

**ÉTUDE EXPLORATOIRE SUR L'ÉVALUATION DE L'IMPACT DE
L'UTILISATION
DES ORGANOPHOSPHORÉS SUR LA SANTÉ DE LA POPULATION
LIMITROPHE AUX VERGERS
-VERGERS DE LA MONTÉRÉGIE-**

par

Pascal Moreau

**mémoire présenté à la Faculté des sciences en vue
de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.)**

**FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE
Sherbrooke, Québec, Canada, novembre 1999**

Le 22 octobre 89, le jury suivant a accepté ce mémoire dans sa version finale.
date

Président-rapporteur: M. Jean-Marie Bergeron
Département de biologie _____

Membre: M. Gaétan Carrier
Université de Montréal _____

Membre: M. Louis Jacques
Régie régionale de la santé publique _____

SOMMAIRE

Beaucoup de zones rurales, en particulier dans la région de la Montérégie à proximité de Montréal, ont connu avec les années un développement résidentiel important. Bien que la production pomicole soit intense en Montérégie, on retrouve un fort bassin de population vivant près des vergers. L'utilisation d'un grand nombre de pesticides pour la lutte aux ravageurs et aux maladies qui s'attaquent à cette culture occasionne beaucoup d'inquiétude. Suite à la demande du groupe Nature-Action de Beloeil/Mont St-Hilaire, la Direction de la santé publique de la Montérégie s'est vu confier par le ministère de la Santé et des Services sociaux, le mandat d'évaluer si l'utilisation de pesticides neurotoxiques en pomiculture représente des risques pour la santé des populations vivant en bordures des vergers.

Les ministères de l'Environnement et de la Faune, de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec ont eu le mandat de collaborer avec la Direction de la santé publique pour caractériser l'exposition dans le cadre de cette analyse. Le Centre de toxicologie du Québec qui est un organisme faisant partie du réseau de la santé publique ainsi qu'un spécialiste de la dérive des pesticides à Agriculture et Agroalimentaire Canada se sont joints au groupe pour compléter l'expertise. Le protocole a été réalisé dans le but de recueillir les données essentielles à l'estimation de cette exposition et de son impact. Cette étude exploratoire porte exclusivement sur l'exposition aux organophosphorés (famille de composés neurotoxiques largement utilisés). La collaboration des représentants de l'Union des producteurs agricoles, de municipalités, des citoyens et des pomiculteurs était évidemment indispensable pour assurer la faisabilité de l'étude sur le terrain.

Cette étude a pour objectif de :

- estimer l'exposition de la population vivant près des vergers (principalement les enfants, y compris les enfants des pomiculteurs);
- estimer l'exposition de ceux qui procèdent à l'application des pesticides dans les vergers;

L'élaboration d'un protocole expérimental au début de l'année 1996 a permis de débiter l'étude exploratoire dès le mois de mai 1996. Des prélèvements urinaires ont été effectués chez les populations à risque et le groupe témoin durant la saison de pulvérisation. Au même moment, des mesures environnementales ont été réalisées (mesure de concentration de pesticides dans l'air et au sol). Une étude de dérive des pesticides en milieu expérimental a été réalisée partiellement à l'automne de cette même année. Elle vise à documenter la variabilité dans la quantité de dérive en fonction de différents paramètres et de venir en appui aux mesures d'exposition et aux dosages biologiques.

Un modèle de simulation toxicocinétique du devenir des organophosphorés dans l'organisme humain a été développé par un des membres de l'équipe de la Santé publique de la Montérégie. Ce modèle a permis d'estimer la charge maximale sans qu'aucun effet ne soit observé (en mg d'azynphos-méthyl) chez l'adulte et l'enfant, ainsi que la concentration urinaire d'alkylphosphates correspondante. Cette charge corporelle maximale fut par la suite comparée avec la charge corporelle en organophosphoré estimée le matin suivant l'exposition. Chez l'adulte, la charge corporelle maximale a été estimée à 16,2 mg d'azynphos-méthyl et celle de l'enfant à 4 mg d'azynphos-méthyl. La charge corporelle en organophosphoré le matin suivant l'exposition a été estimée, pour l'adulte et l'enfant les plus exposés, à 0,95 mg et 0,32 mg d'azynphos-méthyl respectivement. Chez la population adulte, la charge absorbée est 17 fois moins élevée que celle du NOAEL (charge à laquelle aucun effet n'a été observé), alors que chez les enfants, la charge absorbée est 12,5 fois moins élevée que celle du NOAEL. L'analyse de risque associé à cette exposition indique qu'aucun des sujets à l'étude n'a accumulé une charge corporelle suffisante pour induire un effet toxique. Chez le groupe témoin, on note également une exposition aux organophosphorés, ce qui témoigne d'une contamination environnementale autre que celle occasionnée par la pulvérisation de pesticides dans les vergers.

Les résultats des mesures de concentration de pesticides dans l'air et au sol démontrent la présence d'organophosphorés dans l'environnement. Les résultats préliminaires de l'étude de dérive des pesticides en milieu expérimental révèlent que la rangée de pommiers adjacente au

passage du pulvérisateur ne retient pas toute la bouillie pulvérisée et que la dérive varie en fonction du vent. Malgré le faible nombre d'essais, les résultats obtenus concordent avec les informations retrouvées dans la littérature.

L'ensemble des résultats démontre clairement la présence de pesticides en dehors des vergers lors de la pulvérisation, et que la population vivant en périphérie des vergers est exposée aux pesticides. Cependant, l'analyse de risque à la santé indique qu'aucun des sujets à l'étude n'a accumulé une charge corporelle suffisante pour induire un effet toxique. Il ne faut toutefois pas exclure que dans des conditions différentes de pulvérisation, la quantité d'organophosphorés absorbée pourrait être plus élevée, allant même jusqu'à atteindre des doses pouvant causer des effets aigus et chroniques. La probabilité que cette situation se présente dans la population avoisinant les vergers semble plutôt faible. Malgré que les risques à la santé soient faibles dans le cas d'exposition aux organophosphorés, il ne faut toutefois pas diminuer les efforts consacrés pour la réduction de l'usage des pesticides dans les vergers. L'impact de l'utilisation des autres insecticides et fongicides seuls ou en combinaisons n'a pas été considéré dans étude. Ainsi, il est recommandé de poursuivre les efforts pour documenter les risques associés à ces autres produits mais également pour réduire l'exposition des travailleurs et des personnes vivant près des vergers.

REMERCIEMENTS

L'auteur a eu la chance de rencontrer deux personnes exceptionnelles de par leur personnalité et leurs compétences, le Dr Gaétan Carrier, m.d., Ph.D., toxicologue et le Dr Bernard Panneton, ing., Ph.D., qui lui ont permis de se joindre à une équipe de recherches multidisciplinaires chargée de réaliser une étude à caractère exploratoire sur les risques à la santé de l'utilisation des pesticides dans les vergers de la Montérégie. L'auteur profite donc de l'occasion pour remercier son directeur, le Dr Gaétan Carrier, m.d., de la Direction de la Santé publique de la Montérégie, et son codirecteur, le Dr Bernard Panneton, Ph.D., d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, pour avoir bien voulu partager leurs connaissances ainsi que pour le support scientifique qu'ils lui ont apporté.

L'auteur tient à souligner la précieuse collaboration ainsi que le support technique, scientifique et financier des ministères de la Santé et des Services Sociaux, de l'Environnement et de la Faune, de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada, de Santé Canada et le Centre de toxicologie du Québec, qui ont assuré la réalisation de ce projet de recherche. L'implication de la Ferme Au Pic (Paul Martin Roy, Dunham, QC) fut très importante pour la réalisation du volet sur la caractérisation de la dérive aérienne.

L'auteur désire exprimer sa gratitude à sa conjointe, sa famille et ses amis(es) qui, tout au long de ces études de maîtrise, l'ont encouragé, supporté et motivé lors des moments plus difficiles. Il profite de cette opportunité pour les remercier des encouragements prodigués et pour l'aide technique apportée (correction, travail de mise en page, etc.) qui lui ont permis de terminer la rédaction de ce mémoire.

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE	ii
REMERCIEMENTS.....	v
TABLE DES MATIÈRES	vi
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xii
LISTE DES FIGURES	xiv
LISTE DES ANNEXES	xv
INTRODUCTION.....	1
1. REVUE DE LITTÉRATURE SUR LA DÉRIVE AÉRIENNE DES PESTICIDES.....	6
1.1. La dérive.....	7
1.1.1. La dimension des gouttelettes	7
1.1.2. Les conditions atmosphériques.....	9
1.1.3. L'état du verger	12
1.1.4. Les facteurs mécaniques	14
1.1.5. Les pulvérisations aériennes.....	17
1.2. Les méthodes d'échantillonnage	18
1.2.1. Les traceurs	18
1.2.2. La classification des méthodes.....	18
1.2.3. Utilisation décrite dans la littérature.....	22
2. REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET TOXICOLOGIQUES DES ORGANOPHOSPHORÉS	25
2.1. Description des pesticides.....	25
2.2. La structure chimique des composés organophosphorés	26
2.3. La classification des composés organophosphorés	27
2.4. Le mécanisme d'action des composés organophosphorés.....	27
2.4.1. Inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase.....	28
2.4.2. Inhibition de la «neuropathy target esterase» (NTE).....	29
2.4.3. Alkylation de macromolécules.....	29

2.4.4. La vitesse de phosphorylation de l'acétylcholinestérase	29
2.4.5. L'hydrolyse de l'acétylcholinestérase phosphorylée.....	30
2.4.6. Recouvrement de l'activité de l'acétylcholinestérase.....	31
2.5. Le métabolisme des composés organophosphorés	33
2.5.1. L'absorption des composés organophosphorés.....	33
2.5.2. La distribution et l'accumulation des composés organophosphorés dans l'organisme.....	34
2.5.3. Les réactions métaboliques	35
2.5.4. L'élimination des composés organophosphorés.....	36
2.6. Description des effets pharmacologiques d'une intoxication aux composés organophosphorés.....	36
2.6.1. Les effets aigus.....	37
2.6.2. Les effets chroniques	40
2.7. Les mesures biologiques des organophosphorés.....	41
2.7.1. Mesure de l'activité de l'acétylcholinestérase érythrocytaire et de l'activité de la cholinestérase plasmatique.....	43
2.7.2. Les alkylphosphates urinaires	44
2.7.3. La formation des alkylphosphates	45
2.7.4. L'utilisation des alkylphosphates comme indicateur biologique de l'exposition aux organophosphorés.....	47
2.7.5. Dosage des alkylphosphates (AP) urinaires.....	49
3. MÉTHODOLOGIE	51
3.1. Présentation du protocole de recherches sur les mesures de la dérive aérienne de pesticides en verger.....	51
3.1.1. Description du site expérimental	52
3.1.2. Méthode d'évaluation des retombées et de la dérive aérienne.....	54
3.1.3. Description des équipements utilisés.....	54
3.1.4. Calibration du pulvérisateur	57
3.1.5. Protocole expérimental au champ.....	58
3.2. Présentation du protocole de recherches sur les mesures du dosage biologique et les mesures environnementales.....	59

3.2.1. Choix des vergers	60
3.2.2. Choix des populations étudiées	61
3.2.3. Période de mesures	63
3.2.4. Méthode d'évaluation de l'exposition interne aux organophosphorés	64
3.2.5. Méthodes d'évaluation des concentrations environnementales	65
3.2.6. Protocole expérimental au champ.....	70
3.3. Identification du danger	77
3.3.1. La présentation du danger	77
3.3.2. L'évaluation de l'existence potentielle d'un danger.....	78
3.3.3. Index de risques.....	80
3.3.4. Relation dose-effet.....	81
3.3.5. Les effets sur la santé.....	84
3.4. Estimation de l'exposition.....	86
3.4.1. Estimation de l'exposition via les mesures de la dérive aérienne	87
3.4.2. Estimation de l'exposition via les mesures environnementales	88
3.4.3. Estimation de l'exposition via les mesures biologiques	90
3.5. Estimation du risque	93
3.5.1. Les étapes dans le processus de l'estimation du risque	93
3.5.2. L'estimation du risque dans le cadre du projet d'étude.....	95
3.5.3. L'analyse de risque chez les enfants et les travailleurs.....	97
4. PRÉSENTATION ET ANALYSES DES RÉSULTATS	101
4.1. Présentation et analyses des résultats des mesures de la dérive aérienne	101
4.2. Présentation et analyses des résultats des mesures environnementales.....	109
4.2.1. Présentation et analyses des résultats des mesures du TAGA	109
4.2.2. Présentation et analyses des résultats des mesures de concentrations dans l'air....	112
4.2.3. Présentation et analyses des résultats des mesures de concentrations de résidus au sol.....	117
4.3. Présentation et analyses des résultats des mesures biologiques.....	120
4.3.1. Les résultats des analyses de laboratoire.....	121
4.3.2. Les analyses comparatives chez les enfants.....	131
4.3.3. Les analyses comparatives chez les travailleurs.....	135

5. DISCUSSION.....	138
5.1. Portée générale de l'étude.....	138
5.2. Portée des données environnementales.....	139
5.2.1. Les données du projet d'étude de la dérive en verger expérimental.....	140
5.2.2. Les données des mesures de concentrations dans l'air et de dépôts au sol.....	141
5.3. Portée des données biologiques.....	143
CONCLUSION	146
ANNEXES	150
Annexe 1 Résumé de la technique analytique pour la détermination du diméthylphosphate et du diéthylphosphate dans l'urine comme indice d'exposition aux pesticides organophosphorés	151
Annexe 2 Schéma de l'échantillonneur à grand débit.....	156
Annexe 3 Schémas des dispositions des feuilles de Mylar TM pour les sites de prélèvements des échantillons au sol.....	158
Annexe 4 Tableau de l'index de risques.....	180
Annexe 5 Questionnaires utilisés dans le cadre de l'étude afin d'évaluer l'exposition des groupes exposés.....	183
RÉFÉRENCES	240
BIBLIOGRAPHIES	254

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
ACHes	Acétylcholinestérase
ACHes-B	“Brain Acetylcholinesterase” (acétylcholinestérase du cerveau ou des terminaisons nerveuses)
ACHes-Er	Acétylcholinestérase érythrocytaire
ADI	Acceptable Daily Intake (dose quotidienne admissible)
ADN	Adénosine désoxyribonucléique
ARN	Adénosine ribonucléique
AP	Alkylphosphate
Ches	Cholinestérase
Ches-P	Cholinestérase plasmatique
CLSC	Centres locaux de services communautaires
CPVQ	Conseil des productions végétales du Québec inc.
CRÉAQ	Comité des Références Économiques en Agriculture du Québec
CTQ	Centre de Toxicologie du Québec
DEDTP	Diéthylthiophosphate
DEP	Diéthylphosphate
DETP	Diéthylthiophosphate
DL50	Dose létale ‘50’ (dose qui tue 50% de la population exposée)
DMDTP	Diméthylthiophosphate
DMP	Diméthylphosphate
DMTP	Diméthylthiophosphate
DSP	Direction de la santé publique
EPA	Environmental Protection Agency
ETU	Éthylène Thiourée
FAO/WHO	Food and Agriculture Organisation/ World Health Organisation
FPPQ	Fédération des producteurs de pommes du Québec
g	gramme

HAE	Heure avancée de l'est
IARC	International Agency for Research in Cancer
Kg	kilogramme
km/h	Kilomètre à l'heure
m/s	Mètre par seconde
m²/ha	Mètre carré par hectare
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune
mg	milligramme
mmole	milimole
MSSS	Ministère de la Santé et des Services Sociaux
nmole	nanomole
NOAEL	No observable adverse effect level (concentration sans effet adverse observé)
NOEL	No observable effect level (concentration sans effet observé)
NTE	Neuropathy target esterase
OP	Organophosphorés
SNA	Système nerveux autonome
SNC	Système nerveux central
SNP	Système nerveux parasympathique
SNS	Système nerveux sympathique
SPSS	Statistical Package for the Social Sciences
SSE	Sud-sud-est
SSO	Sud-sud-ouest
TRV	Tree-Row-Volume
UPA	Union des Producteurs Agricoles
U.V.	Ultra-violet
WHO	World Health Organisation (Organisation Mondiale de la Santé)
µm	micromètre ou micron

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1.	Influence de la dimension des gouttelettes sur le temps de chute	8
Tableau 1.2.	Influence de la dimension des gouttelettes sur la distance de la dérive	9
Tableau 1.3.	Énumération des techniques les plus fréquemment utilisées	22
Tableau 2.1.	Proportion du Demethon et du Parathion absorbée selon les différentes voies d'absorption	34
Tableau 2.2.	Description des symptômes et des signes cliniques en fonction du degré de gravité de l'intoxication	38
Tableau 2.3.	Description des symptômes et des signes cliniques en fonction des différents organes ou tissus	39
Tableau 2.4.	Alkylphosphates formés à partir des composés OP possédant des groupements méthyles/éthyles et proportion de ces AP retrouvés dans l'urine de la population exposée aux OP	45
Tableau 2.5.	Les alkylphosphates générés à partir des divers composés OP	46
Tableau 3.1.	Plan d'échantillonnage pour les analyses environnementales	72
Tableau 3.2.	Identification des pesticides recommandés en pomiculture selon le Guide des traitements anti-parasitaires (1996)	79
Tableau 3.3.	Identification des pesticides les plus couramment appliqués en 1995 dans cinq vergers commerciaux de la Montérégie	80
Tableau 3.4.	Description des symptômes et des signes cliniques en fonction des différents organes ou tissus	85
Tableau 3.5.	Comparaison des charges corporelles en azynphos-méthyl des enfants avec la charge corporelle de référence	98
Tableau 3.6.	Comparaison des charges corporelles en azynphos-méthyl des travailleurs avec la charge corporelle de référence	99
Tableau 4.1.	Concentrations des particules respirables en suspension dans l'air mesurées par le TAGA à divers endroits et à divers moments	110

Tableau 4.2. Pesticides présents dans l'air ambiant à proximité du verger 701 (31 mai 1996)	113
Tableau 4.3. Pesticides présents dans l'air ambiant à proximité du verger 206 (24 et 25 juillet 1996)	114
Tableau 4.4. Concentration des organophosphorés au sol à proximité des vergers le jour de la pulvérisation	119
Tableau 4.5. Concentrations d'organophosphorés mesurées dans les réservoirs	120
Tableau 4.6. Concentrations moyennes d'alkylphosphates urinaires chez les enfants	131
Tableau 4.7. Concentrations moyennes d'alkylphosphates urinaires chez les enfants des pomiculteurs et des enfants exposés	133
Tableau 4.8. Concentrations moyennes d'alkylphosphates urinaires chez les travailleurs	136

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1.	Structure chimique générale des composés OP	26
Figure 2.2.	La structure chimique des trois composés utilisés	27
Figure 3.1.	Schéma du site expérimental à Dunham (Ferme Au Pic enr.)	53
Figure 3.2.	Schéma de l'échantillonneur rotatif	56
Figure 3.3.	Efficacité théorique de la précision de l'échantillonneur aérien en fonction de la vitesse du vent et du diamètre des gouttelettes (μm)	57
Figure 3.4.	Site de prélèvement avec l'échantillonneur à grand débit (verger 701)	75
Figure 3.5.	Site de prélèvement avec l'échantillonneur à grand débit (verger 206)	76
Figure 4.1.	Résultats des mesures des concentrations obtenues avec les échantillonneurs au sol	104
Figure 4.2.	Résultats des mesures des doses obtenues à 1,4 mètres du sol avec les échantillonneurs aériens	106
Figure 4.3.	Effet de la vitesse du vent sur les concentrations aériennes mesurées à 1,4 mètres du sol	108
Figure 4.4.	Effet de la vitesse du vent sur les concentrations mesurées au sol	108
Figure 4.5.	Concentrations moyennes d'azynphos-méthyl et de myclobutanil durant la période de pulvérisation et les heures suivantes (verger 701)	115
Figure 4.6.	Concentrations moyennes du phosmet et du captan durant la période de pulvérisation et les heures suivantes (verger 206)	116
Figure 4.7.	Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants exposés	124
Figure 4.8.	Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants du groupe témoin	125
Figure 4.9.	Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants des producteurs (habitant dans un verger)	127
Figure 4.10.	Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants exposés (sauf les enfants des producteurs)	128
Figure 4.11.	Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les producteurs et les travailleurs agricoles	130

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Résumé de la technique analytique pour la détermination du diméthylphosphate et du diéthylphosphate dans l'urine comme indice d'exposition aux pesticides organophosphorés	151
Annexe 2	Schéma de l'échantillonneur à grand débit	156
Annexe 3	Schéma des dispositions des feuilles de Mylar™ pour les sites de prélèvements des échantillons au sol	158
Annexe 4	Tableau de l'index de risques	180
Annexe 5	Questionnaires utilisés dans le cadre de l'étude afin d'évaluer l'exposition des groupes exposés	183

INTRODUCTION

La pomiculture occupe une place importante au Québec et principalement dans la région de la Montérégie. Déjà au siècle dernier on pouvait compter une trentaine de vergers sur les collines du Mont St-Hilaire. Aujourd'hui, on retrouve dans la région montréalaise plus de 70 % de la superficie totale des pommeraies du Québec. La production annuelle de pommes atteint presque 80 000 tonnes, soit 74 % de la production totale de pommes au Québec (Charbonneau, 1996).

À proximité de Montréal et facile d'accès, cette région est un site de choix pour les gens qui désirent habiter à l'extérieur de la ville dans un environnement vert. La beauté de cette région, pommiers en fleurs, la verdure et les couleurs de l'automne, a attiré les gens à venir y vivre. Des plans d'urbanisation inadéquats, du point de vue de la gestion environnementale, ont permis à plusieurs promoteurs immobiliers et à des particuliers de construire leur maison de plus en plus près des zones de pomiculture. Cet étalement urbain est à l'origine d'un malaise entre les producteurs et les gens qui désirent vivre hors de la ville dans un milieu peu ou pas pollué. Ce conflit touche non seulement les régions pomicoles mais toutes les régions où les habitations résidentielles côtoient l'agriculture. C'est une lutte entre le droit ancestral de produire (droit acquis) et le droit à un environnement sain réclamé par les citoyens.

La pomiculture est une culture qui est soumise à chaque année à une forte pression de la part d'une grande variété de ravageurs et de maladies. Des consommateurs de plus en plus désireux d'obtenir un produit exempt de défaut et la globalisation des marchés obligent les producteurs à être de plus en plus compétitifs et productifs. Pour y arriver, ceux-ci utilisent tous les instruments nécessaires : de la machinerie de plus en plus sophistiquée, des ressources de plus en plus spécialisées, et toutes sortes d'armes chimiques pour permettre un meilleur rendement. Cette situation fait en sorte que la pomiculture se classe dans le peloton de tête lorsque l'on considère la quantité de pesticides appliquée sur chaque hectare cultivé. Ces mêmes pesticides, indispensables pour les pomiculteurs, sont une source d'inquiétude pour la population vivant

près des vergers. La précipitation de produits agrochimiques sur le sol et la dérive aérienne contaminent l'air, le sol, l'eau de surface et l'eau souterraine et représente donc un risque pour la santé de la population, la faune et la flore. Cette exposition potentielle aux produits agrochimiques a provoqué des protestations de la part des groupes environnementaux et dans plusieurs cas, une opinion négative face à ces produits. La dérive des produits agrochimiques est devenue une préoccupation pour les pomiculteurs et la population. La sensibilisation des gens au potentiel toxique de certaines des substances chimiques utilisées en pomiculture a ouvert un débat sur le droit à un environnement sain.

Cette étude fait suite à une demande du groupe environnementaliste Nature-Action de Beloeil/Mont-Saint-Hilaire. C'est suite à un avis émis pour une problématique similaire dans une autre région pomicole du Québec que le groupe Nature-Action demanda aux instances gouvernementales (ministère des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune et ministère de la Santé et des Services Sociaux) d'interdire l'utilisation des produits neurotoxiques dans les vergers situés en zones résidentielles et de procéder à une étude épidémiologique dans leur région. La direction de la Santé publique de la Montérégie et le ministère de l'Environnement et de la Faune reçurent du ministre de la Santé de cette époque, M. Jean Rochon, le mandat de réaliser une étude pour évaluer l'exposition et les risques à la santé publique reliés à l'application de pesticides dans les vergers.

Pour bien mener cette étude de nature exploratoire, un groupe de travail fut formé dès le début pour favoriser le travail de concertation et l'échange d'expertises. L'implication interministérielle dont notamment le ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS), le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF), Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), Santé Canada et le Centre de toxicologie du Québec était nécessaire compte tenu de l'importance et de la complexité du mandat. Un comité de concertation présidé par le député de Borduas fut également formé pour permettre aux représentants des municipalités, du milieu

agricole et de Nature-Action de participer et d'exprimer leurs idées lors des différentes étapes du projet.

Compte tenu du grand nombre de pesticides utilisés durant une saison de production et de la complexité d'un tel projet de recherche, il devenait nécessaire de prioriser une famille de composés. Il fut décidé de réaliser le projet en mesurant les composés de la famille des organophosphorés (OP). Ce choix permet de répondre dans un premier temps à la demande du groupe Nature-Action, soit d'interdire l'usage des pesticides neurotoxiques dans les vergers situés en zones résidentielles. Ces composés ont un effet fonctionnel direct sur le système nerveux puisqu'ils sont responsables de l'inhibition d'un neurotransmetteur qui est indispensable au maintien de l'intégrité de la conduction de l'influx nerveux. Dans un second temps, ces produits sont largement utilisés par les pomiculteurs et, selon l'index de risques, ont un indice de risque élevé. Dans un troisième temps, ces produits sont biotransformés et éliminés dans l'urine. Il est donc relativement facile de les récupérer pour les doser. Après consultation, le groupe de travail a élaboré son plan de travail et a défini les deux objectifs principaux de cette étude exploratoire :

- Le premier objectif est de vérifier si la population (y compris le pomiculteur et sa famille) vivant dans une bande de 0 à 30 mètres des limites d'un verger est exposée et si oui, la quantité absorbée est-elle significativement plus élevée que celle retrouvée dans une population vivant loin des vergers;
- Le deuxième objectif visé est d'évaluer le risque d'apparition d'effets à la santé de cette population à la suite de la pulvérisation d'insecticides organophosphorés dans les vergers.

Ce projet de recherche comporte trois volets d'étude. Le premier volet est le dosage biologique des indicateurs d'exposition durant les jours suivant la pulvérisation. Le second volet, réalisé lors de la pulvérisation, est la mesure des concentrations de pesticides dans l'environnement. Le troisième volet est la caractérisation de la dérive aérienne de pesticides dans les vergers. Aucune autre étude regroupant à la fois des données sur les dosages biologiques et des mesures

de concentration de pesticides et de ses résidus au sol et dans l'air n'a jamais été réalisée en situation réelle au Québec. Cette étude exploratoire offre l'avantage de présenter des informations sur l'exposition de la population en temps et en situation réelle de pulvérisation de pesticides dans les vergers. Le volet de la caractérisation de la dérive en contexte québécois a été réalisé parallèlement à cette étude pour documenter la variabilité dans la quantité de dérive en fonction des conditions micrométéorologiques et des paramètres de pulvérisation. Ce volet sert à appuyer les mesures d'exposition et de dosages biologiques ainsi qu'à permettre une meilleure interprétation des données recueillies.

Les pages qui suivent décrivent le projet de recherche. Tout d'abord une revue littérature sur la dérive aérienne des pesticides en vergers de pommiers est présentée ainsi qu'une autre reliée aux propriétés physico-chimiques et toxicologiques des composés organophosphorés. Par la suite, le chapitre de la méthodologie a été subdivisé en sous-chapitres soit :

- la présentation des deux protocoles de recherches (caractérisation de la dérive aérienne ainsi que celui des dosages biologiques et des mesures environnementales);
- l'identification du danger;
- l'estimation de l'exposition;
- l'estimation du risque pour les enfants et les adultes.

Les résultats et les analyses de ces trois volets d'études sont abordés distinctement, ce qui permet de mieux dégager les observations pertinentes. Dans la discussion, une revue de l'ensemble des résultats de l'étude est présentée ainsi que des recommandations pour favoriser l'atténuation de cette exposition involontaire subie par les producteurs et la population vivant à proximité des vergers. La conclusion démontre que les deux objectifs de l'étude ont été atteints. Connaissant les limites de cette étude, l'auteur indique qu'il serait intéressant de poursuivre ce type d'étude pour documenter l'exposition et le risque à la santé suite à la pulvérisation des autres types de pesticides pris un à un ou en synergie.

L'implication initiale de ressources humaines hautement compétentes a donné beaucoup de crédibilité à cette étude. De plus, l'ensemble de la démarche scientifique de ce projet de recherche (revues de littératures, élaboration des protocoles, choix et justification de l'indicateur biologique, méthode de mesures des concentrations environnementales, techniques d'échantillonnage en milieu expérimental, élaboration du modèle toxicocinétique) est appuyé par la littérature scientifique la plus pertinente, la plus récente et disponible qui traite le sujet. L'implication dans le projet du MEF, d'AAC et du Centre de toxicologie du Québec a permis, malgré le caractère exploratoire de cette étude, l'emploi de technologies de fine pointe pour l'analyse des échantillons.

1. REVUE DE LITTÉRATURE SUR LA DÉRIVE AÉRIENNE DES PESTICIDES

La pomiculture occupe une place importante au Québec. Pour offrir un produit de qualité, les pomiculteurs utilisent une grande variété de pesticides, ce qui représente plusieurs milliers de dollars en investissement chaque année. Au moment de la pulvérisation, une partie importante des pesticides pulvérisés n'atteint pas la cible visée (arbres, feuilles, fruits) et tombe au sol ou est transportée par le vent à l'extérieur du verger. Cette dernière portion de pesticides pulvérisés constitue la dérive aérienne. En 1975, l'Environmental Protection Agency (EPA) a estimé que de 10 à 60 % des produits pulvérisés étaient transportés sous forme de dérive et se retrouvaient jusqu'à 300 mètres et plus de la zone d'application (Silbergeld, 1985). Cette dérive n'est pas seulement une perte très onéreuse pour le pomiculteur, elle représente en plus une source possible de pollution environnementale.

Étant donné qu'il est impossible d'éliminer cette dérive et que l'environnement et la santé ne cessent de préoccuper, les chercheurs se sont attardés au problème. Ils ont conduit des expériences en laboratoire et dans le champ pour essayer de trouver des moyens pour minimiser les pertes de pesticides sous forme de dérive aérienne au moment de la pulvérisation. Les études menées avaient pour but de connaître le comportement de la dérive et de la quantifier sous différentes conditions : force et direction du vent, persistance dans l'environnement, densité du couvert végétal à couvrir, types d'arbres, différentes conditions météorologiques, différentes techniques de pulvérisation et différents types de pulvérisateurs.

La quantification de la dérive aérienne est importante pour déterminer l'impact possible des pesticides lors de leur application sur l'environnement et la santé. Parce que l'impact peut être très varié, il est important de choisir une méthode et une technique expérimentale appropriées pour estimer le plus précisément cette dérive. Par exemple, une méthode peut être appropriée pour mesurer l'impact des pesticides sur la qualité de l'air, mais peut ne pas être appropriée pour estimer l'impact sur la qualité du sol et sur la santé. Les données scientifiques présentées dans cette revue de littérature montrent bien l'importance de la dérive aérienne de pesticides.

Ces données servent également à comprendre toutes les interactions entre les différents facteurs influençant la dérive et à permettre l'application des pesticides avec un minimum de dérive. Les différentes techniques d'échantillonnage présentées dans ce document sont un outil de travail pour la recherche. Ils sont utiles pour déterminer l'efficacité des techniques et méthodes de pulvérisations utilisées et pour évaluer les effets de certains facteurs environnementaux sur la quantité de dérive produite.

1.1. La dérive

La dérive aérienne peut être définie comme étant la proportion du produit pulvérisé qui est transportée par le vent hors de sa trajectoire et qui n'atteint pas sa cible initiale. La dérive peut être sous forme de gouttelettes ou de gaz produits par l'évaporation pendant et après l'application. La dérive, sous forme de vapeur, dépend de la température de l'air ou de la surface sur laquelle la gouttelette se dépose et de la pression de vapeur du produit utilisé. Cet aspect de la dérive dépasse le cadre de ce travail et ne sera pas abordé. Sous la forme de gouttelettes, la dérive est étroitement reliée au système de pulvérisation utilisé. Le comportement des gouttelettes qui dérivent dépend d'une interaction entre deux principaux facteurs : la grosseur des gouttelettes et le déplacement de l'air ambiant. Plusieurs facteurs interviennent : les conditions atmosphériques, les caractéristiques de la méthode de pulvérisation et les caractéristiques de l'état du verger.

1.1.1. La dimension des gouttelettes

La dimension des gouttelettes est le facteur le plus important qui affecte la dérive. La dimension des gouttelettes influence le temps pendant lequel une gouttelette reste en suspension dans l'air, donc la distance à laquelle la dérive se produira. Dexter (1993) décrit, pour différents diamètres de gouttelettes, le temps nécessaire pour tomber d'une hauteur de trois mètres (voir tableau 1.1.). Ce temps dépend de la hauteur à laquelle elle a été relâchée et de sa vitesse en chute libre dans l'air. La vitesse à laquelle une gouttelette tombe au sol dépend de son diamètre et de sa densité. En tombant, la vitesse d'une gouttelette augmente jusqu'à ce que la force de gravité devienne égale à la force due

à la friction de l'air. À partir de ce moment, sa vitesse de chute est constante. Selon le poids de la gouttelette, la valeur de la vitesse peut être plus ou moins élevée. Pour des petites gouttes (moins de 100 μm) cette vitesse varie approximativement avec le carré du diamètre de la gouttelette. Par exemple, une gouttelette de 100 μm de diamètre tombe environ quatre fois plus rapidement qu'une gouttelette de 50 μm et elle dérive environ du quart de la distance que parcourt une gouttelette de 200 μm pour un vent équivalent (Cromwell, 1993).

Tableau 1.1. Influence de la dimension des gouttelettes sur le temps de chute

Diamètre des gouttelettes (μm)	Temps requis à une gouttelette pour tomber d'une hauteur de 3 mètres (seconde)
5	3960
20	252
100	10
240	6
400	2
1000	1

Source : adapté de Dexter (1993)

En raison de leur faible vitesse en chute libre, les petites gouttelettes ont tendance à rester en suspension dans l'air, donc elles sont plus susceptibles de subir l'influence des facteurs favorisant la dérive. Lorsqu'elles rencontrent des vents ascendants et de la turbulence, ces gouttelettes seront entraînées vers le haut plutôt que de tomber au sol. Avec le courant des vents, elles seront déportées à l'extérieur du verger. Les grosses gouttelettes restent beaucoup moins longtemps en suspension dans l'air, donc elles sont moins susceptibles de subir l'influence des facteurs favorisant la dérive.

La dimension des gouttelettes devient de plus en plus petite avec leur déplacement dans l'air, elles subissent l'effet de l'évaporation. Le poids des gouttelettes diminue avec le temps en raison de l'évaporation de la partie volatile formant la gouttelette. L'évaporation réduit le poids des petites gouttelettes plus rapidement que celui des grosses gouttelettes parce que les petites gouttelettes ont un rapport surface/volume plus grand comparativement aux grosses gouttelettes. L'air sec (faible humidité relative) accélère la processus d'évaporation.

1.1.2. Les conditions atmosphériques

Dans le contexte de la pulvérisation de produits phytosanitaires, la connaissance des conditions météorologiques et de leurs effets sur la dérive et l'efficacité des pesticides est un élément essentiel pour bien gérer les traitements. Dès sa sortie du pulvérisateur, la bouillie est inévitablement influencée par des facteurs météorologiques locaux. Les variables météorologiques jouant un rôle important sur la quantité de dérive générée sont : le vent, la stabilité atmosphérique et l'humidité relative.

L'effet du vent sur la dérive est relié directement à la dimension des gouttelettes. Comme décrit précédemment, les petites gouttelettes restent plus longtemps en suspension dans l'air et subissent donc plus l'effet du vent (voir tableau 1.2.). L'utilisation de techniques produisant de grosses gouttelettes minimise l'effet du vent. Le vent transporte moins loin les grosses gouttelettes.

Tableau 1.2. Influence de la dimension des gouttelettes sur la distance de la dérive

Diamètre des gouttelettes (μm)	Distance parcourue par les gouttelettes en tombant de 3 mètres, exposées à un vent de 1,8 km/h (mètres)
5	4830
20	335
100	13,4
240	8,5
400	2,6
1000	1,4

Source : adapté de Dexter (1993)

La vitesse du vent doit être considérée lors de la pulvérisation. Sous un vent de 2,55 m/s mesuré à 5,7 mètres du sol, Fox et al. (1990 a) rapportent que dans un verger de pommiers nains, 88,7% de la bouillie se dépose dans les 30 premiers mètres et que 98,9% se retrouve à moins de 61 mètres du pulvérisateur. Gilbert and Bell (1988) ont recueilli une série de données sur le pourcentage de dérive

en fonction de la vitesse du vent (entre 5 et 15 km/h), mesurée à deux mètres du sol. Ils ont démontré une relation linéaire entre la dérive et la vitesse du vent.

Le principe de l'application à faible volume est de générer des gouttelettes de faibles diamètres afin que celles-ci contournent facilement les obstacles et pénètrent mieux à l'intérieur du pommier. Cependant, cette technique favorise la dérive lorsque les conditions météorologiques ne sont pas optimales. L'application à haut volume favorise moins la dérive puisqu'elle génère des gouttelettes de gros diamètres. Cooke et Herrington (1977) comparent le taux de dépôt au sol pour des applications à hauts et à faibles volumes en fonction de la vitesse du vent. Ils rapportent pour des applications à hauts et faibles volumes, effectuées sous un vent de 3 m/s, un taux de dépôt au sol de 45% et 32% respectivement. Alors que pour un vent de 1,3 m/s, le taux de dépôt au sol est de 54% et 46% respectivement. Les grosses gouttelettes générées par l'application à haut volume, voyagent moins loin que les petites gouttelettes, ce qui s'observe par un taux de dépôt au sol plus élevé pour une même distance. Ils observent également, que pour un vent plus fort, le taux de dépôt au sol est plus faible pour une distance donnée. Cette variation est probablement causée par le fait qu'il y a dispersion accrue du nuage de gouttes sous l'effet de la turbulence atmosphérique.

La bouillie de pulvérisation est constituée d'une fraction active, normalement non-volatile, d'un diluant et d'eau. Cette dernière constitue entre 90 et 99% du volume de la gouttelette (Maybank, 1984). On observe donc que lorsque l'humidité relative de l'air baisse, l'évaporation des gouttelettes augmente. L'évaporation réduit la dimension des gouttelettes et augmente le potentiel de celles-ci à être transportées à l'extérieur du verger. L'humidité relative de l'air est fonction de la température et de la teneur en vapeur d'eau de l'air. Pour une teneur en vapeur d'eau fixe, une augmentation de la température entraîne une diminution de l'humidité relative.

L'évaporation est un facteur important à considérer dans l'évaluation de la dérive qui sera générée au moment de la pulvérisation. Dans l'état de New-York, des essais ont démontré que lorsque la pulvérisation avait lieu tôt le matin, en période d'humidité élevée et de température plus faible, le dépôt de pesticides au sommet des arbres pouvait être jusqu'à trois fois plus élevé comparé à

l'après-midi où la température est plus élevée et l'humidité plus faible (Lareau et al., 1977). Lareau et al. (1977) rapportent que les gouttelettes peuvent perdre jusqu'à 50% de leur volume entre le pulvérisateur et la partie supérieure des arbres lors de pulvérisation à des températures de plus de 27°C. Les petites gouttelettes sont très affectées par cette perte de volume et deviennent encore plus susceptibles de subir l'influence des vents. Donc, la dérive des gouttelettes n'est pas favorisée en présence de conditions d'humidité relative élevée souvent associées aux températures plus fraîches du matin ou de la fin de la journée.

La stabilité atmosphérique est une mesure de la tendance d'un volume d'air de retourner à une position d'équilibre quand il a été déplacé verticalement. La stabilité atmosphérique est caractérisée par une diminution de la turbulence de l'air. L'instabilité atmosphérique est caractérisée par une augmentation de la turbulence. En condition de neutralité atmosphérique, le profil de la température de l'air n'a pas d'effet d'amplification (instabilité) ou d'amortissement (stabilité) de la turbulence.

Dans des conditions d'instabilité, il existe un mouvement vertical de l'air qui favorise la dispersion du nuage de gouttelettes. Sur de très courtes distances, cela peut augmenter la quantité totale de dérive mais à cause de l'effet de dispersion, la concentration du nuage de dérive est diminuée. Dans des conditions de stabilité atmosphérique, les petites gouttelettes qui ont tendance à rester en suspension dans l'air, peuvent être transportées sous forme d'un nuage relativement concentré. Pour les petites gouttelettes sujettes à la dérive, la distance correspondant à la concentration maximale du dépôt au sol est inversement proportionnelle à l'intensité de la turbulence. L'intensité de la turbulence diminue lorsque l'atmosphère est stable ce qui implique que le dépôt de la majorité des petites gouttelettes s'effectue à une plus grande distance de la source (Bache et Johnstone, 1992). MacCollom et al. (1986) rapportent une augmentation significative de la dérive à 50 mètres en présence de stabilité atmosphérique. Akesson et Yates (1964), rapportent que trois fois plus de dérive est détectée entre une distance de 30 à 100 mètres sous le vent et dix fois plus est détectée entre une distance de 300 à 600 mètres en présence de stabilité atmosphérique, comparativement à une période de neutralité pour une même vitesse de vent. Les résultats d'une étude faite par MacCollom et al.

