrement stables
F	modérément stables

Une stabilité de l'atmosphère de classe A aura pour effet de provoquer une pointe de concentration en contaminants de plus forte intensité et plus près de la source d'émission que dans le cas d'une classe B, et ainsi de suite pour chacune des classes de stabilité. La figure 3 illustre ce phénomène.

À noter que cette figure n'est présentée qu'à titre indicatif. Elle n'illustre que la tendance générale de l'impact associé à chacune des classes de stabilité sur la

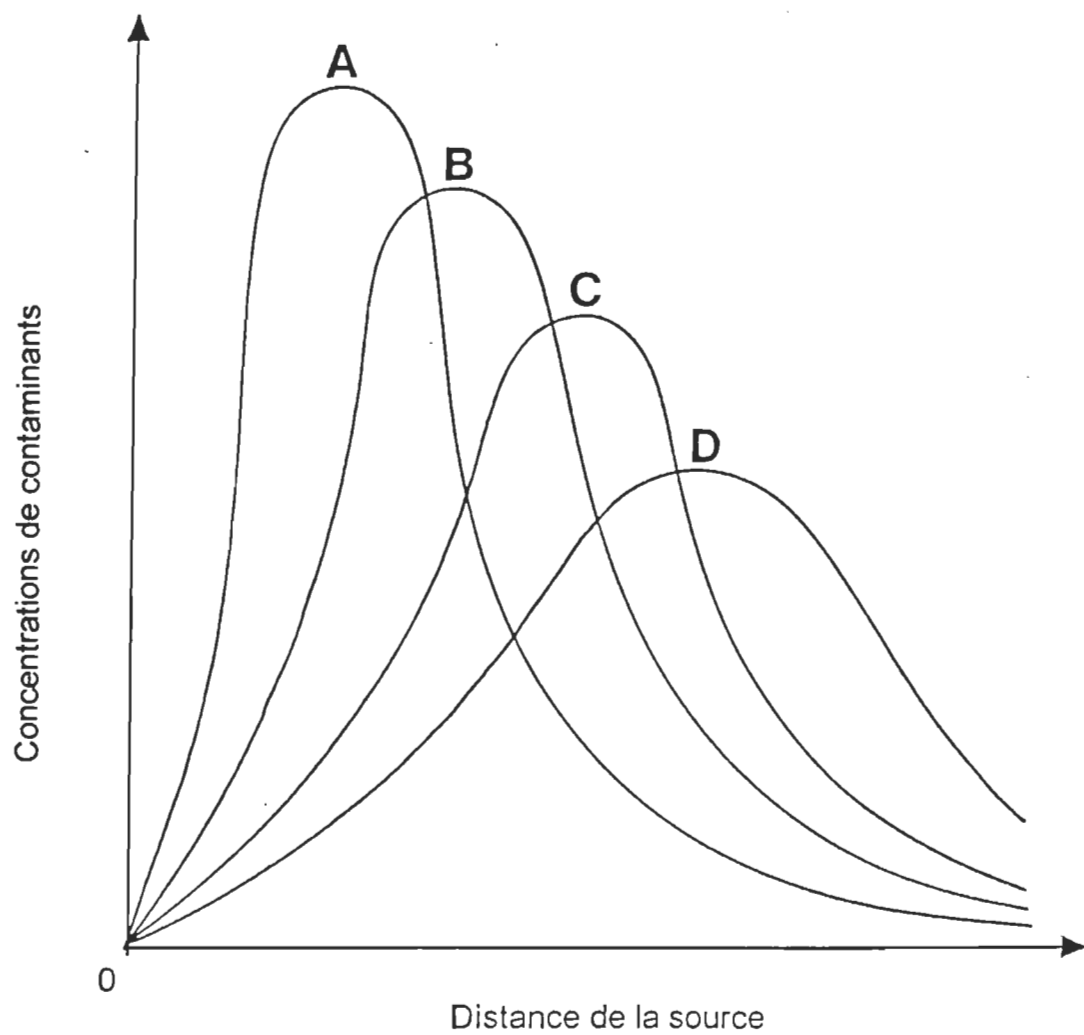


Figure 3- Impacts associés à quelques classes de stabilité sur la dispersion des contaminants.

concentration en contaminants retrouvées à des distances plus ou moins rapprochées de la source d'émission.

Ces classes de stabilité peuvent être déterminées de plusieurs façons. Elles peuvent d'abord être obtenues à partir du rayonnement solaire incident ou du couvert nuageux, pour des périodes du jour et de la nuit respectivement, ainsi qu'à partir de la vitesse du vent. Toutefois, la méthode préconisée par l'ABI est celle qui fait référence à l'écart-type de la direction du vent pris sur les 1440 valeurs mesurées de la direction au cours d'une heure.

Une fois cet écart-type déterminé, la classe de stabilité est obtenue via l'algorithme de Pasquill-Gifford (Calvert et al., 1984) et la vitesse du vent. Cependant cette charte est fonction du moment de la journée. Ainsi, dépendamment si ce moment se situe le jour ou la nuit, la classe de stabilité sera différente pour un même écart-type et une même vitesse du vent. C'est pourquoi il est important de bien différencier ces deux moments dans la journée.

Dans cet optique, les heures du lever et du coucher du soleil de la région de Trois-Rivières, obtenues du bureau d'Environnement Canada, ont permis de bien séparer le jour de la nuit pour chacune des journées simulées. À noter qu'il est considéré, pour la détermination des classes de stabilité, que la période de la nuit commence une heure avant le coucher du soleil et se termine une heure après son lever.

Quant à la hauteur de mélange, elle représente la couche d'air instable qui est disponible pour le brassage ou le mélange des contaminants atmosphériques. Au Canada, les hauteurs de mélanges sont généralement plus épaisses l'été (de 400 à 2100 m d'épaisseur environ) et plus minces l'hiver (de 100 à 600 m) (Portelli, 1977). Elles affectent les panaches de dispersion de différentes façons.

Si la hauteur de mélange est d'une hauteur inférieure à celle de la source d'émissions, les panaches de fumées s'étaleront à l'horizontale, ce qui entraîne, en général, de faible taux de pollution près de la source. Des périodes d'enfumage peuvent survenir lorsque la hauteur de mélange atteint un panache de fumée ou lorsqu'elle dépasse légèrement celui-ci. De plus fortes concentrations de contaminants peuvent alors s'accumuler au sol et ce, à une distance plus rapprochée de la source que dans le cas précédent. Finalement, plus la hauteur de mélange est élevée par rapport à la hauteur de la source d'émissions, plus le panache de dispersion profitera d'une meilleure dilution. Une telle situation aura pour effet d'éloigner la pointe de concentration de contaminants de la source et d'en diminuer l'intensité au fur et à mesure que la hauteur de mélange s'élève par rapport à la source.

Le mesure de la hauteur de mélange est effectuée à l'aide d'un ballon-sonde, libéré dans l'atmosphère, qui mesure la température à diverses altitudes. Une fois le profil de température en fonction de l'altitude obtenu, une droite, dont la pente est similaire à celle du gradient adiabatique sec (-1°C par 100m d'altitude), est tracée à partir de la température maximale mesurée au niveau du sol. Le point de jonction de cette droite et de la courbe du profil de température en fonction de l'altitude indique la hauteur de mélange. Deux profils de température sont mesurés par jour, donnant ainsi une hauteur de mélange pour le matin (8h00) et une pour le soir (20h00).

Étant donné le coût relativement dispendieux du type d'appareil utilisé pour la mesure de la hauteur de mélange, très peu de stations météorologiques en sont équipées. La station la plus près de la région de Bécancour, qui est munie de ce type d'appareil, est située à Maniwaki (Québec). Les hauteurs de mélange utilisées lors des simulations proviennent donc de cette station, tout en ayant été extrapolées pour la région de Bécancour via la température maximale.

Les autres données météorologiques ont été mesurées en majeure partie par la station météorologique de l'ABI. Cependant, lorsque cette dernière n'était pas en mesure de fournir les informations nécessaires, les données étaient obtenues de la station météorologique de la centrale nucléaire Gentilly II qui est située à environ deux kilomètres au nord-est de l'aluminerie. Le tableau 6 présente les périodes aux cours desquelles les données météorologiques proviennent de la centrale nucléaire pour chacun des mois à l'essai.

Tableau 6
Périodes couvertes par les données
météorologiques de la centrale nucléaire

Mois	Jours
Juin	21 au 30
Juillet	1 ^{er} au 7 et 20 au 22
Août	2 au 7
Septembre	8 au 16
Octobre	25 et 26

La température de l'air ambiant et la vitesse du vent influencent l'élévation des panaches de fumées. En effet, plus la température de l'air ambiant est basse et/ou la vitesse du vent est faible, plus l'élévation du panache de dispersion sera élevée. À l'opposé, une vitesse du vent élevée aura pour effet de diminuer la hauteur d'élévation du panache de fumée contenant les contaminants mais permettra une meilleure dilution de ce dernier.

Les mesures de la température de l'air ambiant, de la vitesse et de la direction du vent par la station météorologique de l'ABI sont effectuées respectivement par une sonde thermique, un anémomètre et une girouette électroniques. Ces appareils sont placés sur une tour, positionnée sur le site même de l'usine, à une

hauteur de 10 mètres par rapport au niveau du sol. Le tableau 7 présente quelques caractéristiques de ces appareils.

Tableau 7

Caractéristiques des appareils de la station météorologiques de l'ABI

Caractéristiques	Appareils		
	Sonde (température)	Anémomètre	Girouette
Étendue	-50°C à 50°C	0 à 150 mph	0 à 360°
Précision	0.1°C de -20°C à 50°C 0.3°C de -50°C à -20°C	±0.25 mph (±2%)	±2°
Champs d'opération		-40°C à 70°C	1 à 150 mph

La prise des données météorologiques par la station de l'ABI est effectuée de façon continue à raison de 24 lectures par minute. Par la suite, une valeur moyenne horaire est extraite de l'ensemble des données pour chacun de ces paramètres et peut être utilisée ultérieurement lors des simulations.

Le tableau 8 présente un sommaire météorologique des données provenant des stations de L'ABI et de la centrale nucléaire. On y retrouve les températures maximales, minimales et moyennes, de même que la direction dominante et la vitesse moyenne des vents pour chacun des mois à l'étude. Les figures 4, 5 et 6 présentent les roses des vents pour chacun des mois correspondants.

Finalement, certaines journées n'ont pu être simulées faute de données disponibles. En effet, au cours des journées du 22 juin et des 6 et 7 août 1992, les stations automatisées de l'ABI et de la centrale nucléaire n'ont pu être en mesure de fournir une quantité suffisante de données météorologiques pour pouvoir procéder aux simulations. Dans la même veine, les hauteurs de mélange pour les journées du 9 au 12 et du 17 au 20 septembre 1992 inclusivement n'était

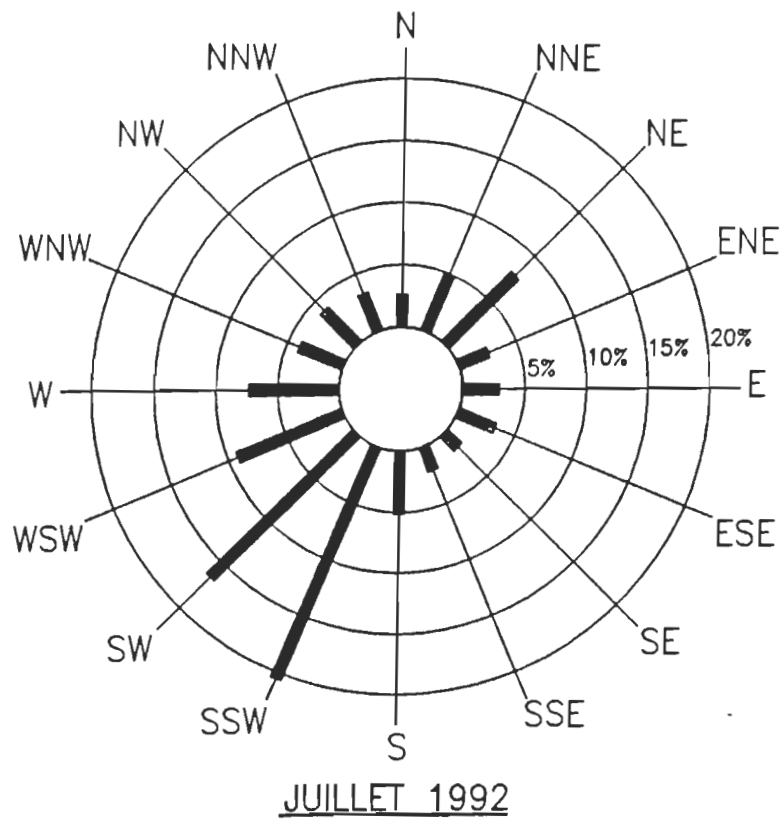
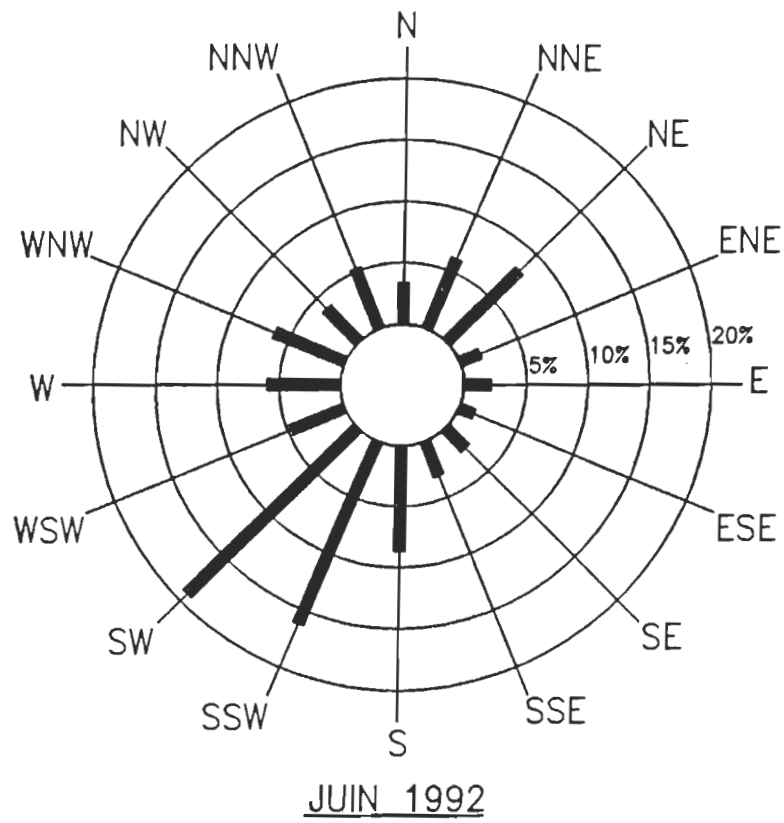


Figure 4- Fréquence de la direction des vents au cours des mois de juin et juillet 1992.

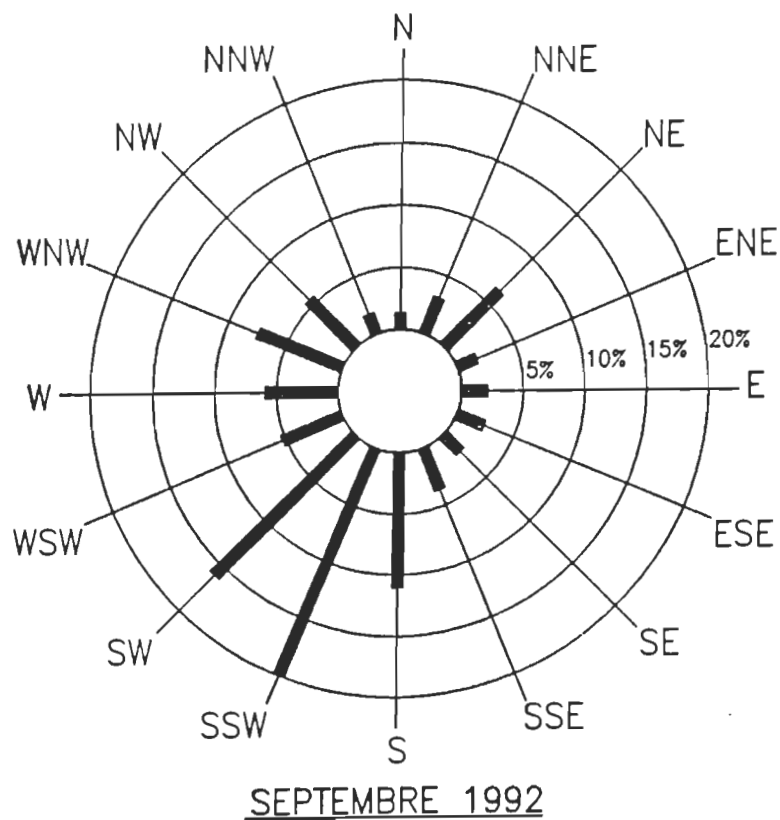
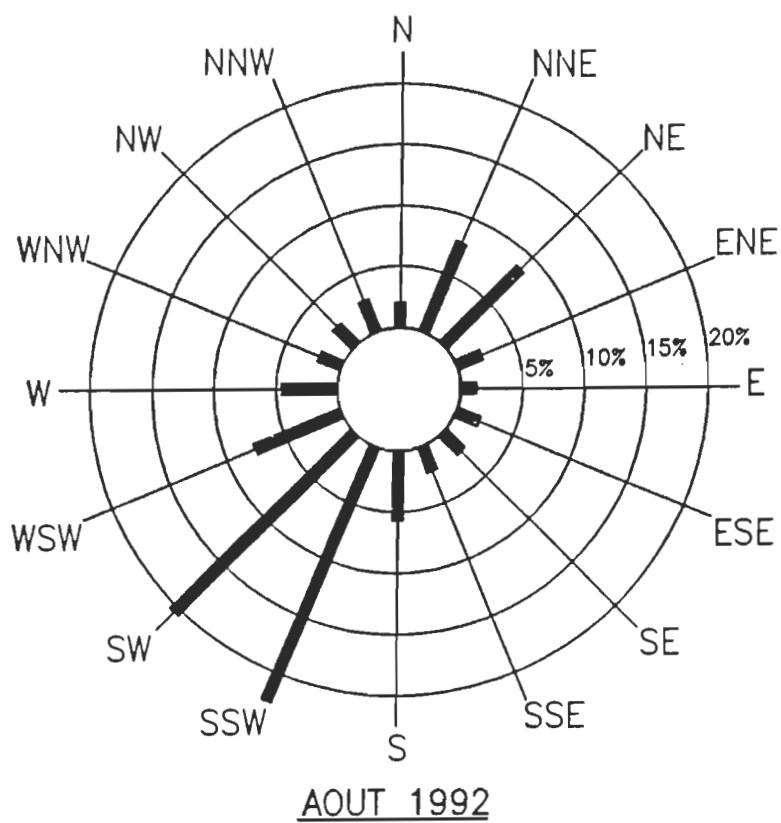


Figure 5- Fréquence de la direction des vents au cours des mois d'août et septembre 1992.