(1985) montrent très bien l'influence de l'instabilité atmosphérique. Des conditions de stabilité atmosphérique au moment de la pulvérisation résultent en une plus grande quantité de dérive. Un dépôt de captan et de carbaryl a été détecté jusqu'à 300 mètres à l'extérieur du verger en conditions de stabilité atmosphérique comparativement à 50 mètres en présence d'instabilité. Ces observations supportent la recommandation d'éviter de pulvériser lorsqu'il n'y a pratiquement pas de vent car ces périodes coïncident avec celles où l'atmosphère est stable. Par exemple, le British Crop Protection Council (England) recommande de ne pas pulvériser lorsque la vitesse du vent est inférieure à 3,2 km/h (Anon, 1986).

1.1.3. L'état du verger

Effectuer une pulvérisation efficace de pesticides dans un verger n'est pas une tâche facile et demande la connaissance et la capacité de manipuler plusieurs concepts. L'application d'une dose efficace sur chaque pommier avec un minimum de résidus dans l'environnement implique l'utilisation d'un équipement approprié pour le type de verger traité. La cible à traiter peut varier d'un traitement à l'autre selon le type de ravageurs en cause. La cible peut être le tronc, les bourgeons, les fleurs, les feuilles ou les fruits. Des changements morphologiques des arbres et du feuillage s'opèrent tout au long de la saison et de l'année. Idéalement, le pomiculteur doit donc utiliser des stratégies de pulvérisations différentes au cours de la même saison.

On peut classer les pommiers en trois catégories : les pommiers standards, les pommiers semi-nains et les pommiers nains. La stratégie de pulvérisation est différente selon le type de pommier à traiter. Comparativement aux arbres standards, les pommiers nains et semi-nains sont beaucoup plus faciles à traiter et offrent plus de possibilité de réduction de la dérive. Par exemple, le petit volume de ces arbres permet de réduire l'espace entre les rangées et entre les arbres, ce qui contribue à diminuer la distance que parcourent les gouttelettes entre le pulvérisateur et leur cible. Les pommiers nains et semi-nains ont un petit volume à traiter, donc moins de pesticides sont nécessaires.

Contrairement aux pommiers standards, les pommiers nains et semi-nains ne forment pas un rideau de feuillage dense, ils sont plus faciles à traiter. Des études ont démontré qu'il est même possible de traiter une rangée sur deux, puisque les gouttelettes qui traversent la barrière végétale sont captées par les arbres de la rangée suivante. Plusieurs chercheurs ont travaillé sur le sujet. Ferree et Hall (1980) notent une différence significative entre le taux de dépôt du produit sur les pommiers standards comparé aux pommiers plus petits. En comparant des pommiers standards (19 arbres/ha) avec des variétés plus petites, soit le M9 (98 arbres/ha) et le M26 (734 arbres/ha), ils rapportent deux fois plus de dépôt sur la variété M9 et trois fois plus sur la variété M26. En mesurant le mouvement des gouttelettes au travers des pommiers traités, ils rapportent également la présence d'un plus grand dépôt sur les rangées suivantes. Avec la variété M26, ils notent dans la rangée adjacente le double de dépôt que l'on observe avec des pommiers standards, et ils notent également un faible dépôt dans la deuxième rangée. Lorsque le contexte s'y prête (ex. : tôt en saison alors que le feuillage n'est pas complètement développé) pulvériser une rangée sur deux sauve du temps et de l'argent. Hull et Beers (1985) rapportent que 80-90% des producteurs de la Pennsylvanie utilisent la technique de pulvérisation d'une rangée sur deux.

Lors de la pulvérisation, la densité du feuillage influence l'efficacité du traitement et la quantité de dérive. Les feuilles créent une véritable barrière végétale qui capte les gouttelettes et qui influe sur la quantité de dérive. Steiner (1977) a démontré que même si les pommiers avaient leur plein feuillage, il peut y avoir de 30 à 45% de la pulvérisation qui n'atteint pas la cible visée. Herrington et al. (1981) rapportent un taux de dépôt différent sur des pommiers nains et de jeunes pommiers standards. Ils observent que le volume de produit déposé augmente avec la quantité appliquée et augmente quand le feuillage a une densité maximale. Le taux de dépôt varie également selon la méthode de pulvérisation employée : très faible, faible, ou fort volume d'application. Pour les pommiers standards au stade dormant, ils notent de 6,6 à 10,2% de dépôt tandis qu'en période de plein feuillage, ils notent de 25,5 à 63,3% de dépôt, le feuillage étant responsable de 25,5 à 59% du dépôt. Pour les petits pommiers au stade dormant, ils notent de 9 à 22% de dépôt, et avec le maximum de feuilles, ils observent de 21,6 à 36,7% de dépôt, les feuilles étant responsables pour 14,8 à 25,4% du dépôt total. L'effet du feuillage a

une relation inverse sur la quantité de dérive : plus il y a de feuillage, plus il y a de produits déposés et moins il y a de dérive.

1.1.4. Les facteurs mécaniques

L'efficacité de la pulvérisation dépend non seulement des conditions atmosphériques et des facteurs intrinsèques du verger, mais dépend également des facteurs mécaniques de la pulvérisation. Le développement technologique a permis l'amélioration de la pulvérisation. Il a contribué à diminuer de beaucoup la quantité d'eau nécessaire pour l'application de pesticides, entraînant une épargne de temps. Cette section traite du volume d'application selon la méthode TRV, de la pression d'application, de la vitesse de déplacement du pulvérisateur et de la hauteur de la pulvérisation.

Depuis quelques années, une grande quantité de pommiers standards ont été remplacés par des arbres de plus faibles tailles. Ces changements ont permis l'introduction de nouvelles stratégies de pulvérisation, dont l'utilisation de volume réduit lors des traitements avec les pesticides. Byers et al. (1971) ont proposé la méthode du TRV (Tree-Row-Volume) pour déterminer le taux d'application pour des pommiers différents des standards. Le concept de cette méthode TRV est basé sur la pondération en fonction du volume de feuillage à l'hectare calculée en considérant que chaque rangée de pommiers est une boîte rectangulaire et que le volume de cette boîte correspond au volume à traiter (Byers, 1987). L'objectif de l'utilisation de la méthode TRV est d'appliquer la même quantité de bouillie par unité de volume en ajustant le taux d'application (litres/hectare). Pour des arbres de petites tailles, Byers (1987) recommande un taux de pulvérisation qui varie proportionnellement au ratio de leur volume sur le volume standard qui est de 39 907 m³/ha.

La quantité appropriée de dépôt de pesticides par unité de surface est essentielle pour assurer une bonne protection. Ce dépôt doit être uniforme sur toute la surface de l'arbre et proportionnel à sa taille. Pour un taux d'application constant, Parchomchuk et al. (1990) observent une surapplication de 80% et 50% sur des arbres de petites (3,3 mètres) et moyennes (4,6 mètres) tailles, comparée à celle mesurée sur des arbres de grandes tailles (4,6 mètres et plus avec un plus grand espacement

entre les rangées). En appliquant le TRV pour les petits et moyens arbres, ils mesurent une sous-application comparée à un arrosage conventionnel sur pommiers standards. Ils rapportent que l'application sur des arbres de tailles plus petites est moins efficace. Ils supposent que c'est dû au fait qu'ils sont de moins bons filtres et qu'une quantité importante de produit se retrouve dans les rangées adjacentes. Ils notent que pour obtenir une efficacité d'application similaire aux arbres de grandes tailles, la vitesse du courant d'air créée par le pulvérisateur doit être diminuée. En diminuant la vitesse du courant d'air et le volume d'application au moment de l'application sur des arbres de tailles moyennes, ils notent une augmentation du taux de dépôt et une très faible quantité de produit dans la rangée adjacente. La méthode TRV est une technique qui permet une diminution marquée de la quantité de produits phytosanitaires lors de l'application dans des vergers de haute densité (arbres de petites tailles).

L'ajustement de la pression du pulvérisateur est essentiel pour obtenir le bon taux d'application et des gouttelettes de la grosseur désirée. Deux paramètres influencent la grosseur des particules et le débit : la pression et l'orifice des buses du pulvérisateur. Pour une pression donnée, une buse avec un orifice de grand diamètre donne de grosses gouttelettes et augmente le débit, alors qu'un petit orifice diminue ceux-ci. Pour une buse de dimension donnée, une augmentation de pression augmente le débit et diminue le diamètre moyen des gouttelettes alors qu'une diminution de pression augmente la grosseur des gouttelettes et diminue le débit de la bouillie (Maybank, 1984; Lareau et Coulombe, 1977).

Il est important de choisir une vitesse de déplacement adéquate selon l'état des pommiers à pulvériser (densité, feuillage) et le vent. L'efficacité de la pulvérisation tend à diminuer avec la vitesse du pulvérisateur (Lareau et Coulombe, 1977). La vitesse de déplacement diminue le débit spécifique du ventilateur (m^3/h par m de rang). Le courant d'air créé par le pulvérisateur est donc moins énergétique et pénètre moins efficacement à l'intérieur des arbres. La vitesse de l'air à proximité d'un pulvérisateur a été mesurée par Fisher et Menzies (1976) pour des vitesses de déplacement entre 1,6 et 8,0 km/h. La vitesse du courant d'air est peu influencée par une vitesse de déplacement variant entre 1,6 et 4,8 km/h jusqu'à une distance de trois mètres du pulvérisateur. Pour une vitesse

de déplacement entre 4,8 et 8,0 km/h, on observe une diminution de 32% de la vitesse du courant d'air par rapport à une vitesse entre 1,6 et 4,8 km/h (de 64,4 à 43,7 km/h) à 1,5 mètres du pulvérisateur. Une baisse de vitesse du courant d'air de 23,5% (de 33,8 à 27,4 km/h) est observée pour une vitesse de déplacement entre 4,8 et 8,0 km/h à 3 mètres du pulvérisateur par rapport à une vitesse entre 1,6 et 4,8 km/h. Donc, plus le déplacement du pulvérisateur est rapide et plus la vitesse du courant d'air décroît rapidement.

Lorsque la pulvérisation s'effectue sur des pommiers standards avec une forte densité de feuillage (ou des arbres non taillés), il est possible qu'il soit nécessaire de réduire encore plus la vitesse. Par contre, tôt au printemps lorsque le feuillage est peu dense et/ou que la pulvérisation s'effectue sur des pommiers de faible taille, il est possible d'augmenter la vitesse tout en conservant une bonne pénétration (Lareau et Coulombe, 1977).

On désigne par hauteur de pulvérisation, la hauteur maximale atteinte par le nuage de gouttelettes sous l'effet du courant d'air créé par le pulvérisateur. La hauteur de pulvérisation dépend de la configuration du jet d'air. Pour un pommier standard adulte, les gouttelettes devront être éjectées avec suffisamment de vitesse pour atteindre le haut des arbres. Pour les pommiers de plus faible hauteur, la hauteur de la pulvérisation peut être diminuée, ce qui contribue à diminuer la dérive. En effet, plus la hauteur de pulvérisation est élevée et plus les gouttelettes sont susceptibles de subir l'influence des conditions météorologiques. Fox et al. (1990 b) observent que des gouttelettes de plus de 150 μm de diamètre tombent à partir d'une hauteur de six mètres en dix secondes. Avec 60% d'humidité relative, pendant dix secondes, une gouttelette de 150 μm sera réduite à 100 μm , favorisant la dérive. Lorsque la pulvérisation se fait sur des pommiers standards adultes, les gouttelettes doivent avoir suffisamment de vitesse pour atteindre le sommet des arbres, la distance que parcourent les gouttelettes pour atteindre leur cible et l'angle de pulvérisation sont plus grands. Ainsi, la pulvérisation des gros arbres favorise la dérive.

Mesurer la dérive à différentes hauteurs permet de faire des analyses comparatives et des prédictions du comportement des gouttelettes. Fox et al. (1990 a) ont mesuré à un mètre et à

trois mètres de hauteur la dérive suite à la pulvérisation de pommiers nains. Ils notent, à de faibles distances de la ligne de pulvérisation, une plus grande concentration à un mètre de hauteur. À de plus grandes distances, la concentration à un mètre diminue plus rapidement par rapport à une hauteur de trois mètres. Cette observation s'explique par la dynamique de l'évolution du nuage de gouttelettes.

1.1.5. Les pulvérisations aériennes

L'avion ou l'hélicoptère peuvent être utilisés pour la pulvérisation des vergers. En verger, la dérive subséquente à une application aérienne est nettement supérieure à celle obtenue par arrosage avec un pulvérisateur conventionnel. En bordure du verger, la concentration de Captan à cinq mètres au-dessus du sol était cinq fois plus élevée pendant et 30 minutes après l'application par avion. La dérive suite à un arrosage aérien est plus grande lorsque l'atmosphère est stable (inversion de température), (MacCollom et al., 1985).

Le sillage d'un hélicoptère est similaire à celui d'un avion lorsque la vitesse de vol excède 40 km/h environ. L'hélicoptère est réservé pour les applications où il est rentable de voler lentement. Ce peut être le cas en pomiculture (Quantick, 1985). Le déplacement de l'air induit par le rotor d'un hélicoptère en vol stationnaire ressemble à un beigne. Directement sous l'axe, l'air descend à faible vitesse. En s'approchant de l'extrémité des pales, la vitesse de l'air augmente. Lorsque l'air descendant s'approche du sol, sa trajectoire s'incline vers l'extérieur puis remonte pour former un large tourbillon. Ainsi, à basse vitesse, des gouttes seront emportées latéralement et vers le haut favorisant la dérive. Dans les circonstances où la dérive doit être bien contrôlée, il faut s'assurer que l'extrémité de la rampe supportant les buses ne dépasse pas le bout des pales (Quantick, 1985). L'utilisation de l'hélicoptère est motivée par la possibilité de forcer les gouttes dans le couvert végétal; il faut comprendre que cela est difficilement compatible avec le contrôle de la dérive. En effet, pour maximiser l'effet de l'air, il faut voler à faible vitesse avec des buses localisées latéralement, près de l'extrémité de pales. Or, comme nous venons de voir, ces circonstances amplifient la dérive.

1.2. Les méthodes d'échantillonnage

1.2.1. Les traceurs

Plusieurs études sont réalisées avec l'aide d'un traceur fluorescent qui est mélangé à la bouillie. Son utilisation est intéressante pour évaluer les sites de dépôt des gouttelettes, ainsi que pour quantifier leur dépôt. Différents traceurs existent. Comparativement aux pesticides, ils ont l'avantage de ne pas être toxiques et de ne pas nécessiter l'utilisation de méthodes et de techniques sophistiquées pour leur analyse (Matthews et Hislop, 1993).

1.2.2. La classification des méthodes

La quantification de la dérive aérienne est importante pour déterminer l'impact environnemental de l'application des pesticides. Mesurer la dérive implique de capter et de quantifier le volume de liquide pulvérisé, qui est aéroporté sous forme de gouttelettes, avec un échantillonneur positionné sous le vent à une distance connue par rapport au pulvérisateur. La grosseur des gouttelettes qui constituent la dérive, varie selon la technique d'application, les conditions météorologiques et la hauteur de pulvérisation. Seules les gouttelettes de moins de 100 μm de diamètre contribuent de façon significative à la dérive (Matthews et Hislop, 1993). Il est très complexe d'échantillonner des gouttelettes qui dérivent parce qu'elles ont une faible capacité de sédimentation, de dépôt et qu'une certaine proportion reste en suspension dans l'air. L'échantillonnage en vol des petites gouttelettes demande le plus grand soin d'autant plus qu'elles sont généralement présentes qu'en de très faibles concentrations. Dans plusieurs situations, il est important de connaître la quantité de dérive produite, par exemple : pour évaluer l'efficacité de différents systèmes de pulvérisation ou de techniques d'application (Parkin et Merritt, 1988).

Les types d'échantillonneurs sont nombreux, ils peuvent être naturels (sol, feuillage, herbe) ou artificiels. Les surfaces naturelles d'échantillonnage varient énormément. Le degré d'absorption varie selon l'état d'humidité, l'âge des feuilles (des feuilles âgées absorbent plus que de jeunes feuilles).

Les échantillonneurs artificiels ont des surfaces uniformes, des formes et des grandeurs variables et contrôlables. Ils peuvent être positionnés à l'endroit désiré, ont un taux d'absorption constant et se prêtent facilement à l'analyse. On peut classer en trois groupes les techniques de base pour l'échantillonnage de la dérive, soit les échantillonneurs statiques, rotatifs et par aspiration d'air (Matthews et Hislop, 1993). Un quatrième groupe existe, il s'agit d'échantillonneur qui sont principalement utilisés en laboratoire.

Les échantillonneurs statiques sont des échantillonneurs simples qui nécessitent peu d'équipement et qui peuvent être positionnés au sol ou au-dessus du sol à différentes hauteurs. Ils peuvent être utilisés pour l'échantillonnage du dépôt des gouttelettes au sol. On utilise des lames de microscope, des papiers filtres, des plats de pétri, des feuilles de Mylar™ et différents types de récipients (Matthews et Hislop, 1993). L'échantillonneur statique pour mesurer les gouttelettes en suspension doit être sélectionné avec soin puisque le principe d'échantillonnage fait appel à la collision entre les gouttelettes et l'échantillonneur. L'efficacité de cet échantillonneur est fonction de sa forme, de ses dimensions, de la vitesse du vent et de la grosseur des gouttelettes pulvérisées. Parkin et Merritt (1988) rapportent que l'efficacité d'un échantillonneur statique pour capter des gouttelettes dépend de sa taille. Ils observent pour un monofilament de 2 mm de diamètre, un taux d'efficacité de 77% et 55% pour des gouttelettes d'un diamètre de 50 à 20 μm respectivement et en présence d'un vent de 1 m/s. Alors que pour un échantillonneur de 20 mm de diamètre son efficacité n'est que de 25%. Gilbert et Bell (1988) rapportent que le taux d'efficacité pour un monofilament de 2 mm augmente lorsque la vitesse du vent augmente. Ils observent la même relation que Parkin et Merritt (1988), à savoir que pour une grosseur de monofilament donnée, le taux d'efficacité pour capter des gouttelettes diminue avec la diminution du diamètre des gouttelettes. Bache et Johnson (1992) présentent la théorie dérivant les mécanismes de l'impact d'une goutte sur un objet cylindrique sous l'effet d'un courant d'air. Cette théorie, confirmée de façon approximative par l'expérimentation, indique que l'efficacité d'interception des gouttes par un cylindre diminue avec le diamètre du cylindre et des gouttes et augmente avec la vitesse de l'air. Ce dernier résultat conduit naturellement au développement d'échantillonneurs rotatifs.

Les échantillonneurs rotatifs sont des échantillonneurs plus sophistiqués. Le concept du Rotorod™ consiste en une tige (capteur) en forme de "U" ou de "H" d'une longueur et d'une surface de contact connues (généralement entre 0.4 à 1.5 mm de diamètre) montée sur un moteur rotatif tournant à 2400 tours par minute. L'axe de rotation du moteur est vertical (Matthews et Hislop, 1993). Panneton et Thériault (1995) utilisent un modèle à axe rotatif horizontal avec des capteurs cylindriques de 1,6 mm de diamètre. Ces échantillonneurs doivent être orientés face au vent. Ce type d'échantillonneur mesure la concentration des gouttelettes en suspension durant un temps d'exposition donné. Le principe de ce type d'échantillonneur est simple. Plus la surface de contact de la tige (le capteur) tourne rapidement, plus le taux de dépôt sur la tige est élevé. Parkin et Merritt (1988) rapportent un taux d'efficacité de plus de 85% pour capter des gouttelettes de 10 µm avec le Rotorod™.

Les échantillonneurs par aspiration d'air consistent en une technique plus sophistiquée, qui permet de recueillir les gouttelettes et les aérosols. Elle demande beaucoup de manipulation des filtres de l'échantillonneur pour effectuer l'analyse. C'est un appareil qui aspire l'air par un orifice à un taux contrôlé et permet, avec un système de filtres en cascade, de capter les gouttelettes de différentes grosseurs, des plus grosses aux plus petites à mesure qu'elles avancent au travers des filtres. Le système en cascade permet de caractériser la dérive en fonction de la grosseur des gouttelettes, (Parkins et Merritt, 1988). Le même appareil peut avoir une double fonction, celle d'échantillonner les gouttelettes et d'échantillonner les vapeurs. Pour ce faire, l'appareil doit être équipé d'un filtre qui absorbe les vapeurs, contrairement aux filtres précédents sur lesquels les gouttelettes se déposent. Plusieurs études pour mesurer la dérive ont été réalisées en utilisant cette technique. Elle permet de mesurer à une distance connue de la source, la concentration de gouttelettes en suspension dans l'air, (Salyani et al., 1992; Fox et al., 1992). Elle est particulièrement utile dans les études de l'évaluation de l'exposition par voie respiratoire. Gilbert et Bell (1988) ont mesuré à 1,5 mètres du sol la concentration des gouttelettes à 8 mètres et à 50 mètres de la ligne de pulvérisation dans le but d'estimer les risques de l'inhalation de la dérive sur la santé.

Hadfiel (1984) décrit les conditions idéales pour les mesures de flux avec un système par aspiration isokinétique :

- l'axe de la sonde d'échantillonnage doit être parallèle au flux d'air durant l'échantillonnage;
- la vitesse du flux d'air qui pénètre dans la sonde doit être égale à la vitesse de l'air à l'extérieur de la sonde;
- la paroi de la sonde doit être très mince.

À cause de la variation naturelle de la vitesse et de l'orientation du vent, il devient difficile de répondre au deuxième critère. Pour contrer cet inconvénient, on utilise un appareil par aspiration d'air constant, à haut volume, qui permet de mesurer les concentrations. L'avantage principal de l'utilisation de ce type d'échantillonneur est sa grande efficacité pour capter les petites gouttelettes et la possibilité d'estimer la grosseur des gouttelettes recueillies. Les désavantages de cette technique sont les coûts élevés par échantillon et la complexité du traitement des échantillons (Matthews et Hislop, 1993). De plus, l'aspiration à haut volume est réservée à l'étude de la dérive loin de la source où le nuage est de grande dimension et les gradients de concentrations sont faibles.

Un autre groupe de techniques d'échantillonnage existe, il s'agit des échantillonneurs basés sur un système au laser et un système de radar optique (LIDAR). Le système au laser a été utilisé pour mesurer la dérive par Miller et al. (1989), et celui du radar optique a été expérimenté par Hoff et al. (1989). Les principales limites de ces méthodes sont le faible volume d'échantillonnage, les coûts élevés, la complexité des instruments et de la technique et le faible nombre de lectures possible. L'application pratique de ces techniques est principalement limitée aux tests de laboratoire (Matthews et Hislop, 1993).

On peut également classifier les méthodes d'échantillonnage selon l'utilisation prévue (voir tableau 1.3.) :

- échantillonneur de dépôt au sol;
- échantillonneur de vapeurs et de gouttelettes en suspension.

Tableau 1.3. Énumération des techniques les plus fréquemment utilisées

	<u>échantillonneurs statiques</u>	<u>échantillonneurs rotatifs</u>	<u>échantillonneurs par aspiration d'air</u>
<u>échantillonneurs de dépôt au sol</u>	-lame microscope -plat de pétri -feuille de Mylar™ -feuille de plastique -plaque d'acier inoxydable -bande de Téflon	-	-
<u>échantillonneur de vapeurs et de gouttelettes en suspension</u>	-monofilament de nylon -lame de microscope -film de caméra -cylindre placé à l'horizontale -ruban de papier gommé -tiges de longueur variable	-modèle à axe rotatif horizontal utilisant des tiges droites - Rotorod™ utilisant des tiges en "U" ou en "H"	-différents modèles d'échantillonneurs, avec ou sans système en cascade pour différencier la grosseur des gouttelettes. Avec ou sans filtre pour échantillonner les vapeurs. Marques de commerce différentes

1.2.3. Utilisation décrite dans la littérature

Il n'existe pratiquement pas d'étude de comparaison des différentes techniques d'échantillonnage. Il est complexe de faire une analyse comparative détaillée pour l'ensemble de ces techniques étant donné la diversité des types d'échantillonneurs, leurs fonctions, leurs emplacements sur le terrain, leurs hauteurs, les propriétés physico-chimiques du produit utilisé, les variations météorologiques, la grosseur des gouttelettes, le type de verger et la méthode de pulvérisation employée. L'utilisation complémentaire de plusieurs techniques durant la même étude peut être utile pour des raisons de coût, opérationnelles et d'efficacité.

Salyani et Cromwell (1992) ont utilisé conjointement un échantillon d'air à volume élevé et un échantillon statique (feuilles de Mylar™). Ils notent une plus grande résistance à la dégradation du traceur fluorescent sur le papier filtre de l'échantillonneur d'air par rapport aux feuilles de Mylar™. Ils observent également une variation plus marquée, pour une même distance, de la quantité de dérive déposée sur les feuilles de Mylar™ comparativement au filtre de papier. Ceci peut s'expliquer par la variation du vent qui influence la distance de dépôt. Les échantillonneurs d'air sont moins influencés par le vent puisqu'ils aspirent un volume d'air constant.

Fox et al. (1990a) utilisent complémentirement trois échantillons statiques (un au sol, soit une feuille de plastique 10x25 cm; et deux à des hauteurs et distances différentes, soit un récipient cylindrique avec l'ouverture placée à l'horizontale et une tige de deux mètres) et un échantillonneur d'air à volume élevé. Fox et al. (1990 b) réalisent le même type d'étude, cependant un autre type d'échantillonneur est ajouté, des lames de microscope. Ces lames se sont avérées plus efficaces lorsqu'elles étaient placées verticalement plutôt qu'horizontalement. Ils notent une plus grande efficacité de la tige à une distance de trois mètres du verger par rapport au récipient cylindrique et une efficacité similaire à des distances plus grandes.

MacCollom et al. (1985) évaluent la quantité de pesticides déposée au sol avec des plats de Pétri de 15 cm de diamètre ayant une bande de Teflon™ déposée à l'intérieur. Ils mesurent également les gouttelettes dans l'air avec un échantillonneur d'air. Marshall et al. (1991) ont utilisé des disques de cellulose (33 cm de diamètre) pour mesurer le dépôt de pesticide au sol. Ils ont également employé un échantillonneur d'air pour évaluer la quantité de gouttelettes dans l'air, le même appareil a servi pour l'échantillonnage de la dérive sous forme de vapeur. Riley et Wiesner (1989) ont quantifié la dérive suite à la pulvérisation de pesticide sur des pommiers de six mètres de hauteur. Ils ont mesuré la grosseur et le nombre de gouttelettes déposées au sol et en suspension dans l'air, en utilisant des plaques d'acier inoxydable, des rangées de filaments métalliques suspendus et un échantillonneur rotatif. Withney et Roth (1985) ont comparé deux techniques d'échantillonnage, soit une tige et du

ruban de papier gommé pour mesurer la quantité de traceur déposée. Ils notent une lecture plus élevée avec la tige par rapport au ruban.

Pour réaliser des études de mesure de dérive précises et efficaces, beaucoup de temps et d'argent sont nécessaires. Un large éventail de techniques et de méthodes d'échantillonnage de la dérive sont disponibles pour les travaux exécutés dans le verger. L'évaluation préalable des besoins de l'étude, la sélection d'une bonne technique, d'une bonne méthode d'échantillonnage et d'un traceur facilement manipulable sur le terrain et au laboratoire sont importants pour la bonne marche de l'étude.

2. REVUE DE LITTÉRATURE SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET TOXICOLOGIQUES DES ORGANOPHOSPHORÉS

Dans le cadre de ce projet d'étude, il a fallu identifier un ou des pesticides considérés comme potentiellement toxiques pour la santé. Parmi le vaste éventail de pesticides utilisés en pomiculture au Québec, la famille des organophosphorés (OP) a été retenue pour les fins de l'étude. Cette revue de littérature décrit les propriétés physico-chimiques et toxicologiques, les effets aigus et chroniques des pesticides utilisés et les différents avantages et inconvénients de la technique de suivi biologique utilisée. Cette revue aide à comprendre la démarche scientifique utilisée pour réaliser cette étude exploratoire sur les risques à la santé de l'utilisation des organophosphorés dans les vergers. Pour plus de détails, le lecteur peut consulter une revue de littérature plus exhaustive réalisée durant le projet par Carrier (1997).

2.1. Description des pesticides

Les pesticides incluent un large éventail de composés chimiques utilisés principalement en agriculture pour diminuer les pertes occasionnées par l'attaque d'organismes nuisibles. En dépit des bénéfices dérivés de leur utilisation, les pesticides peuvent avoir des effets non désirés sur l'environnement. La Loi du Québec sur les pesticides (1987) décrit le terme pesticide par :

“toute substance, matière ou micro-organisme destiné à contrôler, détruire, amoindrir, attirer ou repousser, directement ou indirectement, un organisme nuisible, nocif ou gênant pour l'être humain, la faune, la végétation, les récoltes ou les autres biens, ou destiné à servir de régulateur de croissance de la végétation, à l'exclusion d'un médicament ou d'un vaccin”.

On dénombre de façon générale sept grandes classes de pesticides (Kaloyanova et El Batawi, 1991) :

1- Les insecticides;
2- Les acaricides;

3- Les nématocides;
4- Les fongicides;

5- Les rodenticides

7- Les molluscides

6- Les herbicides;

Les composés organophosphorés (OP) sont utilisés comme pesticides et on les retrouve dans cinq classes de pesticides, soit : les insecticides, les nématocides, les fongicides, les rodenticides et les herbicides (Kaloyanova et El Batawi, 1991). Au Québec, 25 OP différents sont couramment utilisés. Parmi ces 25 OP mis en marché au Québec, seulement cinq ont une utilisation connue en pomiculture (Guide des traitements antiparasitaires, 1996). Lors de cette étude exploratoire, trois OP ont été utilisés par les pomiculteurs et il s'agit de : l'azynphos-méthyl, le méthidathion et le phosmet.

2.2. La structure chimique des composés organophosphorés

Les composés OP diffèrent beaucoup par leur structure chimique. Le détail de leur structure leur confère des propriétés physico-chimiques et toxicologiques propres à chacun. Cependant, ils ont tous en commun une structure chimique générale similaire. Cette structure se présente comme suit:

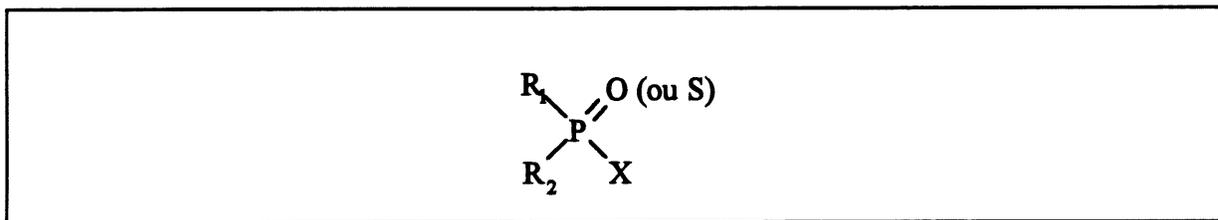


Figure 2.1. Structure chimique générale des composés OP

Sources : adaptée de Gallo et Lawryk (1991); WHO (1986)

Les groupements «R1 et R2» sont habituellement de simple groupe alkyl ou aryl (des groupements basiques). Le groupement «X» est un groupement acide qui est très distinct d'un composé à un autre. Les groupements «R1 et R2» et le groupement «X» peuvent être directement reliés au phosphore ou indirectement reliés via un atome d'oxygène «O» ou de

souffre «S». La structure chimique des trois composés utilisés (l'azynphos-méthyl, le méthidathion et le phosmet) durant l'étude est la suivante :

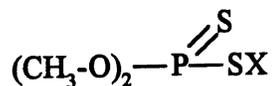


Figure 2.2. La structure chimique des trois composés utilisés

Sources : adaptée de Gallo et Lawryk (1991); Kaloyanova et El Batawi (1991)

2.3. La classification des composés organophosphorés

La grande quantité de composés OP rend difficile leur classification en fonction de leur structure chimique. Ils peuvent être classés selon la nature du groupement acide «X» relié au phosphore, de leurs structures moléculaires ou de leur action inhibitrice directe ou indirecte. La grande majorité des insecticides et acaricides de la famille des composés OP est regroupée dans une sous-catégorie dont les groupements «R1 et R2» sont identiques (méthoxy et éthoxy). Une très bonne description de la classification des composés OP est donnée dans Carrier (1997). Les trois composés utilisés lors de l'étude sont classés dans la famille des phosphorodithioates et ont des groupements «R1 et R2» identiques. Ils sont également considérés comme des inhibiteurs indirects de l'acétylcholinestérase puisqu'ils sont porteurs d'un groupement «P=S» et doivent subir une modification métabolique (oxydation) afin de pouvoir exercer une action sur cette enzyme (Gallo et Lawryk, 1991).

2.4. Le mécanisme d'action des composés organophosphorés

Les effets toxiques des composés OP découlent essentiellement de trois réactions biochimiques, il s'agit de (Kaloyanova et El Batawi, 1991) :

- l'inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase;

- l'inhibition de la «neuropathy target esterase» (NTE), responsable du développement de neuropathies retardées;
- relâchement de groupes alkyles attachés à l'atome de phosphore et conduisant à l'alkylation de macromolécule, dont l'ARN et l'ADN.

Le principal mécanisme d'action des composés OP est l'inhibition de l'activité des cholinestérases, principalement l'acétylcholinestérase (AChes). L'effet toxique est essentiellement le même pour les insectes et les mammifères (WHO, 1986; Derache, 1977). Il est à noter qu'un grand nombre d'enzymes, autres que les cholinestérases, sont phosphorylées par les composés OP, toutefois aucun effet clinique n'est rapporté (Gallo et Lawryk, 1991; Derache, 1977; Williams, 1970).

2.4.1. Inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase

Contrairement à la réaction impliquant l'enzyme et son substrat naturel, la réaction entre l'enzyme et un composé OP (à l'exception des phosphorylcholines) implique seulement le site estérasique de l'enzyme. L'existence d'un lien covalent entre l'atome de phosphore et le groupe hydroxyle du résidu sérine situé sur l'enzyme, permet à la fois la phosphorylation de l'enzyme et l'hydrolyse du composé OP. La phosphorylation de l'AChes empêche la création du lien covalent entre l'enzyme et son substrat naturel, empêchant par le fait même son hydrolyse et induisant des effets toxiques (Gallo et Lawryk, 1991; Derache, 1977; O'Brien, 1967). Les phosphorylcholines possèdent un ammonium quaternaire, donc seules ces molécules peuvent réaliser la double liaison avec l'enzyme (liaison ionique et liaison covalente). La réaction impliquée lors de l'hydrolyse de ce type de composé est similaire à la réaction produite par l'enzyme et son substrat naturel. Cette réaction empêche l'acétylcholine de former un lien avec l'AChes. En plus, l'action cholinomimétique directe de ce type de composés fait d'eux des composés très puissants.

2.4.2. Inhibition de la «neuropathy target esterase» (NTE)

Quelques types d'esters d'OP peuvent induire un syndrome de neuropathie retardée non médié par un mécanisme cholinergique. Ce syndrome est caractérisé par l'apparition d'effets cliniques une à trois semaines après le début d'une intoxication (la description des signes cliniques et des symptômes sera présentée à la section 2.6.). Ces effets cliniques sont le résultat de l'inhibition d'une enzyme du système nerveux appelée «neuropathy target esterase» (NTE). En fait, ce syndrome est une réponse chronique d'une intoxication aiguë très importante. Les gens atteints de ce syndrome sont ceux qui ont survécu à une intoxication aiguë (ex. : dans des cas de tentative de suicide). Ce sont des effets qui sont habituellement réversibles mais qui quelquefois peuvent durer plusieurs années (Kaloyanova et El Batawi, 1991; Gallo et Lawryk, 1991). Les trois composés utilisés durant l'étude ne sont pas reconnus pour induire ce type de neuropathie. Selon certains auteurs, une inhibition de l'activité de la NTE de 70-80% serait nécessaire pour induire des effets (WHO, 1986).

2.4.3. Alkylation de macromolécules

L'alkylation des macromolécules telles l'ADN et l'ARN induit des mécanismes de mutagenicité et d'oncogénicité. Il a été démontré chez l'animal que certains composés OP ont un potentiel mutagène et cancérigène (Quest et al., 1990; Ito et al., 1995; Dolara et al., 1994). Il a été rapporté par FAO/WHO (1992) que le méthidathion a un pouvoir carcinogène au niveau du foie des souris. Hasegawa et al. (1993) doutent que le phosmet a un certain pouvoir carcinogène. Toutefois, aucune étude épidémiologique n'a démontré que ces substances possédaient un potentiel cancérigène (capacité d'alkyler les macromolécules) (WHO, 1986).

2.4.4. La vitesse de phosphorylation de l'acétylcholinestérase

La vitesse de phosphorylation de l'enzyme est un élément important pour la détermination de la puissance d'un composé OP. L'action inhibitrice des composés OP est soit directe ou indirecte.

Les inhibiteurs directs (possédant un groupement «P=O») ne doivent subir aucune oxydation (désulfuration) avant de pouvoir exercer leur action sur l'ACHes (Gallo et Lawryk, 1991). De plus, la vitesse de phosphorylation est proportionnelle au caractère positif de l'atome de phosphore. Le groupement «P=O» est plus électrophile (qui attire les électrons) que le groupement «P=S», donc ces molécules interagiront plus rapidement avec l'enzyme. Le groupement acide «X» attaché à l'atome de phosphore influence grandement son caractère positif. Cela signifie donc que plus le groupement «X» a un caractère acide et plus la vitesse de phosphorylation de l'enzyme sera grande. Pour le même groupement acide, un composé OP réagira plus rapidement en fonction de la diminution de la taille de ses groupements «R₁ et R₂». Une molécule d'OP avec des groupements «méthoxy» réagira beaucoup plus rapidement avec l'ACHes que son analogue diéthylé (Gallo et Lawryk, 1991; Derache, 1977).

Les trois composés utilisés lors de l'étude (l'ázynphos-méthyl, le méthidathion et le phosmet) sont des phosphorodithioates, c'est-à-dire, qu'ils contiennent deux atomes de soufre, dont un est le groupement «P=S», ce qui fait d'eux des produits avec une vitesse de phosphorylation relativement lente s'ils sont comparés à certains produits avec le groupement «P=O» (ex. : le dichlorphos). Les trois composés utilisés possèdent tous des groupements «méthoxy».

2.4.5. L'hydrolyse de l'acétylcholinestérase phosphorylée

Après son inhibition par un composé OP, deux possibilités s'offrent à l'enzyme phosphorylée; soit qu'elle subisse une hydrolyse (réactivation spontanée), soit qu'elle subisse une désalkylation (vieillessement de l'enzyme) (Mason et al., 1993). Le taux d'hydrolyse (réactivation ou déphosphorylation) de l'enzyme dépend de la structure chimique du groupe phosphore attaché à l'enzyme. Cependant, tout comme dans la réaction de phosphorylation de l'enzyme, les groupements «R₁ et R₂» influencent le taux d'hydrolyse de l'enzyme (Gallo et Lawryk, 1991) et de vieillessement (Mason et al., 1993). Règle générale, le taux de réactivation de l'ACHes augmente avec la diminution de la taille des groupements «R₁ et R₂», ce qui confère aux composés diéthoxy une plus grande toxicité relative même s'ils inhibent l'ACHes

moins rapidement (Gallo et Lawryk, 1991; Weinbaun et al., 1995). Dans les deux cas (phosphorylation et déphosphorylation), la réaction impliquant un groupement isopropyl est beaucoup plus lente (O'Brien, 1967).

2.4.6. Recouvrement de l'activité de l'acétylcholinestérase

La durée des symptômes dépend du taux de recouvrement de l'activité de l'ACHes, mais celui-ci est modulé par quatre processus :

- réactivation spontanée de l'enzyme;
- le vieillissement de l'enzyme;
- la synthèse de nouvelles enzymes d'acétylcholinestérase;
- taux d'élimination du ou des composés OP.

Ces processus ne sont pas tous impliqués dans les mêmes proportions. Le taux de recouvrement varie selon les composés OP, les espèces animales touchées et selon le type de cholinestérase. Les processus de réactivation spontanée, de vieillissement et de la synthèse de nouvelles enzymes sont discutés dans cette section alors que le taux d'élimination sera discuté plus loin dans la section traitant du métabolisme des composés OP.

La réactivation spontanée (déphosphorylation) de l'enzyme phosphorylée est relativement lente (ex. : une période de 28 jours est nécessaire pour la réactivation de 45% de l'ACHes inhibée par le TEPP, à un pH de 7 et à 7°C) (O'Brien, 1967). Ce processus n'est pas toujours présent et lorsqu'il l'est, il correspond seulement à une faible proportion du retour à la normale de l'activité de ces enzymes. Il est présent seulement lorsque le temps nécessaire pour sa formation est inférieur au temps nécessaire pour la synthèse de nouvelles enzymes. Comme il est bien connu que pour la grande majorité des composés OP, le processus de synthèse de nouvelles enzymes est le principal responsable du recouvrement de l'activité des enzymes, on peut conclure que dans la plupart des cas, le temps du processus de réactivation spontanée est plus

grand que celui du processus de la synthèse. La réponse de la réactivation diminue avec le temps et les enzymes ont tendance à subir le processus de vieillissement.

Le vieillissement de l'enzyme phosphorylée conduit à la formation d'une enzyme inactive après que la réactivation soit rendue impossible (Gallo et Lawryk, 1991). En fait, la proportion de l'enzyme capable de se réactiver diminue de façon exponentielle avec le temps, à une température donnée. Le taux de réaction du processus de vieillissement augmente avec la température (Mason et al., 1993) et est dépendant de la nature du composé OP et de l'enzyme impliqués. Le taux de vieillissement est plus rapide pour des groupements isopropyls. Un composé diméthylé produira le vieillissement plus rapidement qu'un composé diéthylé (Gallo et Lawryk, 1991; Mason et al., 1993).