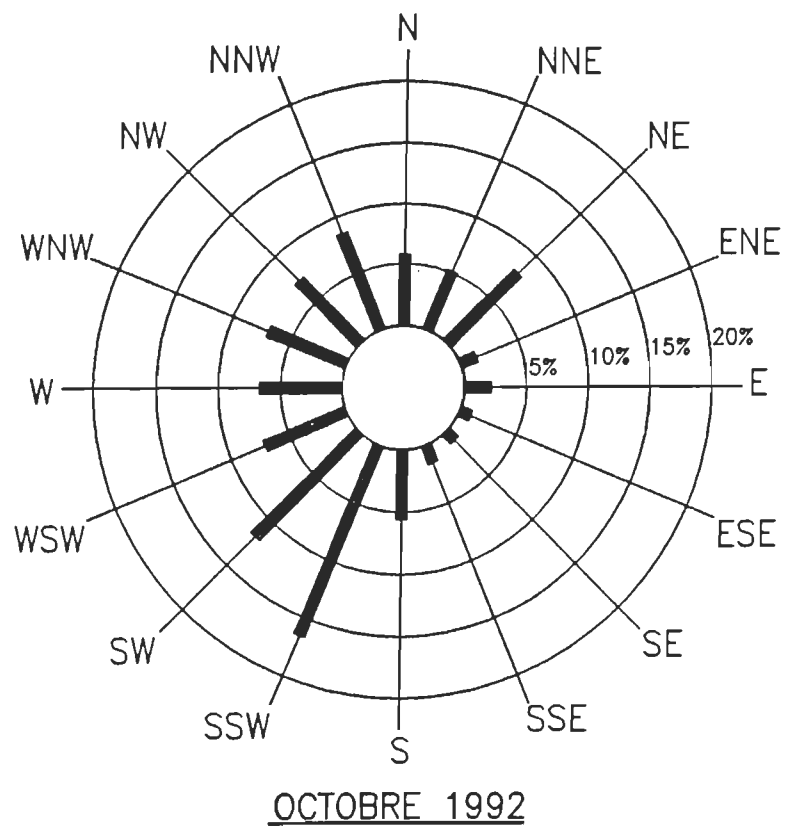


Figure 6- Fréquence de la direction des vents au cours du mois d'octobre 1992.

pas disponibles. Toutefois, le nombre de journées pouvant être simulées est suffisamment élevé (142 jours sur un total possible de 153) pour être représentatif de l'ensemble de la période de croissance des végétaux.

Tableau 8
Sommaire météorologique des mois à l'étude

Mois	Température (°C)			Vent	
	Maximale	Minimale	Moyenne	Vitesse moyenne (km/h)	Direction dominante
Juin	29.0	6.3	17.7	11.1	SO
Juillet	26.5	7.1	17.9	9.9	SSO
Août	29.4	7.7	18.7	12.3	SSO
Septembre	27.0	-0.1	14.7	10.7	SSO
Octobre	19.0	-4.5	6.5	11.8	SSO

4.3 Milieu récepteur

Le dernier élément nécessaire aux simulations porte sur les caractéristiques du milieu récepteur. Ces dernières ont été définies à l'aide de cartes topographiques obtenues de la Société du Parc Industriel et Portuaire de Bécancour à échelle 1:2000.

La topographie de ce milieu récepteur a été déterminée selon une grille radiale, dont l'origine se situe au centre de l'usine, couvrant les 16 directions de la rose des vents. Au total, 96 points de la région ont été déterminés à des distances de 1, 2, 4, 6, 8 et 10 kilomètres, en terme de localisation et d'élévation, permettant ainsi de définir le site autour de l'aluminerie et par rapport aux sources d'émissions.

Outre que par le biais de simulations, l'impact des émissions de fluorures sur les milieux récepteurs a également été estimé à partir des quantités de fluorures gazeux captées à l'aide d'échantillonneurs positionnés à proximité de l'aluminerie, soient aux stations 305, 340, 400 et 425.

Ces stations ont été retenues en fonction de leur situation géographique par rapport à l'usine. En effet, ces dernières forment un arc de cercle à l'intérieur duquel se retrouve l'usine. La partie restante, c'est-à-dire la zone qui n'est pas munie d'un échantillonneur, est constituée en majeure partie d'une région boisée et du fleuve St-Laurent, où l'installation et l'accessibilité d'un échantillonneur auraient été difficiles. De plus, cette zone est située au nord-ouest de l'usine où se retrouve un minimum de vents dispersants.

L'utilisation des cartes topographiques a également permis de déterminer la localisation et l'élévation au niveau du sol des échantillonneurs des stations 305, 340, 400 et 425. Le tableau 9 présente les coordonnées de chacune des quatre stations témoins par rapport au point de référence (le coin sud-ouest du lanterneau F) ainsi que l'élévation au niveau de la prise des échantillons. À noter que les valeurs indiquées pour les différentes élévations représentent l'élévation au niveau du sol auxquelles a été ajouté 2.3 m, valeur correspondant à la hauteur du boîtier abritant l'échantillonneur et la hauteur de l'extrémité de la sonde servant à la prise des échantillons.

Chacune de ces stations est équipée d'un échantillonneur en continu, de modèle G2DT de Research Appliance Co. Ces échantillonneurs sont munis d'une sonde servant à acheminer l'air vers un ruban de papier filtre imprégné de NaOH où sont captés les fluorures gazeux, ces derniers étant transformés en NaF.

Tableau 9

Coordonnées des stations d'échantillonnage
par rapport au point de référence

Station	Coordonnées (m)		
	X	Y	élévation
305	1424.0	1063.5	9.2
340	1075.5	-600.0	9.8
400	-595.0	26.0	9.5
425	193.0	-678.5	11.5

Le système, fonctionnant à enroulement automatique, permet de former 5 taches par jour sur le ruban filtrant. La section du papier filtre positionnée sous la sonde est ainsi soumise à l'exposition des fluorures pendant une période de 4h48 avant d'être remplacée par une section vierge pour éviter la saturation du papier filtre.

Après quelques jours d'échantillonnage, on procède à l'analyse du papier filtre et au dosage des fluorures s'y retrouvant. Pour ce faire, les sections de papier filtre contenant les 5 taches journalières sont placées dans un b cher de plastique auxquelles on ajoute 25 ml d'eau déionisée. Les b chers sont alors recouverts d'une pellicule de parafilm et la solution est agitée assez faiblement pour éviter la formation de charpies pendant une durée de 30   60 minutes. Ces manipulations permettent le transfert des fluorures en solution aqueuse étant donné la grande solubilité de NaF dans l'eau.

La méthode de dosage utilisée est connue sous le nom de Technicon AutoAnalyser II, méthode industrielle no. 380-75WE. Cette méthode préconise le dosage des fluorures à l'aide d'une électrode spécifique des ions fluorures et d'une électrode de référence. L'ajout d'une solution tampon préalablement au dosage est très important pour maintenir le pH à une valeur adéquate.

Un pH de la solution inférieur à 5 fera complexer les ions F^- en HF et HF_2^- , ce qui entraînera une diminution de la quantité d'ions F^- mesurée, d'où une concentration de fluorures inférieure à la concentration réelle. De même, un pH de la solution supérieure à 9 permettra la libération d'ions OH^- qui créeront des interférences chimiques au niveau de l'électrode lors du dosage des ions F^- . Le cas échéant, une concentration d'ions F^- supérieure à la valeur réelle sera mesurée, faussant ainsi les résultats d'analyses.

La solution tampon, appelée TISAB (Total Ionic Strength Adjustment Buffer), est ajustée à un pH de 5.8 et est composée en partie d'une solution de CDTA (Acide 1,2-cyclohexanediamine tétraacétique), qui est un agent complexant préférentiellement les ions Al^{3+} et Fe^{2+} qui pourraient interférer lors du dosage des ions F^- .

L'échantillon de la solution aqueuse contenant les fluorures et la solution tampon sont mélangée dans des proportions de 1 pour 1, puis sont acheminés vers les électrodes pour le dosage proprement dit.

Le seuil de détection de cette méthode est de 0.04 mg/l F et la reproductibilité est de $\pm 2\%$ à 1 mg/l F. Des étalons, c'est-à-dire des échantillons de concentrations connues, sont insérés de temps à autre afin d'assurer un certain contrôle sur la qualité des dosages effectués par ce système semi-automatisé qui permet de faire l'analyse de 40 échantillons par heure.

Une fois la concentration journalière en mg/l F déterminée et le volume d'air échantillonné connu, il est alors possible d'obtenir la concentration de fluorures en $\mu g/m^3$.

Cependant, suite aux travaux de Zankel (1987), la fiabilité des échantillonneurs en acier inoxydable à double ruban a été mise en doute lorsque utilisés pour

capter les fluorures. En effet, les fluorures gazeux captés auraient un effet corrosif sur l'acier inoxydable, ce qui entraîne une diminution de la quantité retrouvée sur le papier filtre en rapport avec la quantité réelle présente dans l'atmosphère. De plus, Zankel (1987) mentionne que ceci pourrait être évité par l'emploi de téflon à la place de l'acier inoxydable.

Des essais ont donc été menés dans le but de contrevérifier cette hypothèse et, le cas échéant, d'établir un facteur d'ajustement entre les quantités de fluorures captées à l'aide d'un échantillonneur en acier inoxydable versus celles captées à l'aide d'un échantillonneur muni d'une sonde de téflon pour les appareils de l'ABI.

La station 305 a été retenue comme site pour la réalisation d'essais in situ. Cette station est située dans l'axe des vents dominants; d'où son attrait comme site préférentiel étant donné les possibilités plus élevées de fluctuation des concentrations journalières de fluorures par rapport aux autres stations.

Deux échantillonneurs à double ruban y ont donc été installés côte-à-côte. Les essais, d'une durée de 20 jours chacun, se sont déroulés en trois étapes, telles que définies dans le tableau 10.

Tableau 10

Essais de comparaison acier inoxydable - téflon

Essai	Date (1993)	Échantillonneurs	
		#2	#4
1	28 oct. au 16 nov.	Acier inox.	Acier inox.
2	18 nov. au 07 déc.	Acier inox.	Téflon
3	09 déc. au 28 déc.	Téflon	Acier inox.

Dans un premier temps, les deux échantillonneurs étaient munis d'une sonde en acier inoxydable pour vérifier la similarité des quantités de fluorures captés par chacun d'entre eux. La deuxième étape consistait à placer une sonde de téflon sur le capteur #4 tout en gardant la sonde d'acier inoxydable sur le capteur #2. Finalement, au cours de la dernière étape, les deux sondes ont été interchangées sur les deux échantillonneurs.

À noter que les changements de sonde sur les appareils ont été effectués au cours des journées du 17 novembre et du 8 décembre. Aucune des données recueillies durant ces journées n'a été utilisée lors de l'analyse statistique effectuée au terme des essais acier inoxydable - téflon.

Les quantités de fluorures captées par chacun des échantillonneurs au cours de ces différents essais sont illustrées dans les figures 7 à 9. À remarquer que les quantités de fluorures captées lors de l'emploi d'une sonde de téflon sont toujours égales ou supérieures à celles captées lors de l'utilisation d'une sonde en acier inoxydable.

Des traitements statistiques, de type tests de Student (t-tests) pour variables appariées, ont été effectués sur ces séries de données. L'hypothèse de départ était la suivante: la valeur moyenne des différences entre les quantités de fluorures captées par chacun des échantillonneurs est égale à zéro, c'est-à-dire $\mu_d = 0$, pour chacun des essais. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 11.

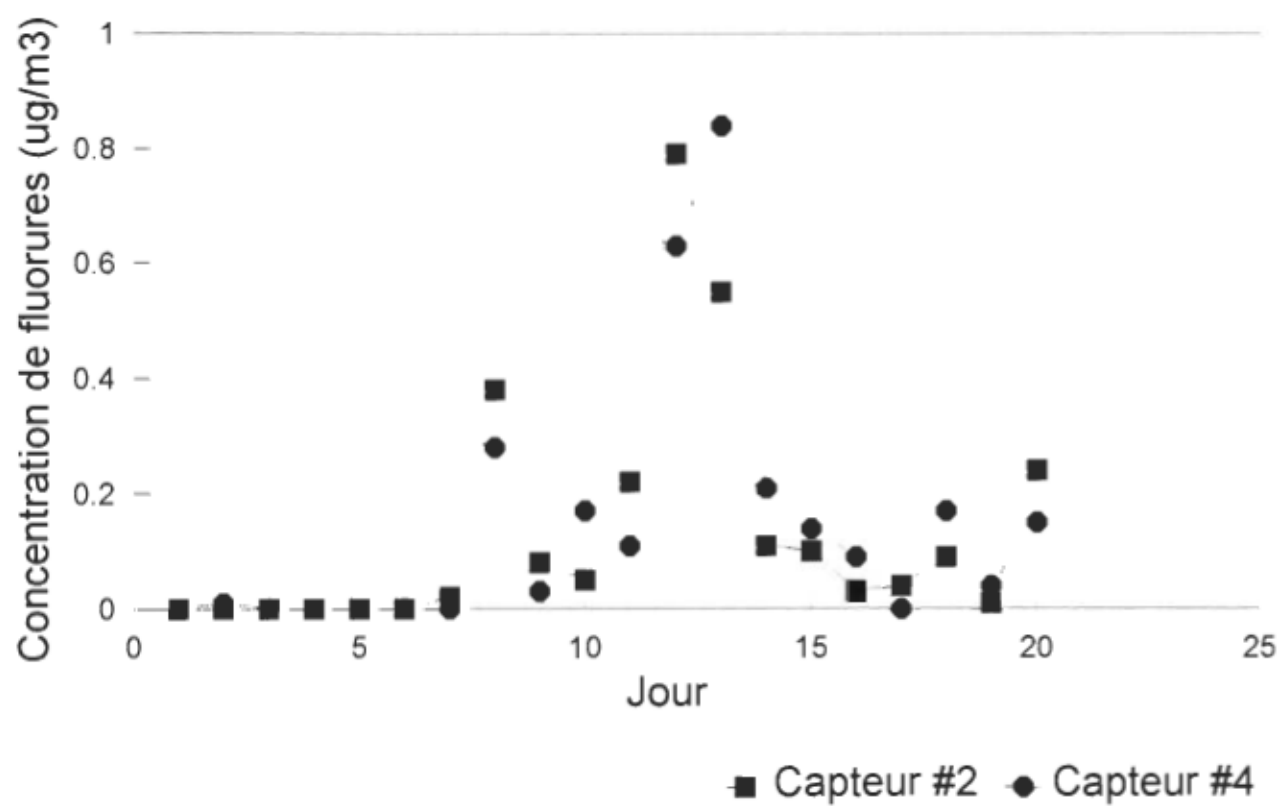


Figure 7- Concentrations de fluorures obtenues lors de l'essai no.1.

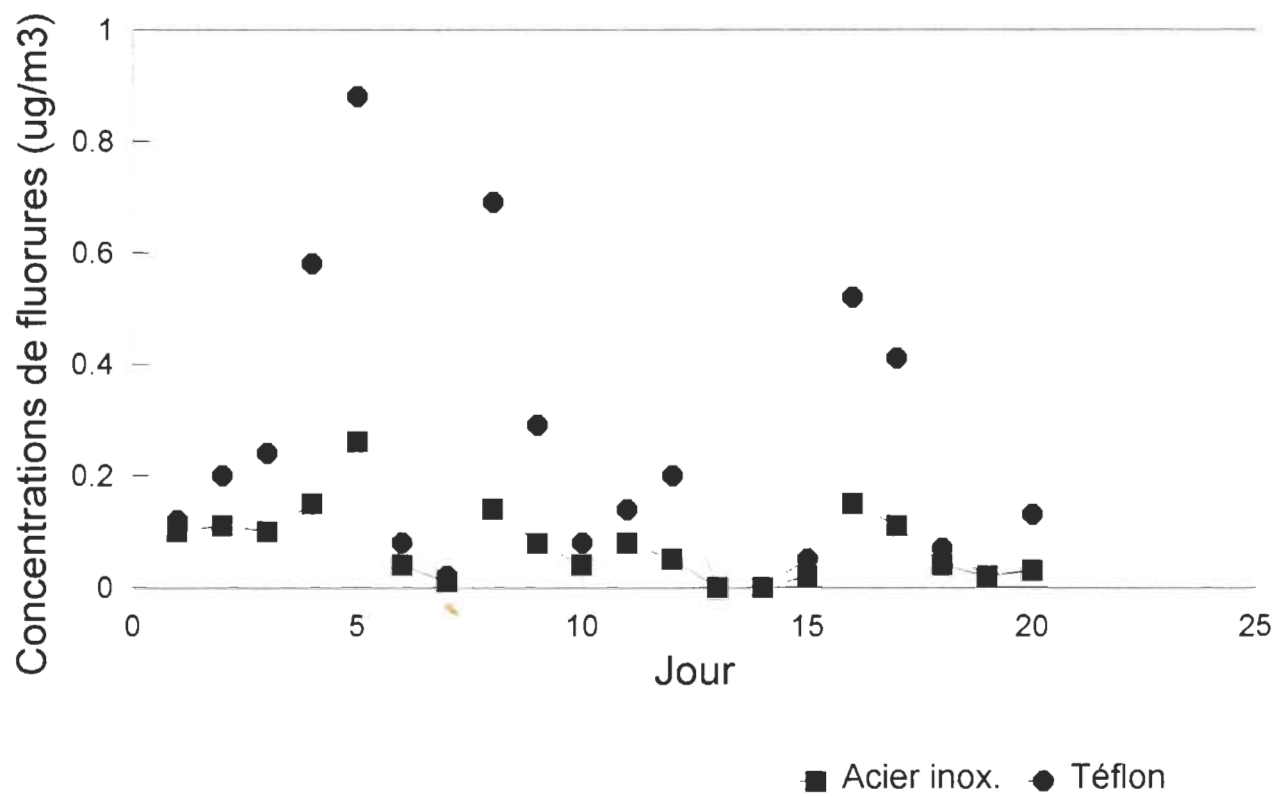


Figure 8- Concentrations de fluorures obtenues lors de l'essai no.2.