Normalement, la synthèse de nouvelles enzymes est un processus survenant rapidement après l'inhibition de l'ACHes et est la principale responsable du retour à la normale de l'activité enzymatique. Plus la proportion de l'enzyme phosphorylée incapable de se réactiver est grande, et plus le recouvrement de l'activité de la cholinestérase s'effectuera par la synthèse de nouvelles enzymes. Pour l'ACHes-Er, la synthèse s'effectue au niveau des cellules érythropoïétiques de la moelle osseuse. Le temps requis pour remplacer tous les globules rouges est de 100 à 120 jours (Kaloyanova et El Batawi, 1991; Gallo et Lawryk, 1991). Cette période représente le temps nécessaire pour ramener à la normale l'activité de l'ACHes-Er. La cholinestérase plasmatique est synthétisée par le foie et le temps de régénération de la totalité de cette enzyme est d'environ 30 jours, ce qui correspond à approximativement sept demi-vies de régénération. Ceci permet d'établir qu'un temps de demi-vie de régénération équivaut à environ 4,3 jours. Des études sur des rats permettent de conclure que l'ACHes des terminaisons nerveuses (ACHes-B) est synthétisée par le corps cellulaire des cellules nerveuses et transportée jusqu'à l'extrémité du neurone par l'axone (Gallo et Lawryk, 1991; Austin et James, 1970). Le temps de régénération de cette enzyme est également 30 jours mais une période de 24 heures doit être additionnée (temps requis à l'enzyme pour se rendre via l'axone jusqu'à l'extrémité du

neurone), ce qui équivaut à une demi-vie de régénération d'approximativement de 5,3 jours (4,3 plus 24 heures).

2.5. Le métabolisme des composés organophosphorés

2.5.1. L'absorption des composés organophosphorés

L'organisme peut absorber les composés OP par la voie cutanée, la voie respiratoire et par la voie orale. La voie cutanée est la plus importante route d'exposition professionnelle, (Wolfe et al., 1967; Durham et al., 1972; Davis et al., 1982; Shin et al., 1985). L'absorption par la voie digestive provient soit de l'absorption de pesticides en aérosols (difficilement quantifiable) ou de l'ingestion accidentelle (consommation d'aliments incorrectement traités ou récoltés avant la période de retrait) ou de l'ingestion volontaire (tentative de suicide). Ce type d'absorption peut être considéré comme négligeable. La voie respiratoire peut représenter une voie de pénétration assez importante si le composé a une pression de vapeur relativement élevée et/ou s'il est appliqué dans un espace confiné et mal aéré (Chester, 1993). L'absorption par inhalation est relativement rapide mais représente habituellement une faible proportion de l'exposition totale et peut souvent être négligée.

Tout en étant la principale voie d'absorption, l'absorption par la peau est relativement lente mais elle peut être très extensive car la majorité des composés sont lipophiliques. Cette absorption augmente également avec la liposolubilité des composés OP. Règle générale, plus la taille des groupements «R₁ et R₂» de la molécule d'OP est importante, plus l'absorption du composé est facile. Lors de la manipulation et de l'application de ces produits, l'absorption peut être considérablement réduite par le port d'équipements et de vêtements de protection appropriés. La quantité de produit qui pénètre la peau dépend de la quantité de produit qui entre en contact avec la peau, de son temps de contact et de son taux d'absorption par la peau (propriétés physico-chimiques du produit, autres produits dans le mélange, l'intégrité de la peau et la température) (Grandjean, 1990).

Le tableau suivant présente les données mesurées par Shin et al. (1985) sur le taux d'absorption du Demethon et du Parathion par les différentes voies d'absorption. Il indique clairement que la voie transcutanée représente la voie la plus importante. Une étude réalisée par Durham et al. (1972) indique que le taux d'absorption par la peau compte pour 87% de l'absorption totale.

Tableau 2.1. Proportion du Demethon et du Parathion absorbée selon les différentes voies d'absorption

Voies d'absorption	Proportion de ces OP absorbée (%)
Transcutanée	71
Respiratoire	8
Digestive	11
Autres	10

Source : adapté de Kaloyanova et El Batawi (1991)

2.5.2. La distribution et l'accumulation des composés organophosphorés dans l'organisme

La connaissance de la distribution de ces composés dans l'organisme aide à mieux comprendre la symptomatologie et la durée d'une intoxication, quoique la distribution de ces composés ne soit pas toujours associée aux signes cliniques. Le caractère liposoluble des composés OP leur confère la capacité de s'accumuler dans l'organisme. Ils ont tendance à s'accumuler surtout dans le foie, les tissus adipeux, les glandes salivaires et les reins. Ils s'accumulent aussi à un degré moindre dans le système nerveux central, les muscles, la moelle osseuse et autres (Gallo et Lawryk, 1991). Cette accumulation réduit le taux d'élimination. Ces différents tissus et organes peuvent servir de compartiments dans lesquels ces composés sont temporairement accumulés. Une fois accumulés, ces composés sont lentement relâchés et redistribués au niveau de la circulation où ils sont réactivés et métabolisés. Ainsi, les effets toxiques de ces composés sont prolongés (WHO, 1986).

2.5.3. Les réactions métaboliques

Toutes les espèces ont la capacité de métaboliser les composés OP, cependant les voies métaboliques empruntées et la vitesse de ce métabolisme varient d'une espèce à l'autre. Sauf quelques exceptions (réactions de désulfuration), ces réactions métaboliques ont pour effet de réduire la toxicité des composés OP. Le métabolisme des composés OP est habituellement rapide, mais le caractère liposoluble de ces composés leur confère la capacité de s'accumuler au niveau de différents organes ou tissus (Derache, 1967). Pendant une certaine période de temps ces molécules ne sont pas disponibles au métabolisme et retardent leur excrétion. C'est Williams (1959) qui suggère pour la première fois que le métabolisme des substances étrangères dans l'organisme vivant se déroule en deux phases. La phase I implique principalement, dans le cas des composés OP, des réactions d'oxydation, de réduction et d'hydrolyse. Elle a pour but d'introduire un groupement polaire dans la molécule. Les processus de détoxification de phase II sont beaucoup moins importants dans le métabolisme des OP. La phase II consiste principalement à des réactions de conjugaison (Hodgson et al., 1991). Ces réactions impliquent les produits de la phase I avec des molécules endogènes pour former un sous produit hydrosoluble, lequel sera excrété.

Les réactions de biotransformation pouvant survenir chez les composés OP, sont divisées en trois principaux types, soient les réactions d'oxydation, d'hydrolyse et de conjugaison. La plupart de ces réactions d'oxydation sont effectuées par le système du cytochrome P-450. La majorité des réactions d'hydrolyse est également catalysée par des enzymes, différente du système cytochrome P-450. Le produit formé lors de l'hydrolyse des composés OP est toujours un «alkylphosphate» (AP). Ces métabolites sont très peu toxiques et leur grande polarité font d'eux des produits facilement excrétables par les reins. Le dosage de ces métabolites est un outil de grande valeur pour déterminer la présence de composés OP dans l'organisme (voir section 2.7.). De rares réactions non-enzymatiques sont quelquefois impliquées dans le métabolisme des composés OP. Pouvant s'effectuer autant à l'extérieur qu'à l'intérieur de l'organisme, cette réaction est la principale responsable de l'instabilité chimique des composés

OP. En effet, les composés OP peuvent être métabolisés par des facteurs extérieurs comme la lumière du soleil, les rayons U.V. (WHO, 1986). De plus, la vitesse à laquelle s'effectue cette hydrolyse augmente avec la température. La présence d'un groupement «thiono» liée à la molécule de phosphore améliore beaucoup la stabilité chimique du produit. C'est l'une des raisons pour laquelle les phosphorothioates et les phosphorodithioates sont de plus en plus utilisés comme insecticides.

2.5.4. L'élimination des composés organophosphorés

La majorité des composés OP sont métabolisés au niveau du foie, mais également au niveau des intestins, des reins et des poumons. Leurs produits de dégradation sont principalement éliminés dans l'urine, une faible proportion est éliminée dans les fèces et au moment de l'expiration (WHO, 1986). Le caractère liposoluble des composés OP leur confère la capacité de s'accumuler au niveau de différents organes ou tissus (Derache, 1967). Pendant une certaine période de temps, ces molécules ne sont pas disponibles au métabolisme et cela retarde leur excrétion. Il est important de savoir si le ou les composés sont très ou peu bioaccumulables. Un composé bioaccumulable et ayant une longue demi-vie d'élimination sera lentement relâché et redistribué au niveau de la circulation où il sera réactivé. Ce mécanisme métabolique réduit le taux d'élimination, ainsi les effets toxiques de ces composés sont prolongés (WHO, 1986). En général, les composés peu bioaccumulables ont une demi-vie d'élimination de 24 heures (Kaloyanova et El Batawi, 1991; Gallo et Lawryk, 1991).

2.6. Description des effets pharmacologiques d'une intoxication aux composés organophosphorés

L'effet biochimique primaire associé avec la toxicité des insecticides organophosphorés est l'inhibition de l'acétylcholinestérase. La fonction normale de l'ACHes est d'hydrolyser l'acétylcholine (une neuro-hormone) libérée dans les fentes synaptiques des fibres cholinergiques en réponse d'un stimuli nerveux. Hors, cette inhibition permet l'accumulation de

l'acétylcholine dans les fentes synaptiques où elle est relâchée, ce qui interfère avec la transmission normale de l'influx nerveux. Cette accumulation permet au neurotransmetteur de stimuler répétitivement les récepteurs, induisant une excitation continue (paralysie rigide) jusqu'à épuisement du muscle (paralysie flasque). Cela peut produire une grande variété d'effets suite à une surstimulation des récepteurs. Ces effets sont d'intensité variable, de très faible jusqu'à la mort suite à une dépression du système respiratoire et/ou du système cardio-vasculaire. On peut également observer un bloc de la conduction nerveuse, lors d'une surstimulation des récepteurs, ou encore une diminution de leur réponse (désensibilisation) à l'acétylcholine lors d'un excès de celle-ci (Good et al., 1993). Les nombreux sites d'action de l'acétylcholine résultent en la présence d'une grande variété d'effets toxiques lors d'une intoxication aux composés OP.

Donc, on observe, au début d'une intoxication aux composés OP, une augmentation des manifestations des effets cholinergiques. Ces manifestations peuvent se produire suite aux stimulations de récepteurs appartenant au système nerveux autonome (SNA), aux jonctions neuro-musculaires des muscles squelettiques ou au niveau du système nerveux central (SNC).

2.6.1. Les effets aigus

Selon le site et l'intensité de l'inhibition, les manifestations des effets sont très variées. Les manifestations des effets correspondent aux sites régulés par l'acétylcholine et sont typiquement associées avec une diminution de 50% et plus du niveau d'activité de l'acétylcholinestérase. Elles sont également observées avec une diminution de plus faible degré, spécialement si la diminution est aiguë et rapide (Coye et al., 1986). Le tableau suivant présente les principaux symptômes et signes d'intoxication en fonction du degré de gravité de l'intoxication.

Tableau 2.2. Description des symptômes et des signes cliniques en fonction du degré de gravité de l'intoxication

Degré de gravité de l'intoxication		
Léger	Modéré	Sévère
Anorexie, céphalée, étourdissement, faiblesse, anxiété, inconfort sous sternal, tremblement de la langue et des paupières, myosis et diminution de l'acuité visuelle.	Nausée, salivation, crampes abdominales, vomissements, transpiration, bradycardie, fasciculations et faiblesse musculaire.	Diarrhée, pupille figée en tête d'épingle, difficulté respiratoire, oedème pulmonaire, cyanose, relâchement des sphincters, rigidité musculaire, convulsions, coma, bloc cardiaque. De l'hypoglycémie et une pancréatite aiguë ont déjà été observées.

Sources : adapté de Gallo et Lawryk (1991); WHO (1986)

Suite à une intoxication et dépendamment du composé, de la dose et de la voie d'exposition, tous ces effets peuvent se produire à différents moments dans le temps et selon différentes combinaisons, séquences et durée (WHO, 1986). L'intervalle entre l'intoxication et l'apparition des effets peut être aussi court que quelques minutes mais normalement c'est de l'ordre d'une à deux heures. Dans un cas où l'absorption est principalement par voie transcutanée, ce délai peut être plus long. Dans de très rares cas, l'intervalle excède 24 heures. Les effets de l'intoxication sont reliés au taux d'inhibition de la cholinérase, au taux de recouvrement de l'activité de l'ACHes et du taux auquel l'ester d'OP est hydrolysé et éliminé des tissus (Kaloyanova et El Batawi, 1991). Ces facteurs dépendent de la structure chimique du composé (propriété liposoluble, inhibiteur direct et indirect, etc.). Les signes au niveau des muscles striés (jonction neuro-musculaire) et au niveau du SNC sont la conséquence d'une stimulation des récepteurs suivie par une désensibilisation et/ou un bloc de la conduction nerveuse. Au niveau du SNC, les composés OP doivent d'abord traverser la barrière hémato-encéphalique. Plus le caractère liposoluble d'un composé OP est grand et plus ce composé a la capacité de traverser cette barrière (Gallo et Lawryk, 1991). Le tableau suivant résume les principaux symptômes et signes cliniques observés lors d'intoxication en fonction de l'organe ou du tissu affecté.

La majorité de ces effets sont réversibles lorsque l'acétylcholinestérase est inhibée à moins de 50%. On note de la nécrose des fibres musculaires suite à une stimulation prolongée par l'acétylcholine lors d'inhibition importante de l'ACHes (50% et plus) (Gallo et Lawryk, 1991). La mort survient lorsque l'ACHes-B (l'acétylcholinestérase des terminaisons nerveuses) est inhibée à 95% (O'Brien, 1967). La fièvre est parfois rapportée lors d'intoxication, mais ce symptôme est atypique. La durée des effets est variable et peut être d'un jour pour les effets locaux et jusqu'à deux à trois semaines pour les effets plus sévères (Kaloyanova et El Batawi, 1991).

Tableau 2.3. Description des symptômes et des signes cliniques en fonction des différents organes ou tissus

Sites d'action	Signes cliniques et symptômes
Yeux	- Larmoiement, myose, vision trouble, diminution de la pression intra-oculaire, hyperhémie de la conjonctive, douleur oculaire lors du focus
Système respiratoire	- Écoulement nasal, pression et légère douleur thoracique, bronchoconstriction, augmentation des sécrétions bronchiques, dyspnée, toux, oedème des poumons
Système urinaire	- Incontinence
Système gastro-intestinal	- Augmentation de la salivation, anorexie, vomissement, crampe abdominale, pyrosis, éructation, diarrhée, ténésme, incontinence
Glandes sudoripares	- Sudation
Muscles striés	- Fatigue, faiblesse, rigidité, crampe, fasciculation musculaire, paralysie, faiblesse des muscles respiratoires
Système nerveux central	- Étourdissement, tension, anxiété, tremblement, vertige, instable émotionnellement, insomnie, cauchemar, céphalée, apathie, dépression, somnolence, trouble de concentration, confusion, trouble du langage, ataxie, faiblesse généralisée, coma avec absence de réflexe, respiration Cheyne-Stokes, convulsions, dépression du centre cardio-vasculaire et respiratoire, diminution de la pression sanguine, dyspnée, cyanose
Système vasculaire	- Bradycardie, diminution de la force de contraction du coeur, arrêt cardiaque, paralysie du centre vasomoteur

Source : adapté de Kaloyanova et El Batawi (1991)

2.6.2. Les effets chroniques

Les intoxications chroniques sont rares puisque les composés OP sont en général peu accumulables. Il est particulièrement difficile d'évaluer les données concernant les intoxications chroniques, puisqu'il y a présence d'autres substances toxiques dans la composition du produit lui-même ou lors de son application. Les mêmes symptômes que lors d'une intoxication aiguë sont rencontrés, mais ils sont beaucoup moins prononcés (céphalée, étourdissement, insomnie, faiblesse, sudation, nausée, perte d'appétit, tremblement, nystagmus, etc.). Les études épidémiologiques rapportent le plus souvent des troubles hépatiques, rénaux, cutanés, cardiovasculaires, respiratoires, hématologiques, neurologiques, de comportements, immunologiques, endocriniens, oculaires et gastro-intestinaux (Kaloyanova et El Batawi, 1991; Gallo et Lawryk, 1991). Certains composés OP sont considérés comme possédant un potentiel cancérigène (discuté à la section 2.4.3.).

La plupart des effets chroniques sont le résultat d'absorption de faible quantité sur de longues périodes de temps, plusieurs mois à plusieurs années. L'intoxication aiguë n'est pas un pré-requis pour induire des effets chroniques. L'organisme a la capacité de s'adapter à un niveau d'acétylcholine, sans développer de symptôme, si l'inhibition de l'ACHes s'effectue lentement. Normalement, une inhibition de 85% de l'activité de l'ACHes-Er est nécessaire pour induire l'apparition des effets chroniques. Ce taux d'inhibition est plus important que lors d'une intoxication aiguë (environ 50% d'inhibition pour observer des effets).

Les effets chroniques induits au niveau du SNC sont de deux origines, soit qu'ils sont médiés par l'inhibition de l'ACHes (comprennent tous les effets neurologiques induits par les composés OP) soit, qu'ils sont médiés par des mécanismes non cholinergiques (discuté à la section 2.4.2.). Le syndrome de neuropathie retardée est caractérisé par des effets cliniques se produisant une à trois semaines après le début d'une intoxication. La manifestation de ces effets cliniques se nomme «l'axonopathie périphérique distale» (Kaloyanova et El Batawi, 1991). Les premiers symptômes sont souvent associés à des sensations de picotement et de brûlement de

l'extrémité des membres, suivis par de la faiblesse et de l'ataxie des jambes (Amy et Marion, 1993). Progressant vers la paralysie, ces effets peuvent également, dans des cas sévères, affecter les membres supérieurs. Peedicayil et al. (1991) rapportent des signes de neuropathie périphérique chez huit travailleurs exposés pendant plusieurs mois dans une usine de fabrication de pesticides (malathion, monocrotophos et diméthoate). Ils observent chez ces travailleurs des pertes de sensibilité des mains au touché, et chez deux de ces travailleurs, ils notent une diminution du réflexe patellaire.

2.7. Les mesures biologiques des organophosphorés

Deux types de méthodes sont utilisés pour mesurer l'exposition aux pesticides :

- la dosimétrie passive;
- les mesures biologiques.

La dosimétrie passive est une méthode dont les techniques de mesure permettent d'évaluer la quantité de pesticides potentiellement disponibles pour l'absorption (voie d'absorption cutanée et respiratoire). Elle ne permet pas de connaître la quantité de produits absorbée et les effets biologiques (McCurdy et al., 1994). C'est une méthode qui ne nécessite pas le prélèvement de fluides ou de tissus biologiques. De plus, cette méthode offre comme principal avantage de permettre d'identifier les contributions relatives de chaque voie d'absorption, ainsi que les contributions relatives de chaque partie du corps pour la voie d'absorption. Les connaissances fournies par cette méthode permettent d'établir et de recommander des mesures d'atténuation d'exposition et de prévention pour les individus susceptibles d'être exposés (ex. : les pomiculteurs) (Lunchick et al., 1989).

L'autre méthode, les mesures biologiques, permet de mesurer la concentration de pesticides, de métabolites ou le niveau d'activité de certaines enzymes (ex. : les cholinestérases) à partir de l'analyse de tissus ou de liquides biologiques. Cette méthode permet d'estimer la dose

absorbée. En effet, l'usage des fluides biologiques (le sang ou l'urine) permet d'estimer la dose d'OP absorbée, peu importe la voie d'absorption (Franklin et al., 1981; McCurdy et al., 1994). L'usage du sang et/ou de l'urine comme indicateur biologique est courant dans les études. Les mesures biologiques sont très utiles dans le diagnostic et le contrôle des intoxications aux OP. Elles sont également utilisées pour suivre l'exposition aux OP des individus susceptibles d'être exposés (ex. : les pomiculteurs, les gens vivant près des vergers, etc.) dans le but de prévenir leur intoxication. En plus, elles permettent de savoir si les mesures préventives existantes (port d'habit de protection, masque, gants, etc.) sont efficaces. Contrairement à la dosimétrie passive, ce type de mesure évite l'utilisation de test d'absorption avec des disques cutanés, les vêtements ou autres techniques de ce genre. Le suivi biologique est la façon la plus efficace pour évaluer le risque occupationnel (Aprea et al., 1994). Cependant, cette méthode n'offre pas l'avantage de distinguer la voie d'absorption principale pour un individu.

Un grand nombre de techniques sont utilisées pour effectuer le dosage biologique. Deux techniques sont le plus souvent utilisées et documentées dans la littérature, il s'agit de :

- la mesure de l'activité de l'acétylcholinestérase érythrocytaire (AChes-Er) et de l'activité de la cholinestérase plasmatique (Ches-P);
- le dosage des alkylphosphates (AP) dans l'urine.

L'objectif principal de l'étude étant le suivi biologique de l'exposition, seule la technique utilisée durant l'étude, c'est-à-dire le dosage des AP dans l'urine, sera abordée de façon plus détaillée. Un bref survol de la technique de mesure de l'activité de l'AChes-Er et de l'activité de la Ches-P sera fait. Une très bonne description de la technique de mesure de l'activité de l'AChes-Er et de l'activité de la Ches-P est donnée dans Carrier (1997). La dosimétrie passive n'est pas abordée puisqu'elle ne permet pas le suivi biologique de l'exposition.

2.7.1. Mesure de l'activité de l'acétylcholinestérase érythrocytaire et de l'activité de la cholinestérase plasmatique

La mesure de l'activité des Ches-P constitue un test très sensible pour indiquer une exposition à des composés OP. Toutefois, comme plusieurs facteurs peuvent induire une réduction de l'activité de cette enzyme, le test est peu spécifique. La mesure des AChes-Er est beaucoup plus spécifique d'une exposition avec ou sans intoxication car l'activité de cette enzyme reflète le degré d'inhibition de la cholinestérase synaptique et on ne connaît aucun autre facteur pouvant influencer cette enzyme ou son activité. De façon générale, il est toutefois recommandé d'effectuer les deux mesures car certains OP inhibent préférentiellement une ou l'autre des enzymes.

La mesure du niveau d'activité de ces deux enzymes est couramment utilisée dans le diagnostic d'une intoxication aux OP, pour le suivi biologique de l'exposition aux OP (principalement les expositions aiguës mais aussi pour les expositions chroniques) (Mason et al., 1993) et pour fournir de l'information sur le degré d'exposition (Copplestone, 1980). Le diagnostic d'une intoxication aux OP est facile à établir à l'aide de ces tests, car il existe une bonne corrélation entre le niveau d'activité de l'AChes-Er, de la Ches-P et l'importance des effets cholinergiques observés. Lorsque la dose-réponse de la molécule d'OP est connue, il est possible d'estimer un ordre de grandeur de la dose absorbée et suivre l'évolution du patient. Même en l'absence d'effets, ces tests peuvent être utiles pour détecter une exposition chronique, en mesurer l'importance et nous aider à prévenir les symptômes d'intoxication. Idéalement, l'interprétation devrait toujours être faite en considérant la variation à partir d'un taux de base individuel établi avant l'exposition car en plus d'une variation intra-individuelle (variation de $\pm 15\%$ au cours d'une journée), une très forte variation interindividuelle est généralement observée. Lorsque le taux de base n'est pas connu, il est pratique courante d'estimer le degré d'inhibition en calculant le ratio de la valeur mesurée pour la personne sur le point milieu de l'écart des valeurs normales propres au laboratoire (Wilson et al., 1997).

2.7.2. Les alkylphosphates urinaires

La mesure de ces métabolites dans l'urine est un important indicateur de l'exposition à des composés OP. Richter et al. (1992a) notent que la mesure des alkylphosphates (AP) dans l'urine est un indicateur plus sensible que la mesure du niveau d'activité des cholinestérases. Les alkylphosphates sont des produits non spécifiques du métabolisme de plusieurs esters phosphoriques dont les composés OP. La formation de ces métabolites non-toxiques permet l'élimination des composés OP par les reins. Ils peuvent être formés par l'une des trois réactions d'hydrolyse suivantes :

- hydrolyse par les A-estérases;
- hydrolyse par les B-estérases;
- hydrolyse non enzymatique.

L'hydrolyse par les A-estérases est plus importante et plus rapide qu'avec les B-estérases. Leur réaction avec les esters OP est identique. La différence se situe au niveau de la vitesse à laquelle l'enzyme phosphorylée est hydrolysée par l'eau. La proportion d'AP produit par les B-estérases est moins importante puisque une proportion de l'enzyme phosphorylée subit le phénomène de vieillissement, donc ne peut être métabolisée sous forme d'AP.

La proportion et le type d'AP formés varient d'un composé OP à l'autre. La majorité des métabolites des composés OP formés et excrétés de l'organisme sont des AP, sauf pour quelques exceptions telles le chlorpyrifos et le malathion. Le chlorpyrifos est rapidement hydrolysé et excrété principalement sous forme de 3,5,6-trichloro-2-pyrinol (Nolan et al., 1984), alors que le malathion forme principalement de l'acide mono- et dicarboxylique (Murphy et al., 1983).

Le dosage des AP dans l'urine est fait avant l'excrétion complète du produit absorbé et peut être affecté par l'état d'hydratation de l'individu. La standardisation avec la concentration de

créatinine urinaire et la mesure de l'excrétion totale sur une période de temps définie prévient les erreurs de mesures des AP.

2.7.3. La formation des alkylphosphates

Dans cette section, nous ne discuterons principalement que des alkylphosphates formés à partir de la catégorie des composés OP renfermant les trois insecticides utilisés durant l'étude. Ces composés OP possèdent des groupements «R1 et R2» méthoxy et éthoxy identiques, qui génèrent suite à leur hydrolyse principalement six types d'alkylphosphate (voir tableau 2.4.). Les dérivés diméthylés et les dérivés diéthylés des composés OP sont métabolisés en alkylphosphates dyméthylés et en alkylphosphates diéthylés respectivement (Aprea et al., 1996). Une étude réalisée par Kutz et Strassman (1969) indique la proportion dans laquelle on retrouve ces AP dans l'urine de la population (voir tableau 2.4.). Certains auteurs rapportent des proportions différentes (Aprea et al., 1996; Murphy et al., 1983; Nutley et Cocker, 1993).

Tableau 2.4. Alkylphosphates formés à partir des composés OP possédant des groupements méthyles/éthyles et proportion de ces AP retrouvés dans l'urine de la population exposée aux OP

Alkylphosphates		Proportion de ces AP retrouvés dans l'urine (selon étude de Kutz et Strassman, 1969)
Diméthylphosphate	(DMP)	76,7
Diéthylphosphate	(DEP)	94,0
Diméthylthiophosphate	(DMTP)	70,8
Diéthylthiophosphate	(DETP)	---
Diméthylldithiophosphate	(DMDTP)	38,2
Diéthylldithiophosphate	(DEDTP)	0,4
Monométhylphosphate		0,4

Sources: adapté de Drevenkar et al. (1991); Nutley et Cocker (1993); Murphy et al. (1983);

Aprea et al. (1996); Kaloyanova et El Batawi (1991); WHO (1986)

En connaissant la structure chimique d'un composé OP, il devient possible de prévoir quels AP seront formés. L'AP étant constitué de la structure chimique originale du composé OP auquel

l'hydrolyse a fait disparaître le substituant «X» avec ou sans l'atome «O ou S» situé entre le groupement «X» et le phosphore. Cependant, si un composé OP a subi une oxydation, perte de sa portion P=S en P=O, la structure chimique de l'AP portera un atome d'oxygène au lieu de l'atome de soufre original. Le tableau suivant indique les différents alkylphosphates générés à partir des divers composés OP (tableau 2.5.).

Tableau 2.5. Les alkylphosphates générés à partir des divers composés OP

Alkylphosphates formés	Principaux composés
Diméthylphosphate (DMP)	Azinphos-méthyl*, chlorpyrifos-méthyl, dichlorvos, dicrotophos, diméthoate*, diméthyl-parathion, fenchlorphos, malaoxon, malathion, mevinphos, phosphamidon, trichlorfon;
Diéthylphosphate (DEP)	Chlorpyrifos, demeton-oxon, dichlofenthion, disulfoton, diazinon-oxon, ethion, méthidation*, paraoxon, parathion, pyrophosphate, systox;
Diméthylthiophosphate (DMTP)	Azinphos-méthyl*, chlorpyrifos-méthyl, diméthoate*, fenitrothion, fenchlorphos, malathion, méthidation*, méthylparathion;
Diéthylthiophosphate (DETP)	Azinphos-méthyl*, chlorpyrifos, demeton, diazinon, disulfoton, ethion, fenchlorphos, parathion, phorate, systox;
Diméthylthiophosphate (DMDTP)	Azinphos-méthyl*, diméthoate*, malathion, méthidation*;
Diéthylthiophosphate (DEDTP)	Azinphos-méthyl*, disulfoton, ethion, phorate;
Monométhylphosphate	Malathion

* OP utilisés en pomiculture au Québec

Sources : adapté de Lauwerys et Hoet (1993); Drevenkar et al. (1991); Franklin et al. (1981);

Nutley et Cocker (1993); Aprea et al. (1994)

2.7.4. L'utilisation des alkylphosphates comme indicateur biologique de l'exposition aux organophosphorés

Le suivi biologique des AP pour mesurer l'exposition aux OP offre plusieurs avantages. Lorsque les propriétés pharmacocinétiques de l'OP utilisé sont connues, il peut être possible d'évaluer la charge corporelle en OP à partir de la mesure de ces métabolites (Carrier et Brunet, 1999). Par ailleurs, lorsque le niveau d'inhibition des cholinestérases correspondant à une charge corporelle est connu, il peut être possible d'évaluer le niveau de risque lié à l'exposition. Deuxièmement, c'est un test non invasif (dosage à partir de l'urine) donc élimine certains problèmes d'éthique rencontrés lors de la collecte d'échantillons sanguins. De plus, c'est un indicateur très sensible et spécifique de l'exposition aux OP (Gallo et Lawryk, 1991; Maroni et al., 1986; Davies et al., 1978). Une faible exposition à des composés OP sera détectée lors du dosage de ces métabolites urinaires même à des niveaux n'induisant aucune diminution de l'activité de l'ACHes-Er et de la Ches-P (McCurdy et al., 1994; Maroni et al., 1986). Également, une exposition chronique à des faibles doses sera détectée avec l'évaluation de ces métabolites même en l'absence d'une diminution de la cholinestérase, de signes et de symptômes d'intoxication. À des niveaux induisant une baisse de l'activité de l'ACHes-Er, la quantité d'AP dans l'urine est bien corrélée avec l'ACHes-Er dans un temps relativement court après l'exposition, ce qui en fait une excellente méthode d'évaluation lors d'exposition aiguë. Les résultats de Richter et al. (1992a) indiquent une corrélation entre les mesures des AP et les effets toxiques des composés OP. L'étude menée par Drevenkar et al. (1991) démontre très peu de corrélation entre les mesures des métabolites urinaires et la mesure de l'inhibition de l'activité de la cholinestérase du sérum. Malgré que les mesures des métabolites urinaires soient plus sensibles pour mesurer l'absorption des OP, ils suggèrent que ces deux paramètres soient mesurés. Nutley et Cocker (1993) ont démontré eux aussi que le suivi des métabolites urinaires est plus sensible pour mesurer l'exposition aux composés OP et qu'il y a très peu de corrélation entre ces mesures et les mesures de l'ACHes-Er et de la Ches-P.

Il existe une bonne corrélation entre la quantité de métabolites excrétés dans l'urine et la charge corporelle de pesticides absorbés (Franklin et al., 1981; Franklin, 1986). La mesure de ces métabolites peut également servir de base de comparaison de l'exposition de la population. Lors d'une étude, il est utile de connaître le «bruit de fond» (quantité d'AP mesurée avant une exposition définie) afin d'éviter de produire des erreurs expérimentales n'étant pas liées au problème examiné. En effet, la quantité d'AP mesurée peut être influencée par des sources d'exposition aux OP autres que celles visées par l'étude (contamination omniprésente dans la nourriture, l'air, les poussières contaminées, etc.).

Le type d'AP mesuré informe seulement sur quels groupes de composés OP le sujet fut exposé et non pas sur le ou les composés eux-mêmes. Le tableau 2.12. montre bien que plusieurs composés peuvent former le même type d'AP. Ceci peut présenter une limitation pour l'utilisation du dosage des AP pour le suivi clinique. En effet, l'augmentation des AP dans l'urine est très peu corrélée avec les symptômes d'intoxication. On pourrait avoir des valeurs relativement grandes d'AP urinaire et très peu de symptômes suite à une forte exposition avec un OP très peu toxique. Au contraire, on pourrait avoir des valeurs relativement basses d'AP urinaire et la présence de symptômes suite à une faible exposition à un OP relativement toxique. Cette faible corrélation est due au fait que les AP ont une demi-vie d'élimination relativement courte, environ 24 heures (Drainera et al., 1991; McCurdy et al., 1994) par rapport au temps requis pour que le niveau d'activité de l'acétylcholinestérase dépasse un seuil de 50% (niveau auquel les OP n'induisent plus d'effet toxique sur l'organisme). Cela s'explique par le fait qu'après approximativement 48 heures, il y a 75% des AP (provenant d'OP absorbés rapidement, par inhalation ou par voie orale) qui sont éliminés alors que ça prend 5,3 à 9,6 jours (une à deux demi-vies de synthèse de nouvelles enzymes), pour ramener le niveau d'activité de l'acétylcholinestérase à un seuil de 50%, et ne plus observer de symptôme. Ritcher et al. (1992) rapportent une corrélation entre le niveau des AP urinaires et la gravité des signes cliniques et des symptômes observés pendant les deux premières demi-vies d'élimination des AP. La demi-vie d'élimination est plus longue si les OP ont été absorbés par la peau (absorption plus lente).

Un autre désavantage de l'utilisation du dosage des alkylphosphates est lié à la difficulté d'analyse. Ces métabolites sont très hydrosolubles et ionisés dans l'urine, donc exigent des procédures d'extraction et d'analyses complexes (Weisskopf et Seiber, 1989).

2.7.5. Dosage des alkylphosphates (AP) urinaires

La collecte de l'urine doit, idéalement, être recueillie sur une période de 24 heures (Drevenkar et al., 1991). Elle fournit des résultats plus fiables que des échantillons ponctuels. Elle doit débuter avec la première urine suivant le début de l'exposition (dans le cas d'étude avec les travailleurs, le début de l'exposition correspond au début du travail) et doit se compléter avec la première urine du lendemain avant de recommencer le travail (l'exposition). Franklin et al. (1981) ont observé une très forte corrélation entre les AP excrétés dans l'urine de 48 heures et la quantité de produit actif pulvérisé. Ils rapportent que la collecte de l'urine doit être d'un minimum de 48 heures lorsque l'on veut estimer l'absorption totale des OP par la peau.

Il est recommandé d'échantillonner l'urine jusqu'à l'élimination complète des métabolites mesurés. Mais en pratique, l'échantillonnage se fait jusqu'à ce qu'une proportion de 40 à 75% des métabolites soient éliminés. Comme la demi-vie d'élimination de la majorité des composés OP est de 24 heures, il faut échantillonner durant 48 heures ou deux demi-vies (correspond à une proportion de 75% d'élimination des métabolites) après l'absorption complète d'une dose unique. Ceci est vrai dans des cas d'absorption rapide (intraveineux ou par inhalation) mais comme la voie d'absorption principale est la peau (absorption relativement lente), l'échantillonnage de l'urine sur 48 heures ne permet pas de mesurer la majorité des AP excrétés. On observe lors d'études que lorsque les composés OP sont absorbés par la peau, la deuxième journée post-exposition correspond à la journée où la plus grande quantité d'AP est mesurée (Drevenkar et al., 1991). Dans ce cas, l'utilisation de modèle toxicocinétique d'élimination des composés OP permet de modéliser l'excrétion totale des AP.

Lors d'études effectuées avec des enfants, il est pratiquement impossible d'obtenir des collectes urinaires de 24 heures. Le recours à des collectes ponctuelles avec une fréquence d'échantillonnage connue et établie selon un protocole d'étude permet l'estimation de l'exposition. Cependant, cela nécessite une très bonne connaissance de la cinétique du composé OP utilisé et une bonne précision du temps écoulé entre l'exposition et la miction. L'élimination des composés OP de l'organisme étant indépendant du débit urinaire et que celui-ci étant variable d'un moment à l'autre chez un même individu, et d'un individu à un autre, les valeurs des concentrations des AP doivent être corrigées. Le dosage des AP à partir des collectes urinaires ponctuelles oblige à corriger les valeurs des AP pour des débits urinaires variables (i.e. tout ramener à un dénominateur commun). Le facteur de correction proposé par plusieurs auteurs est la créatinine. En effet, elle est facilement mesurable et dans un état physiologique normal, la créatinine subit une élimination rénale principalement par filtration glomérulaire donc tout à fait indépendante du débit urinaire. La mesure de AP effectuée à partir de prélèvements ponctuels d'urine, s'exprime en nombre de molécules (nmoles, mmoles) ou en poids de ces molécules (ng, mg) pour une quantité donnée de créatinine (mg, g) (Aprea et al., 1996; Drevenkar et al., 1991). Donc, la standardisation des concentrations des AP mesurées avec les concentrations de créatinine permet d'estimer la dose d'exposition sur la base d'une mesure ponctuelle tout en diminuant les possibilités d'erreurs dues à l'état d'hydratation de l'individu.

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. Présentation du protocole de recherches sur les mesures de la dérive aérienne de pesticides en verger

Ce volet de mesure de la dérive aérienne de pesticides s'inscrit dans un projet plus vaste visant à déterminer, en contexte québécois, les risques pour la santé liés à l'exposition suite à la dérive, des personnes vivant à proximité des vergers de pommiers. Dans cette perspective, le protocole mis en place ici vise à documenter la variabilité dans la quantité de dérive en fonction des conditions micrométéorologiques et des paramètres de pulvérisation. Ce volet de mesure de la dérive aérienne a été développé dans le but de venir en appui aux mesures d'exposition et aux dosages biologiques. Les résultats obtenus contribuent à faire une meilleure interprétation des données recueillies. L'approche retenue est de comparer la dérive d'une pulvérisation de référence à celle obtenue dans un scénario réaliste de pire cas. Les paramètres de pulvérisation utilisés par l'ensemble des producteurs participant à l'étude, servent à établir les paramètres de pulvérisation de référence. En tenant compte de la pire situation, les risques d'exposition et d'effets sur la santé peuvent être estimés de façon plus précise et les recommandations d'atténuation du risque (ou gestion du risque) peuvent être plus efficaces et justifiées. Ce volet de dérive aérienne s'est déroulé à l'automne 1996 et fut réalisé par le Centre de recherche et de développement en horticulture d'Agriculture et Agroalimentaire Canada.

L'ajustement du protocole expérimental pour un site pomicole a demandé beaucoup d'effort. Des contraintes ont retardé le démarrage de ce volet de sorte que seules des données préliminaires obtenues pour la pulvérisation de référence ont pu être saisies. Ces données ont été prises tard à l'automne alors que la densité du feuillage est passée d'environ 70 % à 20 % (100 % correspond au plein feuillage d'été).

3.1.1. Description du site expérimental

Le site expérimental est situé dans la région de Dunham. Il constitue une parcelle du verger d'un producteur (voir figure 3.1.). Ce site, en plus de servir à l'expérimentation, représente une situation réelle d'un verger du Québec. Le site expérimental est constitué de pommiers homogènes de cultivar JerseyMac sur porte-greffes MM106. Les pommiers sont d'âge mature (19 ans), mesurent de 3 à 3,5 mètres de haut et sont entraînés selon la méthode "cône plein vent". Le bloc comporte cinq rangs de 200 m de long. L'espacement entre les rangs est de 6,1 mètres et celui entre les pommiers d'un même rang est de 4,57 mètres. On ne retrouve aucun obstacle du côté ouest ou du côté est qui empêche la circulation de l'air. L'espace pour circuler entre les rangs est de deux mètres et il est d'environ 30 cm entre les pommiers d'un même rang. L'orientation des rangs par rapport au Nord forme un angle de 32 degrés. Ce terrain offre une pente naturelle de 7 % perpendiculaire au rang et descendante vers le chemin public.

La densité du feuillage, qui représente un frein à la dérive, varie énormément au cours de la saison de traitement. Les premières applications de pesticides ont lieu au stade de débourrement où la première petite feuille, qui est de la grosseur de la pointe d'un stylo, fait son apparition. Le développement du feuillage se fait à partir de ce stade (environ le 20 avril) jusqu'au mois d'août. Pour les fins du rapport, nous avons posé que la densité de feuillage au stade de débourrement est de 0% et que l'aoûtement (i.e. lorsque la pousse annuelle est terminée) correspond à une densité de 100%. La densité diminue ensuite avec la chute des feuilles qui débute vers la fin de septembre pour les variétés d'été. Lors des premiers essais préliminaires (9 octobre 1997), la densité du feuillage était de 60 % à 80 %, tandis que pour les essais enregistrés qui servent aux analyses (24, 25 et 26 octobre), elle était entre 10% et 30%. Il faut noter que cette densité varie en fonction du cultivar, du porte-greffe, de la région, de l'âge et de plusieurs autres facteurs.