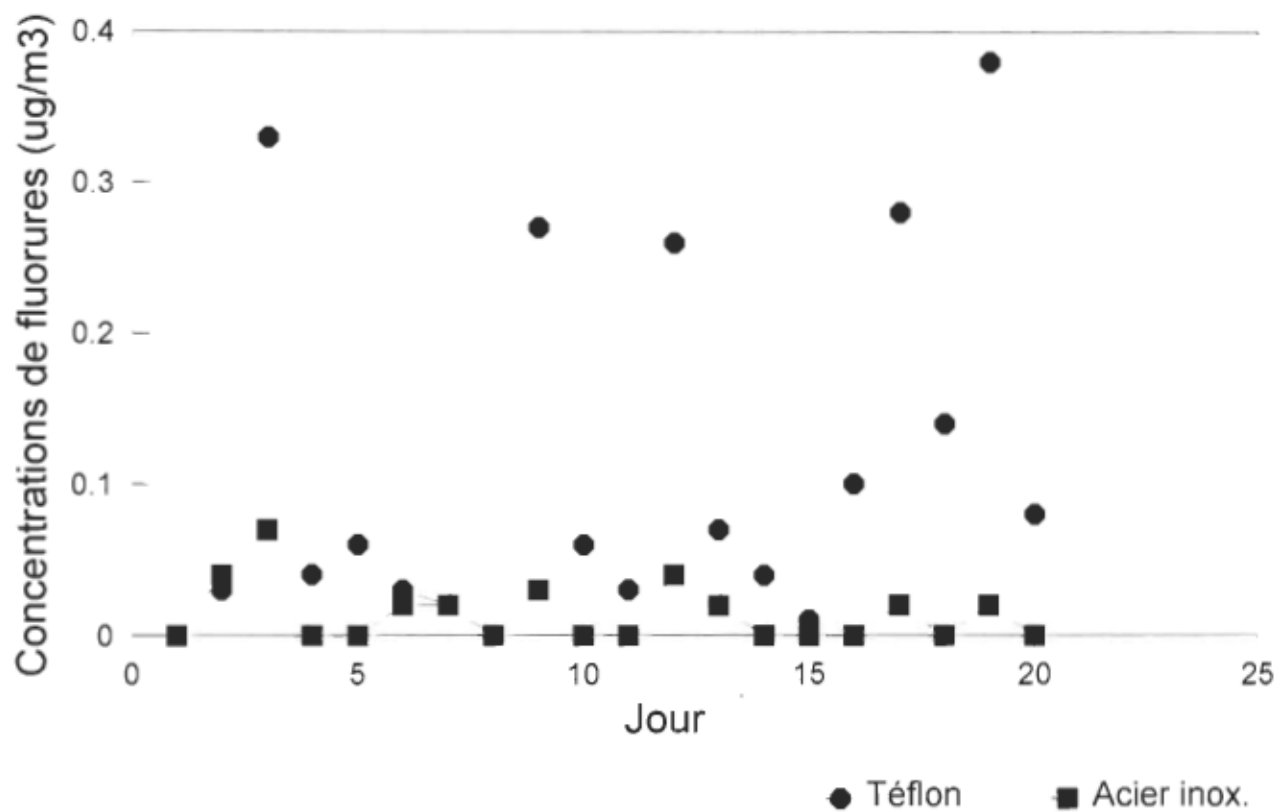


Figure 9- Concentrations de fluorures obtenues lors de l'essai no.3.

Tableau 11

Résultats des t-tests portant sur les essais
acier inoxydable - téflon

Essai	μ_2	μ_4	Différence entre les paires		Valeur de t	Probabilité
			moyenne	écart-type		
1	0.1355	0.1435	-0.0080	0.097	-0.37	0.717
2	0.0765	0.2360	-0.1595	0.192	-3.71	0.001
3	0.1115	0.0140	0.0975	0.110	3.96	0.001

: n =20 échantillons

Les probabilités mentionnées dans le tableau 11 expriment les probabilités d'erreurs associées au rejet de l'hypothèse de départ.

Les résultats obtenus indiquent donc une probabilité d'erreur de près de 72% dans le cas du rejet de l'hypothèse de départ pour l'essai #1, ce qui implique que les quantités de fluorures captées par chacun des échantillonneurs sont, du point de vue statistique, sensiblement identiques. Par contre, pour les essais #2 et #3, les probabilités d'erreurs dans le cas du rejet de l'hypothèse de départ sont presque nulles étant de 0.1% dans les deux cas. Ce qui revient à dire que les quantités de fluorures captées à l'aide d'un échantillonneur muni d'une sonde de téflon sont statistiquement différentes de celles captées par un échantillonneur équipé d'une sonde en acier inoxydable.

L'effet corrosif semble donc réel dans le cas de l'acier inoxydable et des recherches plus approfondies démontrent l'insensibilité du téflon face à l'agression des fluorures (Schweitzer, 1986).

Un facteur d'ajustement a donc été défini afin d'établir un lien entre les quantités de fluorures captées à l'aide d'un échantillonneur muni d'une sonde en acier

versus celle captées avec un échantillonneur muni d'une sonde de téflon. Ce facteur d'ajustement prend la forme suivante:

$$F_{aj} = (\mu_{23} + \mu_{42}) / (\mu_{22} + \mu_{43}) = 3.84$$

où F_{aj} représente le ratio de la concentration moyenne obtenue avec la sonde de téflon sur la concentration moyenne obtenue avec la sonde en acier inoxydable

μ_{23} concentration moyenne obtenue avec l'échantillonneur #2 lors de l'essai #3 (sonde de téflon)

μ_{42} concentration moyenne obtenue avec l'échantillonneur #4 lors de l'essai #2 (sonde de téflon)

μ_{22} concentration moyenne obtenue avec l'échantillonneur #2 lors de l'essai #2 (sonde en acier inoxydable)

μ_{43} concentration moyenne obtenue avec l'échantillonneur #4 lors de l'essai #3 (sonde en acier inoxydable)

Au regard des diverses moyennes obtenues sur chaque série de données, un facteur d'ajustement de 3.84 a été apporté aux concentrations de fluorures gazeux obtenues avec les échantillonneurs à double ruban, équipés d'une sonde en acier inoxydable, tel que ceux utilisés par l'ABI au cours de l'été 1992.

À ce stade-ci, une hypothèse de travail a été formulée voulant que tous les échantillonneurs à double ruban utilisés par ABI pour mesurer le niveau de fluorures gazeux dans l'atmosphère aient été corrodés de façon identique au fil des ans et que le niveau de corrosion soit le même pour chacun d'entre eux.

Les concentrations moyennes journalières de fluorures mesurées aux quatre stations d'échantillonnage, pour chacune des journées à l'étude, sont présentées à l'annexe A. À noter que ces concentrations n'ont été ajustées avec le facteur

de 3.84. Elles représentent les concentrations obtenues avec l'emploi de sondes en acier inoxydable. Elles permettront éventuellement de déterminer chacun des paramètres statistiques mentionnés à la section 2.0 et d'évaluer ainsi le niveau de performance du BLP.

Un résumé des informations requises afin de pouvoir procéder aux simulations est présenté dans le tableau 12, les données y étant placées en fonction de chacune des étapes de la dispersion atmosphérique. Une fois toutes ces informations rassemblées et regroupées dans des fichiers compatibles avec le modèle, il est alors possible de procéder aux premières simulations.

Tableau 12

Données d'entrées pour les simulations

Émissions	Diffusion et transport	Milieus récepteurs
Débit	Température	Localisation
Température des gaz	Vitesse du vent	Topographie
Vitesse de sortie des gaz	Direction du vent	
	Stabilité	
	Hauteur de mélange	

5.0 ANALYSE DE SENSIBILITÉ

L'analyse de sensibilité consiste à faire varier certains paramètres d'entrée lors des simulations et de vérifier leur incidence sur les résultats. Elle permettra de compléter l'évaluation de la performance du modèle BLP sur le site de l'ABI. Le mode de sélection des différents paramètres retenus pour cette analyse fait suite aux diverses hypothèses faites en cours de recherches ainsi qu'aux traitements statistiques effectués sur les données météorologiques.

Un rappel pour mentionner que la concentration en contaminant que l'on retrouve à un certain endroit à proximité d'une source d'émission est fonction de l'interrelation entre les différents paramètres régissant chacune des trois étapes de la dispersion atmosphérique, tels que définis à la section 4.0.

La variation d'un seul de ces paramètres peut avoir un impact majeur sur l'ensemble de la dynamique de la dispersion atmosphérique et donc résulter en des concentrations de contaminants au sol différentes de celles préalablement estimées. Cette dynamique et la fluidité impliquée dans la dispersion atmosphérique en font donc un phénomène très complexe.

L'analyse de sensibilité se veut donc un moyen de vérifier sous quelles conditions la dynamique de la dispersion atmosphérique est bien exprimée par le modèle BLP. La variation de certains paramètres pourra avoir un impact direct sur cette dynamique et faire en sorte que les résultats obtenus seront plus réalistes et le modèle plus performant.

Il devient donc nécessaire de s'interroger sur la qualité des diverses données de base représentant chacune des 3 étapes de la dispersion atmosphérique, interrogations qui orienteront l'analyse de sensibilité.

Dans un premier temps, les hypothèses faites au niveau des émissions ne permettent pas de conclure sur le réalisme des valeurs attribuées aux différentes sources d'émissions et sur la constance de ces valeurs pour l'ensemble de chacun des mois à l'étude. Tout en étant les meilleures données disponibles, elles laissent planer un doute sur la représentativité de ces dernières.

L'analyse de sensibilité devra donc permettre de vérifier si la variation des émissions peut avoir un impact sur le niveau de performance du BLP via la détermination des indicateurs statistiques, tels que définis à la section 2.0. Le seuil de variation des émissions retenu a été de ± 5 , ± 10 et $\pm 20\%$.

La seconde étape de la dispersion atmosphérique, soit celle portant sur la diffusion et le transport des contaminants dans l'atmosphère, est régie par les conditions climatiques ou données météorologiques. Ces dernières ont été mesurées à l'aide des différents appareils des stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire lorsque requis.

Leduc (1993), dans le Guide d'utilisation de modèles de dispersion du MEF, mentionne que les données météorologiques nécessaires à l'étude de la dispersion atmosphérique de contaminants provenant d'un site particulier doivent provenir préférentiellement d'une station située à l'intérieur d'un rayon de 30 km. Comme la station météorologique de l'ABI n'a pu être en mesure de saisir toutes les données météorologiques couvrant la période à l'étude en raison de problèmes techniques, les données manquantes ont été obtenues de la station météorologique de la centrale nucléaire Gentilly II. Cette dernière est située à environ 2 km de l'ABI et satisfait donc aux exigences posées par le MEF.

Cependant, des comparaisons ont été réalisées sur ces données météorologiques horaires dans le but de vérifier la similarité des données provenant de chacune des deux stations pour une même période de temps. Une période de 7 jours a été sélectionnée de façon arbitraire pendant l'été, soit du 10 au 16 juillet 1992

inclusivement. Les différentes valeurs mesurées à ces deux stations au cours de cette période sont illustrées dans les figures 10 à 13.

La figure 10 présente des profils de températures relativement semblables pour chacune des deux stations. Par contre, des écarts plus importants se retrouvent entre les différentes valeurs mesurées pour chacun des autres paramètres.

Une série de régressions linéaires a donc été effectuée dans le but de vérifier s'il n'existe pas de relation entre les différentes valeurs mesurées à chaque station pour un même paramètre. Les facteurs de corrélation obtenus au terme de ces régressions sont présentés dans le tableau 13.

Tableau 13

**Facteurs de corrélation obtenus entre les données météorologiques
provenant des stations de l'ABI et de la centrale nucléaire**

Paramètres	r
Température	0.95
Stabilité	0.72
Direction du vent	0.83
Vitesse du vent	0.76

Ces résultats indiquent que la température est le seul paramètre présentant un facteur de corrélation supérieur à 0.90 entre les deux stations météorologiques. Les autres paramètres mesurés à la centrale nucléaire, c'est-à-dire la stabilité, la direction et la vitesse du vent, présentent tout de même des facteurs de corrélation supérieurs à 0.70 avec les valeurs mesurées par la station de l'ABI. De tels facteurs de corrélation laissent place, toutefois, à quelques incertitudes au niveau de certaines valeurs.

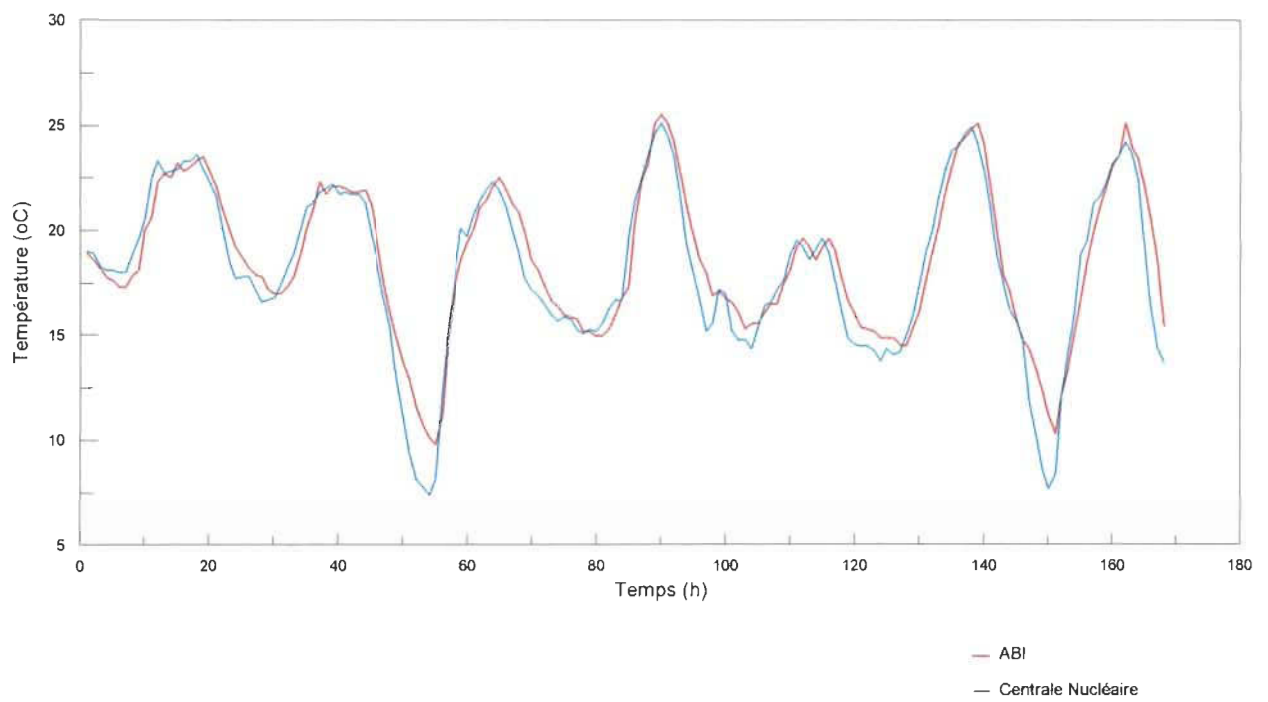


Figure 10. Profils des températures mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire.

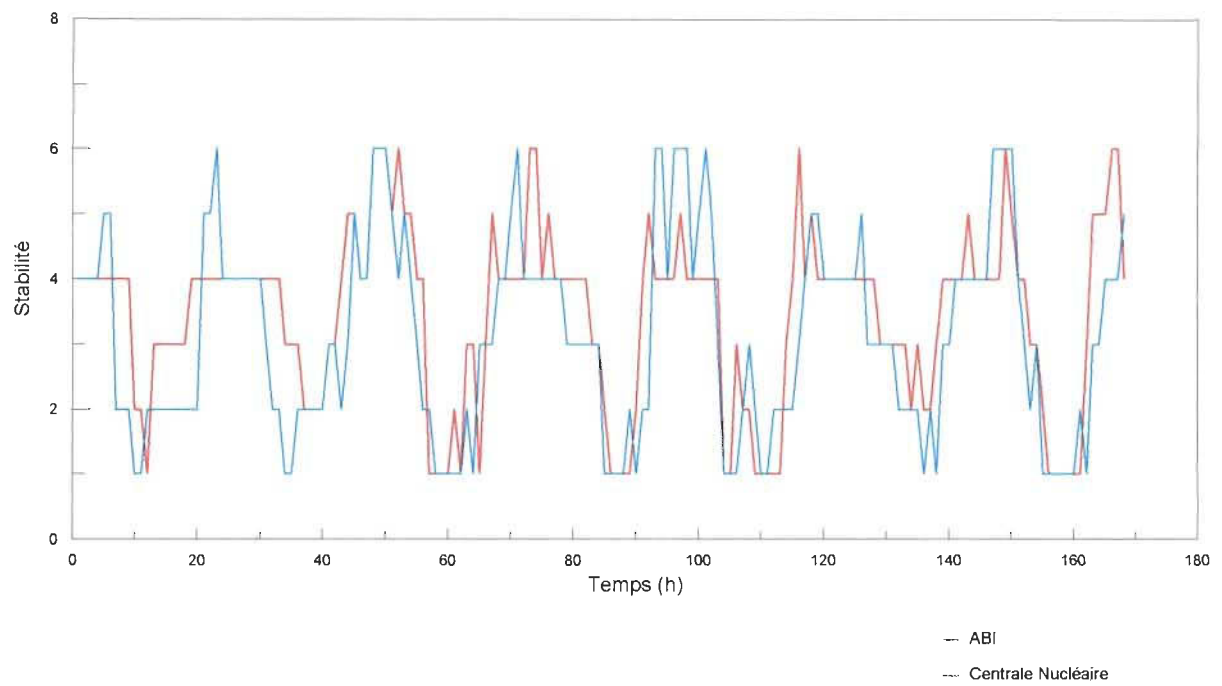


Figure 11. Profils des classes de stabilité mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire.

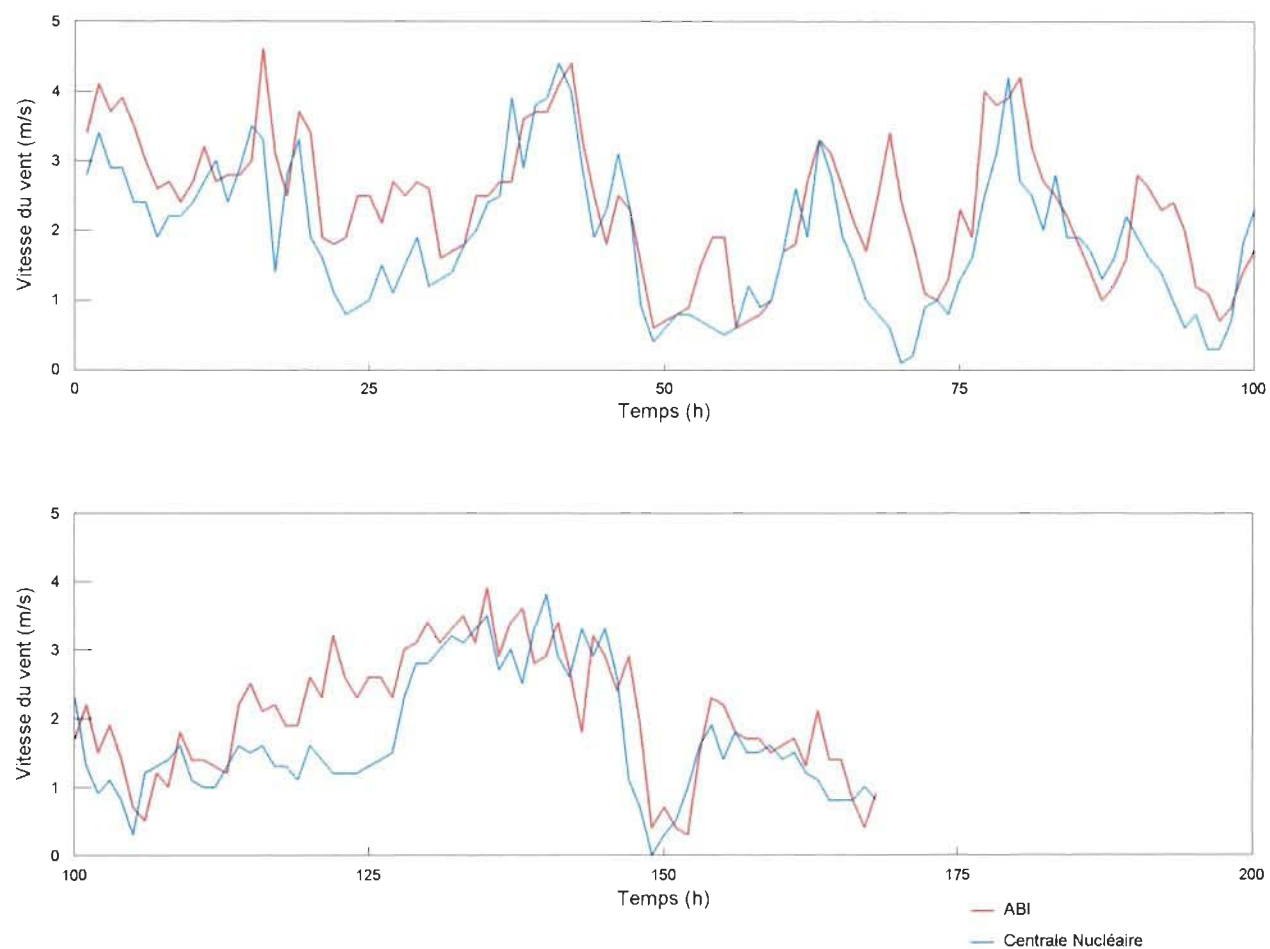


Figure 12. Profils des vitesses du vent mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire.

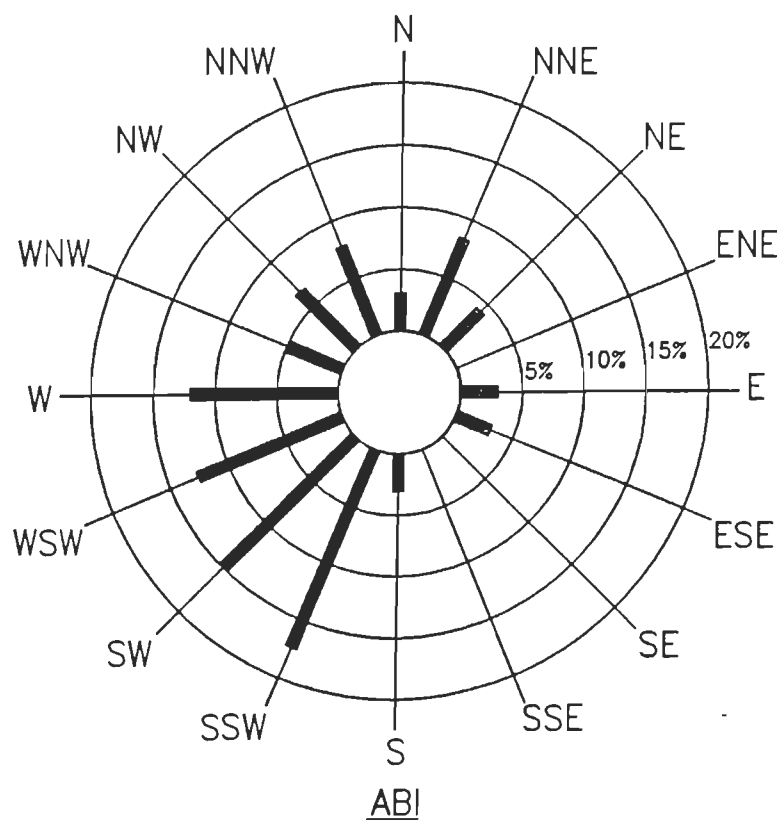
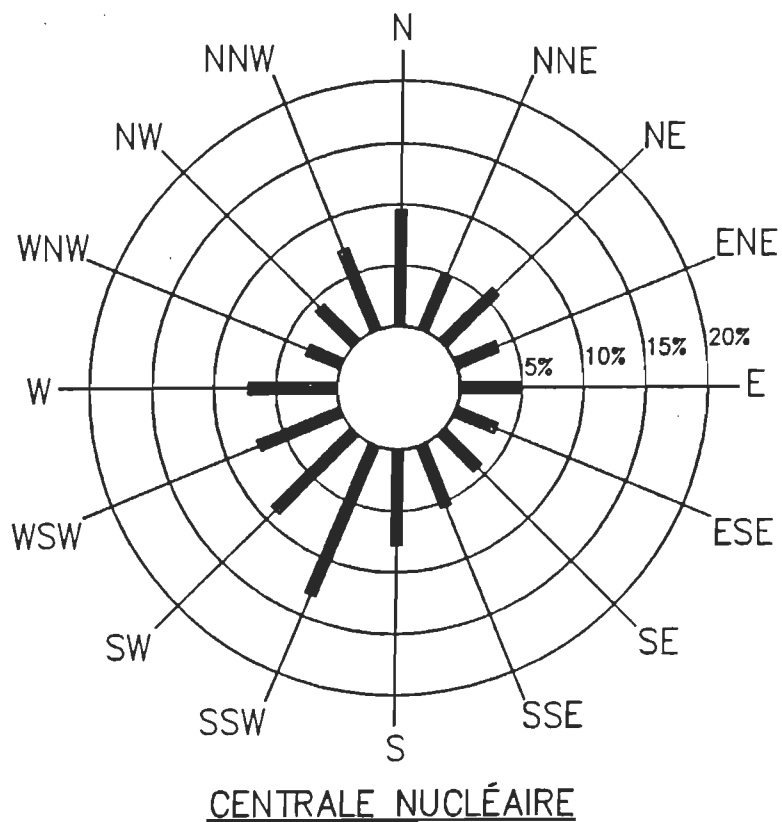


Figure 13- Fréquences des directions du vent mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire.

Cependant, afin de pouvoir simuler une période de temps suffisamment longue pour être représentative de la période de croissance des végétaux, des données météorologiques devaient remplacer les 25% (valeur approximative) de données manquantes à la station de l'ABI. La seule station située à l'intérieur d'un rayon de 30 km de l'aluminerie qui mesure chacun de ces 4 paramètres météorologiques est la station de la centrale nucléaire Gentilly II. Les données provenant de cette station ont donc été utilisées lors des simulations, tout en sachant que certaines valeurs pouvaient présenter quelques incertitudes. Les figures 14 et 15 reflètent d'ailleurs cette divergence plus ou moins grande entre les valeurs mesurées à chacune des stations météorologiques pour la stabilité de l'atmosphère et la vitesse du vent.

L'analyse de sensibilité devra permettre de vérifier si la variation de ces trois paramètres météorologiques quelque peu divergeants peut avoir une incidence sur les résultats des simulations et le niveau de performance du BLP. Le degré de variation de chacun de ces paramètres a été le suivant:

- Stabilité: ± 1 classe,
- Direction du vent: ± 5 , ± 10 et $\pm 15^\circ$,
- Vitesse du vent: ± 1 m/s.

Pour ce qui est de la stabilité de l'atmosphère, l'analyse effectuée sur les données provenant des stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire Gentilly II laissent présumer qu'une variation de la stabilité de ± 1 et de ± 2 classes serait peut-être plus appropriée.

Cependant, si ces différentes classes de stabilité auraient été obtenues, non pas à partir de l'écart-type de la direction du vent, mais à partir du rayonnement solaire incident ou du couvert nuageux; il est raisonnable de penser que ces classes de stabilité auraient dû être sensiblement les mêmes pour ces deux stations situées dans la même région.

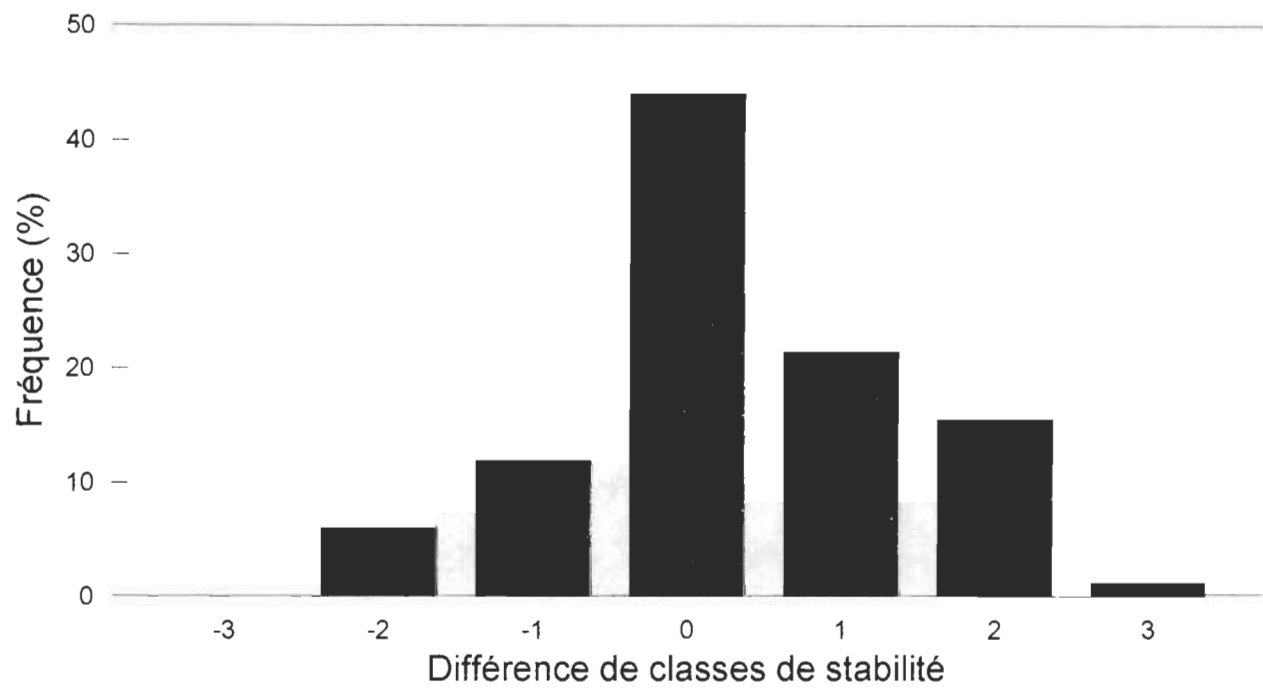


Figure 14- Différences entre les classes de stabilité mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire.

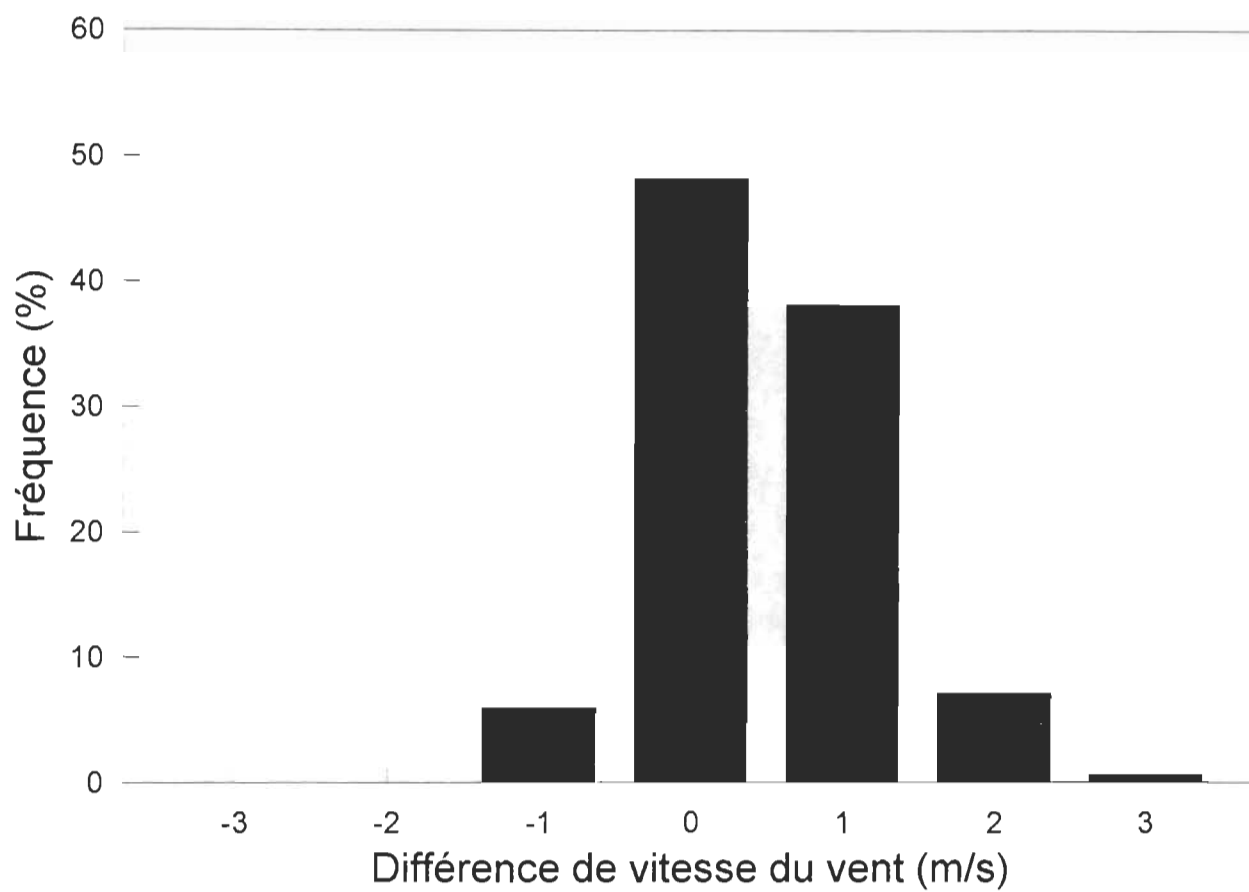


Figure 15- Différences entre les vitesses du vent mesurées par les stations météorologiques de l'ABI et de la centrale nucléaire.

En effet, comme ces dernières sont distantes d'environ 2 km, les différents rayonnements solaires incidents ou couverts nuageux doivent être passablement les mêmes pour ces stations au cours d'une journée. Considérant un écart possible de 1 m/s au niveau de la vitesse du vent mesurée entre les deux stations et que cette vitesse peut se situer à proximité de la limite entre deux classes de stabilité, il semble raisonnable de penser qu'une variation de la stabilité de ± 1 classe est plus logique.

Finalement, pour ce qui est du milieu récepteur, les concentrations journalières de fluorures retrouvées aux stations témoins ont été multipliées par 3.84 tel que mentionné à la section 4.3, valeur qui représente le facteur d'ajustement pour palier à l'utilisation de sondes en acier inoxydable au lieu de sondes en téflon.

6.0 Résultats

Les résultats présentés dans cette section font suite aux simulations réalisées avec le modèle BLP concernant la dispersion des fluorures gazeux en provenance de l'ABI. Dans un premier temps, les simulations ont été réalisées en utilisant les données originales. Par la suite, une analyse de sensibilité a permis de faire varier certains paramètres d'entrée lors de ces simulations et de vérifier leur incidence sur le niveau de performance du BLP.

Cette analyse a consisté à faire varier, de façon réaliste, le niveau des émissions, la stabilité, la direction et la vitesse du vent. Le degré de variation de chacun de ces paramètres a été le suivant:

- Émissions: ± 5 , ± 10 et $\pm 20\%$,
- Stabilité: ± 1 classe,
- Direction du vent: ± 5 , ± 10 et $\pm 15^\circ$,
- Vitesse du vent: ± 1 m/s.

De plus, avant de procéder à la détermination des différents indicateurs statistiques utilisés pour évaluer la performance du BLP, les concentrations journalières de fluorures retrouvées aux stations témoins ont été multipliées par le facteur d'ajustement, soit 3.84, valeur provenant des essais comparatifs sur l'utilisation d'une sonde en acier inoxydable versus une sonde de téflon.

6.1 Biais fractionnaire

Le biais fractionnaire (BF) varie de -2 (sous-estimation extrême) à +2 (surestimation extrême) avec une valeur optimale à zéro. Les simulations avec les données originales ont permis d'obtenir un BF de -1.04; c'est-à-dire que le

BLP sous-estime les concentrations retrouvées aux quatre stations d'échantillonnage lorsque les données de base sont utilisées pour les simulations.

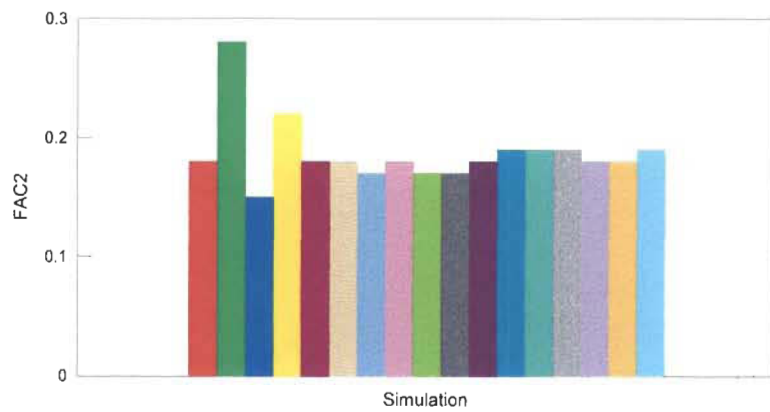
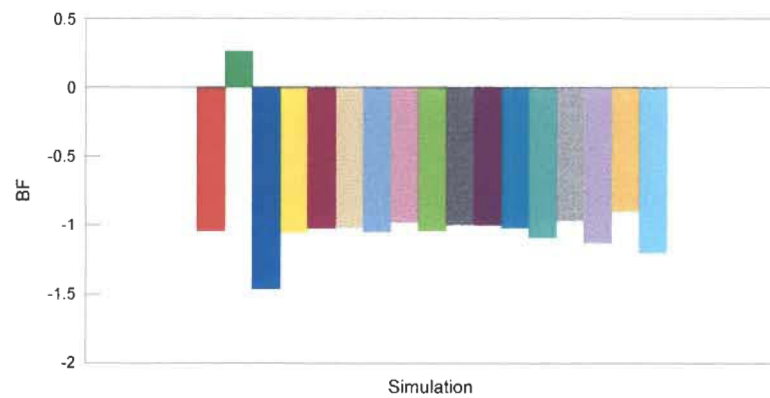
Les résultats découlant de l'analyse de sensibilité abondent dans le même sens, sauf pour le cas de la stabilité de l'atmosphère où la variation de la stabilité de +1 classe entraîne une surestimation des concentrations avec un BF de 0.26. Les résultats obtenus pour le BF pour chacune des séries de simulations sont présentés dans le tableau 15 et illustrés dans la figure 16. Cette figure permet de conclure rapidement quant à la mesure de la performance obtenue avec l'utilisation du BF.