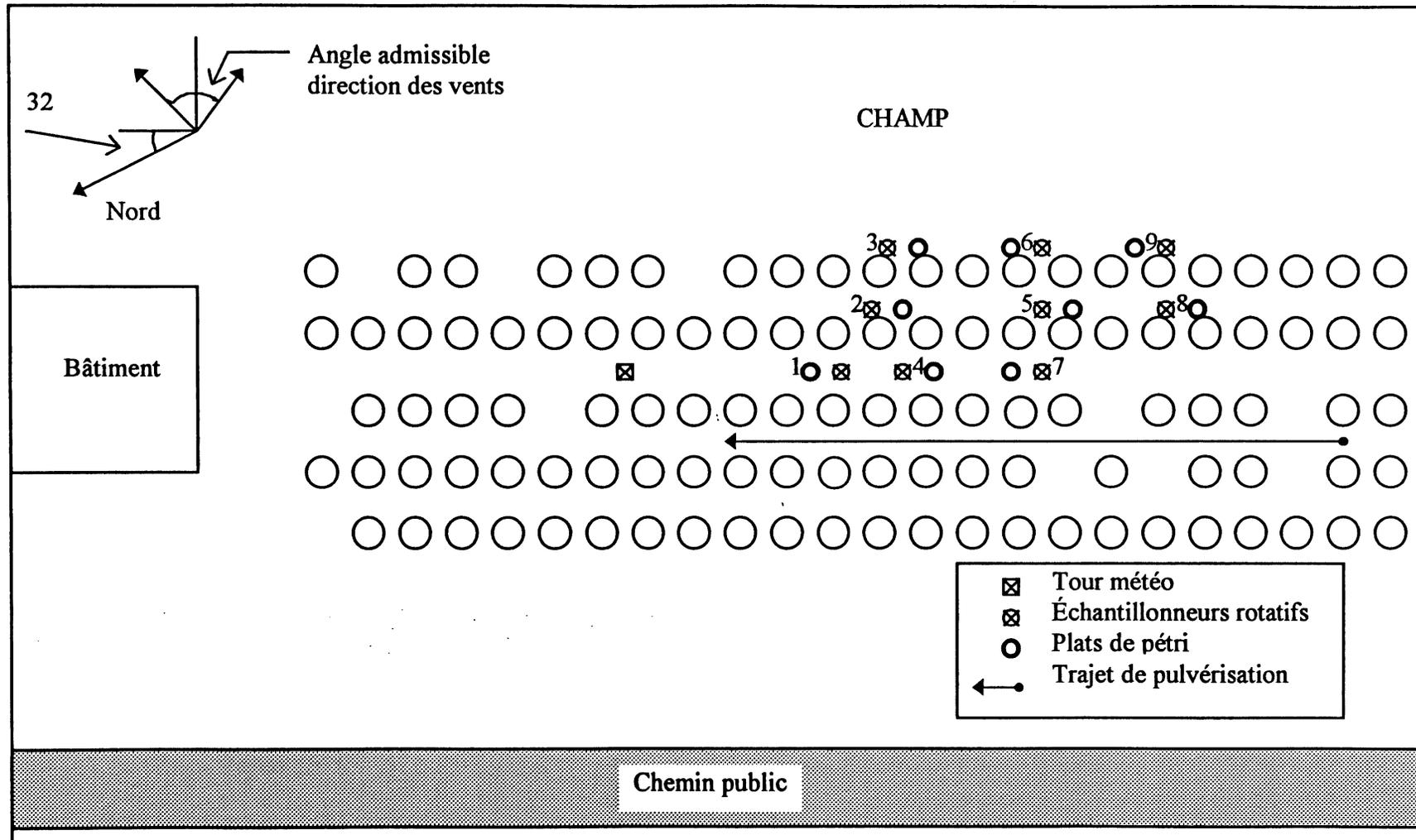


Figure 3.1. Schéma du site expérimental à Dunham (Ferme Au Pic enr.)

Source : tirée de Panneton et al. (1997)

3.1.2. Méthode d'évaluation des retombées et de la dérive aérienne

La méthode utilisée pour évaluer la portée des pesticides a été développée dans le cadre de recherches antérieures (Panneton et Thériault, 1995). La méthode consiste à pulvériser un traceur fluorométrique (en remplacement des pesticides) que l'on capte à l'aide d'échantillonneurs (au sol et aériens) installés à des endroits spécifiques dans la parcelle. Le traceur fluorescent (Blancophor BA™ 80%) est dilué dans l'eau à une concentration de 3 % (V/v). L'eau comprise dans les gouttelettes captées sur les échantillonneurs s'évapore et seul le traceur demeure. En laboratoire, les échantillonneurs sont rincés avec un volume connu de méthanol pour dissoudre les pigments du traceur. Ce mélange (traceur et méthanol) est analysé à l'aide d'un fluorimètre (Perkin Elmer, LS-5). La réponse obtenue est comparée à la courbe d'étalonnage établie auparavant avec différentes concentrations connues de traceur dilué dans le méthanol.

3.1.3. Description des équipements utilisés

L'unité de pulvérisation utilisée pour les traitements est un pulvérisateur à jets portés de marque NOBILI (modèle 90-1500T, série 2000). L'éventail de pulvérisation a un diamètre de 90 cm et déplace un volume d'air de 40 000 m³/h pour une vitesse de 38 m/s à la sortie au niveau des buses. On utilise cinq buses à turbulence (Spraying Systems Co.) de chaque côté du pulvérisateur. Le tracteur est un modèle FORD 4610, opéré à 1800 RPM. La vitesse d'avancement est de 5,3 km/h, obtenue avec le quatrième rapport de vitesse en position tortue.

Des données météorologiques ont été enregistrées durant l'expérimentation. Une tour érigée dans le milieu de la parcelle (voir figure 3.1.) permet de fixer trois anémomètres (Young) et un système d'acquisition de données (21X-Campbell Scientific). Les trois anémomètres fournissent les données de vitesse et de direction du vent à trois hauteurs différentes : deux, quatre et huit mètres au-dessus du sol et sont enregistrées par le système d'acquisition une fois par seconde. Les données sur la

turbulence et la stabilité atmosphérique sont recueillies par le système d'acquisition. Les données d'humidité relative et de température ont été fournies par une station météorologique d'Environnement Canada située sur la ferme expérimentale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Frelisghburg (environ 15 km du site expérimental).

On utilise deux types d'échantillonneurs pour évaluer les retombées de la dérive aérienne. Ils sont situés à des endroits spécifiques dans la parcelle de verger. L'emplacement des échantillonneurs est indiqué sur la figure 3.1.. On retrouve trois sites d'échantillonnage pour chacune des trois allées situées du côté est de la trajectoire de pulvérisation. Les échantillonneurs placés à l'extérieur de la parcelle (troisième allée) permettent de mesurer l'effet de bordure.

Le premier type d'échantillonneur utilisé est un plat de pétri en verre de 9 cm de diamètre. Ce plat est déposé sur le sol à un endroit bien précis. Il reçoit les gouttelettes qui tombent au sol par gravité et permet donc d'évaluer la quantité de bouillie (ml/m^2) se retrouvant au sol à des distances précises du pulvérisateur. Le deuxième type est un échantillonneur rotatif (Panneton et Thériault, 1995). Il permet de mesurer le volume de bouillie sous forme de gouttelettes qui passent à l'endroit où se trouve l'échantillonneur. Il est constitué d'une tige métallique d'une longueur de 13 cm et d'un diamètre de 1,6 mm, fixée perpendiculairement à l'arbre d'un moteur électrique. Dans cette étude, il est installé à 1,42 mètres du sol. La zone d'échantillonnage se situe aux extrémités de la tige. On rejette toutefois 2 mm à chaque extrémité pour éviter que des effets de bout (accumulation excessive) viennent biaiser la mesure. La zone d'échantillonnage utilisée est le segment de tige situé entre 20 et 63 mm mesuré à partir de l'axe de rotation (voir figure 3.2.). L'échantillonneur est orienté de sorte que la direction du vent soit approximativement parallèle à l'axe du moteur. Ce type d'échantillonneur (principe de "tige rotative"), permet de capter les gouttelettes très fines en suspension qu'il serait impossible de capturer avec un échantillonneur statique. En effet, les très petites gouttelettes véhiculées dans un courant d'air ont tendance à suivre la direction du jet d'air et donc de contourner les obstacles plutôt que de s'abattre sur eux. L'efficacité théorique des échantillonneurs a été calculée (voir figure 3.3.). Pour une vitesse de rotation d'environ 2400 rpm +/- 20 rpm la vitesse relative de la tige dans l'air va de 5 à 15,8 m/s. Pour cette plage de vitesse, on

peut démontrer qu'une approximation linéaire de la courbe d'efficacité d'interception introduit une erreur de moins de 5%. L'efficacité d'interception moyenne pour un diamètre de gouttes donné est donc approximativement égale à l'efficacité lue à une vitesse relative de 10,4 m/s. Pour des gouttes de diamètre supérieur à 25 μm , l'efficacité est supérieure à 80% alors qu'elle est de 77% et 52% pour des gouttes de 20 et 10 μm respectivement. Pour un échantillonneur statique (pas de rotation) de même dimension, la vitesse relative est alors la vitesse du vent. Pour un vent de 5 m/s ou moins, l'efficacité baisse considérablement.

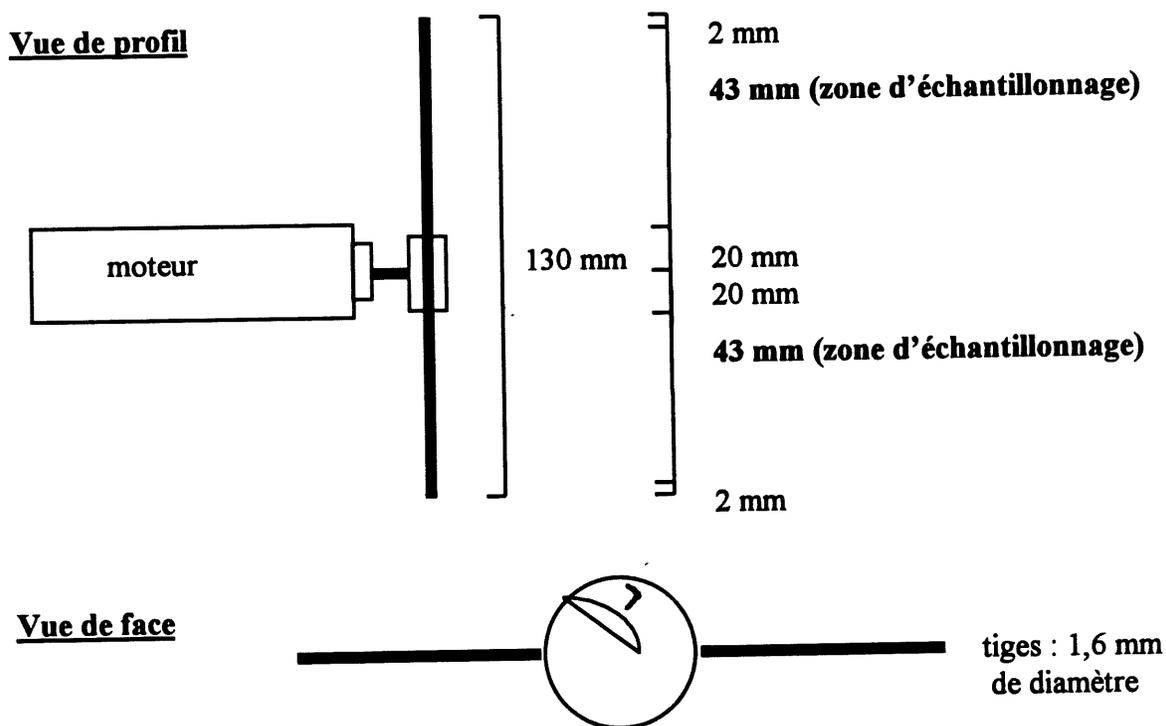


Figure 3.2. Schéma de l'échantillonneur rotatif

Source : adaptée de Panneton et Thériault (1995)

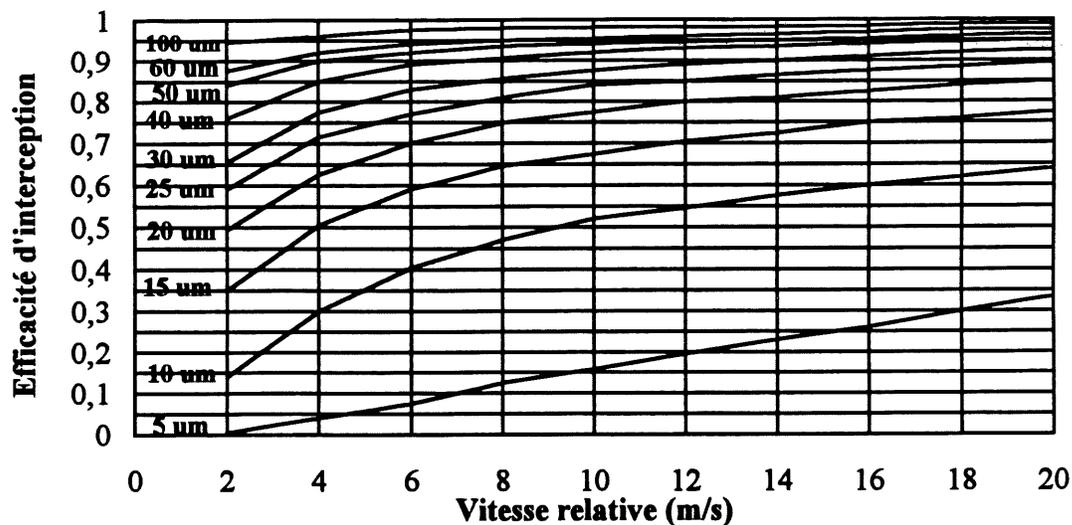


Figure 3.3. Efficacité théorique de la précision de l'échantillonneur aérien en fonction de la vitesse du vent et du diamètre des gouttelettes (μm)

Source : tirée de Panneton et al. (1997)

3.1.4. Calibration du pulvérisateur

Le taux d'application de pesticides utilisé chez les producteurs de pommes au Québec diffère d'un pomiculteur à l'autre et varie en fonction du type de pulvérisateur et de la dimension des arbres à traiter. Ces taux sont de l'ordre de 150 à 600 L/ha. De plus, certains traitements tels l'application de miticide, d'huile de dormance au printemps ou autres, demandent des taux d'application de bouillie plus élevés, soit environ 1000 L/ha. L'avantage lié à l'utilisation de taux réduits d'application est la diminution du transport d'importants volumes d'eau.

Un relevé du type d'équipement utilisé par les huit producteurs participant à la campagne de mesure a été fait au moment où ces producteurs effectuaient des pulvérisations. À partir de ce relevé, il a été possible de déterminer une application de référence. Une technique et un équipement similaire ont été utilisés lors des essais préliminaires. Le premier essai préliminaire fut effectué à un taux moyen de 357 L/ha à l'aide de buses et de pressions d'opération

semblables à celles utilisées dans les champs par les producteurs. Les résultats ont démontré une saturation des appareils d'échantillonnage. Le compromis fut de conserver le même patron de distribution des gouttelettes, en conservant les mêmes grosseurs de gouttelettes, mais en diminuant leur nombre. Un choix judicieux de buses et de pression nous a permis de fixer le nouveau taux d'application à 97 L/ha. On retrouve trois buses D-13 (position 1,3 et 5) et deux D2-23 (position 2 et 4) de chaque côté, pour un total de dix buses. La position 1 est la buse du bas et la 5 celle du haut du pulvérisateur. Les deux côtés sont symétriques. Avec une pression d'opération de 690 kPa (100 psig), le débit total aux buses est de 5,15 L/min. Un second test préliminaire a démontré que cette partie du protocole expérimental est au point.

3.1.5. Protocole expérimental au champ

Pour pouvoir effectuer les essais au champ, certaines conditions météorologiques doivent être présentes (favorables). La direction du vent, comme l'indique la figure 3.1., doit se situer à l'intérieur de l'angle admissible, soit 30 degrés de part et d'autre de la perpendiculaire aux rangs. Le sens du vent est indiqué par la droite provenant de l'Ouest-Nord-Ouest, c'est-à-dire, qu'il doit provenir du chemin public et se diriger vers le verger. De plus, la vitesse du vent à deux mètres de hauteur ne doit pas excéder six m/s.

L'enregistrement par le système d'acquisition de données des vitesses et directions des vents débute 15 minutes avant les traitements et se termine 15 minutes après le dernier traitement. Pour pallier aux variations soudaines des conditions météorologiques, on procède à l'addition de traitements. Cela signifie que pour que les résultats d'analyses soient représentatifs de la vitesse et de la direction moyenne des vents, on procède à cinq traitements successifs avant de retirer les échantillonneurs. De cette manière, on diminue la probabilité que les résultats dépendent de traitements réalisés lorsque la vitesse des vents est momentanément différente de la vitesse moyenne enregistrée.

La trajectoire de l'unité de pulvérisation est indiquée sur la figure 3.1.. L'ouverture des jets se fait au début du cercle noir et la fermeture au bout de la flèche noire. Tous les traitements se

font dans le même sens et suivant la même trajectoire. Après le dernier traitement, les échantillonneurs sont récupérés, gardés dans l'obscurité et envoyés au laboratoire pour être analysés dans les 36 heures suivant le traitement, afin de s'assurer qu'il n'y ait pas dégradation des pigments de traceur présents sur les échantillonneurs.

3.2. Présentation du protocole de recherches sur les mesures du dosage biologique et les mesures environnementales

Ce volet de mesures a été réalisé à partir de deux protocoles, lesquels ont été élaborés en partie par l'auteur. Un premier pour le prélèvement des échantillons d'urine et un second protocole pour les analyses des concentrations de pesticides dans l'air et au sol. Ces deux protocoles sont étroitement liés puisqu'ils ont été réalisés au même moment et chez les mêmes producteurs. Toutefois, les mesures environnementales n'ont pas été effectuées chez tous les producteurs participants. La participation de deux groupes a été nécessaire pour la réalisation de ces protocoles. La première équipe était constituée de plusieurs intervenants du domaine de la santé (Régie régionale de la santé et des services sociaux et par le Centre de Toxicologie du Québec). Le deuxième protocole a été réalisé par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'alimentation du Québec et Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Cette étude exploratoire vise à estimer l'exposition aux organophosphorés et le risque à la santé pour la population limitrophe aux vergers et pour les producteurs. Le premier protocole mis en place vise à quantifier les alkylphosphates (métabolites urinaires de la dégradation des organophosphorés) afin de pouvoir estimer l'exposition. Le second protocole vise essentiellement à quantifier les concentrations d'organophosphorés dans l'air et au sol le jour de la pulvérisation. Ces mesures de concentration viennent ajouter des éléments de réponse sur l'importance de cette exposition, et servent à mettre en relation les dosages biologiques et les concentrations environnementales. L'ensemble des résultats recueillis et des analyses permettront d'estimer de façon plus précise les risques à la santé et de favoriser une gestion adéquate du risque.

3.2.1. Choix des vergers

Les vergers étudiés sont situés dans des municipalités de la Montérégie : Mont St-Hilaire, Otterburn Park, Saint-Michel-de-Rougemont, Saint-Jean-Baptiste et Saint-Alexandre. Afin de se rapprocher le plus possible des conditions réelles et de mieux répondre aux craintes soulevées par le groupe environnementaliste Nature-Action Beloeil/Mont St-Hilaire, le comité technique a choisi de réaliser l'étude chez les producteurs eux-mêmes et chez leurs voisins. Ce choix offre les avantages de représenter des conditions réelles de vergers commerciaux en milieu urbain et semi-urbain et permet d'intégrer dès le départ, la collaboration des producteurs agricoles eux-mêmes et de la population. Cependant, ce choix exige une planification logistique plus complexe. Le travail pour établir une liste de pomiculteurs potentiellement intéressés au projet et sélectionner les sites a demandé beaucoup de temps et d'énergie. En effet, dès le début de l'étude, deux agents du ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec ont été mandatés pour identifier et quantifier la population susceptible d'être exposée. Par le fait même, l'identification des vergers de la région montréalaise fut faite. Afin de satisfaire aux exigences de l'Union des producteurs agricoles (UPA), le choix des vergers a été fait à partir d'une liste de 17 noms de producteurs fournis par la Fédération des producteurs de pommes du Québec (FPPQ). Deux autres noms fournis par le MEF ont été ajoutés à cette liste. Pour répondre au besoin de l'étude, les sites retenus devaient présenter les critères suivants :

- la collaboration du propriétaire du verger;
- l'obligation pour ce producteur d'utiliser un composé organophosphoré au cours de la saison de pulvérisation;
- la présence de résidences voisines situées à moins de 30 mètres du verger;
- la présence d'enfants âgés entre deux et dix ans dans ces résidences voisines;
- la collaboration des voisins ciblés près des vergers retenus pour les mesures environnementales et dosages biologiques;
- site relativement rapproché du bureau de la direction régionale du MEF pour faciliter le déplacement rapide des équipes d'échantillonnage lors de l'application.

Tous ces producteurs ont été contactés pour participer à l'étude. Dix producteurs ont accepté de participer à l'étude et de ce nombre huit vergers ont été retenus pour l'échantillonnage environnemental. À cause des conditions météorologiques, deux producteurs n'ont pu participer à l'étude.

3.2.2. Choix des populations étudiées

Les populations visées pour les mesures de dosage biologique sont les jeunes enfants, les producteurs (et familles) et leurs employés. Ils représentent les groupes de la population les plus à risque d'être exposés. Les producteurs et leurs employés sont potentiellement exposés par la manipulation directe des produits et leur présence sur le site, et les enfants sont potentiellement exposés par leur présence sur les terrains limitrophes aux vergers. Pour des fins de comparaison, un groupe témoin d'enfants a été sélectionné. Tous les participants ont reçu un numéro d'identification, ce numéro a servi à garder la confidentialité des résultats. Chaque participant était avisé qu'il recevrait les résultats de l'étude qui le concernait ainsi qu'une interprétation de ses résultats.

Il a été prédéterminé statistiquement, par l'un des membres spécialiste de la Régie de la Santé publique de la Montérégie, que le nombre minimal d'enfants exposés, qui nous permet de mesurer une différence significative et d'avoir suffisamment de puissance statistique, est de 23. On cherchait à obtenir le plus grand nombre d'enfants tôt au début de l'étude. On s'assurait ainsi d'une marge de sécurité si durant la période d'échantillonnage certains participants se désistaient. Au départ, l'étude devait être réalisée avec la participation d'enfants âgés entre deux et six ans. Le faible nombre d'enfants dans ce groupe d'âge a forcé les responsables du projet à élargir le champ d'âge visé (enfants âgés entre deux et dix ans). L'inventaire du nombre d'enfants (deux à dix ans) des producteurs et celui du nombre d'enfants (deux à dix ans) des voisins de ces producteurs a été fait grâce à la collaboration des municipalités et du personnel des Centres locaux de services communautaires (CLSC) avoisinants. Le recrutement des participants s'est fait à l'aide d'une lettre distribuée dans toutes les maisons entourant les vergers inclus dans l'étude. La lettre contenait une brève description du projet et des critères de sélection ainsi qu'une invitation à nous téléphoner s'ils

étaient intéressés à participer au projet. La semaine suivante, les résidents n'ayant pas communiqué avec les responsables du projet ont été contactés par téléphone.

Au début de l'étude, 38 enfants ont été inventoriés, huit enfants n'ont pas participé à l'étude (aucune pulvérisation avec des organophosphorés n'a eu lieu dans le verger voisin à leur résidence) et un enfant n'a pas participé aux trois séries d'échantillonnage. Sur ce nombre, sept enfants étaient les jeunes enfants des producteurs. Tous les enfants sélectionnés ont entre deux et dix ans et habitent des résidences situées dans une frange de 0 à 30 mètres de la limite d'un verger inclus dans l'étude. Les enfants nécessitant un collecteur urinaire ont été exclus de l'étude. La moyenne d'âge de ces enfants est de 6,1 ans (de 2,3 à 10,9 ans). Les parents ont été avisés de ne pas utiliser de pesticides de la famille des organophosphorés durant la période d'échantillonnage.

Un groupe témoin de 23 enfants a été sélectionné pour nous permettre d'évaluer le bruit de fond auquel est exposée la population générale. Ils habitent une résidence située à plus de 500 mètres de la limite d'un verger. La moyenne d'âge de ces enfants est de 5,1 ans (de 2,4 à 10,1 ans). Ils proviennent tous d'une des municipalités touchées par l'étude et ont été sélectionnés dans des quartiers socioéconomiquement similaires aux quartiers d'où provient le groupe d'enfants exposés. Le recrutement de ce groupe témoin a été effectué à l'aide de lettres distribuées dans les résidences des quartiers visés. Les parents ont été avisés de ne pas utiliser de pesticides de la famille des organophosphorés durant la période d'échantillonnage. Parmi ce groupe, 22 enfants ont participé au projet du début à la fin. Cette population est exposée à des pesticides provenant de différentes sources, telles que : arrosage des pelouses, des potagers sur terrain résidentiel, application topique d'insecticides et autres. Ces mesures complémentaires permettent d'évaluer l'apport supplémentaire provenant de l'utilisation des pesticides dans les vergers par rapport aux différentes sources d'exposition pour la population générale.

Un groupe représentant la population des producteurs et leurs employés a été formé. Ce groupe compte 16 volontaires ayant accepté de participer à l'étude, les dix propriétaires des vergers sélectionnés et six employés. Les critères d'inclusion étaient principalement pour ces producteurs, la

nécessité d'avoir des enfants et/ou la présence, dans une frange 0 à 30 mètres de son verger, de résidences voisines avec des enfants. Ils devaient également faire une pulvérisation avec un composé organophosphoré durant la saison. Tous ces ouvriers agricoles ont manipulé des insecticides de la famille des organophosphorés à un moment ou à un autre lors des opérations nécessaires à l'application d'insecticides (préparation de la bouillie, pulvérisation, nettoyage de l'équipement, etc.).

Un autre groupe représentant la population des familles des producteurs a été formé. Ce groupe compte huit membres adultes de la famille des producteurs. Tous ont été avisés de ne pas utiliser ou de participer aux activités de pulvérisation avec des composés organophosphorés durant la période d'échantillonnage.

3.2.3. Période de mesures

La campagne d'échantillonnage environnemental et de prélèvements biologiques s'est déroulée entre le 29 mai et le 26 juillet 1996. Les dates de mesures devaient être coordonnées avec les différentes dates de pulvérisation des insecticides organophosphorés dans les vergers. Ces dates d'application d'insecticides sont modulées par les conditions climatiques. En plus d'influencer le développement des insectes, les conditions climatiques influencent également la décision d'appliquer ou non des insecticides à un moment précis. La plage précise pour l'application d'un type d'insecticides pour une espèce précise d'insectes est parfois très courte et laisse donc très peu de temps aux pomiculteurs pour effectuer son application. Comme plusieurs pomiculteurs peuvent pulvériser des insecticides organophosphorés au même moment, plusieurs équipes autonomes d'échantillonnage ont été constituées. Ces équipes d'intervention devaient être prêtes à intervenir dès qu'un producteur signalait son intention de pulvériser avec un insecticide organophosphoré.

Les producteurs participant au projet devaient, lorsque possible, aviser les responsables de l'échantillonnage afin que les équipes puissent installer le matériel de prélèvement avant le début de la pulvérisation. En raison de la faible marge de manoeuvre des pomiculteurs pour effectuer un

traitement, certaines équipes ont été avisées 24 heures à l'avance alors que dans d'autres cas ils étaient avisés moins d'une heure à l'avance.

3.2.4. Méthode d'évaluation de l'exposition interne aux organophosphorés

La méthode utilisée pour estimer l'exposition interne aux organophosphorés consiste à quantifier chez les enfants et les travailleurs agricoles (et leur famille) les alkylphosphates, dérivés urinaires du métabolisme des organophosphorés. La méthode consiste à effectuer des prélèvements urinaires, aux groupes potentiellement exposés, avant le début de la saison de pulvérisation (pour connaître leur niveau de base), le jour suivant la pulvérisation avec un composé organophosphoré (pour évaluer le niveau d'absorption attribuable à l'activité de pulvérisation) et sept jours après l'exposition (pour connaître le taux d'élimination du composé dans l'organisme). Les prélèvements urinaires du groupe témoin ont été effectués dans les mêmes périodes de la saison. Cette méthode de dosage biologique a été décrite dans la revue de littérature sur les organophosphorés (voir section 2.7.) et est largement utilisée et documentée dans la littérature (Drevenkar et al., 1991; Ritcher et al., 1992; Aprea et al., 1994; Aprea et al., 1996).

Après leur prélèvement, les échantillons d'urine ont été réfrigérés jusqu'à ce qu'ils soient acheminés vers le Centre de Toxicologie du Québec (CTQ) pour y être analysés. En laboratoire, la méthode consiste d'abord à faire précipiter la majeure partie des phosphates inorganiques (Reid et Watts, 1981). Ensuite, il faut dériver les alkylphosphates pour former un ester (Aprea et al., 1996) afin de pouvoir effectuer l'analyse par chromatographie en phase gazeuse avec un spectromètre de masse comme détecteur. Cette méthode modifiée a été développée par le CTQ. Un résumé de la technique analytique pour la détermination des alkylphosphates a été fourni par le CTQ et est présenté à l'annexe 1. Après validation de la méthode, les échantillons ont été analysés et les résultats ont été transmis à la Régie Régionale de la Santé de la Montérégie. À cet endroit, des analyses statistiques ont été effectuées par traitement informatique des données sur SPSS. Un modèle toxicocinétique pour l'évaluation de

l'exposition et des risques à la santé a été développé par un des membres de l'équipe de la Régie Régionale de la Santé publique de la Montérégie

3.2.5. Méthodes d'évaluation des concentrations environnementales

Des mesures de concentrations d'organophosphorés dans l'air et de résidus au sol ont été effectuées en temps réel afin de permettre de colliger le maximum d'information pour estimer l'exposition aux organophosphorés. Les mesures environnementales sont divisées en trois volets, un premier volet pour les mesures de résidus au sol et les deux autres volets pour les mesures de concentrations dans l'air. L'analyse des résidus au sol avait pour but de fournir des données pour permettre d'estimer l'exposition dermale des personnes vivant dans le voisinage des vergers peu après la pulvérisation des pesticides. L'ensemble des données du TAGA et de l'échantillonneur à grand débit avait pour but de fournir les données suffisantes pour permettre l'estimation plus précise de la quantité de pesticides pouvant être absorbée par voie cutané ou par voie respiratoire par les résidents vivant dans le voisinage des vergers.

Les mesures de résidus au sol ont été réalisées avec de feuilles de Mylar™. Ces feuilles de Mylar™ ont été utilisées pour mesurer les dépôts de résidus d'OP au sol. Elles sont faites de polyester inerte de 0,05 mm d'épaisseur. Ces feuilles étaient fixées sur des plaques d'aluminium (20,3 cm X 20,3 cm) préalablement nettoyées et disposées au sol avant le début de la pulvérisation selon un schéma d'échantillonnage défini. Ces plaques étaient disposées par groupe de quatre sur les terrains adjacents aux vergers traités et lorsque possible, sous le panache des vents dominants. Ils se situaient à une distance variant entre 0,5 à 30 mètres de la limite du verger. En quelques occasions, des échantillons ont été prélevés dans le verger. Les feuilles de Mylar™ ont été prélevées une heure après la fin de la pulvérisation. Les quatre feuilles de Mylar™ ont été ramassées en un seul échantillon. Les échantillons étaient placés dans un pot en verre préalablement nettoyé et conservés dans une glacière jusqu'à leur arrivée au bureau de la direction régionale du MEF où ils ont été réfrigérés. Par la suite, ils ont été expédiés au laboratoire du MAPAQ.

En laboratoire, les feuilles de Mylar™ sont découpées en morceaux de 1 cm² pour être ensuite rincées avec un solvant (acétate d'éthyle) pour extraire les résidus de pesticides. L'extrait concentré est ensuite analysé par chromatographie en phase gazeuse (GC). L'utilisation d'un détecteur spécifique aux composés azotés et phosphorés (GC-NPD) couplé au chromatographe est nécessaire pour l'analyse du phosmet et de l'azynphos-méthyl, alors que le chromatographe est couplé à un détecteur à capture électronique pour l'analyse du méthidathion. Pour l'analyse de la bouillie de pulvérisation, les méthodes d'analyse pour le phosmet et le méthidathion sont les mêmes que celles décrites pour les feuilles de Mylar™. L'analyse de l'azynphos-méthyl nécessite l'aide d'un chromatographe liquide à haute performance couplé à un détecteur à capture électronique (GC-ECD).

Pour permettre d'établir une corrélation entre la concentration des produits mesurée dans l'environnement (dans l'air et au sol) et la concentration des produits appliquée, des échantillons de bouillies dans les réservoirs des pulvérisateurs ont été prélevés sur chaque site étudié. Les prélèvements ont été faits dans des bocaux en verre d'un litre et transvidés dans des contenants de 500 ml. Les échantillons étaient placés dans une glacière jusqu'à leur arrivée au bureau régional du MEF pour être ensuite réfrigérés jusqu'à leur expédition au laboratoire du MAPAQ. Ces échantillons ainsi que les feuilles de Mylar™ ont été expédiés à deux reprises durant la saison (une fois à la fin du mois de juin et l'autre fois à la fin du mois de juillet). Agriculture et Agroalimentaire Canada a été le pourvoyeur du matériel de prélèvement et ses agents de recherches ont été responsables de la démarche de cette partie du protocole.

Les mesures de concentration dans l'air ont été réalisées avec l'unité de laboratoire mobile du MEF (le TAGA 6000). Il a été utilisé pour détecter la présence potentielle de concentrations d'organophosphorés, suite à leur application, dans l'air ambiant des zones résidentielles limitrophes aux vergers participant à l'étude (Laliberté, 1996). Sa capacité d'analyse en temps réel et sa mobilité ont permis de dégager quelques éléments importants concernant la dynamique des contaminants à l'étude. Il permet d'analyser les contaminants présents dans l'air sous une forme gazeuse. Il ne peut

pas analyser les substances contenues dans les aérosols (bruine, gouttelettes) ou adsorbées sur des particules mais leur importance relative par rapport à la forme gazeuse peut être quantifiée. Des limites de détection de l'ordre de quelques microgrammes par mètre cube d'air sont atteintes peu importe que la substance soit d'origine organique ou inorganique. Les limites physiques du TAGA, ont obligé à modifier le protocole et à inclure l'usage d'un échantillonneur d'air à grand débit pour analyser le contenu des aérosols. Une équipe de la Direction du milieu atmosphérique a utilisé une station d'analyse mobile pour recueillir ces aérosols. Le TAGA a été utilisé au voisinage des vergers 101 (le 6 juin 1996) et 701 (le 29 et 31 mai 1996) le jour de la pulvérisation. La difficulté logistique de mobiliser le TAGA dans un délai très court à la suite de l'avis d'un producteur d'une éventuelle pulvérisation et les coûts relatifs à son utilisation ont restreint son implication dans le projet.

Le TAGA a effectué des déplacements successifs (dans les voies carrossables) à basse vitesse sous le vent et à contre vent. Ces déplacements étaient à proximité des vergers lors de la pulvérisation pour déceler la présence et évaluer la composition des contaminants dans l'air, ainsi que de délimiter l'étendue du panache de dispersion. Des déplacements ont également été effectués dans les secteurs avoisinants du verger participant pour permettre de comparer les valeurs de bruit de fond aux valeurs obtenues. Un tuyau flexible a été utilisé pour permettre l'échantillonnage de l'air près et dans les vergers inaccessibles avec le TAGA. Les pesticides pulvérisés dans les vergers lors des périodes d'analyses étaient connus. Selon les informations fournies, les mélanges utilisés par les producteurs lors de la pulvérisation étaient les suivants :

- 29 mai 1996 Azinphos-méthyl + Mancozèbe;
- 31 mai 1996 Azinphos-méthyl + Myclobutanil + Mancozèbe;
- 06 juin 1996 Phosmet + Métirame.

Le mandat du TAGA consistait à évaluer ces composés. La détection de l'air ambiant sous forme gazeuse a été réalisée sous divers modes d'ionisation à l'aide d'un spectromètre de masse en tandem (MS/MS) équipé d'une source opérant à pression atmosphérique (Sciex, TAGA 6000E). Les produits détectés sont ensuite identifiés par spectrométrie, en comparant les pics spectraux obtenus

avec les pics des substances de références certifiées. Les instruments du TAGA ont également enregistré les conditions atmosphériques, les distances et les hauteurs, les températures, l'orientation par rapport au nord magnétique et la concentration massique en particules respirables ($< 10\mu\text{m}$). Les aérosols représentent une fraction importante des produits pulvérisés, ils ont donc fait l'objet de mesures tant au point de vue de leur concentration massique que de leur dispersion. Les concentrations massiques ont été évaluées à l'aide d'un appareil mesurant la dispersion de la lumière (Handheld aerosol monitor, modèle 1000). Cet appareil donne des valeurs qui représentent en temps réel une approximation (généralement $\pm 25\%$) de la concentration massique des particules disponibles pour l'inhalation par rapport aux gouttelettes d'eau. Sans toutefois identifier ces particules (aérosols), ces valeurs indiquent l'impact des aérosols sur la qualité de l'air.

En collaboration avec la Direction des laboratoires du MEF, la Direction du milieu atmosphérique a accepté de participer au projet au cours de l'été 1996 malgré le très court délai accordé pour l'établissement d'un protocole et le choix de l'équipement approprié pour l'analyse des aérosols dans l'air. En réalisant une étude exploratoire de mesure des pesticides dans l'air sous forme d'aérosol, la Direction du milieu atmosphérique a fourni un complément d'information utile dans le cadre de l'étude que le TAGA ne pouvait fournir.

Pour réaliser les analyses des pesticides dans l'air ambiant, la Direction du milieu atmosphérique a adopté une méthode d'échantillonnage à grand débit, décrite par l'EPA (1982). Cette méthode a été modifiée avec des tampons de mousse de polyuréthane pour la capture de la fraction volatile des substances recherchées (Environnement Canada, 1987). Des approches similaires d'échantillonnage qui permettent de mesurer les concentrations de pesticides dans l'air ont été utilisées lors de nombreuses études (Gilbert et Bell, 1988; Fox et al., 1992; Salyani et al., 1992). Le principe d'utilisation de ce type d'appareil a été décrit dans la revue de littérature sur la dérive aérienne des pesticides.

L'échantillonneur à grand débit (General Metal Works, modèle GMWL 2000H) est décrit plus en détails dans le rapport produit par la Direction du milieu atmosphérique (Bisson, 1997). Cet

échantillonneur est équipé d'un moteur, d'une minuterie, d'un dispositif constitué d'une cartouche contenant des tampons de mousse de polyuréthane, d'un rhéostat qui permet d'ajuster le débit aspiré à environ 1,13 m³/min. (40 pieds cubes par minute) et d'un filtre de fibre de verre recouvert de Teflon® (pour prévenir la formation d'artefacts sur le filtre). Un schéma de l'échantillonneur est présenté à l'annexe 2. L'air est aspiré par l'échantillonneur entraînant par le fait même les aérosols et les particules à travers le filtre de fibre de verre puis à travers les 15 cm de mousse de polyuréthane où ils sont captés.

L'échantillonneur à grand débit a été utilisé sur deux sites et a effectué une série de trois échantillons par site et variable en temps pour chacun des échantillons. La première série de prélèvements en date du 31 mai 1996 a été faite sur le même site (verger 701) que le TAGA et s'est échelonnée sur une période de près de dix heures. L'autre série de prélèvements a eu lieu le 24 et 25 juillet 1996 sur le site du verger 206 et s'est échelonnée sur une période de 24 heures. Selon les informations fournies, les mélanges utilisés par les producteurs lors de la pulvérisation étaient les suivants :

- 31 mai 1996 Azinphos-méthyl + Myclobutanil + Mancozèbe;
- 24 juillet 1996 Phosmet + Captane.

Le mandat du MEF (Direction du milieu atmosphérique) était d'identifier et de quantifier ces composés. Les prélèvements ont été réalisés par un technicien du MEF en suivant les procédures habituelles. Après l'exposition, les échantillons (les tampons et le filtre) sont recueillis, conservés à environ 4°C dans une glacière et acheminés au laboratoire du MEF à Laval. En laboratoire, les échantillons sont préalablement fortifiés à partir d'un mélange d'analogues pour évaluer le rendement de la méthode analytique et par la suite sont nettoyés dans des solvants pour extraire les résidus de pesticides. La méthode d'extraction consiste à nettoyer les échantillons avec du dichlorométhane et de l'hexane pendant 16 heures au "Soxhlet". Les extraits concentrés sont ensuite dosés par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et couplés à la spectrométrie de masse basse résolution en mode ions sélectifs.

La description précise de la technique d'analyse est décrite dans le rapport de la Direction du milieu atmosphérique (Bisson, 1997).

3.2.6. Protocole expérimental au champ

Avant le début de la saison de pulvérisation avec un composé organophosphoré, une rencontre a eu lieu avec les participants et les parents des participants pour leur donner des informations sur le projet, leur remettre un questionnaire, les directives et les contenants pour les prélèvements urinaires. Chaque participant a rempli la première partie du questionnaire qui visait à les identifier et à codifier leur participation pour le respect de leur confidentialité. Par la suite, vers le milieu du mois de mai, un échantillon de la première urine du matin de chaque participant a été prélevé dans les contenants préalablement identifiés. Les mesures d'alkylphosphate de ces échantillons ont servi pour chaque individu de valeur de référence pour les analyses statistiques. Ces valeurs de référence correspondent à la période de non-exposition à un composé OP provenant d'une activité pomicole.