Le cas de la stabilité excepté, le fait d'utiliser les données originales ou de varier ces dernières selon le patron déterminé pour l'analyse de sensibilité n'apporte pas de changement majeur sur le BF; ce dernier se retrouvant majoritairement dans la gamme de $-1.00 \pm 10\%$.

Comme la valeur optimale de BF se situe à zéro, la stabilité de l'atmosphère augmentée d'une classe, avec un BF de 0.26, représente les conditions sous lesquelles le modèle est le plus performant pour cet indicateur statistique.

6.2 Fraction à l'intérieur d'un facteur de deux

La fraction à l'intérieur d'un facteur de deux (FAC2) est le deuxième indicateur statistique utilisé pour évaluer la performance du modèle BLP. FAC2 possède une valeur optimale à 1 et une valeur minimale à 0. À noter que FAC2 est calculée à partir du rapport des concentrations prédites sur les concentrations retrouvées aux stations témoins. Lorsqu'une ou l'autre des concentrations prédite et mesurée a la valeur de zéro, et non les deux, le rapport C_P/C_O se retrouve en dehors des limites fixées ($0.5 \leq C_P/C_O \leq 2.0$) pour ce paramètre statistique et n'est pas compilé pour la détermination de FAC2.



- BLP: données originales
- Stabilité +1
- Stabilité -1
- Vitesse +1
- Vitesse -1
- Direction du vent +5
- Direction du vent -5
- Direction du vent +10
- Direction du vent -10
- Direction du vent +20
- Direction du vent -20
- Émissions +5
- Émissions -5
- Émissions +10
- Émissions -10
- Émissions +20
- Émissions -20

Figure 16- Biais fractionnaires et fractions à l'intérieur d'un facteur de 2 obtenus pour chacune des séries de simulations.

La FAC2 se trouve donc à être la fréquence ou le nombre de fois que le rapport C_P/C_O se retrouve à l'intérieur de l'intervalle fixé pour l'ensemble des essais. Même si les concentrations prédites et mesurées sont très rapprochées l'une de l'autre, comme par exemple 0 et $0.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$, le rapport C_P/C_O prend la valeur de zéro et est écarté lors de la compilation de FAC2. Toutefois, le cas des deux concentrations prédite et mesurée égales à zéro a été retenu pour la compilation de FAC2, le BLP prédisant la même concentration que celle retrouvée à une station d'échantillonnage.

Les simulations effectuées avec les données originales ont permis d'obtenir une FAC2 de 0.18; c'est-à-dire que dans 18% des cas, le BLP prédit une concentration de contaminant qui se retrouve entre la demie et le double de la concentration retrouvée à une des stations témoins.

Pour ce qui est de l'analyse de sensibilité, elle n'a pas permis d'obtenir de fortes variations de ce paramètre statistique, sauf dans le cas de la variation de la stabilité +1 classe où FAC2 prend la valeur de 0.28 (valeur maximale obtenue). La figure 16, tirée des données retrouvées dans le tableau 15, présente les différentes FAC2 obtenues pour chacune des séries de simulations.

Cette valeur de 0.28 pour FAC2 peut sembler relativement faible. Ceci représente tout de même une augmentation de plus de 55% par rapport à FAC2 originale. Il ne faut pas oublier que, dès qu'une valeur de zéro est impliquée comme concentration prédite ou mesurée, le rapport C_P/C_O est écarté de la compilation de FAC2, et ce, même si les concentrations sont relativement proches l'une de l'autre.

Le modèle semble donc plus performant lorsque la stabilité est augmentée d'une classe par rapport aux données originales; la valeur maximale pour cet indicateur statistique étant de 0.28 pour ces simulations.

6.3 Coefficient de corrélation

Le coefficient de corrélation a été le troisième paramètre statistique retenu pour évaluer la performance du BLP. Un coefficient de corrélation (R) de 1 indique une corrélation parfaite et un R de 0 une corrélation nulle ou inexistante.

Les simulations avec les données de base ont permis d'obtenir un coefficient de corrélation de 0.18. Tout comme pour les autres indicateurs statistiques, l'analyse de sensibilité n'a pas permis d'obtenir de fortes variations de ce paramètre, exception faite pour les simulations réalisées avec la stabilité de l'atmosphère augmentée d'une classe. Les résultats obtenus pour le coefficient de corrélation pour chacune des séries de simulations sont présentés dans le tableau 15.

La variation de la stabilité de +1 classe a permis d'obtenir un R de 0.58 (valeur maximale), ce qui représente une amélioration de plus de 220% par rapport au R original. Le niveau des émissions étant directement proportionnel à la quantité prédite, la variation de ces dernières n'a eu aucun effet sur le R résultant; ce dernier étant de 0.18 dans chacun des cas. La variation des autres paramètres n'a fait que fluctuer faiblement le R dans certains cas.

Avec un coefficient de corrélation de 0.58, le modèle semble donc plus performant lorsque la stabilité est augmentée d'une classe par rapport aux données originales lors des simulations.

La figure 17 présente les droites de régressions, entre les quantités de fluorures prédites par le BLP et celles mesurées aux stations témoins, lors de l'utilisation des données originales et lorsque la stabilité de l'atmosphère est augmentée d'une classe. À noter que la pente de la droite de régression est passée de 0.13 à 1.37 lorsque la stabilité est augmentée d'une classe. Cette dernière est donc plus près de la pente obtenue lors d'une corrélation parfaite, c'est-à-dire 1. Il y a

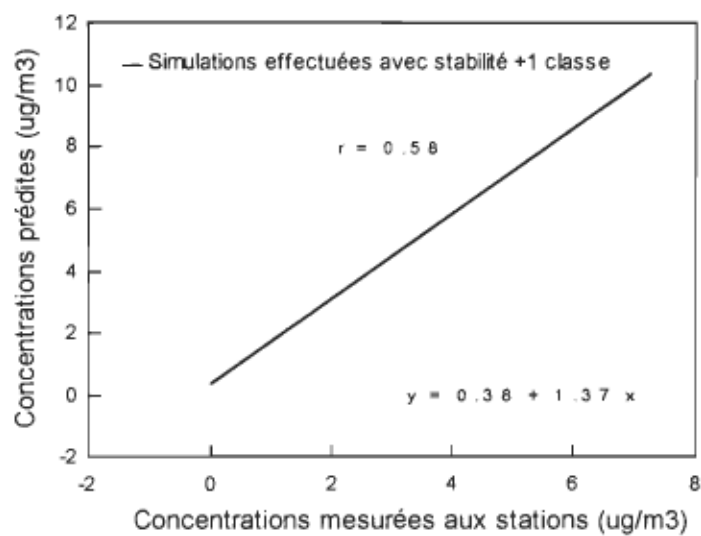
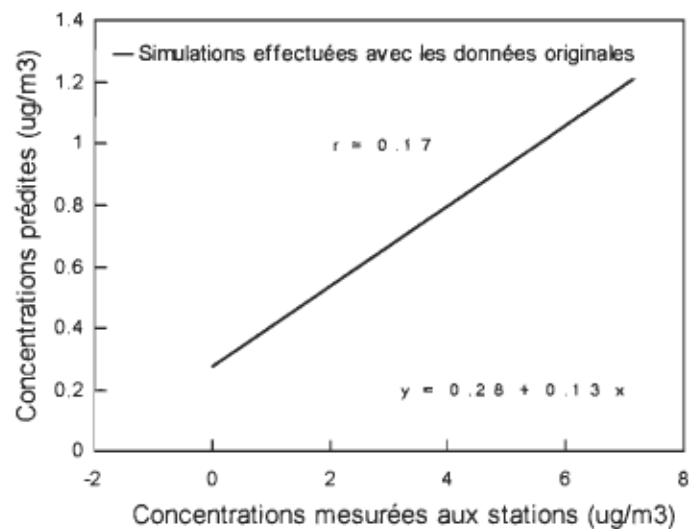


Figure 17. Droites de régression obtenues avec les données originales et lorsque la stabilité de l'atmosphère est augmentée d'une classe.

donc eu double amélioration lors des régressions linéaires, soient le coefficient de corrélation et la pente de la droite de régression.

La seule étude, réalisée au Québec, pouvant être considérée comme un genre d'évaluation de la performance du modèle BLP est celle présentée par Coupal et al. (1985), dans laquelle le BLP servait, entre autres, à simuler les émissions d'une aluminerie de Grande-Baie au Québec. Ces derniers n'ont toutefois utilisé que le coefficient de corrélation dans leur étude. Le tableau 14 présente une synthèse des résultats de Coupal et al. (1985) et de cette étude portant sur l'évaluation du modèle BLP sur le site de l'ABI. Les coefficients de corrélation qui y sont présentés pour la présente étude le sont pour des périodes journalières, mensuelles et pour l'ensemble de la période de croissance des végétaux (juin à octobre).

Tableau 14

**Comparaison des facteurs de corrélation obtenus lors
des simulations avec ceux obtenus par Coupal et al. (1985)**

Simulation	Année	Facteurs de corrélation			
		Journalier	Mensuel	5 mois	Annuel
BLP (données originales)	1992	0.17	0.26	0.61	---
Stabilité + 1 classe	1992	0.58	0.84	0.98	---
Coupal et al. (1985)	1983	---	---	---	0.88
	1984	---	---	---	0.69

* moyenne des facteurs de corrélation des quatre stations de Grande-Baie.

Les essais réalisés par Schulman et al. (1980), suite à la conception du BLP, laissent sous-entendre que plus la période simulée est longue, meilleurs sont les facteurs de corrélation. Ce dernier a obtenu, en effet, des facteurs de corrélation de 0.35, 0.45, et 0.59 pour des périodes horaires, trihoraires et journalières

respectivement. Ceci serait dû aux phénomènes de moyennes et/ou pondération des concentrations de contaminants sur de longues périodes. Miller et al. (1987) corroborent à ces affirmations en mentionnant que plus la période simulée par un modèle gaussien diminue, plus la précision de ce modèle diminue.

Les résultats obtenus avec le BLP sur le site de l'ABI présentent une meilleure corrélation pour une période de 5 mois, lorsque la stabilité est augmentée d'une classe, que ceux de Coupal et al. (1985) pour une année complète. Comme la précision d'un modèle augmente avec la durée de la période simulée, le modèle BLP semble plus performant sur le site de l'ABI.

6.4 Indicateur de performance composé

Un indicateur de performance composé (IPC) a été défini afin de vérifier sous quelles conditions le modèle BLP est le plus performant. Il regroupe les 3 indicateurs statistiques discutés précédemment, tel que défini à la section 2.0. IPC est adimensionnel, a une valeur optimale à 3 et une valeur minimale à 0.

Les simulations réalisées avec les données originales ont permis d'obtenir un IPC de 0.84. Les résultats de l'analyse de sensibilité n'ont pas permis d'obtenir de fortes variations du IPC pour chacune des séries de simulations, ces derniers se retrouvant tous dans l'intervalle de 0.85 ± 0.10 , sauf pour la stabilité de l'atmosphère. La variation de la stabilité a résulté en des valeurs extrêmes pour le IPC, la variation de la stabilité +1 classe donnant un IPC de 1.73 et la stabilité - 1 classe un IPC de 0.60. La figure 19 présente les IPC obtenus pour chacune des séries de simulations.

Il semble donc que le modèle soit plus performant lorsque la stabilité de l'atmosphère est augmentée d'une classe par rapport aux données originales, ce qui a entraîné une augmentation du IPC de plus de 105%. Les concentrations de

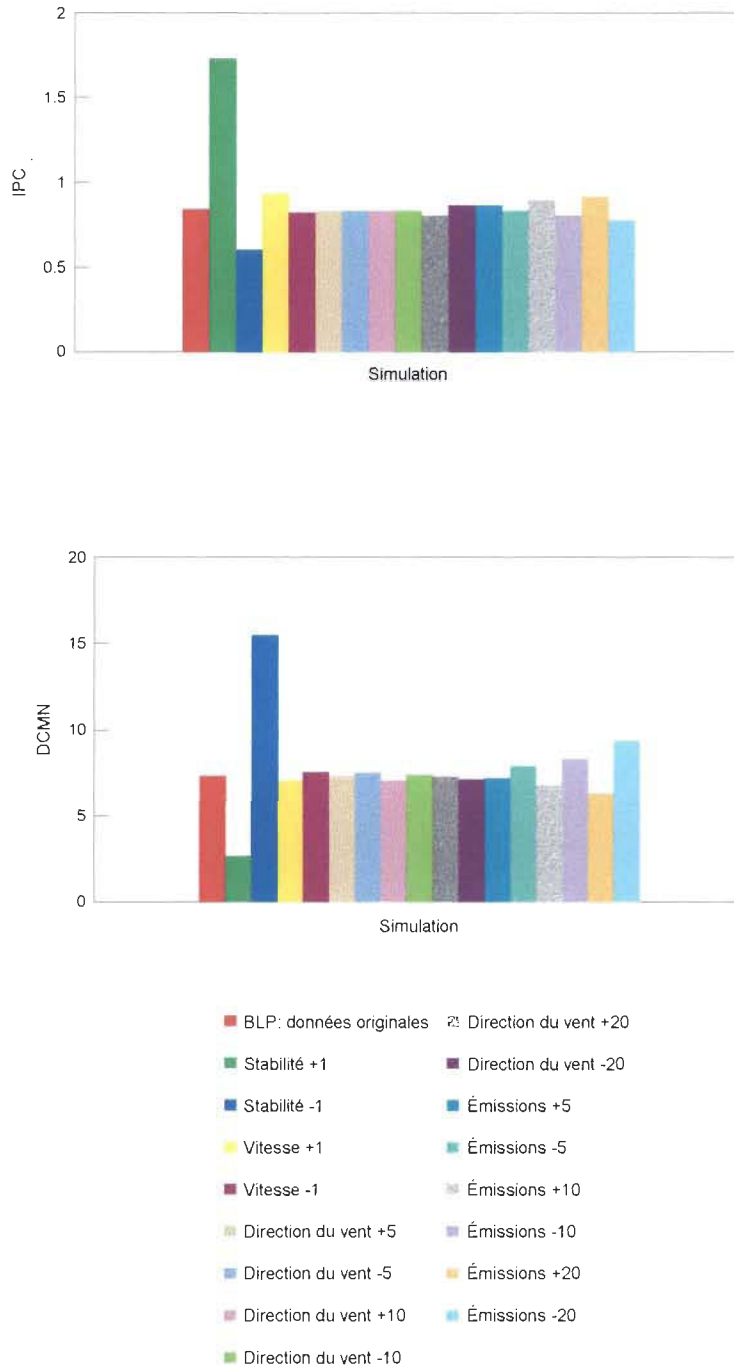


Figure 18- Indices de performance composés et déviations au carré moyennes normalisées obtenus pour chacune des séries de simulations.

fluorures prédites par le BLP, lorsque la stabilité est augmentée d'une classe par rapport aux données originales, sont présentées à l'annexe C.

6.5 Déviation au carré moyenne normalisée

La déviation au carré moyenne normalisée (DCMN) est le dernier indicateur statistique utilisé dans cette étude. DCMN a une valeur optimale à 0 et n'a pas de limite supérieure. Elle est utilisée afin de vérifier si les indications qu'elle fournit convergent dans le même sens que l'indice de performance composé défini à la section précédente.

Les simulations effectuées avec les données originales indiquent une DCMN de 7.34. Tout comme l'ensemble des autres indicateurs statistiques, la plus forte amélioration de la performance du BLP est réalisée lorsque la stabilité de l'atmosphère est augmentée d'une classe par rapport aux données originales. La DCMN résultante est de 2.64. Les autres DCMN découlant de l'analyse de sensibilité se situent toutes entre 6.75 et 15.47, la majorité se retrouvant entre 7 et 8. La figure 19 présente les DCMN obtenues pour chacune des séries de simulations.

La DCMN confirme donc les résultats obtenus avec le IPC, voulant que le modèle BLP soit plus performant et les résultats plus réalistes lorsque la stabilité est augmentée d'une classe par rapport aux données originales. Le tableau 15 présente un résumé des valeurs obtenues pour les différents indicateurs statistiques pour chacune des séries de simulations.

Tableau 15
Indicateurs statistiques obtenus pour
chacune des séries de simulations

Simulations	BF	FAC2	R	IPC	DCMN
BLP (Données originales)	-1.04	0.18	0.18	0.84	7.34
Stabilité +1 classe	0.26	0.28	0.58	1.73	2.64
Stabilité -1 classe	-1.46	0.15	0.18	0.60	15.47
Vitesse +1 m/s	-1.05	0.22	0.23	0.93	7.07
Vitesse -1 m/s	-1.02	0.18	0.15	0.82	7.53
Direction du vent +5°	-1.02	0.18	0.16	0.83	7.31
Direction du vent -5°	-1.05	0.17	0.18	0.83	7.50
Direction du vent +10°	-0.98	0.18	0.14	0.83	7.08
Direction du vent -10°	-1.04	0.17	0.18	0.83	7.39
Direction du vent +15°	-1.00	0.17	0.13	0.80	7.27
Direction du vent -15°	-1.00	0.18	0.18	0.86	7.12
Émissions +5%	-1.02	0.19	0.18	0.86	7.18
Émissions -5%	-1.09	0.19	0.18	0.83	7.87
Émissions +10%	-0.97	0.19	0.18	0.89	6.75
Émissions -10%	-1.13	0.18	0.18	0.80	8.27
Émissions +20%	-0.90	0.18	0.18	0.91	6.30
Émissions -20%	-1.20	0.19	0.18	0.77	9.30

: Indique le meilleur résultat obtenu pour chacun des paramètres statistiques

6.6 Isocontours de concentrations

Les isocontours de concentrations représentent des courbes de concentrations constantes de contaminants atmosphériques. Les figures 19 à 23 présentent de tels isocontours pour chacun des mois à l'étude lorsque la stabilité est augmentée d'une classe par rapport aux données originales. Les isocontours ont été tracés dans ces conditions étant donné que le niveau de performance maximum du BLP y a été obtenu.