À diverses dates durant la saison de pulvérisation, les participants visés ont été contactés par un agent de recherche de la Direction de la santé publique pour les informer que le pomiculteur voisin de leur résidence venait de pulvériser son verger. À partir du moment où la pulvérisation était terminée (jour un de l'exposition), tous les participants (enfants, famille du producteur, producteurs et employés) devaient commencer à remplir le questionnaire et suivre la cédule de prélèvement indiquée dans le questionnaire. Pour les producteurs et les travailleurs, l'urine devait être prélevée le soir avant le coucher, si la pulvérisation avait eu lieu le matin, ou le lendemain matin si la pulvérisation avait eu lieu en après-midi ou en soirée. Pour les autres participants, l'urine devait être prélevée le lendemain matin (première urine du matin) si la pulvérisation avait eu lieu le matin, ou le surlendemain matin si la pulvérisation avait eu lieu en après-midi ou en soirée. La période d'échantillonnage de l'urine a débuté le 30 mai 1996 (le lendemain matin de la première pulvérisation, verger 701) et s'est terminée le 26 juillet 1996 avec le prélèvement urinaire des jeunes enfants et des familles des producteurs (le surlendemain de la dernière pulvérisation, verger 206).

Les échantillons urinaires ont été conservés au froid jusqu'à ce qu'ils soient acheminés vers le laboratoire du CTQ où les analyses ont été réalisées.

Tous les participants et les parents des participants ont rempli à la fin de chaque journée un questionnaire. Ce questionnaire, élaboré en majeure partie par l'auteur, visait entre autres à évaluer la durée d'exposition potentielle aux organophosphorés à chaque jour suivant la pulvérisation d'organophosphoré dans le verger visé par l'étude. Tous les participants ont prélevé la première urine du matin le lendemain de la septième journée postpulvérisation, ce prélèvement correspond au troisième échantillon fourni par les participants. Ces questionnaires ont été acheminés au bureau de la Régie Régionale de la Santé de la Montérégie où ils ont été analysés et ont servi à corréler les valeurs de l'exposition.

La même démarche de prélèvements a été effectuée lors des prélèvements urinaires des enfants du groupe témoin. Les échantillons ont été prélevés dans les mêmes périodes de la saison que les enfants exposés.

L'ensemble des volets du protocole de mesures environnementales a été sous la supervision de deux agents du MEF (Direction régionale de la Montérégie). Ils ont coordonné les activités au niveau du terrain et dirigé les différentes équipes chargées de réaliser les mesures dans les vergers. Les équipes étaient constituées de techniciens du MEF, MAPAQ et de l'AAC. L'équipe chargée du volet de mesure de résidus au sol a réalisé 18 prises d'échantillons, du 29 mai 1996 au 24 juillet 1996. Le TAGA, chargé de réaliser le volet de mesure de concentration dans l'air, a réalisé trois prises d'échantillons, soit les 29 mai et 31 mai 1996, ainsi que le 6 juin 1996. L'échantillonneur à grand débit, chargé d'apporter un complément de données sur les concentrations de pesticides dans l'air ambiant, a réalisé deux séries de prélèvements, soit le 31 mai 1996 et les 24 et 25 juillet 1996. Le tableau 3.1. illustre le plan d'échantillonnage pour les analyses environnementales.

Tableau 3.1. Plan d'échantillonnage pour les analyses environnementales

Plan d'échantillonnage pour l'analyse environnementale			
Code du verger	Pesticides appliqués	Type d'échantillonnage	Dates d'échantillonnage
101	- Phosmet*, Métirame	- TAGA - Échant. résidus au sol chez 2 voisins	- 6 juin 1996 - 6 juin 1996
201	- Méthidathion*, Métirame	- Échant. résidus au sol chez 2 voisins	- 31 mai 1996
202	- Azynphos-méthyl*, Captane	- aucun	- 31 mai 1996
203	- Phosmet*	- Échant. résidus au sol chez 1 voisin	- 30 mai 1996
205	- Phosmet*	- Échant. résidus au sol chez producteur	- 31 mai 1996
206	- Phosmet*, Captane	- Échant. à grand débit - Échant. résidus au sol chez producteur	- 24 et 25 juillet 1996 - 24 juillet 1996
301	- Azynphos-méthyl*, Captane	- Échant. résidus au sol chez producteur	- 1 juin 1996
501	- Azynphos-méthyl*, Métirame	- aucun	- 1 juin 1996
503	- Azynphos-méthyl*, Myclobutanil, - Mancozèbe	- Échant. résidus au sol chez 2 voisins	- 14 juin 1996
701	- Azynphos-méthyl*, Myclobutanil, - Mancozèbe	- TAGA - Échant. à grand débit - Échant. résidus au sol chez 5 voisins - Échant. résidus au sol chez 1 voisin - Échant. résidus au sol chez 2 voisins	- 29 et 31 mai 1996 - 31 mai 1996 - 29 mai 1996 - 31 mai 1996 - 2 juin 1996

Source: adapté de Bisson et al. (1997)

*Insecticides organophosphorés

La campagne de mesure de résidus au sol a débuté le 29 mai 1996 et s'est terminée le 24 juillet 1996. Lorsqu'un ou des producteurs avisaient les responsables de l'échantillonnage de leur intention d'appliquer des organophosphorés, les équipes techniques se déployaient dans les vergers visés par l'étude pour y installer le matériel de mesures. En quelques occasions (code d'emplacement : verger 101, 301 et 503), le matériel de mesure était installé durant la pulvérisation étant donné le très court délai accordé par le producteur. Tous les sites échantillonnés étaient situés à moins de 30 mètres des limites du verger traité. Un membre de l'équipe était également responsable d'effectuer un prélèvement du contenu en pesticides des pulvérisateurs. Ces échantillons avaient pour but d'établir une corrélation entre les produits mesurés dans l'environnement (dans l'air et au sol) et les produits appliqués.

Dans le cas de l'échantillonnage des résidus au sol, les plaques d'échantillonnage (feuilles de Mylar™) étaient disposées par groupe de quatre sur les sites d'échantillonnage. La disposition des feuilles de Mylar™ pour chaque site d'échantillonnage est présentée à l'annexe 3. Les quatre plaques étaient recueillies une heure après la pulvérisation et constituaient un échantillon. Les détails des conditions d'échantillonnage tels que : la durée de l'exposition des feuilles de Mylar™, la distance par rapport au verger, l'observation visuelle sur le sens du vent et les conditions climatiques, et autres détails pertinents, ont été notés et sont présentés à l'annexe 3 ainsi que dans le tableau 4.6. Tous les échantillons ont été conservés à 4°C dans une glacière et acheminés vers le bureau de la direction régionale du MEF où ils ont été réfrigérés à 4°C également. Par la suite, ils ont été expédiés au laboratoire du MAPAQ.

Le tableau 3.1. permet de constater que trois insecticides organophosphorés ont été utilisés au cours du projet d'étude, l'azynphos-méthyl, le méthidathion et le phosmet. Au moment où les responsables de l'échantillonnage étaient avisés par un producteur, ces derniers entraient en contact avec le MEF pour demander la présence du laboratoire mobile (le TAGA) sur le site d'échantillonnage. Le laboratoire mobile a été mobilisé à trois reprises lors de la pulvérisation d'insecticides organophosphorés dans deux vergers visés par l'étude, verger 101 et 701 (voir tableau 3.1.). Il a

réalisé deux séries de prélèvements dans le voisinage du verger 701, soit les 29 mai et 31 mai 1996. C'est suite à la première série de prélèvements que des modifications ont dû être apportées au protocole puisque le TAGA permettait d'analyser seulement les contaminants présents sous forme gazeuse dans l'air et que durant la pulvérisation des pesticides, l'apport des aérosols est important. La deuxième série de prélèvements (31 mai 1996) a été réalisée en présence d'un échantillonneur à grand débit qui permet de mesurer les substances contenues dans les aérosols ou absorbées sur des particules. La troisième série de prélèvements a eu lieu dans le voisinage du verger 101 le 6 juin 1996 et sans la présence de l'échantillonneur à grand débit.

Afin d'établir une corrélation entre les produits identifiés et ceux appliqués, le TAGA a analysé la bouillie de pulvérisation. En plus, il a mesuré les concentrations massiques des aérosols à divers moments et à différentes distances du verger. Une valeur du bruit de fond a été mesurée dans les secteurs avoisinants le verger. D'autres types de mesures ont également été effectués : les conditions atmosphériques, les distances et les hauteurs, la température et l'orientation par rapport au nord magnétique. Immédiatement après la première série de prélèvements du TAGA, une demande a été formulée auprès de la Direction du milieu atmosphérique pour participer au projet. L'apport de la Direction du milieu atmosphérique a donc été d'apporter un complément d'informations sur les concentrations des pesticides contenues dans les aérosols ou absorbées sur les particules en utilisant un échantillonneur à grand débit.

La direction du milieu atmosphérique a réalisé deux séries de prélèvements. La première série de prélèvements a été réalisée le 31 mai 1996 dans les vergers 710 et la deuxième série a été réalisée le 24 et 25 juillet 1996 dans le verger 206. Sur le premier site d'échantillonnage, l'appareil était situé en bordure nord-nord-est du verger et à quelques mètres des résidences (voir figure 3.4.). Sur le deuxième site d'échantillonnage, l'appareil était situé à l'intérieur du verger, à proximité de la résidence du producteur (voir figure 3.5.). Trois échantillons d'une durée variable ont été réalisés sur chacun des sites d'échantillonnage.

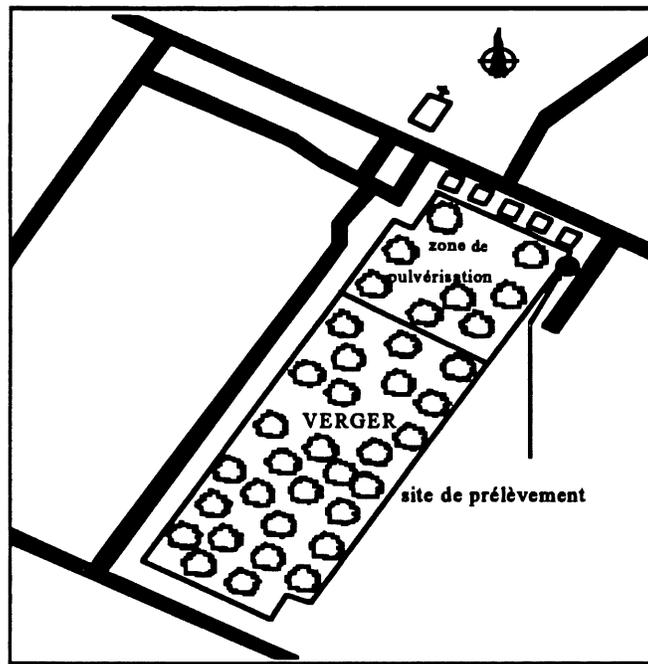


Figure 3.4. Site de prélèvement avec l'échantillonneur à grand débit (verger 701)

Source : tirée à partir de Bisson (1997)

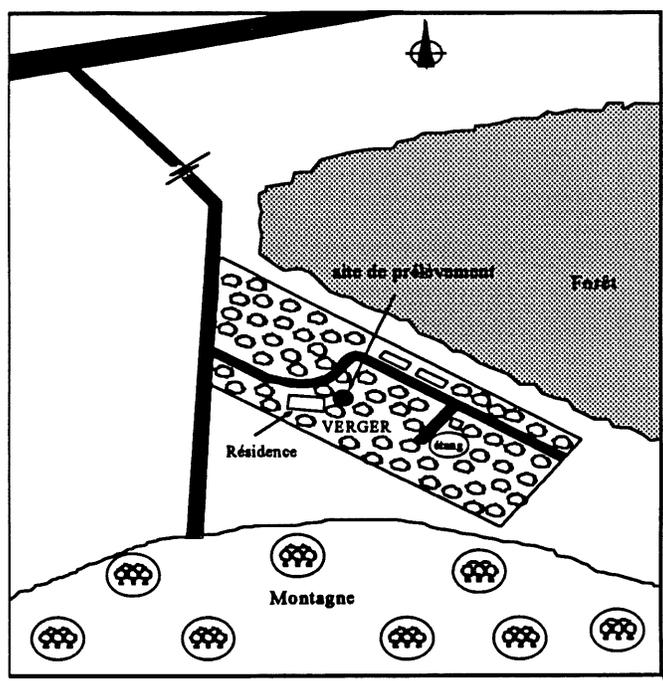


Figure 3.5. Site de prélèvement avec l'échantillonneur à grand débit (verger 206)

Source : tirée à partir de Bisson (1997)

Lors de la première série de prélèvements (le 31 mai 1996), l'appareil a été installé pendant la pulvérisation. La période d'échantillonnage a débuté à 9 heures 43 minutes (début du premier échantillon) et s'est terminée à 19 heures 30 minutes (fin du troisième échantillon). Le premier échantillon a été de 34 minutes, soit 10 minutes durant la pulvérisation et 24 minutes après la pulvérisation. Le second échantillon a été prélevé sur une période de près de deux heures alors que le troisième a duré 6 heures 20 minutes.

Lors de la deuxième série de prélèvements (les 24 et 25 juillet 1996), l'appareil a été installé au début de la pulvérisation. La période d'échantillonnage a débuté à 15 heures 30 minutes le 24 juillet (début du premier échantillon) et s'est terminée à 14 heures 45 minutes le 25 juillet (fin du troisième échantillon). Le premier échantillon a été de six heures, soit 5 heures 30 minutes durant la pulvérisation et 30 minutes après la pulvérisation. Le second échantillon a été prélevé sur une période de près de 11 heures 20 minutes alors que le troisième a duré 4 heures 55

minutes. Après leur prélèvement, les échantillons ont été conservés à 4°C dans une glacière et par la suite ont été acheminés au laboratoire du MEF à Laval. Lors des deux séries d'échantillonnage, la direction, la vitesse du vent et la topographie environnante ont été évaluées. L'analyse de ces paramètres permet une meilleure interprétation des résultats, puisqu'ils ont tous une influence sur la dispersion des pesticides dans l'air.

3.3. Identification du danger

3.3.1. La présentation du danger

Le phénomène d'étalement urbain et une mauvaise planification des plans d'urbanisme des municipalités montréalaises ont permis l'émergence de bandes de résidences en bordure des vergers. Le danger potentiel que représente la pulvérisation d'insecticides, pour la population limitrophe des vergers en Montérégie et des pomiculteurs, est intimement lié à l'absorption d'insecticides suite à une exposition involontaire aux pesticides et à ses résidus dans l'environnement. Cette exposition survient au moment de la pulvérisation de pesticides dans les vergers mais également les jours suivants. Une part non négligeable des pesticides pulvérisés dans les vergers est entraînée et déposée hors des zones traitées à des distances variant selon les conditions de pulvérisation. L'effet de la dérive sur la population est relié à la toxicité inhérente du pesticide utilisé et à son activité biologique. Dans les jours qui suivent la pulvérisation, l'évaporation des pesticides des vergers amène des concentrations de pesticides et de résidus dans l'air qui sont portées à l'extérieur des sites traités.

Les populations qui vivent à proximité des vergers peuvent être exposées involontairement par inhalation de gouttelettes au moment de la pulvérisation et par inhalation de vapeurs produites par l'évaporation. Le contact cutané avec les gouttelettes qui se sont déposées sur les arbres, les objets, le sol et le gazon présente une autre voie d'exposition. Ces deux voies d'exposition sont particulièrement importantes pour les travailleurs agricoles, que ce soit lors de la manipulation directe des pesticides, des travaux de pulvérisation ou des travaux dans les

vergers peu après la pulvérisation. Enfin, l'ingestion de sol, de poussières et le pica peuvent résulter en une exposition relativement importante pour les enfants. Le mode de vie des enfants (jeux au sol, l'habitude de porter les objets et les doigts à la bouche, le pica, etc.) font d'eux un groupe particulièrement à risque d'être exposé. La consommation de produits de potagers situés à proximité des vergers et la consommation de pommes cueillies avant l'expiration du temps de retrait sont des exemples d'exposition par ingestion.

3.3.2. L'évaluation de l'existence potentielle d'un danger

Pour évaluer l'existence potentielle d'un danger, il fallait inventorier le nombre de résidences à proximité des vergers et identifier les pesticides utilisés par les producteurs. Pour la région de la Montérégie, des agents du MEF ont inventorié, en plus des résidences des producteurs qui habitent dans les vergers, la présence de 803 maisons dans la zone de 0 à 30 mètres des limites d'un verger et 666 maisons dans la zone de 30 à 100 mètres. Un bassin de population relativement important est donc susceptible d'être exposé lors de la pulvérisation de pesticides dans les vergers de cette région.

De nos jours, les pesticides font partie intégrante des programmes de lutte contre les ravageurs des récoltes. La pomiculture se classe dans le peloton de tête lorsque l'on considère la quantité de pesticides appliqués sur chaque hectare cultivé. Des données recueillies par le Réseau d'avertissement phytosanitaire-pommier suite à des observations faites dans sept vergers commerciaux, de 1992 à 1995, permettent d'estimer, sur une base de matières actives et en excluant les huiles minérales, à 22,4 kg/ha de pesticides qui sont utilisés à chaque année. On estime en moyenne que onze traitements sont nécessaires pour protéger la récolte contre la tavelure (*Venturia inaequalis*), principale maladie en pomiculture. Pour les traitements contre les insectes et les acariens, de quatre à six traitements sont nécessaires pour maîtriser ces ravageurs (Charbonneau, 1996). Cette grande quantité de pesticides utilisés et ces fréquences élevées d'applications de pesticides dans les vergers suscitent des craintes de la part des citoyens vivant près des vergers.

Tableau 3.2. Identification des pesticides recommandés en pomiculture selon le Guide des traitements anti-parasitaires (1996)

	<u>Ingrédients actifs</u>	<u>Exemples de noms commerciaux</u>
Insecticides	Diméthoate	Cygon
	Méthidathion*	Supracide
	Phosmet*	Imidan
	Azynphos-méthyl*	Guthion
	Phosalone	Zolone
	Dicofol	Kelthane
	Propargite	Omite
	Carbaryl	Sevin
	Formétanate	Carzol
	Chinométhionate	Morestan
	Clofentezine	Apollo
	Cyperméthrine	Cymbush
	Deltaméthrine	Decis
	Perméthrine	Ambush
	Huile Horticole	Huile Supérieure
Fenvalérate	Belmark	
Fongicides	Bénomyl	Benlate
	Captane	Maestro, Captan
	Dodine	Equal
	Mancozèbe	Dithane, Manzate
	Mancozèbe+Dinocap	Dikar
	Métirame	Polyram
	Myclobutanil	Nova

* Composés organophosphorés utilisés par les producteurs participant à l'étude

Source : Guide des traitements anti-parasitaires (1996)

Les types de pesticides utilisés dans les vergers du Québec ont été identifiés à partir du Guide des traitements antiparasitaires (1996). Près de 25 pesticides différents sont utilisés (voir tableau 3.2.). Certains sont peu utilisés alors que d'autres le sont plus fréquemment. Parmi ces pesticides, certains ont une toxicité plus grande donc peuvent représenter un risque plus grand pour la population. Le tableau 3.3. identifie les pesticides les plus couramment appliqués en 1995 dans cinq vergers commerciaux de la Montérégie selon des observations faites par le Réseau d'avertissement phytosanitaire-pommier du MAPAQ (Charbonneau, 1996).

Tableau 3.3. Identification des pesticides les plus couramment appliqués en 1995 dans cinq vergers commerciaux de la Montérégie

Fongicides	Insecticides	Acaricides
Dithane ou Manzate	Ripcord ou Cymbush	Huile supérieure
Captan	Guthion	Kelthane
Benlate	Imidan	Omite
Nova	Sevin	Apollo
Polyram	Pounce ou Ambush	
	Pirimor	
	Zolone	

Source : tiré de Charbonneau (1996)

3.3.3. Index de risques

À partir de la liste des pesticides recommandés en pomiculture (tableau 3.2.), l'auteur a élaboré un index de risques. Cet index de risques a été établi pour identifier le ou les pesticides représentant le plus de risques pour la santé.

Cet index a été construit en tenant compte seulement des facteurs de risques à la santé. Cet index a été établi selon une grille d'évaluation élaborée par Rosenblum et al. (1995). Les facteurs de risques pour la santé ont été évalués sur les critères de la toxicité aiguë, chronique/subchronique, la cancérogénicité, la mutagénicité, la tératogénicité et les effets sur la reproduction. Suite à une revue de littérature, des cotes ont été attribuées à chacun de ces critères pour des pesticides de groupes et de familles différentes. Les cotes représentent une échelle de grandeur. Cette échelle est graduée de 0 à 7 pour les critères de toxicité et signifie un produit minimalement toxique "0" et un produit extrêmement toxique "7". Pour les autres critères, elle est graduée de 0 à 5 (6 pour la cancérogénicité) et signifie un produit connu pour n'avoir aucun effet "0" et un produit connu pour avoir un effet "5" ou "6". Un score global représentant l'index de risques a été calculé pour chacun de ces pesticides. Ces pesticides représentent ceux le plus couramment utilisés en pomiculture.

L'analyse des résultats obtenus (voir annexe 4) permet d'identifier deux familles ayant un risque potentiel élevé pour la santé, soit les organochlorés et les organophosphorés. Les organophosphorés ont été priorisés pour l'étude étant donné qu'ils sont plus utilisés en pomiculture que les organochlorés. De plus, ce choix répond à la demande initiale du groupe Nature-Action Beloeil/Mont St-Hilaire, i.e. "d'interdire l'utilisation de produits neurotoxiques dans les vergers situés en zone résidentielle". Les organophosphorés ont un effet neurotoxique direct.

3.3.4. Relation dose-effet

La réponse biologique d'un individu à une exposition d'une substance toxique est dépendante de la dose absorbée et des propriétés intrinsèques de cette substance. Cette réponse peut se manifester par des changements à un niveau biochimique, cellulaire, histopathologique et morphologique. Le niveau atteint est dépendant de la dose absorbée, de la voie d'exposition, de la fréquence et de la durée de l'exposition, ainsi que des variations physiologiques de chaque individu (Meek et al., 1994). Les effets toxicologiques peuvent être rapides ou retardés, courts ou prolongés, réversibles ou irréversibles. Le type de réponse observée est fonction de la dose et du niveau d'exposition de chaque individu. La réponse observée sera plus marquée si la dose et l'exposition sont élevées. Dans cette section, il sera question des relations dose-effets (réponse) des trois composés organophosphorés utilisés dans le cadre de cette étude (l'azynphos-méthyl, le méthidathion et le phosmet).

Ces trois composés ont une structure chimique similaire et ont des propriétés semblables. Ils sont tous les trois des inhibiteurs indirects et sont classés dans la famille des phosphorodithioates. En regardant les monographies (Anonyme, 1996a, 1996b, 1996c) de ces trois composés, on constate que l'azynphos-méthyl et le méthidathion ont une toxicité relative très proche, alors que le phosmet a une toxicité relative environ dix fois inférieure. Selon l'EPA (U.S. Environmental Protection Agency), l'azynphos-méthyl et le méthidathion sont classés parmi les pesticides de toxicité de la classe I, i.e. dont la DL50 orale, chez le rat, est inférieure ou égale à 50 mg/Kg, donc une

toxicité assez élevée. Le phosmet est de la deuxième classe (DL50 orale entre 51 et 500 mg/Kg) et a une toxicité considérée assez modérée ("Farm Chemicals Handbook", 1992; Ames et al., 1989; Weinbaum et al., 1995).

La littérature abonde d'études expérimentales animales qui fournissent des informations intéressantes sur la relation dose-réponse. À la lumière des données observées dans la littérature, il est intéressant de noter que pour quelques espèces animales, on observe une réponse biologique équivalente à celle observée chez l'humain pour une même charge corporelle de ces pesticides. La réponse primaire observée lors d'une exposition aux organophosphorés en est une d'ordre biochimique, soit l'inhibition de l'acétylcholinestérase. Comme cette réponse correspond à des doses équivalentes chez l'humain et les animaux, on peut présumer que les réponses sur le système reproducteur et les effets cancérogènes observés chez les animaux correspondent à des doses équivalentes chez l'humain. Donc, ces données peuvent servir d'indicateur pour évaluer les risques à la santé chez l'humain.

Pour l'azynphos-méthyl, aucune inhibition n'est observée lorsque l'on expose pendant quatre semaines des êtres humains à des doses variant entre 0,1 et 0,2 mg/kg de poids corporel/jour (Rider et al., 1970; Rider et al., 1972). Une légère baisse de l'activité de l'acétylcholinestérase sans manifestation clinique observable est notée à une dose de 0,3 à 0,33 mg/kg de poids corporel/jour (Scherrmann et al., 1987). Alors que chez les rats et les chiens, aucun effet n'est observé lors d'exposition prolongée (47 semaines) par voie orale à des doses de 0,125 mg/kg de poids corporel/jour (Anonyme, 1996a). Chez les rats et les chiens, une inhibition légère de l'acétylcholinestérase plasmatique et érythrocytaire sans effet clinique est notée à une dose de 0,5 mg/kg de poids corporel/jour (Anonyme, 1996a). Des études sur la reproduction des rats ne dénotent aucun effet sur le système reproducteur et sur la mère à une dose de 0,25 mg/kg de poids corporel/jour (Anonyme, 1996a). Aucun effet mutagène n'est noté avec l'azynphos-méthyl.

Pour le méthidathion, une dose sans effet observable a été déterminée chez le chien exposé à 0,1 mg/kg de poids corporel/jour, par voie orale, pendant une période de deux ans (Quest et al., 1990). Un NOAEL a été obtenu à une dose de 0,4 mg/kg/jour et une inhibition légère de

l'acétylcholinestérase érythrocytaire est notée à une dose de 1,4 mg/kg/jour. Chez le singe, une inhibition significative de l'activité de l'acétylcholinestérase a été observée à une dose de 1 mg/kg/jour. Chez le rat, le NOAEL a été obtenu à une dose de 0,1 mg/kg/jour. Une inhibition de l'acétylcholinestérase et d'autres effets toxiques sont notés à une dose de 2 mg/kg administrée par voie orale (Anonyme, 1996b). Des effets toxiques plus sévères sont observés chez le rat à une dose de 5 mg/kg de poids corporel. Pour l'humain, le NOAEL a été obtenu à une dose de 0,08 et 0,11 mg/kg de poids corporel/jour administrée par voie orale sur une période de six semaines (Quest et al., 1990; Anonyme, 1996b). D'après les doses notées pour les autres espèces, on peut supposer qu'avec une dose de 2 mg et plus par kg de poids, on observerait des effets toxiques chez l'humain. Des études sur la reproduction des rats démontrent des effets de comportement maternel à une dose de 0,25 mg/kg de poids corporel/jour. À une dose de 2,5 mg/kg de poids corporel, on observe des morts nés et une augmentation de la mortalité après la naissance (Anonyme, 1996b). Des tumeurs bénignes et des tumeurs malignes ont été induites, dans une seule étude, chez des souris mâles à des doses de 2,5 mg/kg et 5 mg/kg de poids corporel, respectivement. Cependant, l'EPA conclue que ces données ne sont pas suffisantes pour conclure à un effet cancérigène.

Comme mentionné précédemment, la toxicité du phosmet est dix fois plus faible, donc les doses observées induisant un effet sont de façon générale dix fois plus élevées. Pour le phosmet, un NOEL a été obtenu à une dose de 2 mg/kg de poids corporel chez le rat exposé par voie orale pendant deux ans. Une augmentation de la mortalité et des effets toxiques sont observés pour des doses de 22,5 à 300 mg/kg de poids corporel pendant 16 semaines. Chez le chien, un NOEL a été obtenu à une dose de 1 mg/kg de poids corporel par voie orale pendant deux ans. Des changements de l'activité de l'acétylcholinestérase sont notés chez le chien à une dose de 3,7 mg/kg de poids corporel, exposé pendant 20 semaines (Anonyme, 1996c). Des études sur la reproduction des rats ne dénotent aucun effet sur le système reproducteur à une dose de 2 mg/kg de poids corporel/jour par voie orale (Anonyme, 1996c). Certaines études dénotent un potentiel cancérigène. Dans un premier cas, on observe la présence de tumeurs hépatiques chez des souris mais le dosage n'est pas indiqué. Les résultats de la deuxième étude, des rats alimentés avec une diète contenant 1 à 20 mg/kg/jour pendant deux ans, n'ont pas permis

d'observer de différences significatives avec un groupe témoin non exposé. L'EPA a classé le phosmet dans la catégorie C, i.e. possiblement cancérigène (Anonyme, 1996c).

3.3.5. Les effets sur la santé

L'effet neurotoxique direct associé aux composés organophosphorés est lié à son action inhibitrice de l'acétylcholinestérase. La fonction normale de l'acétylcholinestérase est d'hydrolyser l'acétylcholine (une neuro-hormone) libérée dans les fentes synaptiques des fibres cholinergiques en réponse d'un stimuli nerveux. La manifestation des effets cholinergiques peut être très variée. Ces effets sont d'intensité variable, de très faible jusqu'à la mort suite à une dépression du système respiratoire et/ou du système cardio-vasculaire. Le tableau 3.4. résume les principaux symptômes et signes cliniques observés lors d'intoxication en fonction de l'organe ou tissu affecté.

Tableau 3.4. Description des symptômes et des signes cliniques en fonction des différents organes ou tissus

Sites d'action	Signes cliniques et symptômes
Yeux	- Larmoiement, myose, vision trouble, diminution de la pression intra-oculaire, hyperhémie de la conjonctive, douleur oculaire lors du focus
Système respiratoire	- Écoulement nasal, pression et légère douleur thoracique, bronchoconstriction, augmentation des sécrétions bronchiques, dyspnée, toux, oedème des poumons
Système urinaire	- Incontinence
Système gastro-intestinal	- Augmentation de la salivation, anorexie, vomissement, crampe abdominale, pyrosis, éructation, diarrhée, ténésme, incontinence
Glandes sudoripares	- Sudation
Muscles striés	- Fatigue, faiblesse, rigidité, crampe, fasciculation musculaire, paralysie, faiblesse des muscles respiratoires
Système nerveux central	- Étourdissement, tension, anxiété, tremblement, vertige, instable émotivement, insomnie, cauchemar, céphalée, apathie, dépression, somnolence, trouble de concentration, confusion, trouble du langage, ataxie, faiblesse généralisée, coma avec absence de réflexe, respiration Cheyne-Stokes, convulsions, dépression du centre cardio-vasculaire et respiratoire, diminution de la pression sanguine, dyspnée, cyanose
Système vasculaire	- Bradycardie, diminution de la force de contraction du cœur, arrêt cardiaque, paralysie du centre vasomoteur

Source : adapté de Kaloyanova et El Batawi (1991)

Les intoxications chroniques sont rares puisque les composés OP sont en général peu accumulables. Les mêmes symptômes que lors d'une intoxication aiguë sont rencontrés, mais ils sont beaucoup moins prononcés (céphalée, étourdissement, insomnie, faiblesse, sudation, nausée, perte d'appétit, tremblement, nystagmus, etc.). Des troubles hépatiques, rénaux, cutanés, cardio-vasculaires, respiratoires, hématologiques, neurologiques, de comportement, immunologiques, endocriniens, oculaires et gastro-intestinaux sont rapportés (Kaloyanova et El Batawi, 1991; Gallo et Lawryk, 1991). Certains composés OP sont considérés comme potentiellement cancérogènes.

3.4. Estimation de l'exposition

Pour réaliser une estimation plus réelle de la dose d'exposition, il a fallu procéder à l'identification des voies potentielles d'exposition. En situation de pulvérisation de pesticides dans les vergers, la population vivant à proximité des vergers est susceptible d'être exposée par l'inhalation de gouttelettes ou des vapeurs de pesticides, par contact cutané direct ou indirect avec les gouttelettes et par l'ingestion de produits de consommation contaminés, ou dans le cas des enfants, par l'ingestion de sol et de poussières. Ces trois voies d'exposition contribuent, à un taux différent, à la dose d'exposition totale. La contribution relative de chaque voie d'exposition varie selon l'individu et les circonstances. Par exemple, pour un enfant, la voie digestive représente généralement une voie d'exposition plus importante comparée à un adulte. Dans le cas d'un travailleur agricole, la voie respiratoire peut, s'il ne porte pas de masque protecteur, représenter une voie d'exposition plus importante qu'un citoyen vivant à proximité du verger. Cependant, plusieurs études identifient, pour les travailleurs agricoles, la voie d'exposition cutanée comme étant la principale voie d'absorption (Wolfe, et al., 1967; Durham et al., 1972; Davis et al., 1982; Shin et al., 1985; Chester, 1993). La quantité de pesticides déposée à la surface de la peau peut être de 20 à 1700 fois supérieure à la quantité déposée dans les voies respiratoires (Feldman et Maibach, 1974). Les contributions relatives des voies d'exposition par inhalation et par ingestion sont souvent considérées comme négligeables (Kummer et Van Sittert, 1986).

Dans la présente étude, l'exposition a été estimée à partir des mesures biologiques (dosages urinaires des alkylphosphates). Cependant, les informations recueillies à partir de l'évaluation de la dérive aérienne ainsi que des mesures environnementales (concentrations de pesticides dans l'air et concentration de résidus au sol) ont permis une estimation plus précise de l'exposition. Le volet d'évaluation de la dérive aérienne permet de documenter la variabilité de la dérive en situation réelle de pomiculture québécoise, la majorité des études ayant été réalisées aux États-Unis. Le volet de mesures environnementales permet d'évaluer la quantité de pesticides potentiellement disponible pour l'absorption.

3.4.1. Estimation de l'exposition via les mesures de la dérive aérienne

La dérive peut être définie comme étant la proportion du produit pulvérisé qui est transportée par le vent hors de sa trajectoire et qui n'atteint pas sa cible initiale. Cette dérive peut être sous forme de gouttelettes ou de gaz produits par l'évaporation pendant et après l'application. Cette dérive est responsable de l'exposition aux pesticides que subit la population limitrophe aux vergers. En effet, les gouttelettes et les vapeurs sont transportées hors des zones traitées, donc elles deviennent une source potentielle disponible pour l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané.

Les résultats des études réalisées sur les mesures des concentrations de pesticides hors des zones traitées, montrent que des quantités non négligeables de pesticides sont retrouvées hors des zones traitées. Plusieurs facteurs doivent être considérés lors de l'interprétation des résultats. En effet, la dérive est influencée par le diamètre des gouttelettes, la formulation des produits, les paramètres de pulvérisation (la hauteur de pulvérisation, la vitesse du pulvérisateur, les buses, etc.) et les conditions atmosphériques (la vitesse et l'orientation des vents, la stabilité atmosphérique, le taux d'humidité dans l'air, etc.). Dans l'étude de MacCollom et al. (1985), on estime que 90% du captane pulvérisé se retrouve à l'intérieur du verger. Donc, la quantité de dérive représente environ 10% de la quantité de produit pulvérisé. Fox et al. (1990a) rapportent que 75% des pesticides pulvérisés en culture de pommiers nains sont collectés par des échantillonneurs situés à cinq mètres de la ligne de pulvérisation. Ils rapportent également que 98,9% des produits constituant la dérive se retrouvent à moins de 60 mètres. Fox et al. (1993) observent dans une étude réalisée en culture de pommiers semi-nains que seulement 3% de la dérive se retrouve au-delà de 30 mètres. Dans des études de Salyani et Cromwell (1992) et de Fox et al. (1993), on note que les concentrations dans l'air sont plus grandes que celles mesurées au sol aux mêmes distances. La variabilité de ces résultats s'explique par la présence d'un grand nombre de facteurs influençant la dérive. On peut tirer de ces études que la majorité des substances emportées par la dérive se retrouve à l'intérieur de 30 mètres des zones traitées.

La prévision de la quantité de dérive par modélisation mathématique est difficilement réalisable étant donné le grand nombre de variantes (climatiques, environnementaux, paramètres de pulvérisation, type de verger, etc.). Dans le contexte de l'étude, l'évaluation de la dérive permet de documenter la variabilité de la quantité de dérive en fonction des conditions météorologiques et des paramètres de pulvérisation. La simulation d'une application de référence et celle d'un scénario de la pire application visent à quantifier le différentiel existant entre ces deux applications. Ce différentiel fournit des valeurs plus précises sur la quantité de pesticides générés par la dérive lors de conditions extrêmes et sur la quantité de pesticides potentiellement disponibles pour l'absorption. Ces informations peuvent par la suite servir à l'estimation de l'exposition d'une population. L'extrapolation de ce type d'informations peut servir à estimer l'exposition lors d'autres conditions réelles d'application.

3.4.2. Estimation de l'exposition via les mesures environnementales

Il a été mentionné précédemment que la dérive aérienne est la cause de la présence de pesticides et de résidus hors des zones de pulvérisation. La population vivant à proximité des vergers est donc exposée involontairement à ces substances présentes dans l'air ambiant et au sol (ou sur les légumes, fruits, jouets et autres types d'objets). Les mesures environnementales visent à quantifier la présence des pesticides dans l'air ambiant et au sol au moment et peu de temps après la pulvérisation. Ces données recueillies en temps et en conditions réelles de pulvérisation permettent d'obtenir des valeurs de la quantité de pesticides potentiellement disponibles pour l'absorption. Cependant, pour être très précises, ces valeurs doivent être recueillies avec une fréquence et une durée suffisamment élevées pour connaître les variations de concentrations dans l'air et au sol durant toute la journée. Par la suite, il devient possible d'estimer l'exposition d'un individu en estimant la contribution relative de chaque voie d'exposition. Par exemple, en utilisant la capacité respiratoire de la moyenne de la population et de la moyenne des résidus de pesticides dans l'air, on peut estimer la contribution relative de la voie respiratoire pour un individu. En estimant la contribution relative de chacune des voies d'absorption pour un segment de population défini (ex. : les jeunes enfants), il est possible d'estimer l'exposition

totale et d'évaluer le risque pour ce segment de population. De plus, la connaissance de la contribution de chacune des voies d'absorption fournit l'information pour identifier et prioriser des solutions d'atténuation de l'exposition provenant de la voie d'absorption la plus importante.

Les mesures environnementales fournissant des informations sur la principale source d'exposition doivent être corrélées avec les valeurs d'exposition interne. Sans les valeurs d'exposition interne, ces valeurs d'exposition environnementale peuvent ne pas refléter la réalité puisque la présence de beaucoup de facteurs influencent l'exposition. Il faut tenter d'estimer le degré d'absorption qui varie d'un individu à l'autre, dépendamment des facteurs physiologiques propres à chacun (ex. : la complexité du poumon, le degré d'absorption de la peau à nu, le taux d'absorption de chaque partie du corps, etc.). De plus, des facteurs non physiologiques doivent être contrôlés. Par exemple, pour un jeune enfant, des facteurs tels que le temps passé à l'extérieur près du verger, la distance qui le sépare du verger, s'il porte des vêtements ou non, s'il joue sur le gazon ou non, sont variables d'un individu à un autre et résultent en une exposition différente. L'utilisation de questionnaires est importante pour connaître les habitudes et le comportement de la population afin d'évaluer la contribution de chacune des sources d'exposition. D'autres études ont été réalisées pour évaluer les quantités de pesticides générées par la dérive et disponibles pour l'absorption. Fox et al. (1993) rapportent des concentrations mesurées au sol du même ordre de grandeur que celles mesurées dans le cadre de cette étude. Des concentrations variant entre 25 et 1347 $\eta\text{g}/\text{cm}^2$ ont été rapportées pour des sites de prélèvements situés entre 3 et 15 mètres des pommiers traités. Ils rapportent également que les dépôts à l'extérieur du verger sont plus importants au printemps alors que le couvert végétal est moins dense. MacCollom et al. (1985) ont mesuré des résidus de captane dans l'air près d'un verger. Ils rapportent des concentrations de l'ordre de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durant la pulvérisation, de 52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ une demi-heure après la pulvérisation alors qu'aucune concentration n'est mesurée 24 heures post pulvérisation. Seiber et al. (1993) rapportent des concentrations dans l'air de l'ordre de 100 $\eta\text{g}/\text{m}^3$ pour le parathion, le chlorpyrifos et le diazinon et de 30 $\eta\text{g}/\text{m}^3$ pour le méthidathion.

3.4.3. Estimation de l'exposition via les mesures biologiques

Il a été mentionné dans la section traitant de la revue de littérature sur les organophosphorés que les deux principales méthodes d'évaluer l'exposition aux organophosphorés étaient le dosage de l'acétylcholinestérase et le dosage des alkylphosphates urinaires. Dans le cadre de cette étude exploratoire, on a choisi d'utiliser les alkylphosphates comme indicateur biologique de l'exposition interne aux organophosphorés. Le choix des insecticides organophosphorés répond à la requête initiale du groupe Nature-Action d'interdire l'usage d'insecticides neurotoxiques dans les vergers à proximité des zones résidentielles. Également, les composés de cette famille d'insecticides ont un indice élevé dans le tableau de l'index de risques (voir annexe 4) et sont largement utilisés en pomiculture au Québec. De plus, l'exposition interne aux composés organophosphorés est facilement quantifiable.

Les alkylphosphates sont en fait les produits de dégradation du métabolisme des composés organophosphorés biotransformés au niveau du foie et éliminés dans l'urine. Le choix de cette méthode est excellent puisque les alkylphosphates sont des indicateurs très sensibles et spécifiques de l'exposition de l'ensemble des composés organophosphorés (Gallo et Lawrik, 1991). Le dosage des alkylphosphates est facilement réalisable et est non invasif, un élément important dans cette étude puisque les enfants sont le groupe principalement étudié. Également, la mise au point de la méthode analytique des échantillons urinaires ne représentait pas un problème pour le Centre de Toxicologie du Québec (CTQ).

Il est possible d'estimer l'exposition d'un individu aux organophosphorés si l'on peut établir la relation qui existe entre l'indicateur biologique et la dose absorbée. Le dosage des alkylphosphates avant et après une exposition à des composés organophosphorés permet de déterminer si un individu a absorbé une quantité significative d'organophosphorés. Les valeurs du dosage des alkylphosphates sont le reflet de la réponse intégrale de l'organisme d'un individu à une exposition. La réponse de l'organisme est en fonction des facteurs

physiologiques (âge, sexe, état de santé, pourcentage de gras corporel, taux d'absorption de la peau et des poumons, métabolisme, etc.) et des facteurs non physiologiques de chaque individu (comportement, habitude, durée d'exposition, vêtements de protection, etc.). La connaissance de la cinétique (absorption, biotransformation et élimination) de ces composés dans l'organisme humain en fonction du temps et de la concentration en alkylphosphates avant et après une exposition, permet de déterminer la dose absorbée par un individu durant cette exposition (Carrier et Brunet, 1999). L'estimation de la quantité d'organophosphorés absorbée reflète l'exposition attribuable à toutes les sources (utilisation des organophosphorés en pomiculture et utilisation résidentielle). Il est donc important d'effectuer un échantillonnage avant une exposition spécifique pour évaluer le bruit de fond.

Pour déterminer si l'exposition des individus est significative statistiquement, l'ensemble des concentrations obtenues par les analyses de laboratoire a été soumis à des analyses statistiques telles que : des tests de comparaison de moyenne entre deux échantillons indépendants, des tests de conformité, des analyses de variances et des tests de corrélation. Ces analyses statistiques ont été effectuées par traitement informatique des données sur SPSS avec un seuil décisionnel d'acceptation de l'hypothèse nulle (il n'existe pas de différence) $p \leq 0,05$.

L'estimation de l'exposition pour l'ensemble de chaque groupe (enfants exposés, travailleurs, familles des producteurs et enfants vivant à plus de 500 mètres) s'est réalisée comme suit :

- en effectuant des analyses comparatives (test de comparaison pairé) des valeurs des dosages biologiques prélevés chez chaque sujet avant la pulvérisation, le jour suivant la pulvérisation et le septième jour suivant la pulvérisation. Les valeurs obtenues avant la pulvérisation servent de valeur de référence pour chaque sujet;
- en comparant (t de student) les paramètres statistiques (moyenne, variation, etc.) de la distribution d'alkylphosphates urinaires obtenus chez le groupe d'enfants exposés avec les valeurs obtenues chez le groupe d'enfants témoins, aux trois périodes de prélèvements;

- en effectuant des analyses comparatives (test de comparaison pairé) des valeurs d'alkylphosphates urinaires prélevés chez les travailleurs aux trois périodes de prélèvements;
- en effectuant des tests de corrélation (test de Pearson) entre les valeurs des dosages biologiques obtenus le jour suivant la pulvérisation et la durée d'exposition;
- en effectuant des tests de corrélation (test de Pearson) entre les valeurs des dosages biologiques obtenus le jour suivant la pulvérisation et les concentrations d'organophosphorés mesurées dans l'air et au sol le jour de la pulvérisation, ainsi qu'avec les données des questionnaires (temps passé à l'extérieur, utilisation de pesticides à la maison).

L'utilisation des questionnaires élaborés en majeure partie par l'auteur est importante à cette étape d'analyses statistiques. Ces questionnaires permettent de documenter et corréler les effets des diverses variables telles que la durée de l'exposition et la concentration des pesticides utilisés. La partie des questionnaires qui identifie les insecticides utilisés, leur quantité, leur concentration, le type de verger et sa superficie, permet d'effectuer des corrélations avec les valeurs de résultats environnementaux. L'annexe 5 présente les questionnaires utilisés dans le cadre de l'étude afin d'évaluer l'exposition des groupes exposés (enfants, familles des producteurs et travailleurs agricoles). Les participants devaient répondre aux questionnaires tous les jours jusqu'au prélèvement du dernier échantillon urinaire. Ces questionnaires documentent la durée d'exposition potentielle, déterminent le type de contact aux organophosphorés attribuable à la pulvérisation (temps passé à l'extérieur sur le terrain), permettent d'identifier les autres sources possibles d'exposition aux organophosphorés (usage résidentiel). En plus, dans le cas des travailleurs agricoles, ils documentent le type de verger, identifient les pesticides et les concentrations employés ainsi que le type d'équipement de protection utilisé lors de la pulvérisation.

Les résultats d'exposition obtenus, par l'ensemble de ces analyses et par l'intégration des connaissances environnementales, ont servi à estimer le risque à la santé de l'utilisation des organophosphorés dans les vergers à proximité des zones résidentielles.

3.5. Estimation du risque

De façon générale, l'analyse de risque sert à déterminer le risque qu'une substance, dans certaines circonstances d'exposition, ait des effets négatifs sur la santé. Pour déterminer si cette substance a des effets adverses sur la santé, il faut considérer ses propriétés biochimiques, le niveau d'exposition à cette substance (l'exposition interne et l'exposition externe) et la durée d'exposition à cette substance (Thonney et Bisogni, 1989). L'absence de données précises sur ces facteurs rend souvent l'analyse de risque peu réalisable. L'utilisation de données estimées (la durée d'exposition, la concentration absorbée) ou de données extrapolées à partir des études animales est une limitation importante de la précision de l'analyse de risque. Des études épidémiologiques à long terme sur les effets potentiels des pesticides sur l'homme sont très rares. Par exemple, les effets toxiques aiguës des composés OP sont très bien connus mais les effets chroniques d'une exposition à faible dose sur une longue période sont très peu caractérisés. Les données actuelles proviennent pour la majorité, d'études réalisées sur des animaux de laboratoire. L'utilisation de ces données est acceptée par la communauté scientifique, même si certains sont contre cette dernière puisqu'elles sont obtenues à partir d'exposition à de fortes doses. Huff et Haseman (1991) citent une conclusion de l'«International Agency of Research on Cancer» (IARC) : «en l'absence de données adéquates sur les humains, il est biologiquement plausible et prudent de considérer que certains agents représentent un risque carcinogénique chez l'humain s'ils ont démontré un potentiel carcinogénique évident chez les animaux de laboratoire».

3.5.1. Les étapes dans le processus de l'estimation du risque

Pour bien progresser dans la démarche d'analyse de risque, certains éléments doivent être connus (Thonney et Bisogni, 1989; Meek et al., 1994). Premièrement, pour un pesticide donné, il faut déterminer le «NOEL» (“no observable effect level” ou la concentration sans effet observé) ou le «NOAEL» (“no observable adverse effect level” ou la concentration sans effet adverse observé). Ces concentrations de produits sont déterminées par des études de toxicité

réalisées sur des animaux et sont administrées dans la ration quotidienne par unité de poids corporel. Le «NOEL» correspond à la plus forte dose à laquelle aucun effet n'a été observé, alors que le «NOAEL» correspond à la plus forte dose à laquelle aucun effet adverse n'a été observé. Le «NOEL» et le «NOAEL» déterminés par voie orale sont le plus souvent utilisés. Le plus faible «NOEL» recensé par les diverses études de toxicité sert au calcul de la dose quotidienne admissible («ADI» ou "Acceptable Daily Intake").

La deuxième étape de la démarche de l'analyse de risque est l'évaluation de la dose quotidienne admissible. Cette ADI correspond à la dose à laquelle un individu peut être exposé quotidiennement durant toute sa vie sans avoir d'effet négatif. Cette information est importante pour évaluer l'importance du risque associé à l'exposition d'une substance dans l'environnement. Cette dose quotidienne est obtenue en divisant le «NOEL» par un facteur de sécurité (généralement 100 ou plus). Cette dose admissible est exprimée en mg de pesticide par Kg de poids corporel par jour. Le facteur de sécurité provient de l'hypothèse que l'humain est dix fois plus sensible à un pesticide que le plus sensible des animaux et, que le degré de sensibilité entre chaque individu est différent (certains individus peuvent être dix fois plus sensibles). Un facteur additionnel entre 1 et 100 peut être incorporé à cause du manque de données précises sur la reproductivité, mutagénécité, tératogénécité, cancérogénécité et effets chroniques. Par exemple, Quest et al. (1990) rapportent une ADI de 0,001 mg/kg de poids corporel/jour dans le cas du méthidathion. Cette ADI provient des résultats d'une étude de toxicité chez le chien utilisant un NOEL de 0,1 mg/kg de poids corporel/jour et d'un facteur de sécurité de 100.

Il faut être prudent avec l'utilisation de l'ADI, puisqu'elle est évaluée pour un individu moyen d'une population cible. Elle ne peut pas être utilisée sans discernement pour une autre population. Certains facteurs peuvent être très différents. Par exemple, le taux de consommation de fruits peut être plus élevé, le niveau d'exposition peut être plus grand, les facteurs socio-économiques différents, donc peuvent favoriser la consommation d'une alimentation de plus faible qualité, etc.

Il faut également déterminer la dose théorique maximale potentiellement absorbée dans le scénario du pire cas (aucune protection, exposition prolongée, mauvaise technique d'utilisation, forte concentration, etc.). Il faut déterminer les voies d'absorption potentielles et évaluer la contribution maximale de chacune de ces voies. Si le total de la contribution de chaque voie est plus petit que la dose quotidienne admissible, alors le risque est faible. Cependant, si le total est plus grand, alors ce pesticide est considéré comme potentiellement dommageable pour les humains.

3.5.2. L'estimation du risque dans le cadre du projet d'étude

Dans le cadre de cette étude, l'analyse de risque à la santé a été effectuée par l'équipe de spécialistes de la Régie de la Santé publique de la Montérégie. Une estimation du risque à la santé reliée à l'exposition aux organophosphorés des segments de population à l'étude (enfants et travailleurs) a été réalisée à partir des résultats de l'estimation de l'exposition pour chacun des segments de population. Compte tenu des effets potentiels à haute dose et des effets chroniques inconnus à long terme, il faut absolument s'assurer d'avoir une marge de sécurité entre les doses auxquelles la population vivant près des vergers est exposée, et celles qui peuvent résulter en des effets toxiques aigus ou chroniques. L'estimation du risque permet d'établir cette marge de sécurité.

Tout d'abord, un des membres de l'équipe de la Régie de la Santé publique de la Montérégie a élaboré un modèle de simulation toxicocinétique du devenir des organophosphorés dans l'organisme humain. Une description plus détaillée de ce modèle toxicocinétique est présentée dans Carrier et Brunet (1999). Ce modèle a été développé à partir des données recueillies dans la littérature qui mettent en relation les concentrations d'alkylphosphates urinaires, les doses d'organophosphorés absorbées et les effets sur l'organisme. Ce modèle permet, à partir des concentrations d'alkylphosphates urinaires prélevées les matins suivant l'exposition, d'obtenir une estimation de la charge corporelle (ou concentration sanguine) en organophosphorés d'un individu. Le niveau de charge corporelle en fonction des effets étant très bien documenté dans

la littérature, il devient possible d'obtenir une bonne indication du risque d'effet encouru par cet individu. Ainsi, il devient possible d'estimer le niveau d'alkylphosphates sous lequel le risque d'effets à la santé est nul ou négligeable.

Avec le modèle de simulation du devenir des organophosphorés dans l'organisme, il est possible d'estimer la quantité d'alkylphosphates qui doit être urinée durant une période donnée à la suite d'une exposition à un OP spécifique pour produire un effet toxique. Pour un composé OP donné, il est possible d'estimer la quantité d'alkylphosphates urinée nécessaire afin de pouvoir noter une inhibition significative de l'acétylcholinestérase érythrocytaire (effet fonctionnel le plus précoce à survenir lors d'une exposition à un composé OP). Cette inhibition est proportionnelle à la charge corporelle (ou concentration sanguine) en organophosphorés. Dans l'estimation du risque, on doit tenir compte de certains facteurs de variation qui influencent cette inhibition. Cette inhibition est dépendante du type d'organophosphorés utilisé. L'azynphos-méthyl et le méthidathion ont une toxicité relative similaire, donc ils induisent une inhibition significative de l'acétylcholinestérase érythrocytaire à une concentration voisine. Par contre, le phosmet a une toxicité relative d'environ dix fois plus faible que les deux autres OP utilisés dans l'étude. Donc, la concentration sanguine en phosmet nécessaire pour induire une inhibition de l'acétylcholinestérase érythrocytaire au même niveau que le méthidathion et l'azynphos-méthyl doit être dix fois plus grande. Pour une même charge corporelle exprimée par unité de poids corporel, la concentration nécessaire pour induire une inhibition varie d'un individu à l'autre. Un des facteurs importants à considérer est la masse adipeuse de l'individu. Un individu avec un pourcentage adipeux par rapport à son poids corporel inférieur à la moyenne sera plus sensible qu'un individu plus gras pour une même charge corporelle. Ceci s'explique par la liposolubilité du composé. La distribution d'un composé liposoluble est différente chez un individu maigre. Un individu maigre sera également plus sensible si ce composé traverse bien la barrière hémato-encéphalique.

Par la suite, une estimation de la charge corporelle maximale (en mg d'azynphos-méthyl) chez l'adulte et l'enfant, ainsi que la concentration urinaire d'alkylphosphates correspondante ont été

calculées à partir de ce modèle toxicocinétique. Ces estimations servent de valeurs de référence. Chez un adulte de poids moyen (70 Kg), la concentration urinaire en alkylphosphates ajustée à la créatinine est de 5354 µg/g de créatinine et correspond à une charge corporelle de 16,2 mg d'azynphos-méthyl. Ces valeurs maximales sont celles correspondantes au NOAEL (0,1 mg azynphos-méthyl/Kg de poids corporel/jour pour 30 jours, dose administrée par voie orale). Ce qui signifie qu'aucun effet fonctionnel de l'acétylcholinestérase n'est observé à ce niveau d'exposition chronique. Chez un enfant d'un poids de 15 Kg (poids moyen pour des enfants de quatre ans) et avec un pourcentage adipeux moyen (15 à 18%), la concentration urinaire en alkylphosphates ajustée à la créatinine a été évaluée à 2288 µg/g de créatinine et correspond à une charge corporelle d'environ 4 mg d'azynphos-méthyl. Ces valeurs maximales ont été évaluées en fonction du NOAEL de l'adulte.

Ces mesures permettent d'évaluer le risque d'apparition d'effets toxiques. Pour ce faire, il suffit de comparer les valeurs d'alkylphosphates mesurées et ajustées à la créatinine avec ces valeurs de références pour les adultes et les enfants. Par exemple, si pour un enfant le taux d'alkylphosphates est inférieur à celui nécessaire pour induire une inhibition significative, alors on peut déduire que le risque est négligeable ou nul.

Pour des informations plus détaillées sur l'évaluation des valeurs de la charge corporelle maximale (en mg d'azynphos-méthyl) chez un adulte et un enfant, ainsi que la concentration urinaire d'alkylphosphates correspondante, il est possible de consulter la référence suivante : Belleville, Boudreault et Carrier (1997) «Analyse des risques à la santé associés à l'exposition aux organophosphorés utilisés dans les vergers de la Montérégie».

3.5.3. L'analyse de risque chez les enfants et les travailleurs

Pour estimer le risque attribuable à l'exposition des composés organophosphorés des populations à l'étude, il faut comparer la charge corporelle accumulée pendant et après la pulvérisation avec la charge maximale correspondant au NOAEL établi pour chacun des

groupes (enfants et travailleurs). Il a été établi pour les enfants, lors de la simulation de l'exposition à un niveau correspondant au NOAEL, que la charge corporelle atteinte était de 4 mg d'azynphos-méthyl et que pour les travailleurs, la charge corporelle atteinte était de 16,2 mg d'azynphos-méthyl. Ces niveaux servent de valeurs de référence pour la comparaison avec la valeur de la charge corporelle accumulée par les enfants et les travailleurs.

Les tableaux suivants représentent les résultats des estimations de la charge corporelle de l'enfant et du travailleur qui ont la concentration urinaire la plus faible et la plus forte ainsi que la moyenne des concentrations de ces deux groupes pour le jour suivant la pulvérisation et le septième jour après.

Tableau 3.5. Comparaison des charges corporelles en azynphos-méthyl des enfants avec la charge corporelle de référence

Niveau d'exposition	Jour suivant la pulvérisation		Septième jour après la pulvérisation	
	Concentration urinaire µg alkylphosphates /g créatinine	Charge corporelle maximale estimée mg azynphos-méthyl équivalent	Concentration urinaire µg alkylphosphates /g créatinine	Charge corporelle maximale estimée mg azynphos-méthyl équivalent
Référence NOAEL	2288	4	2288	4
Minimum observé	8	0,014	2	0,004
Moyenne observée	70	0,13	53	0,098
Maximum observé	186	0,34	229	0,40

Source : tiré de Belleville et al. (1997)

En analysant les résultats obtenus dans ce tableau, on constate que l'enfant avec la charge corporelle la plus élevée le jour de la pulvérisation, en a une de 11,7 fois moins élevée que celle

du NOAEL, alors que le septième jour après la pulvérisation, sa charge corporelle est dix fois moins élevée. Cependant, un sujet avec un pourcentage adipeux plus faible que la moyenne verra son risque augmenter inversement proportionnel au pourcentage adipeux du sujet maigre. Dans le cas du phosmet, la charge corporelle évaluée serait de 117 fois moins élevée que celle du NOAEL.

Tableau 3.6. Comparaison des charges corporelles en azynphos-méthyl des travailleurs avec la charge corporelle de référence

Niveau d'exposition	Jour suivant la pulvérisation		Septième jour après la pulvérisation	
	Concentration urinaire µg alkylphosphates /g créatinine	Charge corporelle maximale estimée mg azynphos-méthyl équivalent	Concentration urinaire µg alkylphosphates /g créatinine	Charge corporelle maximale estimée mg azynphos-méthyl équivalent
Référence NOAEL	5354	16,2	5354	16,2
Minimum observé	25	0,08	10	0,033
Moyenne observée	134	0,40	48	0,15
Maximum observé	314	0,95	203	0,61

Source : tiré de Belleville et al. (1997)

En analysant les résultats obtenus dans ce tableau, on constate que le travailleur avec la charge corporelle la plus élevée le jour de la pulvérisation en a une de 17 fois moins élevée que celle du NOAEL. Alors que le septième jour après la pulvérisation sa charge corporelle est 26,5 fois moins élevée. Comme dans le cas des enfants, si le sujet a une masse adipeuse moindre alors le risque est un peu plus grand. Dans le cas du phosmet, la charge corporelle évaluée serait de 170 fois moins élevée que celle du NOAEL.

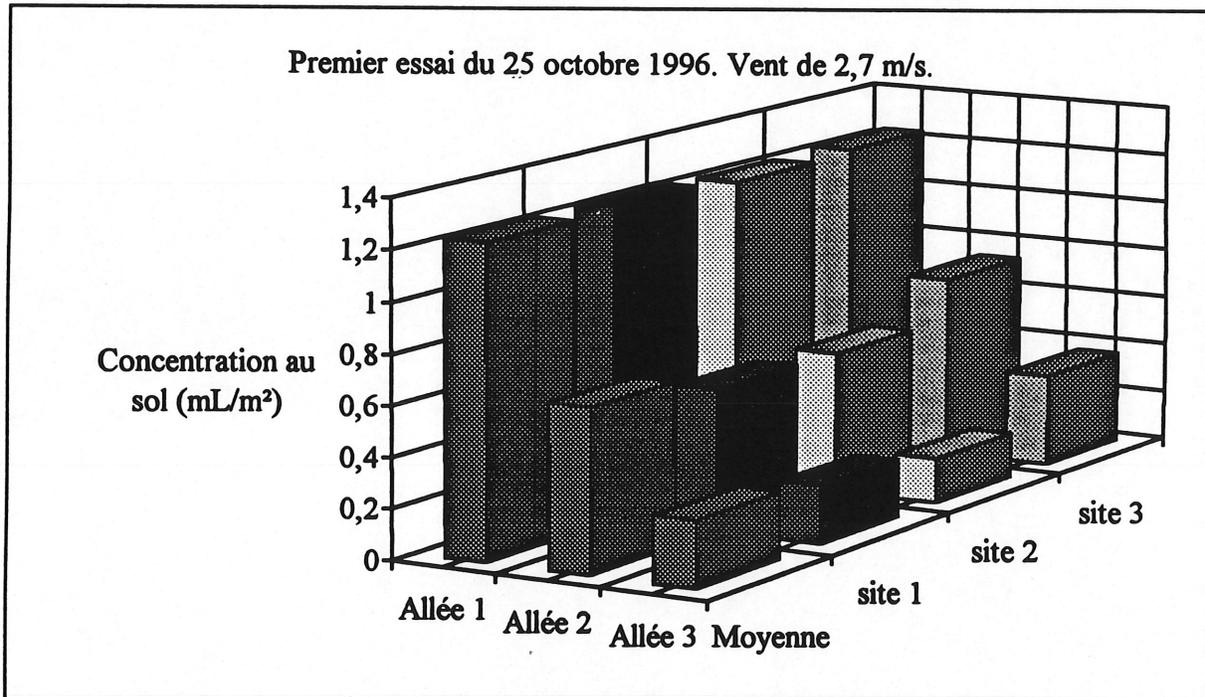
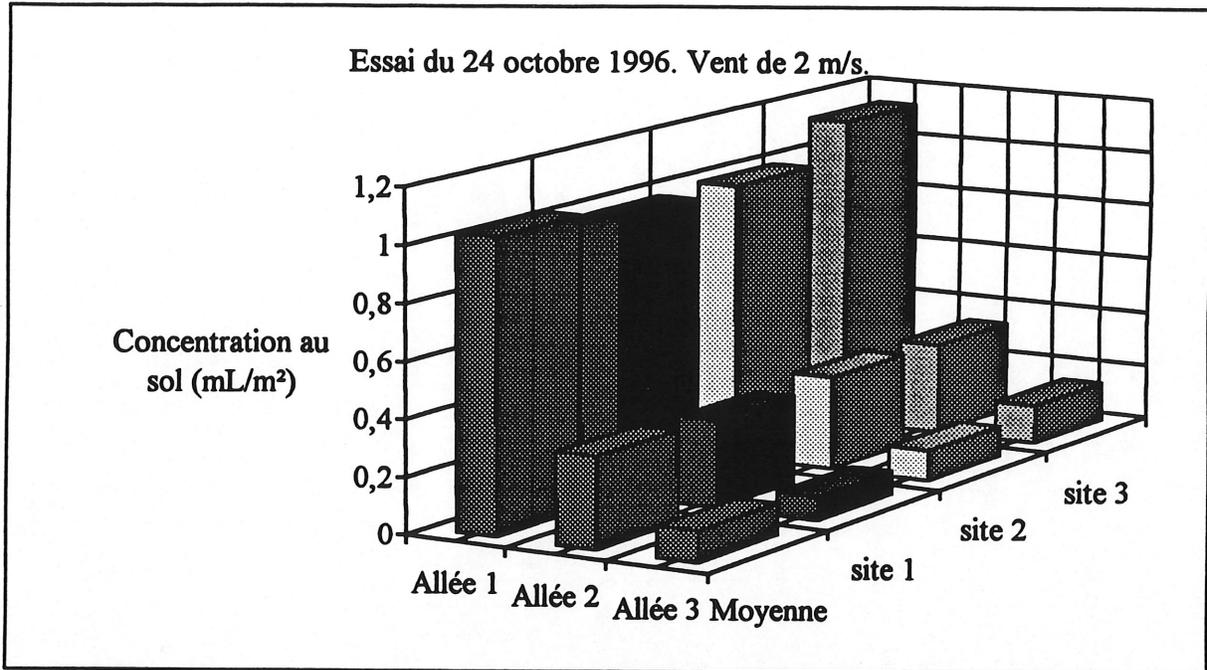
Dans les deux cas (les enfants et les travailleurs), la charge corporelle maximale mesurée est plus faible que la valeur de la charge corporelle estimée pour chacun des groupes. Ce qui permet de croire qu'aucun effet fonctionnel de l'acétylcholinestérase devrait être noté aux niveaux mesurés pour les enfants et les travailleurs durant cette étude.

4. PRÉSENTATION ET ANALYSES DES RÉSULTATS

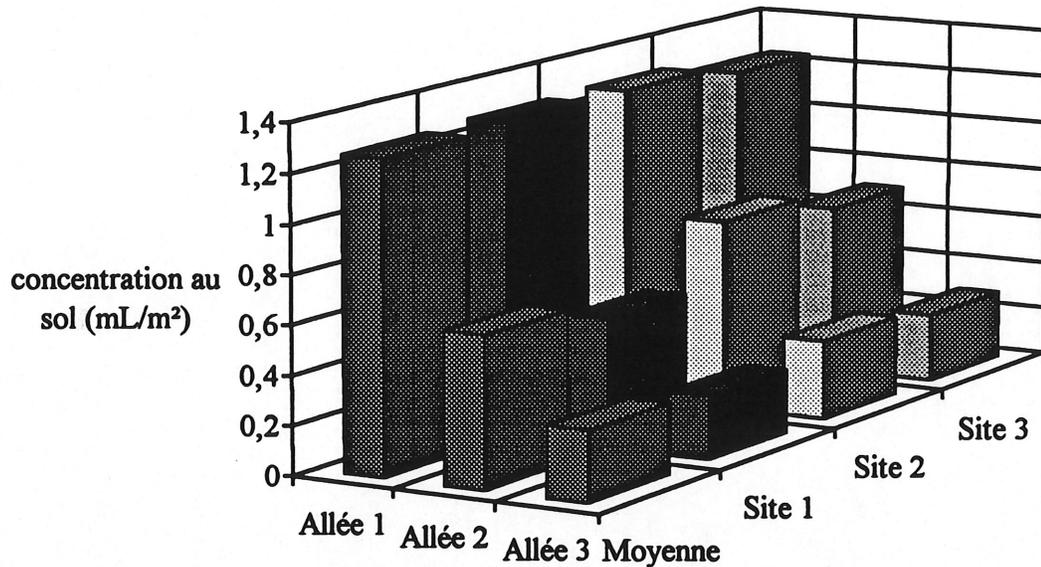
4.1. Présentation et analyses des résultats des mesures de la dérive aérienne

Des contraintes ont retardé le démarrage de ce volet de caractérisation de la dérive de sorte que seulement cinq essais ont été réalisés durant l'automne 1996 (ceci sans compter les essais préliminaires). Les essais ont été réalisés le 24 octobre 1996 (un essai seulement), deux autres essais le 25 et deux autres essais le 26 octobre 1996. Ces données ont été prises tard à l'automne alors que la densité du feuillage est passée d'environ 70% à environ 20% (100% de densité correspond au plein feuillage de l'été).

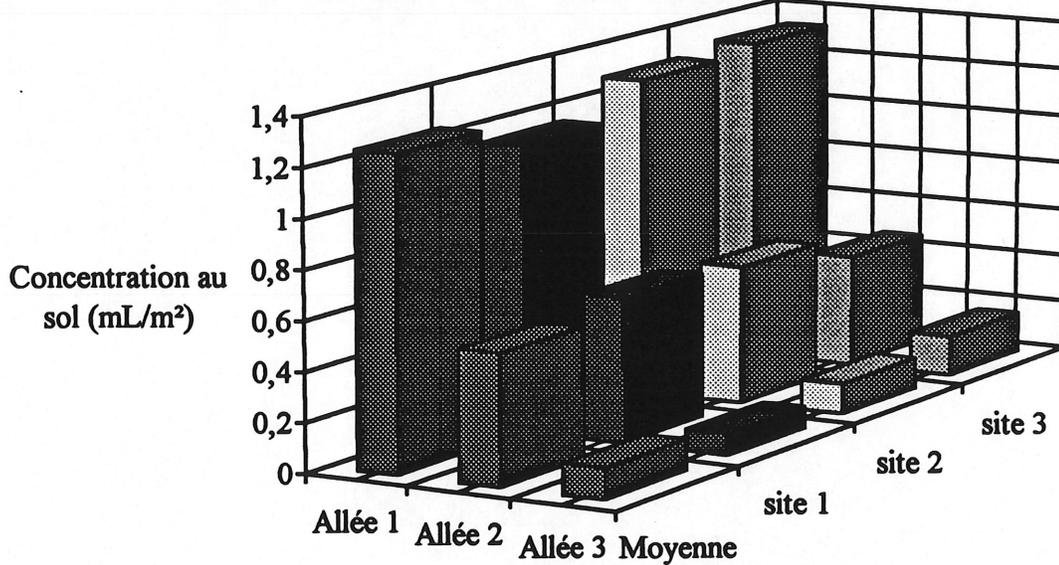
En laboratoire, l'analyse des échantillons a permis d'obtenir des valeurs (lecture au fluorimètre). Ces valeurs ont ensuite été comparées à une courbe d'étalonnage afin de connaître les concentrations de traceurs captées par l'échantillonneur. En tenant compte de l'orientation et de la vitesse du vent, ces concentrations sont converties en données exprimées en volume de bouillies par unité de surface. Les données sont présentées sous forme de graphiques. Dans chaque graphique, les sites #1 correspondent aux sites d'échantillonnage 1, 2 et 3 du schéma du site expérimental (voir figure 3.1.), les sites #2 des graphiques correspondent aux sites 4, 5 et 6 du site expérimental, et les sites #3 des graphiques correspondent aux sites 7, 8 et 9 du site expérimental. Les résultats des plats de Pétri (échantillonneurs au sol) sont exprimés en volume de bouillie recueillie par unité de surface. Les mesures de dérive aérienne faites à l'aide des échantillonneurs rotatifs sont exprimées sous forme de dose. La dose est le volume de bouillie traversant une surface unitaire verticale. Sur chaque graphique on retrouve la moyenne des trois sites de chaque allée. Les cinq graphiques qui suivent, sont la présentation visuelle des résultats des échantillonneurs au sol.



Deuxième essai du 25 octobre 1996. Vent de 2,7 m/s.



Premier essai du 26 octobre 1996. Vent de 0,96 m/s.



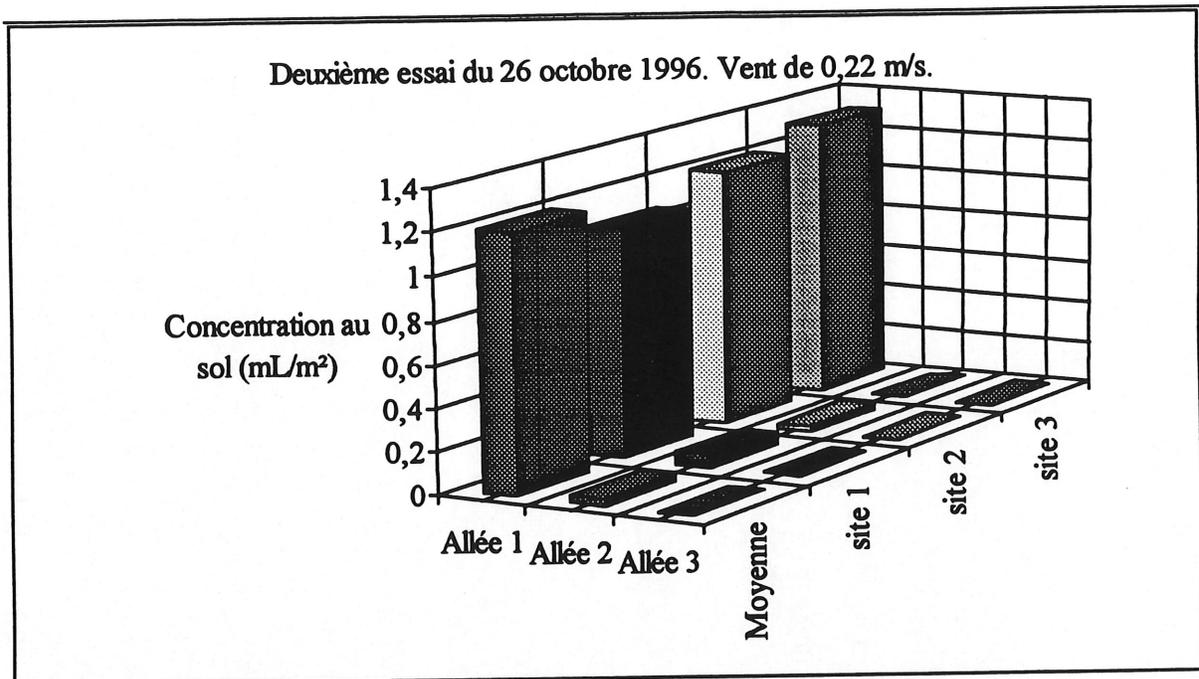
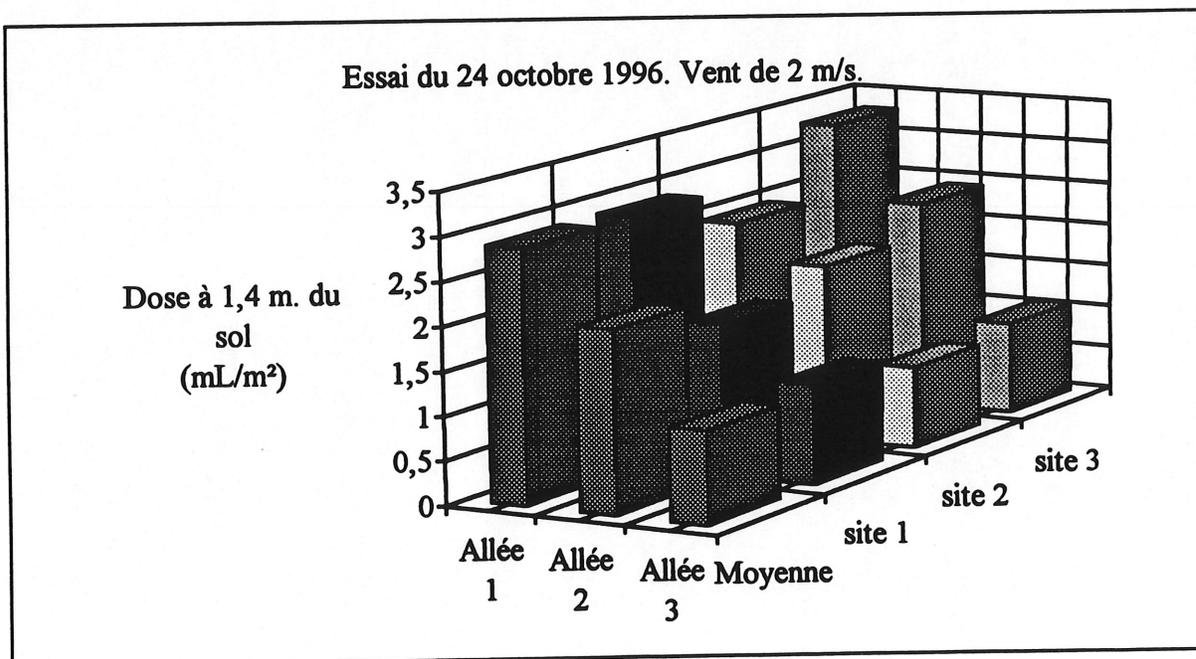
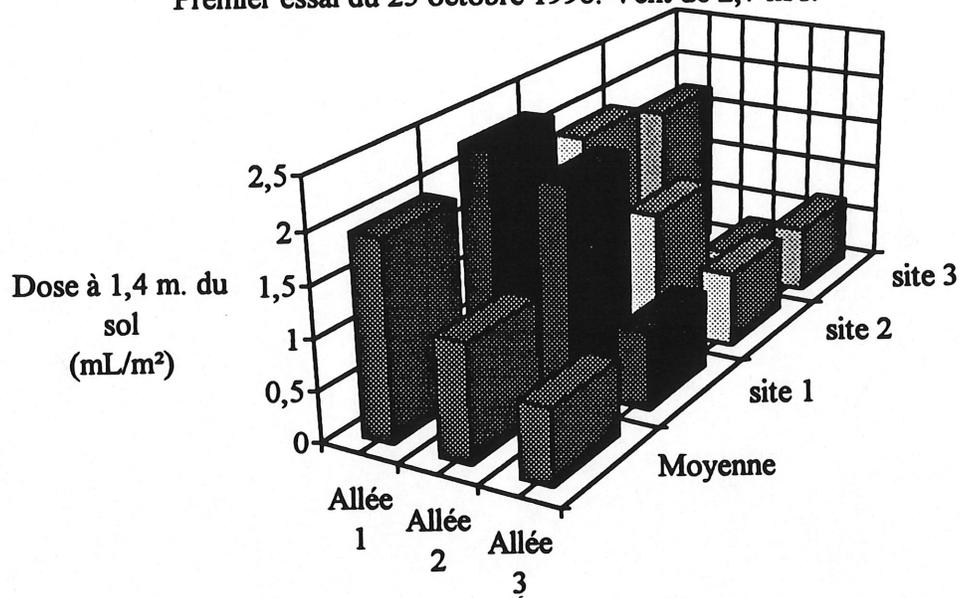


Figure 4.1. Résultats des mesures des concentrations obtenues avec les échantillonneurs au sol
 Source : les 5 graphiques sont tirés de Panneton et al. (1997)

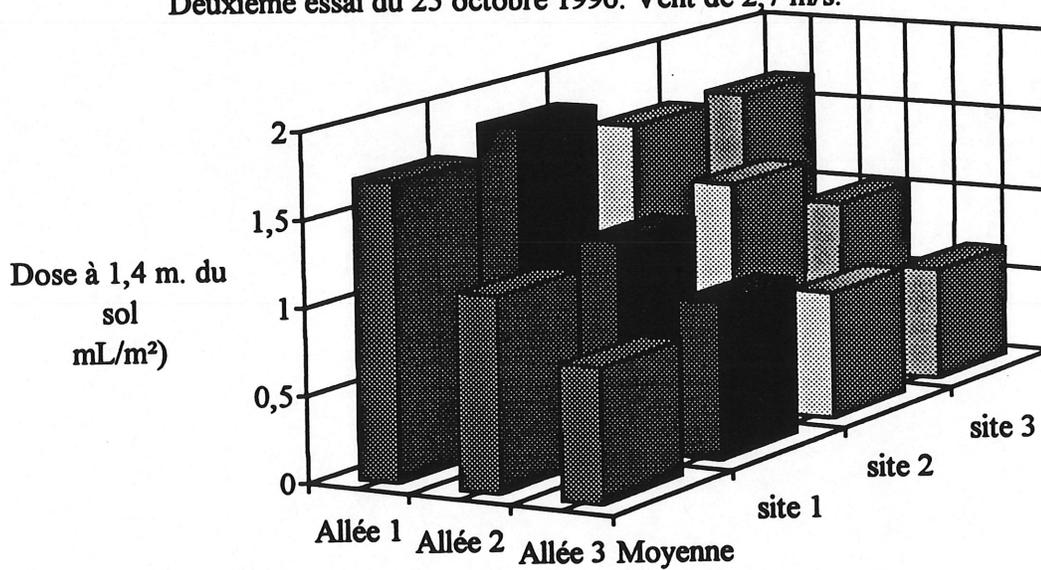
Les cinq graphiques qui suivent, sont la présentation visuelle des résultats des échantillonneurs aériens.



Premier essai du 25 octobre 1996. Vent de 2,7 m/s.



Deuxième essai du 25 octobre 1996. Vent de 2,7 m/s.