Ces isocontours, présentés à titre informel, permettent de cibler directement les endroits les plus affectés par les fluorures gazeux. Ils représentent donc un outil efficace pour le gestionnaire environnemental.

Les résultats qu'ils indiquent démontrent que, pour chacun des mois à l'étude, la dispersion des fluorures est principalement effectuée selon un corridor partant de l'aluminerie, passant vers la station 305 et s'en allant vers le fleuve St-Laurent. Les plus fortes concentrations se situent à proximité de la station 305. Cet endroit fait partie de la région industrialisée de Bécancour.

De plus, les isocontours permettent de déterminer certaines régions préférentielles, plus éloignées de l'aluminerie, où se retrouvent des concentrations de fluorures gazeux plus élevées que dans le secteur avoisinant. À titre d'exemple, pour le mois de juin 1992, la région située à $X = +2300$ et $Y = -2850$ présente un îlot de concentration plus élevée que les concentrations prédites pour les stations 340, 400 et 425.

De telles informations peuvent permettre au gestionnaire environnemental de concentrer la cueillette d'échantillons de végétation dans ce secteur et de déterminer ainsi s'il y a des lésions ou non chez les végétaux.

Concentrations de fluorures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

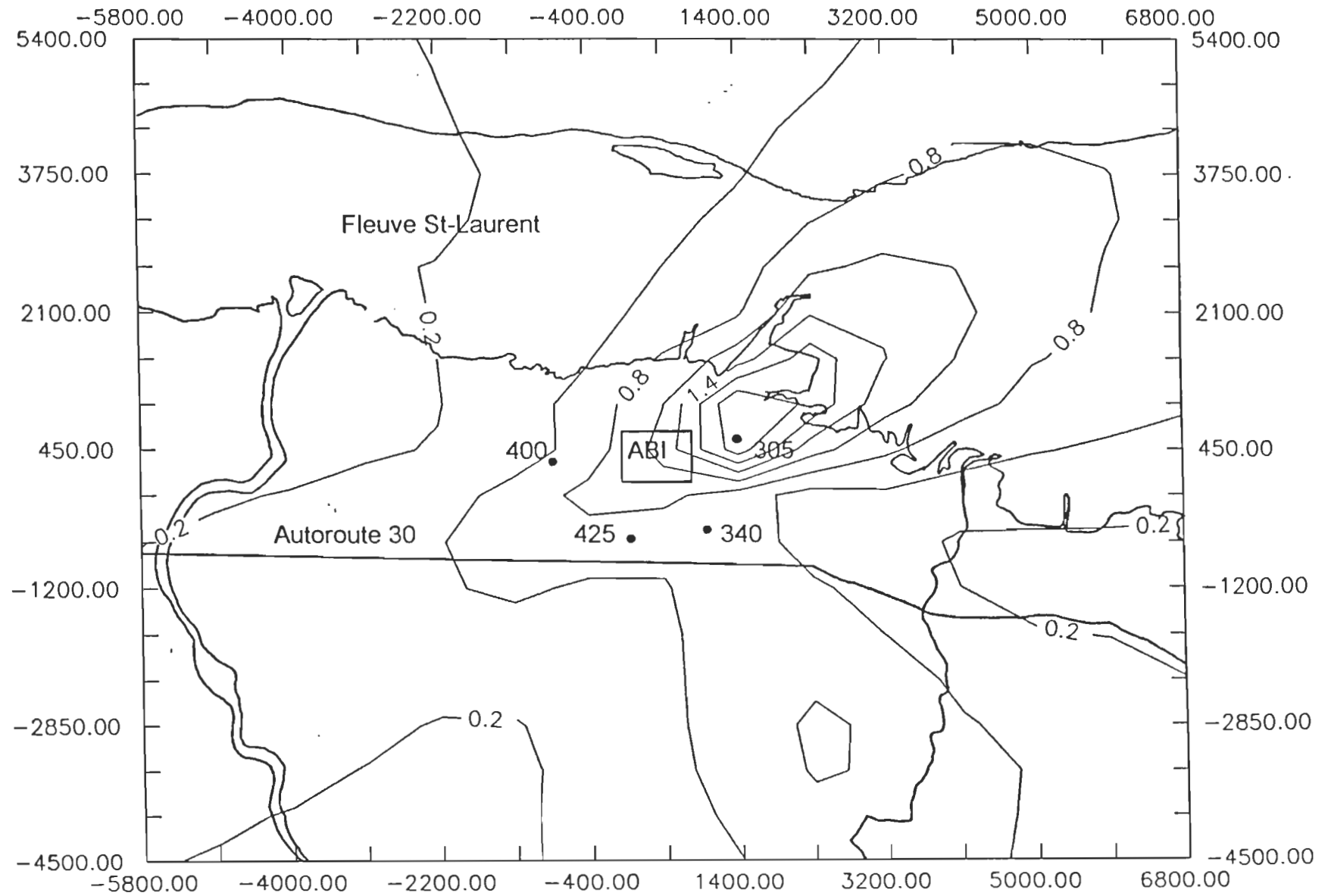


Figure 19- Isocontours de concentrations: juin 1992.

Concentrations de fluorures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

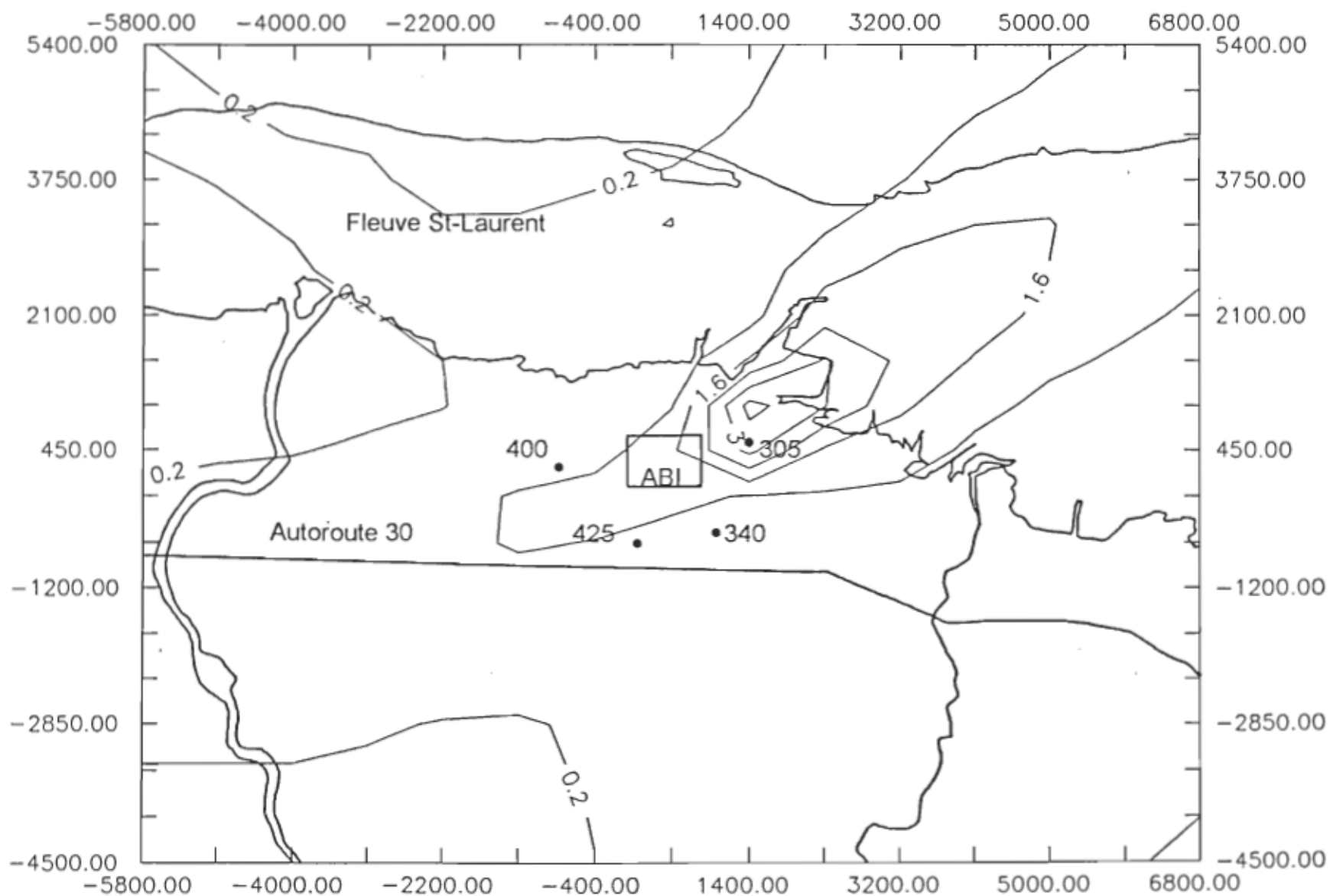


Figure 20- Isocontours de concentrations: juillet 1992.

Concentrations de fluorures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

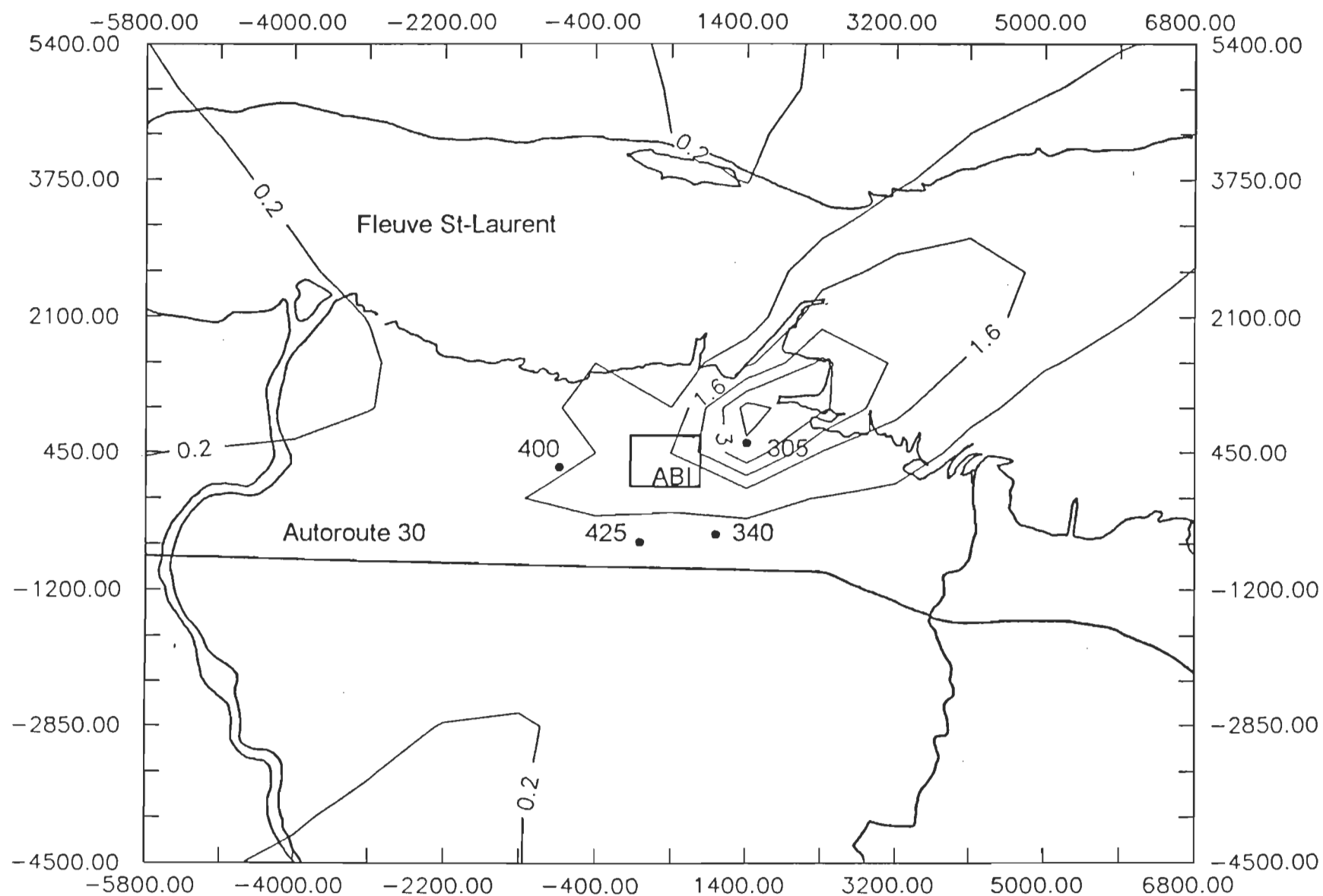


Figure 21- Isocontours de concentrations: août 1992.

Concentrations de fluorures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

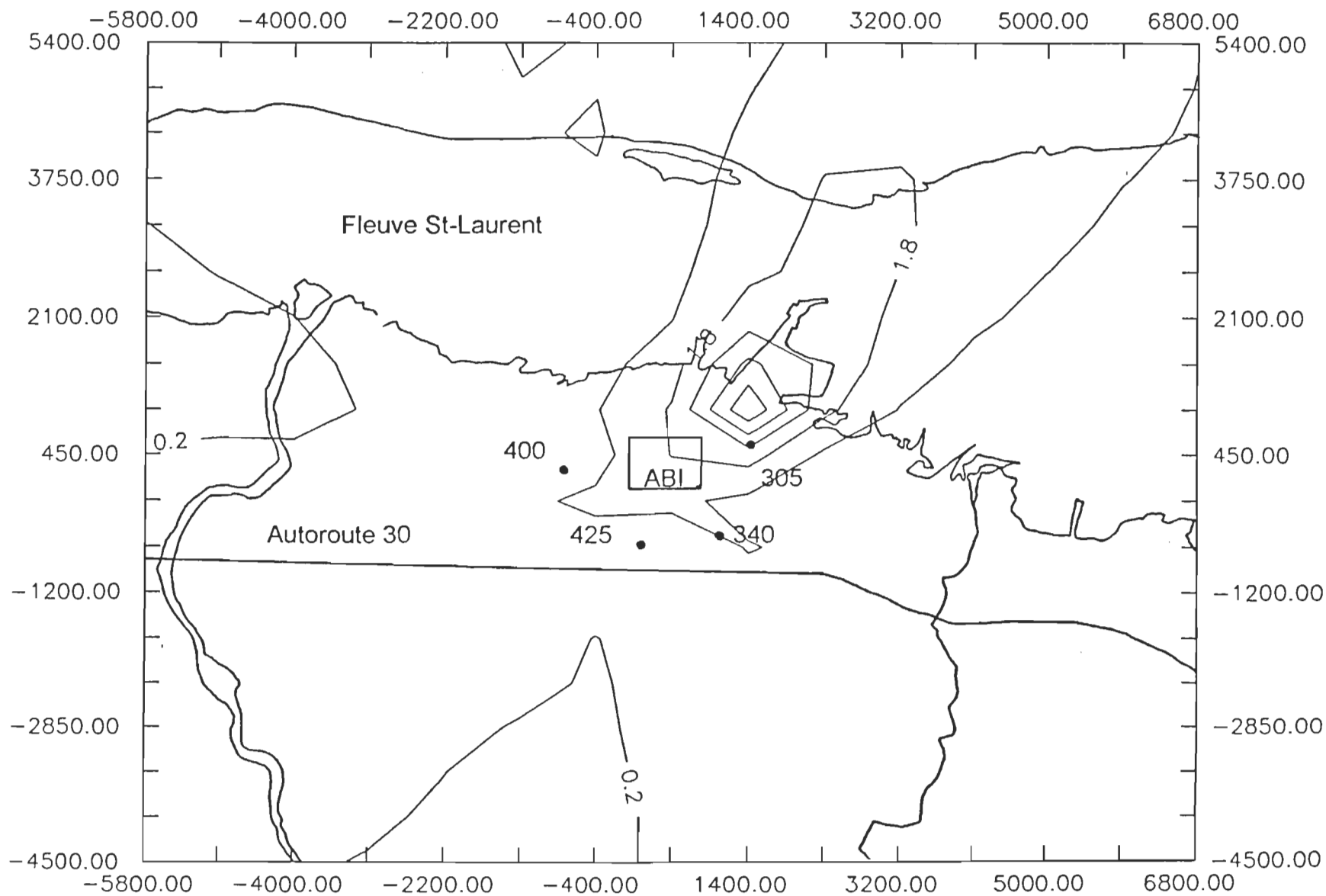


Figure 22- Isocontours de concentrations: septembre 1992.

Concentrations de fluorures ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

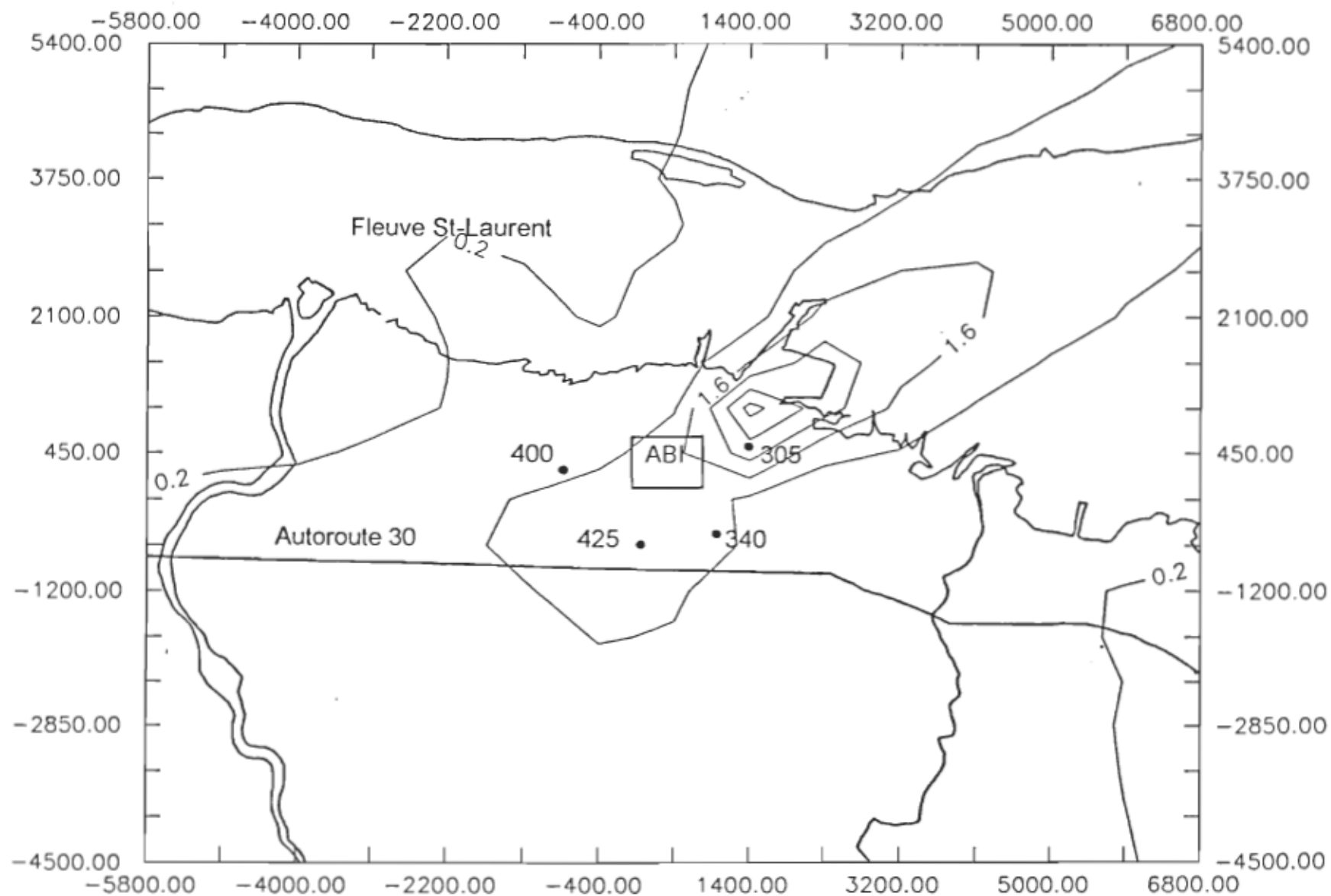


Figure 23- Isocontours de concentrations: octobre 1992.