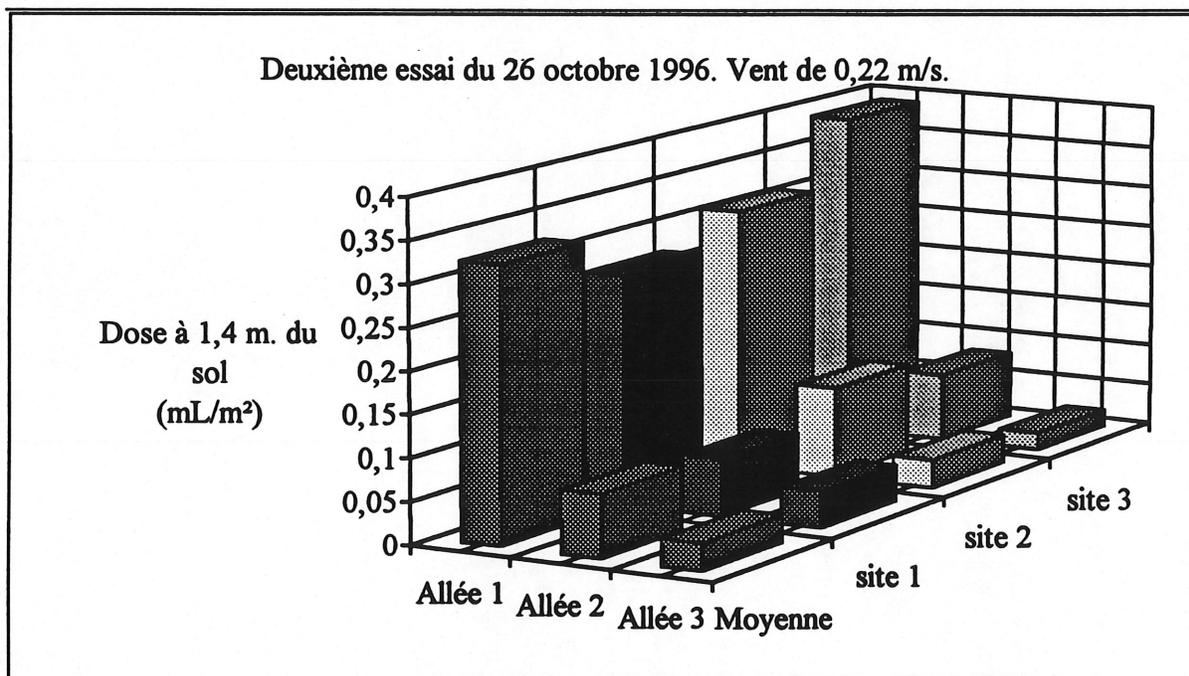
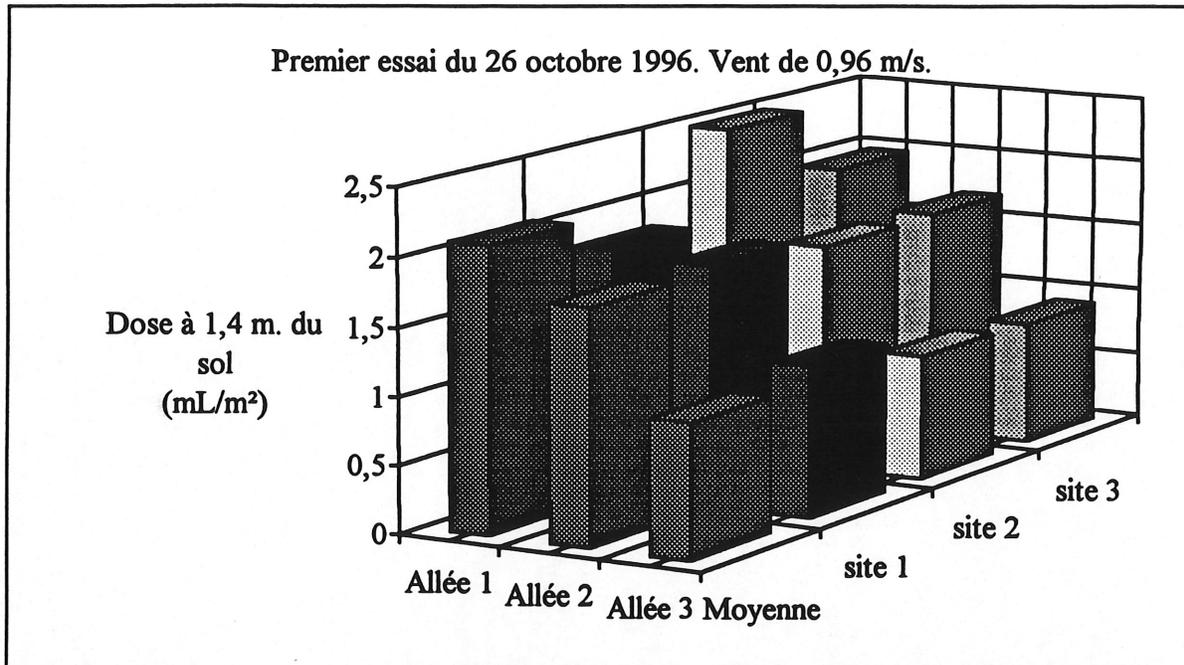


Figure 4.2. Résultats des mesures des doses obtenues à 1,4 mètres du sol avec les échantillonneurs aériens

Source : les 5 graphiques sont tirés de Panneton et al. (1997)

Le très faible nombre d'essais oblige à interpréter les résultats avec beaucoup de retenue et ne permet pas d'établir les relations qui pourraient exister entre la bouillie recueillie et la vitesse du vent, la température, l'humidité relative et autres facteurs pouvant influencer la dérive. Malgré tout, l'analyse de ces résultats démontre certains faits. L'uniformité des données entre les sites d'échantillonnage à l'intérieur de chaque inter-rang démontre que le protocole est efficace. Les figures représentant les concentrations au sol et dans l'air montrent clairement que la première rangée de pommiers adjacente au pulvérisateur ne retient pas toute la bouillie pulvérisée. On mesure dans les trois inter-rangs, où sont situés les échantillonneurs, des quantités non-négligeables de dérive. De façon générale, on observe une diminution du volume de bouillie recueillie sur les échantillonneurs rotatifs et au sol à mesure qu'on s'éloigne de l'allée de pulvérisation. Sur la figure 4.2. (premier essai 25 octobre 1996, échantillonnage aérien), on observe que le résultat du troisième échantillonneur rotatif de la deuxième allée est plus faible que celui de la troisième allée. Ce résultat s'explique par le fait que le moteur de cet échantillonneur a été branché durant la pulvérisation, donc la dose captée par l'échantillonneur est plus faible.

La quantité de dérive aérienne et le dépôt au sol sont influencés par la vitesse du vent (voir figures 4.3. et 4.4.). Sur ces figures, chaque courbe regroupe les concentrations moyennes des sites d'une même allée de toutes les expériences, en fonction de la vitesse moyenne du vent. La vitesse du vent est la composante perpendiculaire de la vitesse lue par l'anémomètre situé à quatre mètres du sol. Pour la figure 4.3., on note que dans les trois inter-rangs, la quantité de dérive mesurée semble atteindre un maximum pour un vent de 1,5 m/s, puis diminuer à des vitesses de vent supérieures. Dans le premier inter-rang, même en l'absence de vent (0,22 m/s), la dérive est non-nulle alors qu'elle tend vers zéro pour les deux autres inter-rangs. Ceci s'explique par l'action de soufflerie du ventilateur du pulvérisateur. L'interprétation de ces résultats doit être faite avec discernement puisque la performance des échantillonneurs aériens à la vitesse de vent la plus basse est indéterminée (voir figure 3.3.). Sur la figure 4.4., on remarque que dans la première allée, la quantité de dérive recueillie ne semble pas être affectée par la vitesse du vent dans le premier inter-rang alors qu'elle a tendance à augmenter avec le

vent dans les deux autres inter-rangs. Les concentrations moyennes, pour le premier inter-rang, se situent entre 1,04 et 1,26 ml/m². Dans le premier inter-rang, même en l'absence de vent (0,22 m/s), la dérive est non-nulle alors qu'elle tend vers zéro pour les deux autres inter-rangs. Cette observation amène à supposer que les dépôts de bouillie dans le premier inter-rang sont régis beaucoup plus par l'effet du ventilateur du pulvérisateur que par la vitesse du vent elle-même.

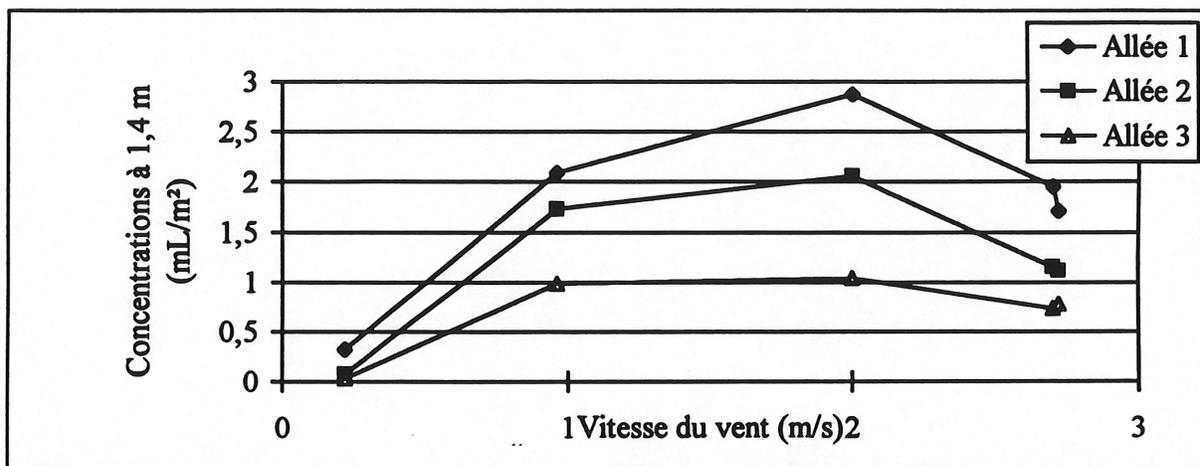


Figure 4.3. Effet de la vitesse du vent sur les concentrations aériennes mesurées à 1,4 mètres du sol

Source : tiré de Panneton et al. (1997)

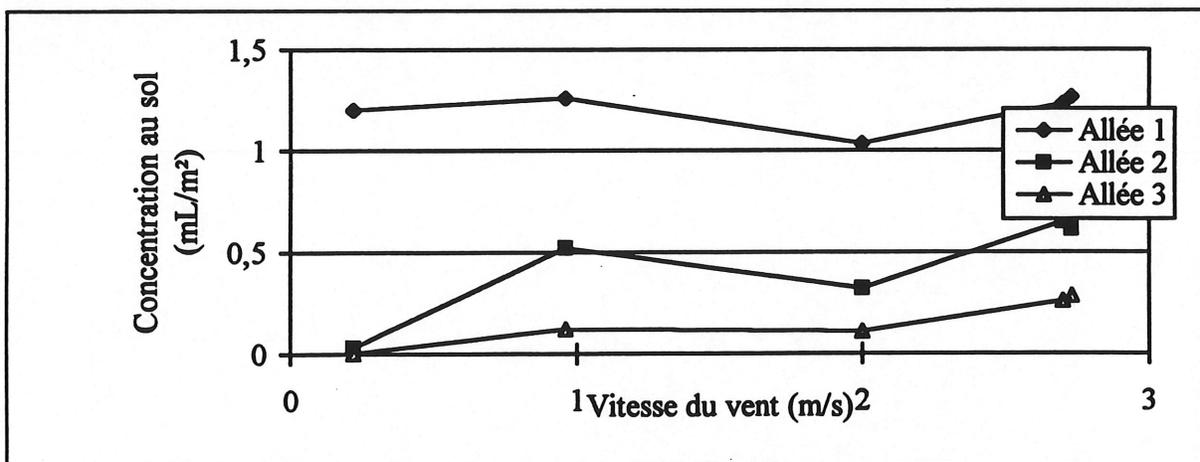


Figure 4.4. Effet de la vitesse du vent sur les concentrations mesurées au sol

Source : tiré de Panneton et al. (1997)

4.2. Présentation et analyses des résultats des mesures environnementales

4.2.1. Présentation et analyses des résultats des mesures du TAGA

Il est important de rappeler que le TAGA permet d'analyser seulement les contaminants présents à l'état gazeux dans l'air. Les aérosols ou les substances absorbées sur des particules ne sont pas détectées. Parmi les produits utilisés par les pomiculteurs lorsque le TAGA a effectué les échantillonnages, seulement le phosmet, l'azynphos-méthyl et le myclobutanil ont pu être retrouvés en faible quantité dans l'air à l'état gazeux. Des observations visuelles sur les sites traités ont permis de constater que la bruine créée par le pulvérisateur avait une portée de dispersion limitée. Les mesures de résidus au sol permettent d'évaluer l'étendue de cette dispersion.

Au moment de la pulvérisation, les aérosols jouent un rôle important pour la qualité du traitement appliqué mais également sur la quantité de dérive générée. Les instruments du TAGA ont permis d'évaluer les concentrations massiques en particules respirables (aérosols avec un diamètres $<10\mu\text{m}$). Sans toutefois identifier ces aérosols, ces résultats indiquent l'impact des aérosols sur la qualité de l'air. Pour les identifier, les aérosols ont dû être collectés et analysés au moyen d'une autre technique (l'échantillonneur d'air à grand débit). En plus des mesures de concentration massique, ces aérosols respirables ont également fait l'objet de mesures de dispersion. Le tableau 4.1. présente les résultats obtenus à divers moments et à différents points de mesure.

Tableau 4.1. Concentrations des particules respirables en suspension dans l'air mesurées par le TAGA à divers endroits et à divers moments

ÉVÉNEMENTS	CONCENTRATION ($\mu\text{m}/\text{m}^3$)	LOCALISATION
Passage du pulvérisateur	500-1500	10 mètres du pulvérisateur
	50-130	20 mètres du pulvérisateur
	0-10	30 mètres du pulvérisateur
	0-2	>30 mètres du pulvérisateur
Quelques instants après le passage du pulvérisateur	10-40	10 mètres du pulvérisateur
	0-2	>10 mètres du pulvérisateur
Bruit de fond	0-2	général dans le secteur

Source : tiré de Laliberté (1996)

La concentration des aérosols est importante près du pulvérisateur mais diminue rapidement avec la distance et atteint la valeur de bruit de fond du secteur avoisinant avec des distances de plus de 30 mètres. Quelques instants seulement après le passage du pulvérisateur les concentrations redescendent au niveau de bruit de fond. On observe des variations importantes et un manque d'homogénéité des valeurs. Beaucoup de facteurs peuvent expliquer ces différences entre les valeurs. Les concentrations peuvent atteindre de grandes valeurs et revenir à un seuil de base quelques mètres plus loin à cause de changement d'orientation du vent. Au moment d'effectuer la mesure, une augmentation de la vitesse du vent peut survenir et diluer la concentration des contaminants dans l'air. L'étroitesse du panache de dispersion et la possibilité d'échantillonner successivement dans et hors du panache produites par le pulvérisateur sont également des facteurs de variation des concentrations mesurées. Un autre facteur important est la faible quantité de journées d'échantillonnage.

Des pesticides sous forme gazeuse ont été détectés dans l'air par le TAGA. De très faibles concentrations, de l'ordre de quelques dizaines de nanogrammes par mètres cubes d'air, ont été mesurées à des distances inférieures à 20 mètres du pulvérisateur. Leur concentration est négligeable par rapport à la quantité de pesticides transportés dans les aérosols. En effet, la formulation chimique du produit et du mélange favorise la forme aérosole pour augmenter

l'efficacité du traitement (Laliberté, 1996). Mais aucun des produits utilisés par les pomiculteurs n'ont été détectés à des distances de plus de 20 mètres, ni sur les voies carrossables ou près des résidences à proximité des vergers 701 et 101. Cependant, d'autres substances gazeuses ont été détectées par le TAGA à proximité du verger 701. Parmi ces substances, seul l'éthylène thiourée (l'ETU) a été identifié. L'ETU est un produit de dégradation du mancozèbe. On observe des concentrations variant entre 4 et 39 ng/m³ d'air à 20 mètres du pulvérisateur et des concentrations variant entre 0 et 22 ng/m³ à 30 mètres. L'analyse par le TAGA du mélange dans le réservoir du pulvérisateur révèle également la présence de l'ETU. Il est difficile de déterminer si les concentrations mesurées dans l'air proviennent de la dégradation du mélange dans le réservoir ou d'une dégradation consécutive à la pulvérisation du produit dans le verger. Lors de la pulvérisation du 6 juin 1997, des contaminants gazeux ont également été détectés à proximité du verger 101, mais ils n'ont pas été identifiés et quantifiés.

Le caractère exploratoire de ce volet de l'étude et les nombreux inconnus ont freiné la puissance technologique du TAGA. Les résultats obtenus sont limités mais des éléments importants de la nature et de la dynamique des contaminants ont été dégagés. La présence de sous-produits gazeux associés aux pesticides a été observée. Ces sous-produits méritent d'être étudiés avec plus de soin. Premièrement, parce qu'ils peuvent être transportés plus loin que les aérosols et deuxièmement parce qu'ils sont générés non pas seulement par la pulvérisation, mais également par l'évaporation. Ce qui constitue une source non négligeable de contamination sur une plus longue période pour la population vivant à proximité. Les résultats sur la dispersion de la fraction des aérosols respirables ressemblent à ceux dégagés par les études de dérive faites par d'autres chercheurs (Fox et al., 1993; McCollom et al., 1985).

4.2.2. Présentation et analyses des résultats des mesures de concentrations dans l'air

Pour les identifier, les aérosols ont dû être collectés au moyen d'un échantillonneur d'air à grand débit. Les observations sur le terrain et les résultats d'analyse du TAGA montrent bien l'importance de la fraction des aérosols dans la dérive au moment de la pulvérisation (voir tableau 4.1.). Le jour de la pulvérisation, le TAGA n'a détecté que de très faibles quantités de la fraction gazeuse des pesticides pulvérisés. Pour plus de détails sur les résultats et les analyses, il est recommandé de consulter Bisson (1997).

Les tableaux 4.2. et 4.3. montrent les résultats d'analyse obtenus lors de l'échantillonnage dans les vergers 701 et 206. En plus d'identifier les produits utilisés par les producteurs durant la pulvérisation, ces résultats permettent également d'identifier d'autres substances présentes dans l'air au même moment. Lors de la pulvérisation dans le verger 701, le 31 mai 1996, le mélange utilisé était constitué d'azynphos-méthyl, de myclobutanil et de mancozèbe. Les concentrations mesurées pendant la pulvérisation et dans les heures qui suivent correspondent bien aux mélanges appliqués. En effet, des concentrations significatives d'azynphos-méthyl et de myclobutanil ont été détectées. Ainsi, des concentrations moyennes d'azynphos-méthyl de l'ordre de 2706, 560 et 252 ng/m³ d'air ont été mesurées durant les trois périodes d'échantillonnage. On observe pour le deuxième et le troisième échantillons des diminutions des concentrations d'environ cinq et dix fois inférieures à celle observée lors de la pulvérisation. Dans la même séquence d'échantillonnage, des concentrations de myclobutanil ont également été mesurées (281, 21, 46,3 ng/m³ d'air). Les analyses des échantillons prélevés ne permettent pas de détecter ni le mancozèbe ni son sous-produit l'ETU (la présence de l'ETU ayant été détectée par le TAGA). Par contre, les analyses révèlent la présence d'autres pesticides. Bien que l'on ne puisse écarter l'hypothèse d'une contamination du mélange dans le réservoir du pulvérisateur, il est plus vraisemblable que ces produits proviennent d'une application antérieure dans le verger ou d'une application dans un autre endroit. En effet, tous ces produits sont utilisés dans la culture du maïs.

Tableau 4.2. Pesticides présents dans l'air ambiant à proximité du verger 701 (31 mai 1996)

Substances	Échantillon #1 (ng/m ³) volume : 37,2 m ³ durée : 0h34 min	Échantillon #2 (ng/m ³) volume : 130 m ³ durée : 1h59 min	Échantillon #3 (ng/m ³) volume : 414 m ³ durée : 6h18 min
Azynphos-méthyl	2705,9	560	252
myclobutanil	281,05	21	46,3
Atrazine	9,5	12	1,58
Butilate	4,4	<0,08	<0,02
Captane	5,52	3,34	2,0
Carbaryl	<0,40	<0,10	<0,03
Chlorothalonil	2,6	0,23	0,43
Cyanazine	<0,50	1,8	<0,04
Diméthénamide	2,5	1,4	<0,04
EPTC	1,6	0,62	<0,02
Linuron	<1,0	<0,30	<0,08
Métolachlore	16,88	14,24	6,94

Source : tiré de Bisson (1997)

Échantillon #1 : entre 09h43 et 10h17 min le 31 mai (HAE), vent du sud provenant du verger à environ 7 km/h
 Échantillon #2 : entre 10h45 et 12h44 min le 31 mai (HAE), vent du sud provenant du verger à environ 7 km/h
 Échantillon #3 : entre 13h06 et 19h24 min le 31 mai (HAE), vent du sud provenant du verger à environ 11 km/h

Lors de la pulvérisation dans le verger 206, le 24 juillet 1996, le mélange utilisé était constitué de phosmet et de captane. Les concentrations mesurées pendant la pulvérisation et dans les heures qui suivent correspondent bien aux mélanges appliqués. En effet, des concentrations significatives de phosmet et de captane ont été détectées. Ainsi, des concentrations moyennes de phosmet de l'ordre de 2600, 131 et 140 ng/m³ d'air ont été mesurées durant les trois périodes d'échantillonnage. On observe pour le deuxième et le troisième échantillons des diminutions des concentrations d'environ 20 et 18 fois inférieures à celle observée lors de la pulvérisation. Dans la même séquence d'échantillonnage, des concentrations de captane ont également été mesurées (560, 48,3 et 43 ng/m³ d'air). Tout comme dans le cas du verger 701, les analyses révèlent la présence d'autres pesticides. Ces pesticides ont un usage autre que celui de la pomiculture (culture de maïs, culture maraîchère, usage en milieu urbain).

Tableau 4.3. Pesticides présents dans l'air ambiant à proximité du verger 206 (24 et 25 juillet 1996)

Substances	Échantillon #1 (ng/m ³) volume : 448 m ³ durée : 6h00 min	Échantillon #2 (ng/m ³) volume : 810 m ³ durée : 11h20 min	Échantillon #3 (ng/m ³) volume : 358 m ³ durée : 4h55 min
Captane	560	48,32	43,19
Phosmet	2600	131	140,36
Chlorothalonil	0,88	0,62	0,55
Chlorpyrifos	<0,67	0,30	0,21
Cyanazine	1,30	<0,49	<0,11
Diméthoat	9,50	5,60	1,64
Métolachlore	<0,45	0,22	0,39
Myclobutanil	<0,89	<0,49	<0,11
Phosalone	<0,67	<0,37	0,19

Source : tiré de Bisson (1997)

Échantillon #1 : entre 15h30 et 21h30 min le 24 juillet (HAE), vent calme et SSO au cours de la dernière heure

Échantillon #2 : entre 22h00 le 24 juillet et 09h20 min le 25 juillet (HAE), vent SSO à SSE entre 4 et 6 km/h

Échantillon #3 : entre 09h50 et 14h45 min le 25 juillet (HAE), vent SSE entre 4 et 6 km/h

La figure 4.5. montre l'évolution des concentrations d'azynphos-méthyl et de myclobutanil durant la période de pulvérisation et dans les heures qui suivent la pulvérisation dans le verger 701. Elle montre plus précisément les concentrations totales mesurées dans la fraction particulaire (recueillies sur le filtre) et gazeuse (recueillies dans la mousse de polyuréthane). Également, on peut y observer les concentrations de la fraction particulaire mesurées sur le filtre seulement. Pour l'échantillon #3, on peut noter qu'une partie des pesticides a été recueillie sous forme gazeuse. Deux hypothèses ou une combinaison des deux pourraient expliquer cette situation.

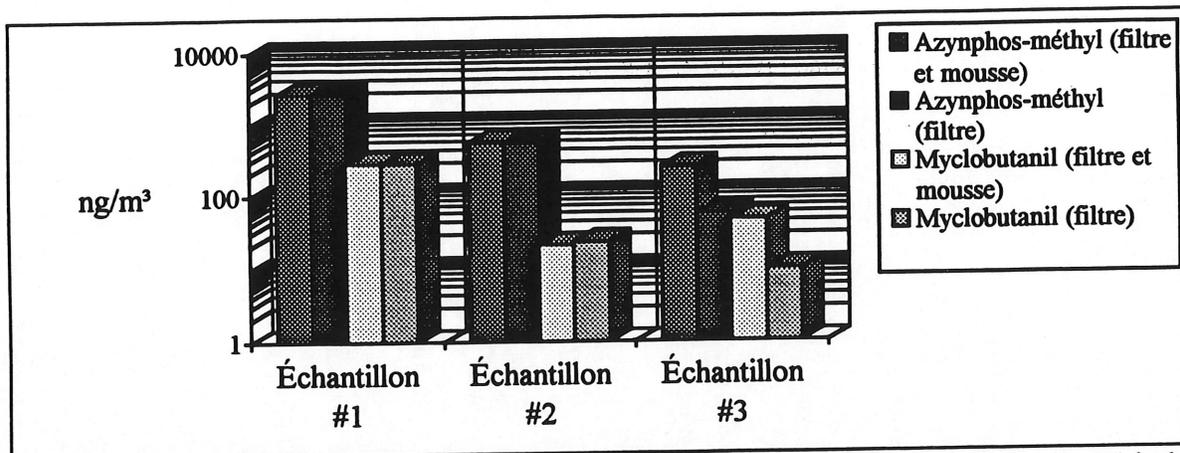


Figure 4.5. Concentrations moyennes d'azinphos-méthyl et de myclobutanil durant la période de pulvérisation et les heures suivantes (verger 701)

Source : adaptée de Bisson (1997)

Échantillon #1 : durée de la pulvérisation jusqu'à la disparition du brouillard, environ 34 minutes

Échantillon #2 : durée d'environ 2 h 00 min. après la pulvérisation

Échantillon #3 : durée de 6 h 00 min. (soit entre environ 13 h. et 19h 30 min. après la pulvérisation)

La figure 4.6. montre l'évolution des concentrations de phosmet et de captane durant la période de pulvérisation et dans les heures qui suivent la pulvérisation dans le verger 206. Elle montre plus précisément les concentrations totales mesurées dans la fraction particulaire (recueillies sur le filtre) et gazeuse (recueillies dans la mousse de polyuréthane). Contrairement aux résultats obtenus pour le verger 701, on observe ici que les courbes se superposent, ce qui signifie que les pesticides n'ont pas été détectés en phase gazeuse dans la mousse de polyuréthane. Deux hypothèses ou une combinaison des deux pourraient expliquer cette situation.

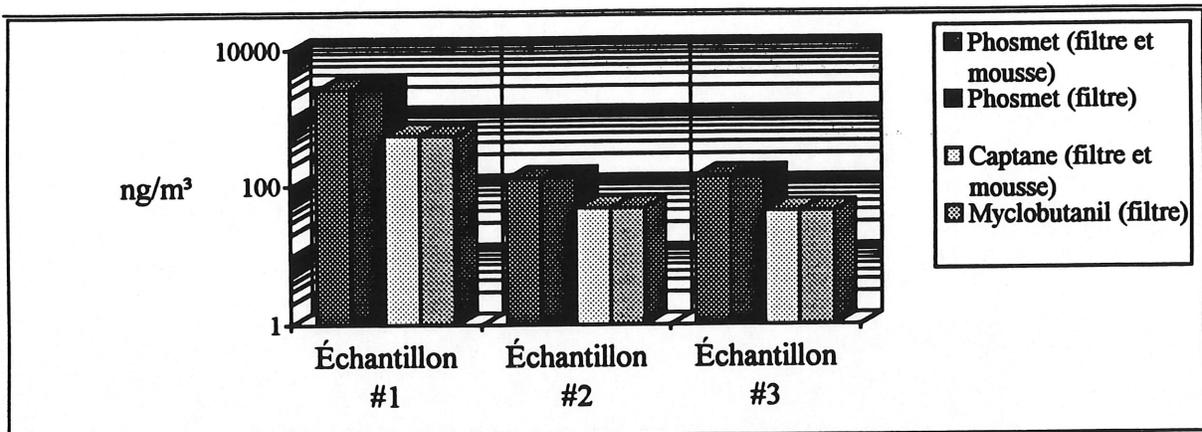


Figure 4.6. Concentrations moyennes du phosmet et du captan durant la période de pulvérisation et les heures suivantes (verger 206)

Source : adapté de Bisson (1997)

Échantillon #1 : durée de la pulvérisation jusqu'à la disparition du brouillard, environ 6 heures

Échantillon #2 : durée de 11h 20 min., débutant environ 30 min. après la fin du brouillard

Échantillon #3 : durée d'environ 5h 00 min., soit débutant 12h 30 minutes après la fin du brouillard

Dans les deux cas, les deux hypothèses sont reliées aux mêmes phénomènes. Le premier est la présence de conditions climatiques favorisant la volatilisation des pesticides. Dans le cas du verger 701, le troisième échantillon a été prélevé entre 13 heures et 19 h 30 lors d'une journée chaude et ensoleillée (température oscillant entre 21 et 24°C). Ces facteurs pourraient avoir contribué à la volatilisation des pesticides mesurés. Alors que dans le cas du verger 206, le deuxième échantillon a été prélevé surtout pendant la nuit (température entre 21 et 23°C) et accompagné d'averses et orages. Lors du prélèvement du troisième échantillon, une pluie légère s'est abattue à un certain moment (température d'environ 23°C). Ces facteurs pourraient avoir empêché la volatilisation des pesticides. Le deuxième phénomène est relié à la volatilisation d'une partie de l'échantillon lors du prélèvement. L'efficacité de la collecte de substances semi-volatiles sous forme particulaire est dépendante d'un volume d'air critique. Ce volume critique, la température ambiante et les propriétés physico-chimiques des substances (tension de vapeur) sont responsables du phénomène de volatilisation appelé en anglais «blow off». Ce phénomène pourrait expliquer la fraction gazeuse retrouvée dans le troisième échantillon (verger 701). Alors que dans le cas du verger 206, le phénomène de volatilisation, pour des raisons inconnues,

ne s'est pas produit. Il est possible que la tension de vapeur plus faible du phosmet soit la cause ($< 4,87 \times 10^{-6}$ pour le phosmet par rapport à $< 1,35 \times 10^{-5}$ et $< 1,6 \times 10^{-6}$ pour l'azynphos-méthyl et le myclobutanil respectivement) (Laliberté, 1996).

Les résultats permettent de noter la similitude quant à la variation dans le temps des concentrations de pesticides dans l'air. Des concentrations relativement élevées sont notées lors de la pulvérisation et de la dispersion du brouillard de pesticides. Au cours des heures qui suivent, ces concentrations redescendent à des niveaux près de dix et vingt fois inférieurs au niveau observé lors de la pulvérisation (pour le verger 701 et 206 respectivement). Quoique des hypothèses sont avancées pour expliquer la présence ou l'absence de la fraction gazeuse dans certains échantillons, cette différence de comportement ne peut être clairement expliquée pour le moment.

4.2.3. Présentation et analyses des résultats des mesures de concentrations de résidus au sol

L'analyse des résidus au sol avait pour but d'estimer la contribution de l'exposition cutanée des personnes vivant à proximité des vergers. Cette analyse a porté uniquement sur les trois composés organophosphorés utilisés par les producteurs visés par l'étude (l'azynphos-méthyl, le méthidathion et le phosmet). Les résultats présentés au tableau 4.4. représentent la somme cumulative des concentrations mesurées sur les quatre plaques de Mylar™ (dans la section du protocole, il a été mentionné qu'un échantillon était constitué de quatre plaques). Tous les sites échantillonnés étaient situés à moins de 30 mètres de la limite du verger.

Pour permettre d'établir une corrélation entre la concentration des produits mesurée dans l'environnement (dans l'air et au sol) et la concentration des produits appliquée, des échantillons de bouillies ont été prélevés dans les réservoirs des pulvérisateurs sur chaque site étudié. Le tableau 4.5. montre les concentrations de pesticides mesurées dans les réservoirs. Ces résultats permettent de constater que le produit retrouvé dans l'air et au sol est bien le produit pulvérisé. Ils permettent également de constater que la méthode de préparation de la bouillie peut être non uniforme d'une

pulvérisation à l'autre pour un même producteur. Par exemple, dans le cas du verger 701, le mélange de bouillie varie du simple au double lors des applications, ce qui peut laisser penser à l'inexactitude de la méthode de préparation de la bouillie.

Les résultats du tableau 4.4. montrent les variations des concentrations au sol qui existent pour des sites d'échantillonnage différents. Que ces sites soient à proximité du même verger, comme dans le cas du verger 701, ou qu'ils soient aux alentours de vergers différents, de grandes variations existent. Pour l'azynphos-méthyl, les résultats montrent des concentrations variant entre des valeurs de non détectées jusqu'à 550 ng/cm², pour le méthidathion les concentrations sont de 13 à 21 ng/cm² et pour le phosmet les concentrations sont de 39 à 1700 ng/cm². Plusieurs facteurs peuvent expliquer ces variations. Un délai trop long entre les prélèvements et les analyses peut occasionner des pertes de pesticides sur le médium d'échantillonnage. Dans cette étude, le délai a été de 1,5 à 3 mois. Les conditions météorologiques influencent le comportement de la dérive aérienne, donc les concentrations mesurées sont à leur tour influencées. Ces facteurs pourraient contribuer à une sous estimation des concentrations mesurées. Les observations qualitatives faites sur les sites échantillonnage apportent certains éléments de réponses sur les variations de concentrations.

On remarque que les concentrations les plus élevées sont celles où l'échantillon a été prélevé dans le verger, sur le terrain de la résidence du producteur (1700, 1000 et 380 ng/cm²). Cependant, on note des concentrations relativement élevées sur le terrain des résidences à proximité des vergers (550, 230 et 200 ng/cm²). On remarque de façon générale que les résidences limitrophes situées dans le sens du vent semblent recevoir plus de résidus de pesticides (site 101-02 et 101-03). Dans le cas du verger 701, même si les échantillons sur certains sites n'étaient pas dans le sens du vent, on observe des concentrations relativement élevées (550, 230 ng/cm²).

Tableau 4.4. Concentration des organophosphorés au sol à proximité des vergers le jour de la pulvérisation

Code du site	Phosmet ng/cm ²	Méthi- dation ng/cm ²	Azynthos -méthyl ng/cm ²	Distance de la zone traitée (m)	Date	Durée d'expositio n (heure)	Remarques (Observation qualitative faite le jour de la pulvérisation)
101-02	200			6 - 16	6 juin	4h 45min	-Site dans le sens du vent; vent important; plaques posées après le début de la pulvérisation
101-03	66			3 - 8	6 juin	4h 50min	-Aucune observation
201-02		13		6 - 15	31 mai	7h 25min	-Vent opposé mais odeur détectée sur le site
201-03		21		2 - 6	31 mai	7h 20min	-Odeur sur le site
203-02	39			0,5 - 12	30 mai	3h 55min	-Vent opposé
205-01	1700			1 - 7	31 mai	4h 30min	-Terrain du producteur à l'intérieur du verger traité
206-01	1000			2 - 5	24 juillet	6h 00min	-Terrain du producteur à l'intérieur du verger traité
301-01			380	2 - 13	1 juin	4h 15min	-Terrain du producteur à l'intérieur du verger traité
503-02			1,7	1 - 9	14 juin	2h 50min	-Pas de vent; plaques posées après le début de la pulvérisation
503-03			ND	> 40	14 juin	2h 25min	-Pas de vent; plaques posées après le début de la pulvérisation; 2 rangées d'arbres de 10 mètres de hauteur séparent les plaques du verger traité
701-02			1,0	3 - 11	29 mai	6h 00min	-Pas dans le sens du vent
701-03			0,025	8 - 13	29 mai	6h 25min	-Pluie légère; possiblement pas de pulvérisation près du site
701-03			1,4	7 - 30	2 juin	1h 50min	-Aucune observation
701-04			230	3 - 7	29 mai	7h 00min	-Pas dans le sens du vent
701-05			0,019	1 - 4	29 mai	6h00min	-Pluie légère; possiblement pas de pulvérisation près du site
701-05			DM	3 - 9	2 juin	1h 55min	-Aucune observation
701-06			1,2	2 - 15	29 mai	7h 10min	-Pluie légère
701-06			550	1 - 9	31 mai	3h 15min	-Pas dans le sens du vent

Source : tiré de Giroux (1997)

ND : Produit non détecté, DM : Donnée manquante, bouteille brisée dans le transport.

Code du verger suivi du code -01 : identifie un échantillonnage environnemental sur le terrain de la résidence du producteur ou dans le verger.

Code du verger suivi du code -02, -03,... : identifie un échantillonnage environnemental sur le terrain d'une résidence limitrophe au verger.

Tableau 4.5. Concentrations d'organophosphorés mesurées dans les réservoirs

Code du site (verger)	Date jour-mois	Phosmet mg/l	Méthidathion mg/l	Azynphos-méthyl mg/l
101	06-06	361	-	-
201	31-05	-	807	-
203	30-05	241	-	-
205	31-05	1337	-	-
206	24-07	987	-	-
301	01-06	-	-	7130
503	14-06	-	-	3150
701	29-05	-	-	1223
701	31-05	-	-	1140
701	02-06	-	-	550

Source : résultats transmis par le laboratoire du MAPAQ

4.3. Présentation et analyses des résultats des mesures biologiques

Toutes les analyses des échantillons d'urine ont été réalisées par le CTQ. Les résultats des analyses de laboratoire ont été transmis à la Régie de la Santé publique de la Montérégie où les analyses statistiques ont été réalisées. L'ensemble de ces concentrations a été soumis à des analyses statistiques telles que :

- des analyses comparatives (test de comparaison pairé) des valeurs des dosages biologiques prélevés chez chaque sujet avant la pulvérisation, le jour suivant la pulvérisation et le septième jour suivant la pulvérisation. Les valeurs obtenues avant la pulvérisation servent de valeur de référence pour chaque sujet;
- des analyses comparatives (t de student) des paramètres statistiques (moyenne, variation, etc.) de la distribution d'alkylphosphates urinaires obtenus chez le groupe d'enfants exposés avec les valeurs obtenues chez le groupe d'enfants témoins, aux trois périodes de prélèvements;

- des analyses comparatives (test de comparaison pairé) des valeurs d'alkylphosphates urinaires prélevés chez les travailleurs aux trois périodes de prélèvements;
- des tests de corrélation (test de Pearson) entre les valeurs des dosages biologiques obtenus le jour suivant la pulvérisation et la durée d'exposition;
- des tests de corrélation (test de Pearson) entre les valeurs des dosages biologiques obtenus le jour suivant la pulvérisation et les concentrations d'organophosphorés mesurées dans l'air et au sol le jour de la pulvérisation, ainsi qu'avec les données des questionnaires (temps passé à l'extérieur, utilisation de pesticides à la maison).

Tout comme dans le cas de l'estimation du risque, les analyses statistiques ont été réalisées par l'équipe de spécialistes de la Régie de la Santé publique de la Montérégie. Ces analyses statistiques ont été effectuées par traitement informatique des données sur SPSS avec un seuil décisionnel d'acceptation de l'hypothèse nulle (il n'existe pas de différence) $\rho \leq 0,05$. Pour des informations plus détaillées sur les analyses statistiques performées sur les données recueillies durant cette étude, il est possible de consulter la référence suivante : Belleville, Boudreault et Carrier (1997), «Analyse des risques à la santé associés à l'exposition aux organophosphorés utilisés dans les vergers de la Montérégie».

4.3.1. Les résultats des analyses de laboratoire

Pour des fins de confidentialité, tous les échantillons ont été identifiés par un code de sept chiffres (xxx-xx-xx). Ce code désigne en premier lieu le verger, ensuite il identifie le site d'échantillonnage environnemental et en troisième lieu, le candidat. Les huit vergers ont tous été identifiés par une série de trois chiffres (101, 201, 203, etc.). Plusieurs vergers identifiés avec un premier chiffre identique (ex. : 201, 203, 205, 206) signifie que ces vergers étaient tous dans la même municipalité. Les deux chiffres suivants (ex. : 201, 203, 205, 206) identifient le verger participant à l'étude. Les chiffres -01- signifient que l'échantillonnage s'est fait sur le

terrain de la résidence du producteur, alors que les codes -02-, -03-,... signifient que l'échantillonnage a été réalisé sur le terrain d'une première, d'une deuxième,... résidence limitrophe au verger. Les chiffres -00- font exception, ils signifient l'échantillonnage biologique d'un employé de la ferme. Les deux derniers chiffres (-xx) désignent le nombre d'individus échantillonnés pour un site donné. Par exemple, le code 201-00-01 signifie que l'échantillonnage biologique a été réalisé sur un employé du verger 201. Les codes 205-01-01 et 205-01-02 sont des codes qui signifient que l'échantillonnage a été réalisé au verger 205, sur le terrain du producteur et que le producteur lui-même a participé (-01) ainsi qu'un membre de sa famille (-02). Les codes 201-02-01, 201-02-02 et 201-03-01 signifient que l'échantillonnage a été réalisé sur le terrain de deux résidences limitrophes au verger 201 et que deux enfants de la résidence -02- ont participé au projet alors qu'un seul enfant de la résidence -03- a participé. Le groupe témoin est désigné par un code débutant par 100, les chiffres suivants ont la même signification, soit la résidence et le nombre d'individus par résidence.

Les concentrations d'alkylphosphates urinaires ont été rapportées sous forme de graphiques pour chaque groupe à l'étude. Pour chaque groupe, trois séries d'échantillonnage ont été prélevées à des moments différents par rapport à la période de pulvérisation. Une première série d'échantillons a été prélevée au début de la saison de pulvérisation. La deuxième série de prélèvements a été réalisée le jour suivant la pulvérisation avec des organophosphorés. La troisième série de prélèvements a été réalisée le septième jour suivant la pulvérisation. Pour les enfants du groupe témoin, les trois séries de prélèvements ont été réalisées dans les mêmes périodes de la saison.

La figure 4.7. représente les résultats des concentrations totales d'alkylphosphates en $\mu\text{g/g}$ de créatinine pour le groupe d'enfants exposés et la figure 4.8. représente les résultats des concentrations pour le groupe témoin. On observe (sauf pour trois enfants résidant à l'extérieur du verger) que 24 heures après la pulvérisation, la concentration urinaire d'alkylphosphates chez tous les enfants exposés a subi une augmentation statistiquement significative (voir tableau 4.6.). À l'exception de cinq cas qui ont des concentrations d'alkylphosphates plus élevées le septième jour post-pulvérisation comparativement à la période de 24 heures post-

pulvérisation, tous les enfants ont des concentrations urinaires d'alkylphosphates qui tendent à la baisse, sans toutefois que ces différences ne soient statistiquement significatives. On observe également que pour la moitié des enfants, les concentrations pré-exposition sont égales ou supérieures à leurs concentrations mesurées le septième jour post-pulvérisation. Pour la période de 24 heures post-pulvérisation, des concentrations d'alkylphosphates supérieures à 100 µg/g de créatinine sont mesurées dans 11 échantillons. Parmi les 11 cas, cinq de ces concentrations proviennent d'enfants de producteurs (vivant dans le verger).

Chez les enfants du groupe témoin, la variation entre les mesures des concentrations d'alkylphosphates pour les trois périodes d'échantillonnage, semble aléatoire. Les analyses ne démontrent aucune différence statistiquement significative entre les concentrations pour les trois périodes d'échantillonnage de ce groupe (voir tableau 4.6.).