L'utilisation des isocontours permettra d'avoir un indice rapide du potentiel de risque pour la végétation via la détermination future du seuil maximal de fluorures gazeux admissible par les espèces présentes. Toutefois, ces isocontours réfèrent aux concentrations moyennes de la période simulée. Les pointes de concentrations, que ce soient les concentrations journalières maximales ou pour de plus brèves périodes, n'y sont pas indiquées. Le BLP permet cependant d'obtenir ces informations via le fichier des résultats.

L'intégration du modèle de dispersion atmosphérique BLP dans un réseau de surveillance environnementale se veut donc une suite logique aux efforts de protection de l'environnement déployés depuis la construction de l'ABI.

7.0 CONCLUSION

La pollution atmosphérique est un phénomène très complexe. Plusieurs paramètres, autant météorologiques que topographiques, doivent être mesurés et certaines hypothèses formulées afin d'approximer le phénomène de dispersion des contaminants et de procéder à des simulations sur ordinateur.

L'utilisation d'un modèle permettant de prédire les quantités de contaminants que l'on retrouve dans l'atmosphère à partir d'une source quelconque, industrielle ou autre, doit passer par des données d'entrée les plus représentatives possibles de la réalité.

Des essais in situ ont démontré la supériorité de la sonde de téflon sur la sonde en acier inoxydable en ce qui a trait à l'utilisation d'échantillonneurs afin de capter les fluorures gazeux. Il est donc recommandé d'équiper tous les échantillonneurs de l'ABI d'une sonde de téflon.

La performance d'un modèle de dispersion se doit d'être évaluée sur le site même où il sera utilisé. L'élaboration d'un indice de performance composé (IPC) permet de déterminer sous quelles conditions un modèle est le plus performant via une analyse de sensibilité. Il permet également de déterminer quel modèle est le plus performant dans une situation parmi une série de modèles.

Le IPC regroupe trois des indicateurs statistiques les plus utilisés, soient le biais fractionnaire (BF), la fraction à l'intérieur d'un facteur de 2 (FAC2) et le coefficient de corrélation (R). Le principal avantage du IPC est que ce regroupement permet d'éviter une mauvaise interprétation de la performance d'un modèle associée à l'utilisation que d'un seul de ces indicateurs statistiques.

La FAC2 est un paramètre qui peut porter à confusion pour de faibles concentrations ou lorsque beaucoup de zéro sont impliqués dans les

concentrations prédites et mesurées. Des concentrations relativement proches l'une de l'autre peuvent être écartées lors de l'évaluation de ce paramètre, ce qui n'est pas nécessairement le cas lorsque le même écart subsiste entre deux concentrations plus élevées.

Le R, utilisé seul, peut également fausser les conclusions relatives à l'évaluation de la performance d'un modèle de dispersion. Ce paramètre indique si les concentrations prédites et mesurées convergent dans le même sens. Cependant, une bonne corrélation peut être le fruit d'erreurs compensatoires provoquées par diverses parties intégrantes du modèle.

Le IPC, de par l'utilisation de ces trois indicateurs statistiques, a plus de pouvoir indicateur du niveau de la performance d'un modèle que l'utilisation d'un seul de ces paramètres pris isolément. Ce IPC a donc été utilisé pour évaluer la performance du modèle BLP sur le site de L'ABI. En complément, la déviation au carré moyenne normalisée (DCMN) a aussi été utilisée, et ce, afin de vérifier si les résultats qu'elle fournit convergeaient dans le même sens que le IPC provenant de l'analyse de sensibilité.

Les résultats obtenus indiquent que les concentrations prédites sont plus réalistes et le modèle BLP plus performant sur le site de l'ABI lorsque la stabilité de l'atmosphère est augmentée d'une classe par rapport aux données originales.

Deux avenues peuvent dès lors être envisagées pour l'orientation de futures recherches. La première consiste à améliorer la dynamique et la fluidité de la dispersion atmosphérique représentées à l'intérieur du modèle, élargir les domaines d'application de ce dernier selon différentes situations et abolir certaines limites inhérentes au modèle en question. Toutefois, les essais en souffleries et in situ réalisés par Schulman et al. (1980), suite à la conception du BLP, ont présenté des résultats relativement satisfaisants sur de courtes périodes simulées pour permettre d'orienter d'abord les recherches vers un autre secteur.

La seconde avenue à considérer porte sur les classes de stabilité. Comme les résultats obtenus avec le BLP indiquent que le modèle est plus performant lorsque la stabilité est augmentée d'une classe par rapport aux données originales, le problème pourrait se situer au niveau de la définition ou du mode de détermination de ces classes de stabilité. Miller et al. (1980) et Mitchell (1982) ont étudié l'impact associé à la détermination des classes de stabilité selon différentes méthodes sur les résultats des modèles de prédiction. Devant la diversité des méthodes possibles, il devient donc important de définir une méthode standard et/ou plus réaliste des classes de stabilité qui pourrait très bien être constituée d'une nouvelle forme de catégorisation de ces dernières. La forme de détermination résultante devra faire l'objet d'essais avec différents modèles de dispersion reconnus.

Finalement, des essais pourraient être réalisés avec le BLP pour vérifier si le niveau de performance de ce modèle est sensible aux conditions hivernales et si les résultats obtenus entre le modèle et les différentes stations d'échantillonnage sont toujours supérieurs lorsque l'on ajoute une classe à la stabilité originale. Suite à ces essais et à l'obtention d'un indice de performance composé jugé adéquat, le modèle pourrait être intégré dans un réseau de surveillance environnementale beaucoup plus accru pour surveiller la dispersion des fluorures.

BIBLIOGRAPHIE

Baars, A.J., Van Beek, H., Spierenburg, Th.J., De Graaf, G.J., Beeftink, W.G., Nieuwenhuize, J., Boom, J. & Pekelder, Fluoride pollution in a salt marsh: movement between soil, vegetation, and sheep. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1987, 39, 945-952.

Barnes, R.D., & Watkins, R.D., Near field atmospheric dispersions of effluents adjacent to an aluminium refinery, Sidney, 1986.

Benarie, M.M., The limits of air pollution modeling, Atmospheric Environment, 1987, 21, 1-5.

Beychok, M.R., Air dispersion modeling: keep predicted values in perspective, Environmental Engineering World, 1995, novembre-décembre, 16-18.

Bisson, M., Introduction à la pollution atmosphérique, Québec: Ministère de l'environnement, 1986.

Bowne, N.E., Observations and evaluations of plume models, 80^e Congrès annuel de l'APCA, New-York, juin 1987.

Bunce, H.W.F., Fluoride in air, grass, and cattle. Journal Dairy Science, 1985, 68, 1706-1711.

Calvert, S., & Englund, H.M., Handbook of air pollution technology, New-York: J. Wiley, 1984.

Conseil consultatif de l'environnement, Fluorures d'origine industrielle dans l'environnement québécois (Tome 1), Gouvernement du Québec, 1986.

Coupal, B., Ferguson, K.M., Friar, S., Zib, P. & Orr, J.F., The use of the BLP model in siting and monitoring alumina reduction plants, 78^e Congrès annuel de l'APCA, Détroit, juin 1985.

Cox, W.M., Tikvart, J.A., A statistical procedure for determining the best performing air quality simulation model, Atmospheric Environment, 1990, 24A, 2387-2395.

Dekker, C.M. & Sliggers, C.J., Good manufacturing practice for modelling air pollution: quality criteria for computer models to calculate air pollution, Atmospheric Environment, 1992, 26A, 1019-1023.

Dowling, B., Ross, I., A comparison of fluoride monitoring results with model predictions. Fluoride emissions, 1982, ISBN 0 12 511980 1, 21-29.

Environmental Protection Agency, Guidelines On Air Quality Models (Revised), Research Triangle Park, N.C., 1986.

Focus, Source impact modeling - a critical component of compliance, The Air Pollution Consultant, 1994, Janvier-Février, 4.1-4.22.

Fox, D.G., Judging air quality model performance, Bulletin American Meteorological Society, 1981, 62, 599-609.

Goyer, N., Bureau d'étude sur les substances toxiques, Fluorures, Québec: Ministère des communications, 1981.

Hanna, S.R., Uncertainties in air quality model predictions, Boundary-Layer Meteorology, 1993, 62, 3-20.

Hanna, S.R., Chang, J.C. & Strimaitis, D.G., Hazardous gas model evaluation with field observations, Atmospheric Environment, 1993, 27A, 2265-2285.

Horwedel, J.E., Raridon, R.J. & Wright, R.Q., Automated sensitivity analysis of an atmospheric dispersion model, Atmospheric Environment, 1992, 26A, 1643-1649.

Irwin, J.S. & Brown, T.M., A sensitivity analysis of the treatment of area sources by the Climatological Dispersion Model, Journal of the Air Pollution Control Association, 1985, 39, 359-364.

Jacobson, J.S. & Heller, L.I., Selective ion electrode analysis of fluoride in vegetation, 2^e Congrès international sur l'air pur, Washington, Décembre 1970.

Katz, M., La mesure des polluants de l'air, Organisation mondiale de la Santé, Genève, 1970.

Leduc, R., La Modélisation et l'Environnement: l'Air, Congrès de l'APCAS, Montréal, 1995.

Leduc, R., Guide: utilisation des modèles de dispersion (version préliminaire). Québec: Ministère de l'environnement, 1993.

Less, L.N., McGregor, A., Jones, L.H.P., Cowling, D.W. & Leafe, E.L., Fluorine uptake by grass from aluminium smelter fume. International J. Environmental Studies, 1975, 7, 153-160.

Linzon, S.N., Fluoride effects on vegetation in Ontario, 2^e Congrès international sur l'air pur, Washington, Décembre 1970.

Macleon, D.C. & Schneider, R.E., Fluoride phytotoxicity: its alteration by temperature, 2^e Congrès international sur l'air pur, Washington, Décembre 1970.

Mandl, R.H., Weinstein, L.H., Weiskopf, G.J. & Major, J.L., The separation and collection of gaseous and particulate fluorides, 2^e Congrès international sur l'air pur, Washington, Décembre 1970.

McCune, D.C. & Hitchcock, A.E., Fluoride in forage: factors determining its accumulation from the atmosphere and concentration in the plant, 2^e Congrès international sur l'air pur, Washington, Décembre 1970.

Miller, C.W. & Hively, L.M., A review of validation studies for the gaussian plume atmospheric dispersion model, Nuclear Safety, 1987, 28, 522-531.

Miller, C.W. & Little, C.A., Accuracy of gaussian plume dispersion model predictions as a function of three atmospheric stability classification calculations, Health Physics, 1980, 39, 773-782.

Mitchell, A.E., A comparison of short-term dispersion estimates resulting from various atmospheric stability classification methods, Atmospheric Environment, 1982, 16, 765-773.

Narayan, D. & Madhoolika, A., Relative susceptibility of plants to aluminium factory emission, 9^e Congrès mondial sur l'air pur, Montréal, août-septembre 1992.

Organisation de coopération et de développement économiques, La pollution atmosphérique par les fluorures provenant de l'affinage primaire de l'aluminium, Direction de l'Environnement, Paris, 1973.

Parker, A., Industrial air pollution handbook, Londres: McGraw-Hill, 1978.

Pasquill, F. & Smith, F.B., The physical and meteorological basis for the estimation of the dispersion of windborne material, 2^e Congrès international sur l'air pur, Washington, Décembre 1970.

Portelli, R.V., Hauteurs de mélange, vitesses du vents et coefficients de ventilation au Canada, Études climatologiques numéro 31, Environnement atmosphérique: Pêches et Environnement Canada, 1977.

Québec (province), Ministère de l'Environnement, État de l'environnement au Québec, 1992, Montréal: Guérin, 1993.

Programme des Nations Unies pour l'Environnement, de l'Organisation internationale du Travail et de l'Organisation mondiale de la Santé. Fluor et fluorures, Genève: Organisation mondiale de la Santé, Critères d'hygiène de l'environnement 36, 1985.

Ross, D.G. & Fox, D.G., Air Quality Modeling: It's current state and future direction, Clean Air, 1989, 23 (2), 60-66.

Rossano, A.T. jr & Pilat, M.J., Recent developments in the control of air pollution from primary aluminum smelters in the United States, 2^e Congrès international sur l'air pur, Washington, Décembre 1970.

Schulman, Lloyd L., & Scire, Joseph S., Buyant line and point source (BLP) dispersion model user's guide, National Technical Information Service, 1980.

Schulman, Lloyd L., & Scire, Joseph S., Development of an air quality dispersion model for aluminium reduction plants, Environmental Research and Technology, 1980, 65.

Schweitzer, Philip A., Corrosion resistance tables (2nd ed.). New York:Marcel Dekker, 1986.

Service de protection de l'environnement, Le fluorure d'hydrogène et l'acide fluorhydrique, Environnement Canada, 1984.

Turner, D.B., Atmospheric dispersion modeling: a critical review, Journal of the Air Pollution Control Association, 1979, 29, 502-519.

Turner, D.B., Will accuracy of air quality simulation models be improved soon?, Communication présentée au 9^e Congrès mondial sur l'air pur, Montréal, 1992.

Van der Eerden, L.J., Fluoride content in grass as related to atmospheric fluoride concentrations: a simplified predictive model. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1991, 37, 257-273.

Venkatram, A., A framework for evaluating air quality models, Boundary-Layer Meteorology, 1982, 24, 371-385.

Ward, A.C., A simple procedure for ranking the performance of several air-quality models across a number of different sites, Atmospheric Environment, 1994, 28, 2909-2915.

Weil, J.C., Sykes, R.I. & Venkatram, A., Evaluating air-quality models: review and outlook, Journal of Applied Meteorology, 1992, 31, 1121-1145.

Wilson, R.B., Review of development and application of CRSTER and MPTER models, Atmospheric Environment, 1993, 27B, 41-57.

Zankel, K.L., & all., Measurement of ambient ground-level concentrations of hydrogen fluoride, Journal of air pollution control association, 1987, 37, 1191-1196.

Zannetti, P., Air Pollution Modeling, Van Nostrand Reinhold, New-York, 1990.

ANNEXE A

CONCENTRATIONS DE FLUORURES GAZEUX AUX STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE

Concentrations de fluorures gazeux
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Juin 1992

Date	305	340	400	425
01-06-92	0.17	0.12	0.31	0.11
02-06-92	1.06	0.12	0.18	0.09
03-06-92	2.23	0.69	0.11	0.09
04-06-92	0.21	0.22	1.35	0.18
05-06-92	0.16	0.19	2.58	0.08
06-06-92	0.21	0.20	0.87	0.09
07-06-92	0.46	0.23	1.22	0.13
08-06-92	0.73	0.24	0.22	0.11
09-06-92	0.14	0.83	0.05	0.63
10-06-92	0.05	0.43	<0.01	0.71
11-06-92	0.17	0.30	<0.01	0.17
12-06-92	0.43	0.29	<0.01	0.09
13-06-92	0.69	0.27	0.20	0.12
14-06-92	0.16	0.17	0.89	0.37
15-06-92	0.04	0.11	0.44	0.60
16-06-92	0.57	0.14	0.05	0.16
17-06-92	2.54	0.13	0.02	0.09
18-06-92	1.87	0.19	0.05	0.11
19-06-92	0.96	0.20	0.03	0.09
20-06-92	0.51	0.19	<0.01	0.10
21-06-92	0.36	0.17	<0.01	0.10
22-06-92	0.73	0.15	<0.01	0.06
23-06-92	0.27	0.45	<0.01	0.11
24-06-92	0.24	0.18	0.11	0.06
25-06-92	0.28	0.17	0.05	0.14
26-06-92	0.31	0.19	0.02	0.09
27-06-92	0.26	0.20	0.11	0.06
28-06-92	0.31	0.31	0.03	0.78
29-06-92	1.01	0.22	0.54	0.17
30-06-92	0.75	0.27	<0.01	0.13

Concentrations de fluorures gazeux
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Juillet 1992

Date	305	340	400	425
01-07-92	0.32	0.45	<0.01	0.38
02-07-92	0.18	0.91	0.56	0.51
03-07-92	0.12	0.34	1.12	0.09
04-07-92	0.14	0.30	0.27	0.04
05-07-92	0.28	0.25	0.21	0.05
06-07-92	0.23	0.31	0.18	<0.01
07-07-92	0.23	0.24	0.25	0.06
08-07-92	0.45	0.24	0.16	0.04
09-07-92	0.81	0.27	0.21	0.06
10-07-92	0.39	0.49	0.11	<0.01
11-07-92	0.29	0.39	0.05	0.17
12-07-92	0.19	---	0.07	0.04
13-07-92	0.20	0.20	0.23	0.06
14-07-92	0.20	0.13	0.19	0.02
15-07-92	0.81	0.10	0.19	0.16
16-07-92	0.32	0.13	0.27	0.07
17-07-92	0.37	0.09	0.24	0.04
18-07-92	0.69	---	0.45	0.18
19-07-92	0.72	---	0.93	0.05
20-07-92	0.59	0.01	0.20	0.30
21-07-92	0.49	0.07	0.04	0.37
22-07-92	0.72	0.04	0.05	0.15
23-07-92	0.89	0.10	0.05	0.12
24-07-92	1.21	0.16	0.08	0.11
25-07-92	1.44	0.15	0.07	0.10
26-07-92	2.16	0.18	0.18	0.14
27-07-92	0.98	0.19	0.12	0.10
28-07-92	0.45	0.51	0.06	0.13
29-07-92	1.03	0.50	0.06	0.09
30-07-92	0.25	0.48	0.05	0.04
31-07-92	0.22	0.24	0.24	0.02

Concentrations de fluorures gazeux
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Août 1992

Date	305	340	400	425
01-08-92	0.20	0.19	1.02	0.37
02-08-92	0.68	0.16	0.22	0.09
03-08-92	1.53	0.19	0.23	0.09
04-08-92	0.94	0.31	1.62	0.10
05-08-92	0.39	0.24	0.23	0.34
06-08-92	0.69	0.26	0.12	0.16
07-08-92	1.89	0.20	0.10	0.11
08-08-92	1.17	0.19	0.24	0.11
09-08-92	0.69	0.21	0.13	0.10
10-08-92	1.44	0.21	0.16	0.13
11-08-92	1.13	1.04	0.08	0.52
12-08-92	0.33	0.33	0.13	0.25
13-08-92	0.35	0.33	0.32	0.14
14-08-92	0.33	0.26	0.72	0.13
15-08-92	0.34	0.26	0.44	0.10
16-08-92	0.30	0.32	0.95	0.14
17-08-92	0.58	0.20	0.08	0.09
18-08-92	0.54	<0.01	<0.01	0.04
19-08-92	0.58	<0.01	<0.01	0.05
20-08-92	0.16	0.24	<0.01	0.09
21-08-92	0.19	0.42	<0.01	0.08
22-08-92	0.26	0.15	<0.01	0.09
23-08-92	0.35	0.14	0.07	0.08
24-08-92	1.61	0.10	0.04	0.11
25-08-92	1.97	0.16	0.11	0.22
26-08-92	1.85	0.09	1.30	0.17
27-08-92	1.32	0.06	0.32	0.73
28-08-92	0.29	<0.01	0.82	0.31
29-08-92	0.75	<0.01	0.15	0.22
30-08-92	1.39	<0.01	0.06	0.16
31-08-92	1.62	0.16	0.03	0.21

Concentrations de fluorures gazeux
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Septembre 1992

Date	305	340	400	425
01-09-92	0.38	0.72	0.14	0.24
02-09-92	0.22	0.64	0.01	0.12
03-09-92	0.11	0.32	0.29	0.12
04-09-92	0.33	0.34	0.31	0.21
05-09-92	0.38	0.32	0.32	0.25
06-09-92	0.69	0.29	0.31	0.13
07-09-92	2.04	0.45	0.25	0.25
08-09-92	1.95	0.41	0.08	0.23
09-09-92	0.58	0.63	0.05	0.12
10-09-92	2.16	0.25	0.27	0.25
11-09-92	1.28	0.27	0.08	---
12-09-92	0.95	0.21	0.04	---
13-09-92	2.33	0.21	<0.01	---
14-09-92	1.71	0.10	<0.01	---
15-09-92	2.43	0.22	<0.01	---
16-09-92	0.84	0.19	0.28	---
17-09-92	2.81	0.24	0.27	---
18-09-92	3.98	0.24	0.14	---
19-09-92	0.94	0.49	0.06	---
20-09-92	1.11	0.15	<0.01	---
21-09-92	1.18	0.21	<0.01	0.23
22-09-92	2.08	0.27	0.02	0.27
23-09-92	0.47	0.29	<0.01	0.96
24-09-92	0.34	0.12	<0.01	0.12
25-09-92	0.31	0.05	0.24	0.16
26-09-92	0.28	0.04	0.14	<0.01
27-09-92	0.79	0.06	0.08	0.08
28-09-92	0.79	0.33	0.03	0.11
29-09-92	0.73	0.44	0.05	0.06
30-09-92	0.15	1.10	<0.01	0.08

Concentrations de fluorures gazeux
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Octobre 1992

Date	305	340	400	425
01-10-92	0.42	1.04	<0.01	0.09
02-10-92	1.24	0.36	<0.01	0.03
03-10-92	0.36	0.55	<0.01	0.51
04-10-92	0.21	0.66	<0.01	0.84
05-10-92	0.15	0.23	<0.01	1.67
06-10-92	0.16	---	0.05	0.53
07-10-90	0.29	---	<0.01	0.21
08-10-92	0.25	---	0.13	0.18
09-10-92	0.24	---	0.02	0.13
10-10-92	0.35	---	0.01	0.10
11-10-92	0.28	---	0.82	0.07
12-10-92	0.40	---	0.11	0.05
13-10-92	0.47	---	0.03	0.03
14-10-92	0.30	---	0.02	<0.01
15-10-92	0.21	---	1.30	<0.01
16-10-92	0.25	---	0.85	<0.01
17-10-92	0.19	---	0.06	<0.01
18-10-92	0.29	---	0.04	<0.01
19-10-92	0.21	---	0.11	<0.01
20-10-92	0.40	---	0.03	<0.01
21-10-92	0.32	0.04	0.05	0.03
22-10-92	0.29	0.08	0.03	0.13
23-10-92	2.35	0.07	0.02	0.03
24-10-92	1.40	0.08	0.03	0.68
25-10-92	0.32	0.03	0.01	1.45
26-10-92	0.30	0.33	0.04	0.70
27-10-92	0.22	1.44	0.10	0.87
28-10-92	0.18	0.33	0.03	0.15
29-10-92	0.14	0.44	0.02	0.01
30-10-92	0.08	0.15	0.01	0.09
31-10-92	0.06	0.08	0.23	0.05

ANNEXE B

CONCENTRATIONS DE FLUORURES GAZEUX PRÉDITES PAR LE BLP

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Juin 1992

Date	305	340	400	425
01-06-92	0	0	0	0
02-06-92	0	0	0	0
03-06-92	0.6	0	0	0
04-06-92	0	1.2	0	0.8
05-06-92	0	0	0.1	0
06-06-92	0	0	1.0	0
07-06-92	0	0	0.8	0
08-06-92	0.1	0	0	0
09-06-92	0	1.8	0	0
10-06-92	0	4.2	0	0
11-06-92	0	0.1	0	1.3
12-06-92	0.1	0	0	0
13-06-92	0	1.7	0	0
14-06-92	0	0	0	0.5
15-06-92	0	0	0.1	1.5
16-06-92	0	0	0	0
17-06-92	0	0	0	0
18-06-92	0	0	0	0
19-06-92	0	0	0	0
20-06-92	0	1.4	0	0.7
21-06-92	3.1	4.5	0	1.6
22-06-92	Journée non simulée (données manquantes)			
23-06-92	0	5.7	0.8	0.5
24-06-92	1.7	0	0.5	0
25-06-92	0	0	0.5	0
26-06-92	1.9	0	0	0.3
27-06-92	0	0	0	0.7
28-06-92	0	2.8	0	0.3
29-06-92	3.0	0	0.4	0
30-06-92	0.3	0	0	0

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Juillet 1992

Date	305	340	400	425
01-07-92	2.5	3.1	0	2.9
02-07-92	0	5.2	0.6	1.2
03-07-92	0	0	0.3	0
04-07-92	0	0	0	0
05-07-92	6.2	0	1.2	1.3
06-07-92	0.2	0	0.6	0
07-07-92	0.2	0	0	0
08-07-92	1.8	0	0	0
09-07-92	0	0	0	0
10-07-92	0	0	0	0
11-07-92	0	0	0	1.5
12-07-92	0	0.1	0	0
13-07-92	0	2.0	1.0	0
14-07-92	0	0	0	0
15-07-92	0.1	0.2	0	0
16-07-92	0.3	2.6	0	0.8
17-07-92	2.3	0	0	0
18-07-92	1.9	1.8	0	0
19-07-92	0	0	0.3	0
20-07-92	0.6	0	0	1.4
21-07-92	0.2	2.5	0	1.2
22-07-92	0.5	0	0	0
23-07-92	0.1	0	0	0
24-07-92	0.6	0	0	0
25-07-92	0.1	0	0	0
26-07-92	0	0	1.2	0
27-07-92	0	0	0	0
28-07-92	0	0.2	0	0
29-07-92	0	0	0	0
30-07-92	0	0.3	0	0
31-07-92	0.3	0	0.3	0

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Août 1992

Date	305	340	400	425
01-08-92	0.1	1.3	0.5	0.4
02-08-92	1.1	0	0	0
03-08-92	1.8	0	0	0
04-08-92	1.4	0	0.1	0
05-08-92	0.1	0.9	0	0
06-08-92	Journée non simulée (données manquantes)			
07-08-92	Journée non simulée (données manquantes)			
08-08-92	0	0.5	0	0
09-08-92	0	0	1.3	0
10-08-92	0.3	0	0	0
11-08-92	0	1.9	0	1.9
12-08-92	0	3.1	0	0.2
13-08-92	0	1.4	0	0
14-08-92	1.8	3.0	0	0.6
15-08-92	2.3	0	0	1.1
16-08-92	0	0	1.7	0.4
17-08-92	0	0	0	0
18-08-92	1.0	0	0	0
19-08-92	0	0	0	0
20-08-92	0	0	0	0
21-08-92	0.1	0	0	0
22-08-92	0	0	1.2	0
23-08-92	0	0	1.6	0
24-08-92	0	0	0	0
25-08-92	0.3	0	0	0
26-08-92	3.7	0	0.6	0
27-08-92	0	0.1	0	0.9
28-08-92	0	0	0.3	0
29-08-92	0.4	0	0	0
30-08-92	0	0	0	0
31-08-92	0.1	0.1	0	0

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Septembre 1992

Date	305	340	400	425
01-09-92	0	0.7	0	0
02-09-92	0.1	0.6	0	0.1
03-09-92	0.2	0	2.8	0
04-09-92	0	0	0.9	0
05-09-92	0.3	0	0	0.1
06-09-92	2.4	0	0	0
07-09-92	0	0	0	0
08-09-92	0	0	0	0
09-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
10-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
11-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
12-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
13-09-92	0	0	0	0
14-09-92	0.1	0	0	0
15-09-92	0	0	0	0
16-09-92	0.5	0.7	0.9	0
17-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
18-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
19-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
20-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
21-09-92	0.3	0	0	0
22-09-92	0.1	0	0	0.1
23-09-92	0	0.4	0	0.7
24-09-92	1.3	0.2	0	0
25-09-92	0.8	1.2	0.9	0.5
26-09-92	0	3.5	0	0
27-09-92	0.3	0	0.5	0
28-09-92	0	0	0	0
29-09-92	0	0.9	0	0.1
30-09-92	0	2.3	0	2.4

Concentrations de fluorures prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Octobre 1992

Date	305	340	400	425
01-10-92	0	0.1	0	0
02-10-92	4.4	0	0	0
03-10-92	0	0	0	0.6
04-10-92	0	3.0	0	4.1
05-10-92	0	0	0	2.8
06-10-92	0.8	2.0	0	0.5
07-10-92	2.3	0	0	0
08-10-92	0	0	3.1	0
09-10-92	2.0	0	1.0	0
10-10-92	4.6	0	1.2	0
11-10-92	0	2.7	3.4	0
12-10-92	0	0	0	0
13-10-92	0	0	0	0
14-10-92	2.2	0	0	0
15-10-92	0	0	1.1	0
16-10-92	0	0	0	0
17-10-92	0	0	0	0
18-10-92	1.9	0	0.1	0
19-10-92	0	0	2.8	0.3
20-10-92	0.3	0.4	0	0
21-10-92	0	0	0	0
22-10-92	1.8	0	0	0.8
23-10-92	0.8	0	0	0
24-10-92	0	0	0	0.7
25-10-92	0	0	0	3.3
26-10-92	0	0.7	0	0.4
27-10-92	0	0.4	0	0
28-10-92	0	1.8	0	0.7
29-10-92	0	2.2	0	0
30-10-92	0.2	0	0	1.9
31-10-92	0	0	0	0

ANNEXE C

***CONCENTRATIONS DE FLUORURES GAZEUX
PRÉDITES PAR LE BLP LORSQUE LA STABILITÉ
EST AUGMENTÉE D'UNE CLASSE***

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage lorsque
la stabilité est augmentée d'une classe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Juin 1992

Date	305	340	400	425
01-06-92	2.9	0	7.6	0
02-06-92	6.0	0	0	0.2
03-06-92	1.6	0.6	0	0
04-06-92	0.3	1.4	2.2	1.4
05-06-92	0	0	2.6	0
06-06-92	0	0	5.6	0
07-06-92	2.1	0.1	0.9	0
08-06-92	1.7	0.1	0	1.1
09-06-92	0	2.1	0	2.1
10-06-92	0	6.4	0	1.7
11-06-92	0.2	0.1	0	0
12-06-92	0.9	0	0	0
13-06-92	0	0	1.7	7.8
14-06-92	0.2	0	2.5	1.1
15-06-92	0	0	0	2.6
16-06-92	3.1	0	0	0
17-06-92	5.8	0	0	0
18-06-92	1.3	0	0	0
19-06-92	7.7	0	0	0
20-06-92	4.2	1.6	0	0.7
21-06-92	5.2	4.5	0	1.7
22-06-92	Journée non simulée (données manquantes)			
23-06-92	2.6	6.1	1.5	0.9
24-06-92	1.7	0	0.5	0
25-06-92	0	0	1.7	0
26-06-92	0.1	0	0	2.0
27-06-92	0	0	0.7	1.0
28-06-92	0.3	3.3	0	1.3
29-06-92	4.2	0	3.2	0
30-06-92	0.2	0	0	0

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage lorsque
la stabilité est augmentée d'une classe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Juillet 1992

Date	305	340	400	425
01-07-92	2.9	3.6	0	2.7
02-07-92	0	5.7	3.0	0.4
03-07-92	3.3	0	1.0	0
04-07-92	0	0	0.6	0
05-07-92	6.2	0	1.3	1.3
06-07-92	0.4	0	0.3	0
07-07-92	0.2	0	0	0
08-07-92	8.5	0	0	0
09-07-92	2.2	0	0	0
10-07-92	1.7	1.0	0	0
11-07-92	0.8	0	0	2.5
12-07-92	4.3	0.1	0	0
13-07-92	0	3.0	4.2	0
14-07-92	3.5	0	1.0	1.1
15-07-92	4.8	0.1	0	0.9
16-07-92	0.2	2.5	2.1	0.3
17-07-92	2.4	0	13.4	0
18-07-92	6.7	1.9	0	0.3
19-07-92	0	0	3.3	0.1
20-07-92	6.7	0	1.1	1.6
21-07-92	1.3	2.0	0	1.4
22-07-92	7.7	0	0	0
23-07-92	14.5	0	0	0
24-07-92	8.0	0	0	0
25-07-92	8.7	0	0	0
26-07-92	8.1	0	3.9	0
27-07-92	3.1	0.8	0	0
28-07-92	0	0.4	0	0
29-07-92	7.2	0.5	0	0
30-07-92	0	0.3	0	0
31-07-92	0.4	0	2.9	0

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage lorsque
la stabilité est augmentée d'une classe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Août 1992

Date	305	340	400	425
01-08-92	0	1.5	1.0	2.3
02-08-92	3.2	0	0	0
03-08-92	9.2	0	0	0
04-08-92	4.0	0	5.7	0
05-08-92	0.1	1.1	0	0
06-08-92	Journée non simulée (données manquantes)			
07-08-92	Journée non simulée (données manquantes)			
08-08-92	0.5	0.6	0.9	0
09-08-92	1.3	0	5.3	0
10-08-92	3.5	0	0	0
11-08-92	1.5	0.9	0	4.6
12-08-92	0	4.5	0.9	0.3
13-08-92	1.2	1.7	0	0
14-08-92	3.0	4.6	0.7	0.6
15-08-92	2.5	0	0	2.7
16-08-92	0	0.9	8.5	1.0
17-08-92	15.7	0	0	0
18-08-92	13.0	0	0	0
19-08-92	10.5	0	0	0
20-08-92	0.2	1.7	0	0
21-08-92	0	0	0	0
22-08-92	1.5	0	1.8	0
23-08-92	2.5	0	8.1	0
24-08-92	5.2	0	0	0
25-08-92	6.4	0	0	0
26-08-92	8.4	0	7.0	0
27-08-92	2.4	0	0	3.0
28-08-92	0	0	4.9	0
29-08-92	1.9	0	1.4	0
30-08-92	6.0	0	0	0
31-08-92	3.1	2.0	0	0

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage lorsque
la stabilité est augmentée d'une classe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Septembre 1992

Date	305	340	400	425
01-09-92	0.5	2.5	0	0
02-09-92	0.1	1.5	0	0
03-09-92	0.2	0	6.6	0
04-09-92	0	0	1.7	0
05-09-92	2.6	3.1	4.6	0.1
06-09-92	9.4	0	0.9	0
07-09-92	9.3	0	0	0
08-09-92	14.9	0	0	0
09-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
10-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
11-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
12-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
13-09-92	17.0	0	0	0
14-09-92	11.1	0	0	0
15-09-92	3.3	0	0	0
16-09-92	2.9	0.7	3.7	0
17-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
18-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
19-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
20-09-92	Journée non simulée (données manquantes)			
21-09-92	4.8	0	0	0.5
22-09-92	9.2	0.5	0	0.1
23-09-92	0	0.1	0	3.1
24-09-92	1.9	0.2	0	0
25-09-92	0.8	1.2	5.9	0.5
26-09-92	0.2	3.6	1.4	0
27-09-92	9.5	0	5.5	0
28-09-92	7.0	0	0	0
29-09-92	3.7	3.6	0	0.2
30-09-92	0	7.7	0	2.5

Concentrations de fluorures gazeux prédites par le BLP
aux différentes stations d'échantillonnage lorsque
la stabilité est augmentée d'une classe ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Octobre 1992

Date	305	340	400	425
01-10-92	5.5	3.1	0	0.2
02-10-92	13.5	0	0	0
03-10-92	1.1	2.4	0	2.4
04-10-92	0.1	3.3	0	5.7
05-10-92	0	0.1	0	5.5
06-10-92	4.5	4.4	0	0.6
07-10-92	10.2	0	0	0
08-10-92	1.2	0	2.9	0.6
09-10-92	2.4	0	3.3	0
10-10-92	9.1	0	1.2	0
11-10-92	0	3.2	10.6	0
12-10-92	5.9	0	2.6	0
13-10-92	7.0	0	0	0
14-10-92	8.3	0	0	0
15-10-92	0	0	9.9	0.8
16-10-92	1.0	0	6.5	0
17-10-92	0.2	0	0	0
18-10-92	8.9	0	0.1	0
19-10-92	0	0	8.9	0.5
20-10-92	12.8	0.4	0	2.4
21-10-92	0.6	0	0	2.3
22-10-92	10.3	0	0	2.0
23-10-92	12.6	0	0	0
24-10-92	1.6	0	0	3.3
25-10-92	0	0	0	5.3
26-10-92	0.3	4.1	0	1.6
27-10-92	0	5.6	0	0
28-10-92	0.4	2.4	0	0.9
29-10-92	0	5.9	0	0.7
30-10-92	0.1	0	0	5.4
31-10-92	0	0	2.5	4.5