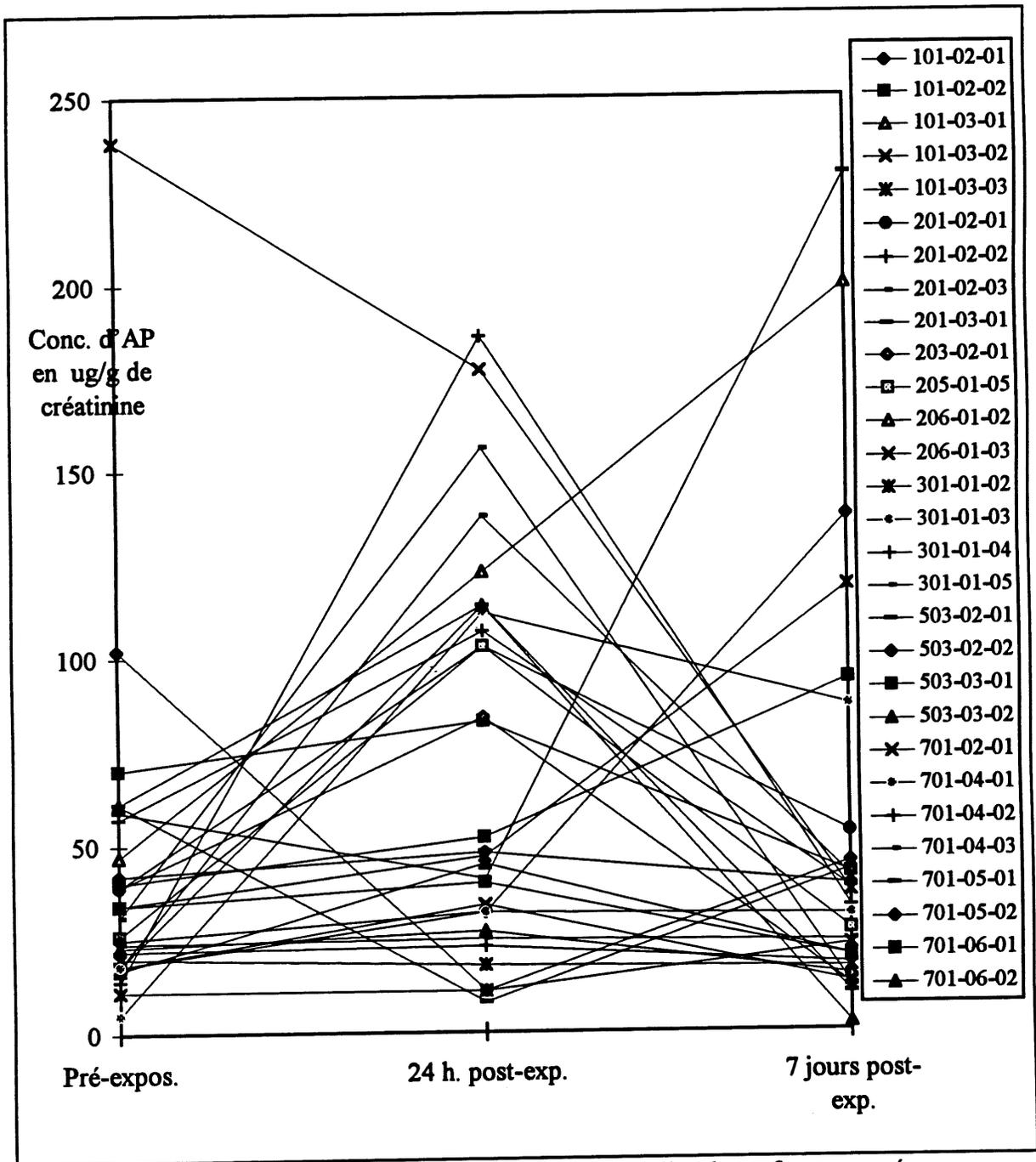


Figure 4.7. Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants exposés

Source : tirée de Belleville et al. (1997)

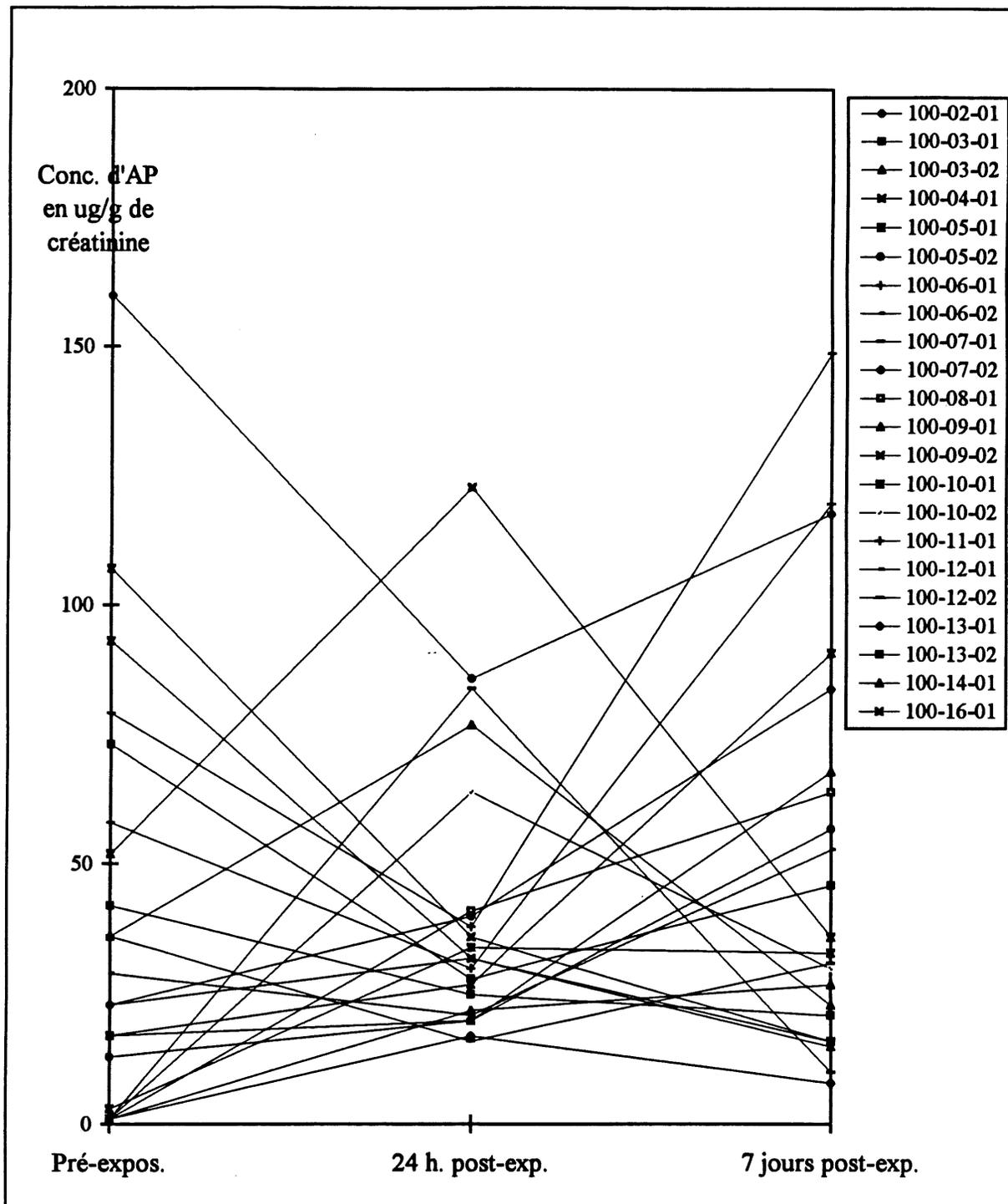


Figure 4.8. Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants du groupe témoin
 Source : tirée de Belleville et al. (1997)

Les deux graphiques suivants (figures 4.9. et 4.10.) représentent les résultats des concentrations urinaires d'alkylphosphates des enfants des pomiculteurs et celui des enfants exposés habitant hors du verger. On observe des variations statistiquement significative de concentrations entre la période pré-exposition et les deux autres temps d'échantillonnage pour les enfants des pomiculteurs (voir tableau 4.7.). Dans le deuxième graphique, on constate que plus de la moitié des enfants ont une augmentation de leur concentration urinaire d'alkylphosphates le jour suivant la pulvérisation sans toutefois que cette différence ne soit statistiquement significative. Cinq enfants ont des augmentations de concentrations urinaires d'alkylphosphates le septième jour par rapport au jour suivant la pulvérisation. Trois de ces cinq enfants résident au même endroit et sont voisins d'un verger ayant utilisé de l'azynphos-méthyl à un taux de 3150 mg/litre, soit 1,2 fois plus que la moyenne de la concentration d'azynphos-méthyl utilisée par l'ensemble des producteurs.

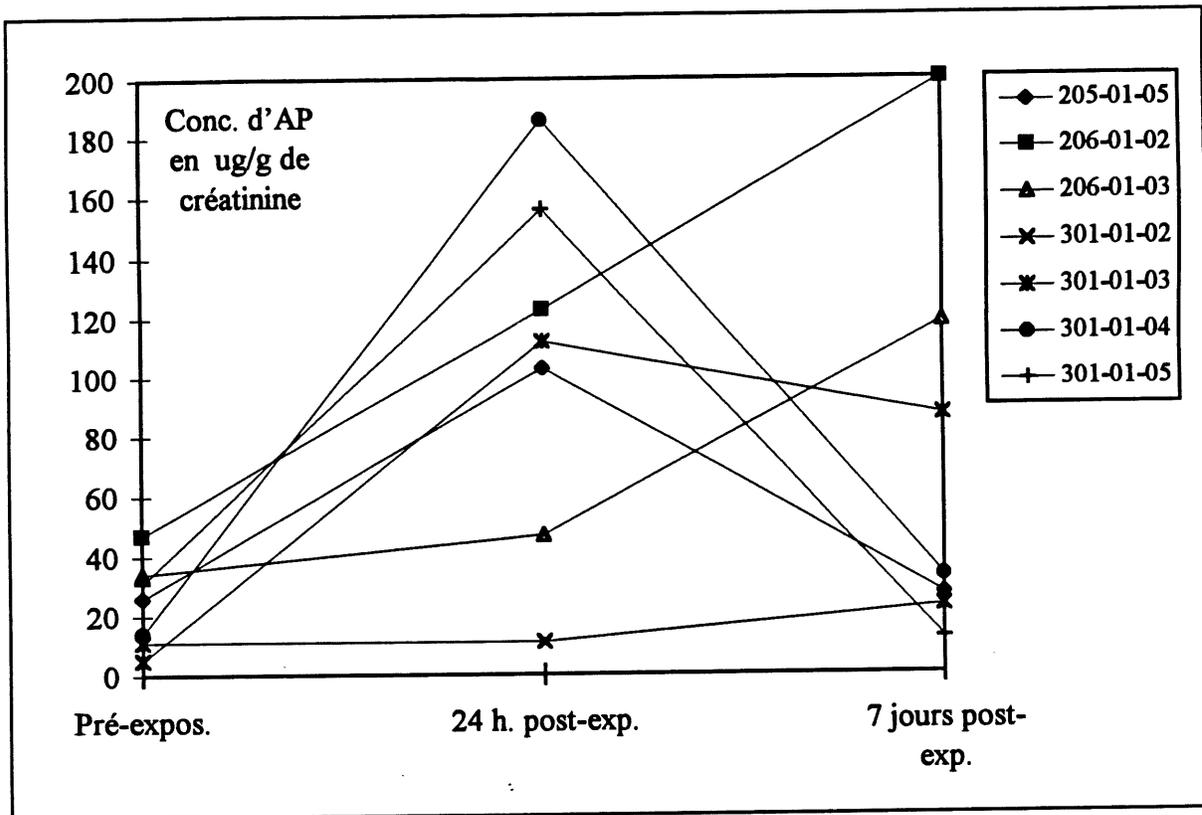


Figure 4.9. Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants des producteurs (habitant dans un verger)

Source : tirée de Belleville et al. (1997)

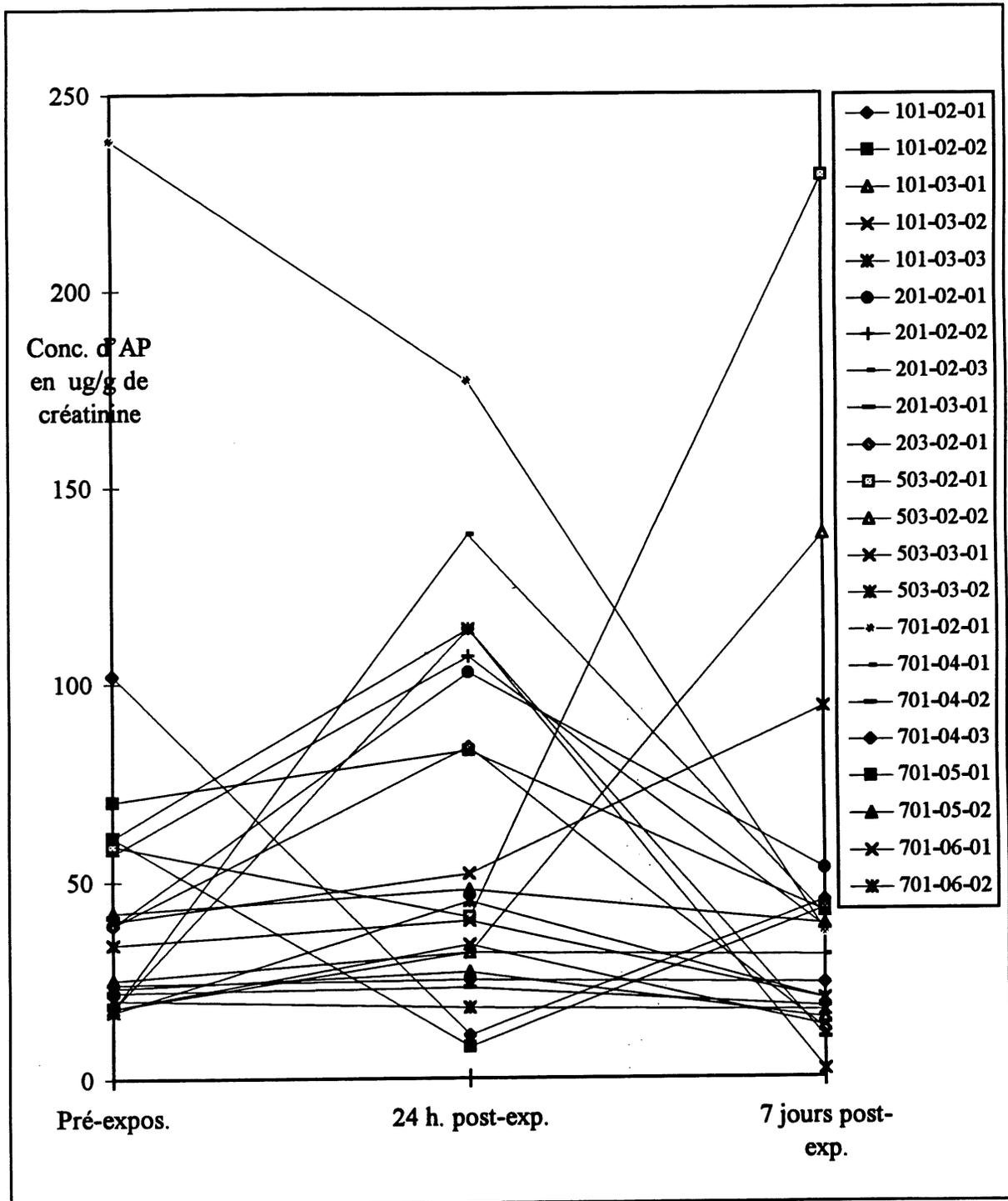


Figure 4.10. Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants exposés (sauf les enfants des producteurs)

Source : tirée de Belleville et al. (1997)

La figure 4.11. représente les résultats des concentrations totales d'alkylphosphates en $\mu\text{g/g}$ de créatinine pour les producteurs et les travailleurs agricoles. On constate que les concentrations d'alkylphosphates urinaires sont toutes inférieures à $50 \mu\text{g/g}$ créatinine lors de l'échantillonnage pré-exposition. On observe que la plupart des sujets ont une augmentation statistiquement significative de leur concentration urinaire d'alkylphosphates le jour suivant la pulvérisation par rapport à celle mesurée avant la pulvérisation (voir tableau 4.8.). La concentration maximale d'alkylphosphates urinaires ($314 \mu\text{g/g}$ créatinine) a été mesurée dans l'échantillon d'urine fourni par un propriétaire 24 heures après la pulvérisation. On retrouve la concentration la plus élevée ($203 \mu\text{g/g}$ créatinine) le septième jour après la pulvérisation chez ce même individu. Celui-ci a effectué des pulvérisations avec de l'azynphosméthyl les troisième et cinquième jours durant deux heures chaque fois. La concentration mesurée le septième jour est supérieure à celle mesurée durant la période pré-exposition chez dix travailleurs mais cette différence n'est pas statistiquement significative.

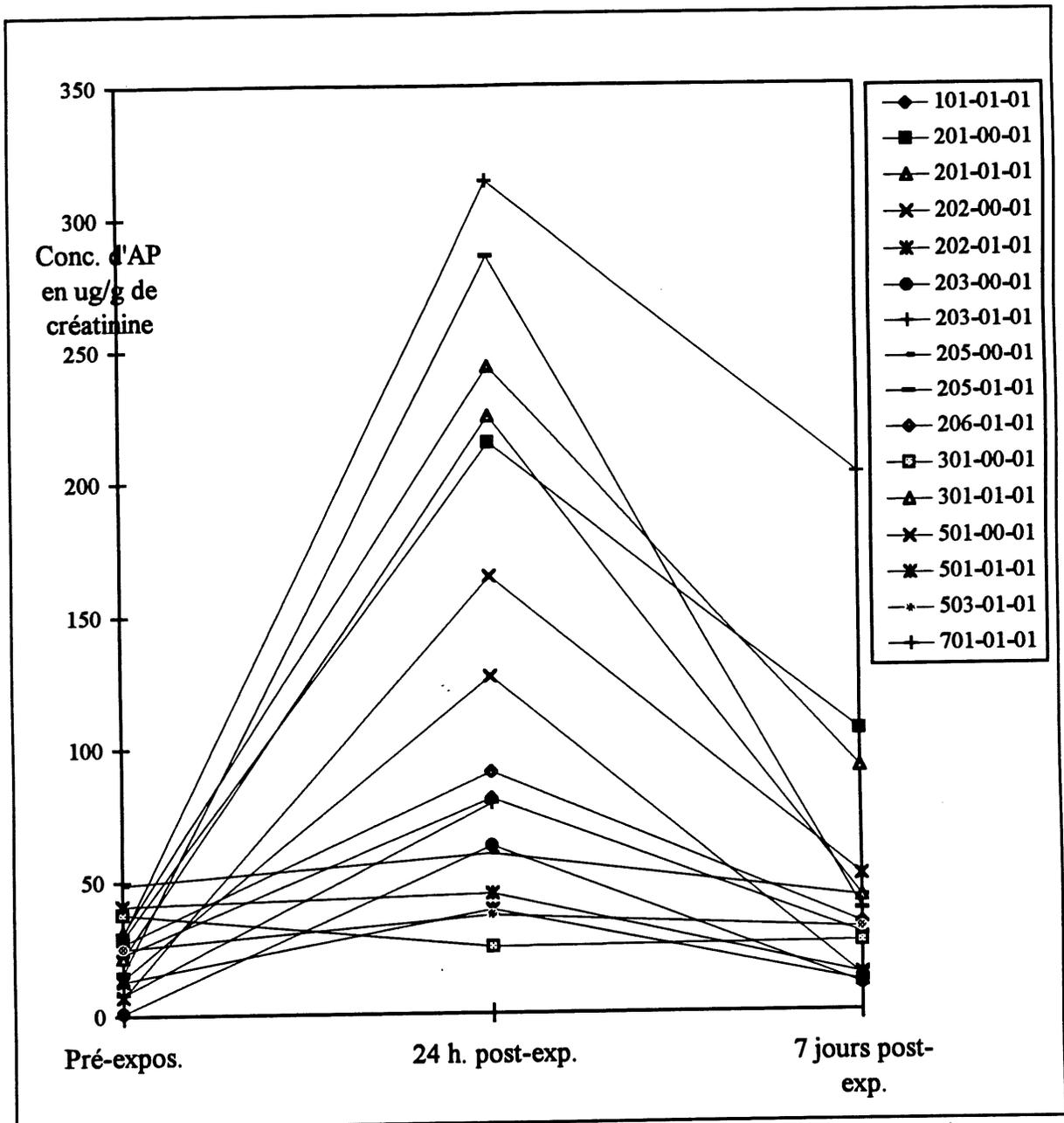


Figure 4.11. Résultats des trois échantillons d'urine prélevés chez les producteurs et les travailleurs agricoles

Source : tirée de Belleville et al. (1997)

4.3.2. Les analyses comparatives chez les enfants

Des analyses comparatives (t de student) des concentrations d'alkylphosphates urinaires chez les enfants ont été effectuées à partir des données provenant du groupe des 29 enfants exposés (résidant à proximité des vergers) et du groupe des 22 enfants non exposés (résidant à plus de 500 mètres d'un verger). Dans le tableau 4.6, on observe que les valeurs des moyennes du groupe témoin sont inférieures aux moyennes du groupe exposé pour les trois périodes d'échantillonnage. Toutefois, seule la différence de la moyenne mesurée lors de la prise de l'échantillon de 24 heures post-pulvérisation est significative ($p=0,017$). On note également chez le groupe d'enfants exposés une différence significative ($p=0,008$) entre la période pré-exposition et la période de 24 heures post-pulvérisation (30 $\mu\text{g/g}$ de créatinine). Donc, ces différences significatives statistiquement suggèrent que l'augmentation des concentrations d'alkylphosphates urinaires résulte d'une l'exposition à des composés organophosphorés utilisés dans les vergers.

Le tableau suivant montrent les concentrations moyennes d'alkylphosphates pour les trois périodes d'échantillonnage et pour les deux groupes d'enfants.

Tableau 4.6. Concentrations moyennes d'alkylphosphates urinaires chez les enfants

	Période Pré- exposition	24 heures post- pulvérisation	Sept jours post- pulvérisation	Différence des moyennes entre la période Pré. et 24 heures	Différence des moyennes entre la période Pré. et sept jours
TÉMOINS					
Moyenne	37	41	48	4	11
I.C. 95%	20 à 55	29 à 52	32 à 66		
Minimum	1	17	8		
Maximum	158	120	149		

Suite du Tableau 4.6....

EXPOSÉS					
Moyenne	40	70	53	30 $\rho=0,008$	13
I.C. 95%	26 à 58	51 à 91	32 à 75		
Minimum	4	7	11		
Maximum	238	183	224		
Différence entre les moyennes des exposés et des témoins	3	29 $\rho=0,017$	5		

Sources : tiré de Belleville et al. (1997)

En regardant de plus près les résultats des enfants exposés (figures 4.9. et 4.10.), on constate que l'augmentation des concentrations d'alkylphosphates urinaires est statistiquement significative chez les enfants des pomiculteurs (vivant dans un verger). En effet, une différence de concentration de plus de 75 $\mu\text{g/g}$ de créatinine entre la période pré-exposition et le jour suivant la pulvérisation est observée chez cinq de ces enfants alors que l'on retrouve cette différence pour seulement deux enfants parmi ceux habitant hors du verger. On observe cette même différence de concentration chez quatre enfants de pomiculteurs pour les échantillons prélevés le septième jour. L'analyse des résultats rapportés dans le tableau 4.7 permet de constater que les enfants des pomiculteurs sont plus exposés que l'autre groupe d'enfants exposés vivant près des vergers. En effet, la différence de concentration entre la période pré-exposition et le jour suivant la pulvérisation pour le groupe d'enfant des pomiculteurs (81 $\mu\text{g/g}$ de créatinine, $\rho=0,013$) est six fois plus grande que celle de l'autre groupe d'enfants (14,14 $\mu\text{g/g}$ de créatinine). Cette différence de concentration est encore statistiquement significative au septième jour post-pulvérisation (63 $\mu\text{g/g}$ de créatinine, $\rho=0,022$).

Tableau 4.7. Concentrations moyennes d'alkylphosphates urinaires chez les enfants des pomiculteurs et des enfants exposés

	Période Pré-exposition	24 heures post- pulvérisation	Sept jour post- pulvérisation	Différence des moyennes entre la période Pré. et 24 heures	Différence des moyennes entre la période Pré. et sept jours
ENFANTS DES POMICULTEURS					
Moyenne	24	105	87	81 $\rho=0,013$	63 $\rho=0,022$
I.C. 95%	9 à 41	85 à 134	69 à 105		
Minimum	4	11	23		
Maximum	47	183	200		
ENFANTS EXPOSÉS					
Moyenne	47,50	61,64	44,59	14,14	-2,91
I.C. 95%	29 à 64	42 à 79	25 à 62		
Minimum	16	7	11		
Maximum	238	177	224		

Sources : tiré de Belleville et al. (1997)

Pour permettre de corrélérer une variable à une autre, les participants à l'étude (un des parents) devaient répondre à un questionnaire à chaque jour suivant la pulvérisation. Ces questionnaires caractérisent l'exposition : le type de contact, le nombre d'heures passées à l'extérieur chaque journée après la pulvérisation (la durée de l'exposition), les usages résidentiels de pesticides. Des tests de comparaison (test de Pearson) de moyennes des concentrations alkylphosphates ont été effectués entre les enfants ayant eu un contact avec une source de pesticides et ceux n'ayant pas eu de contact pour la période avant la pulvérisation ($r = -0,15$) et pour la période après la pulvérisation ($r = -0,7$). Dans les deux cas, aucune différence statistiquement significative n'est notée entre les moyennes de ces deux sous-groupes. Pour ce qui est de la question concernant si quelqu'un de la famille manipule des pesticides à son travail, on constate qu'avant la pulvérisation huit enfants du groupe exposé ont répondu «oui» alors que sept ont répondu «oui» le jour suivant la pulvérisation. Après vérification de l'identité de ces enfants, on note que ce sont les enfants des producteurs dans presque tous les cas. L'analyse de la

figure 4.9. montrant les trois échantillons d'urine prélevés chez les enfants des producteurs, permet de constater une variation importante des concentrations d'alkylphosphates entre les différentes périodes d'échantillonnage. On ne peut toutefois pas attribuer cette variation à l'unique fait qu'un membre de la famille manipule des pesticides à son travail.

La durée d'exposition des enfants a été estimée en évaluant, pour chacun d'eux, le nombre d'heures passées à l'extérieur sur le terrain de leur résidence et sur celui d'un voisin, lui-même limitrophe au verger. Les analyses permettent d'observer que généralement les enfants du groupe témoin ont passé plus de temps à l'extérieur que les enfants du groupe exposé. Ces données ont permis d'évaluer si le nombre d'heures passées à l'extérieur influence la concentration d'alkylphosphates dans l'urine des enfants exposés le jour de la pulvérisation et le septième jour après. Pour ce faire, un test de corrélation de Pearson a été fait pour différentes associations. Les concentrations urinaires d'alkylphosphates avant la pulvérisation et le jour suivant la pulvérisation ont été mises en corrélation ($r = -0,21$) avec le nombre d'heures passées à l'extérieur le jour de la pulvérisation pour tous les enfants exposés. Les différences entre les concentrations urinaires en alkylphosphates du septième jour et ceux avant la pulvérisation ont été mises en corrélation ($r = 0,28$) avec le nombre d'heures passées à l'extérieur à partir du deuxième jour jusqu'au septième jour. Dans les deux cas, le test de Pearson n'a démontré aucune corrélation entre ces variables.

Des tests de corrélation entre les données environnementales et les résultats des concentrations urinaires d'alkylphosphates ont également été faits. Un test de corrélation de Pearson a été fait pour tenter de découvrir l'existence d'une corrélation entre les concentrations d'OP mesurées au sol et la différence de concentrations d'alkylphosphates mesurées entre les prélèvements urinaires effectués le jour suivant la pulvérisation et ceux de la période avant la pulvérisation. Aucune corrélation ($r = 0,26$) n'a pu être établie entre ces deux variables. Cependant, une faible corrélation (test de Pearson, $r = 0,44$) a été établie entre les concentrations mesurées dans les réservoirs des pulvérisateurs et la variable chiffrant la différence de concentrations d'alkylphosphates mesurés entre les prélèvements urinaires effectués le jour suivant la

pulvérisation et ceux de la période avant la pulvérisation. De plus, aucune corrélation significative n'a pu être établie entre les valeurs recueillies avec l'échantillonneur d'air à grand débit ou les valeurs du TAGA, étant donné la faible taille de l'échantillon dans le premier cas et l'incapacité d'identifier la fraction des aérosols et la fraction des particules de pesticides générées lors de la pulvérisation dans le second cas.

4.3.3. Les analyses comparatives chez les travailleurs

Des analyses comparatives des concentrations urinaires d'alkylphosphates chez des travailleurs ont été effectuées à partir des données provenant d'un groupe de 15 candidats, soit des propriétaires ou des employés. L'analyse des résultats rapportés dans le tableau 4.8. permet de constater une augmentation statistiquement significative ($p=0,001$) de la concentration urinaire d'alkylphosphates dans l'échantillon de 24 heures par rapport à celui de la période pré-exposition. Une augmentation de plus de 100 $\mu\text{g/g}$ créatinine est observée chez sept des 15 travailleurs. Dans tous les cas, on note une diminution statistiquement significative ($p=0,002$) de la concentration dans l'échantillon du septième jour par rapport à celui de 24 heures, ce qui suggère que les effets de l'exposition tendent à se dissiper assez rapidement. Pour seulement quatre travailleurs, on observe des variations peu importantes. En consultant les questionnaires, on constate que trois de ces quatre travailleurs n'ont pas participé aux tâches inhérentes à la pulvérisation. Après sept jours, la différence de moyenne n'est plus significative statistiquement ($p=0,079$). Toutefois, si l'on retire les trois travailleurs qui n'ont pas participé aux tâches inhérentes à la pulvérisation, cette différence est statistiquement significative ($p=0,037$). Tout comme dans le cas des enfants, la comparaison des moyennes de concentrations urinaires suggère une exposition attribuable à l'utilisation d'un organophosphoré.

Tableau 4.8. Concentrations moyennes d'alkylphosphates urinaires chez les travailleurs

	Période Pré-exposition	24 heures post- pulvérisation	Sept jours post- pulvérisation	Différence des moyennes entre la période Pré. et 24 heures	Différence des moyennes entre la période Pré. et sept jours
TRAVAILLEURS					
Moyenne	24	134	48	110 $\rho=0,001$	24 $\rho=0,079$
I.C. 95%	17 à 32	79 à 188	20 à 77		
Minimum	1	25	9		
Maximum	49	314	202		

Sources : tiré de Belleville et al. (1997)

Pour permettre de corréler une variable à une autre, les participants à l'étude devaient eux aussi répondre à un questionnaire à chaque jour suivant la pulvérisation. Ces questionnaires caractérisent l'exposition, le type d'opération (préparation de la bouillie, pulvérisation, activité de nettoyage de l'équipement, etc.), le type de protection utilisé, les pesticides utilisés et le nombre d'heures passées à travailler dans le verger. Les données recueillies ont permis de constater que neuf travailleurs sur 15 ont participé à l'activité de préparation de la bouillie et que dix travailleurs ont participé à la pulvérisation, ou ont participé au nettoyage de l'équipement. Parmi ces 15 participants, trois candidats n'ont participé à aucune de ces activités, d'ailleurs c'est chez ces candidats que l'on observe aucune variation des valeurs de concentrations urinaires d'alkylphosphates entre les trois périodes de prélèvements. Seule la variable du nombre d'heures requis pour effectuer la pulvérisation semble avoir influencé positivement les concentrations d'alkylphosphates (test de Pearson, $r = 0,937$). Aucune corrélation significative n'a pu être établie entre le nombre d'heures travaillées dans le verger après la pulvérisation et les concentrations d'alkylphosphates (test de Pearson, $r = -0,246$). En ce qui a trait à l'équipement de protection individuelle, les dix travailleurs qui ont effectué la pulvérisation portaient un survêtement et des gants. Sept travailleurs portaient un masque à cartouche alors qu'un seul utilisait un appareil respiratoire autonome, et huit travailleurs portaient des bottes au moment de la pulvérisation.

Aucune corrélation significative n'a pu être établie entre les concentrations dans les réservoirs des pulvérisateurs et les concentrations d'alkylphosphates mesurées chez les travailleurs les jours après la pulvérisation (test de Pearson, $r = -0,096$). Quant aux analyses comparatives avec les membres de la famille des producteurs, aucune corrélation n'est notée. En effet, la faible quantité de données et des valeurs de concentrations urinaires d'alkylphosphates marginales au seuil de détection pour la majorité de ce sous groupe, n'a pas permis de conclure à une influence positive sur le niveau d'organophosphorés absorbés à la suite des activités de pulvérisation dans le verger.

5. DISCUSSION

5.1. Portée générale de l'étude

Cette étude exploratoire offre l'avantage de présenter des informations sur l'exposition de la population en temps et en situation réelle de pulvérisation de pesticides dans les vergers. Aucune autre étude regroupant à la fois des données sur les dosages biologiques et des mesures de concentration de pesticides et de ses résidus au sol et dans l'air n'a jamais été réalisée en situation réelle au Québec. Le volet de la caractérisation de la dérive en contexte québécois est le premier de ce type à être documenté, la majorité des autres études de caractérisations proviennent des États-Unis. De plus, cette étude a permis à l'un des membres de la Régie de la Santé publique de la Montérégie de développer d'un modèle de simulation toxicocinétique du devenir des organophosphorés dans l'organisme humain.

Dans son ensemble, l'étude a permis de dégager suffisamment d'information pour estimer le temps d'exposition et le risque à la santé. Ces estimations sont assez représentatives de la réalité en contexte québécois. Il ne faut pas oublier que l'étude réalisée ne portait que sur l'évaluation des risques à la santé associés à l'exposition aux composés organophosphorés, principalement l'azynphos-méthyl, le méthidathion et le phosmet. Bien que l'étude n'ait démontré aucun risque à la santé associé à l'exposition aux composés organophosphorés dans les conditions d'exposition de cette étude et en fonction des données scientifiques disponibles, il ne faut pas oublier que certaines personnes peuvent souffrir de réactions idiosyncrasiques à l'une ou plusieurs substances présentes dans la bouillie de pulvérisation.

Cette étude a permis également d'observer que la population générale est exposée à une source d'organophosphorés autre que celle provenant de la pulvérisation dans les vergers. En effet, des concentrations urinaires d'alkylphosphates ont été retrouvées chez les enfants habitant à plus de 500 mètres. On note également des concentrations urinaires d'alkylphosphates avant le début des pulvérisations chez des sujets des groupes exposés. Les niveaux d'alkylphosphates mesurés

chez ces gens sont du même ordre de grandeur que les niveaux de bruit de fond rapportés par d'autres auteurs.

Lors des mesures de concentration de pesticides dans l'air, d'autres contaminants ont été trouvés. Les fongicides, les acaricides, les herbicides et d'autres types de pesticides sont également pulvérisés durant la saison de production. Il est possible que l'utilisation de ces composés ou une combinaison de ceux-ci puisse avoir des effets différents. On ne peut donc pas se prononcer sur les risques potentiels encourus pour ces autres composés. Même si cette étude fut ciblée sur trois pesticides particuliers, les résultats obtenus donnent une image générale de ce que pourrait être le degré d'exposition et de risque avec d'autres types de produits. Cependant, il serait approprié que des études ultérieures évaluent ces autres pesticides.

De plus, cette étude a permis de valider l'approche multidisciplinaire utilisée pour évaluer cette problématique, approche jamais documentée auparavant. Que ce soit le volet de la caractérisation de la dérive aérienne en milieu expérimental, le volet de l'évaluation des concentrations de pesticides au sol ou dans l'air, ou celui des dosages biologiques, tous ont apporté des informations utiles et pertinentes pour l'évaluation de cette problématique. Même si à quelques occasions, le nombre d'échantillons prélevés est faible, les résultats obtenus permettent de tracer une idée générale de la situation réelle. Les résultats et les conclusions exposés dans cette étude permettent de constater que l'approche utilisée est pertinente et peut être appliquée dans le cadre de l'élaboration de devis de recherche d'autres types d'études de caractérisation.

5.2. Portée des données environnementales

Dans son ensemble, le volet d'études sur les mesures environnementales, concentrations de pesticides et de ses résidus au sol et dans l'air, ont démontré la présence de dérive aérienne de pesticides hors du site traité. Le faible nombre de prises d'échantillonnage ne permet pas

d'établir de relations entre les concentrations mesurées et les différents paramètres influençant la dérive aérienne. Mais les résultats obtenus permettent de tracer une image générale de la situation actuelle de la pomiculture au Québec. De plus, l'ensemble des résultats permet d'apprécier la pertinence et l'utilité de l'approche utilisée dans le cadre de cette étude. Cette approche pourra servir dans le cadre de projets futurs de caractérisation de la dérive d'autres types de produits et dans d'autres types de cultures.

5.2.1. Les données du projet d'étude de la dérive en verger expérimental

L'analyse de ces données est intéressante, mais le faible nombre d'essais effectués en octobre 1996 nous oblige à beaucoup de prudence lors de l'interprétation des résultats. On observe que les concentrations des retombées au niveau du sol et de la dérive à 1,4 mètres du sol diminuent en fonction de la distance entre le pulvérisateur et les échantillonneurs. Par contre, étant donné le faible nombre d'expériences, il est difficile d'établir la relation qui pourrait exister entre la concentration de bouillie recueillie et la vitesse du vent.

L'ensemble des résultats permet de constater que la rangée de pommiers adjacents au pulvérisateur ne retient pas toute la bouillie pulvérisée puisque l'on mesure des concentrations dans les trois inter-rangs. Il faut toutefois garder à l'esprit que la densité du feuillage n'était que de 20 % au moment des essais par rapport à 100% durant la période estivale. On observe que la quantité de dérive recueillie dans le premier rang par les échantillonneurs placés au sol ne semble pas être affectée par la vitesse du vent, alors qu'elle a tendance à augmenter dans les deux autres rangs. Cependant, la quantité recueillie au sol dans le troisième rang est nettement moindre que celle notée dans le premier rang. La vitesse du vent semble influencer les concentrations mesurées à 1,4 mètres. Une hausse des concentrations est notée jusqu'à environ 1,5 m/s pour ensuite diminuer. Tout comme dans le cas des concentrations mesurées au sol, les concentrations mesurées à 1,4 mètres du sol sont non nulles lorsque la vitesse du vent tend vers zéro. On peut croire que ces concentrations sont beaucoup plus régies par l'effet du pulvérisateur et de la distribution des gouttelettes que par la force et la direction du vent.

Tout laisse croire que la dispersion du nuage de dérive est relativement rapide. Les concentrations mesurées dans le deuxième et troisième inter-rangs sont plus élevées pour les échantillonneurs aériens que pour les échantillonneurs au sol. Il est donc possible de penser qu'il se produit un effet de dilution dans l'air et que les particules sont transportées plus loin et se déposent. Malgré le fait que le nombre d'essais soit peu nombreux, les résultats préliminaires obtenus en 1996 cadrent bien avec les principes et données exposés dans la revue de littérature. Des essais supplémentaires devront être réalisés pour compléter la prise de données et permettre d'établir une relation entre la concentration de bouillie recueillie et la vitesse du vent.

5.2.2. Les données des mesures de concentration dans l'air et de dépôts au sol

Les résultats des échantillons de concentration dans l'air permettent d'observer que la dérive est présente à proximité des vergers principalement sous forme d'aérosols. Rappelons que les données récoltées par le TAGA ont été limitées par son incapacité à détecter les aérosols et les substances absorbés sur des particules. Cependant, l'ajout d'un échantillonneur à grand débit a complété la prise de données. Dans les deux cas, la faible quantité de données nous oblige à interpréter les résultats avec beaucoup de prudence. Il est tout de même possible d'observer certaines tendances sans toutefois établir la relation qui peut exister entre la concentration dans l'air et les différentes conditions de pulvérisation. La présence de pesticides sous forme gazeuse a été mesurée par le TAGA à de très faibles concentrations à des distances de moins de 20 mètres du pulvérisateur durant et peu de temps après la pulvérisation. Il est possible de penser que la forme gazeuse est présente à des distances encore plus grandes puisque la fraction des aérosols est retrouvée sur de plus grandes distances et que ces aérosols s'évaporent. Cependant, la concentration des aérosols diminue avec la distance et donc la concentration de la forme gazeuse se retrouve à de très faibles valeurs.

Un autre fait important a été la découverte d'autres substances sous forme de gaz dont l'ETU. Notons que l'ETU n'a pas été retrouvé avec l'échantillonneur à grand débit. Lors des deux

séries d'échantillonnage, ceux-ci ont permis de détecter dans l'air la présence de plusieurs autres pesticides. Pour les produits étudiés, la concentration mesurée durant et peu de temps après la pulvérisation diminue très rapidement. La concentration mesurée lors du troisième échantillon du verger 701 (environ 10 heures après la pulvérisation) a une valeur dix fois plus faible que la valeur mesurée au premier échantillon. Pour le verger 101, cette troisième valeur est environ 20 fois plus faible (environ 18 heures après la pulvérisation). Dans les deux situations, on note beaucoup de similitude quant à la variation dans le temps des concentrations de pesticides mesurées. On observe pour le verger 701 qu'une partie des pesticides a été recueillie sous la forme gazeuse, ce qui peut être expliqué par des conditions météorologiques favorables à la volatilisation des substances.

La présence des autres contaminants dans l'air mérite d'être étudiée plus en détails parce que seuls ou en combinaison avec d'autres produits, ils peuvent représenter un risque. La présence de contaminants provenant de substances généralement utilisées en milieu urbain ou pour la culture maraîchère et du maïs laisse supposer que la population est exposée involontairement à des pesticides d'une autre provenance que celle occasionnée par la pulvérisation dans les vergers. Ces concentrations résiduelles dans l'air constituent le bruit de fond.

Comme nous l'avons vu plus tôt, la voie d'absorption par importance chez l'humain est le contact cutané. Donc, dans le contexte étudié, les faibles concentrations présentes dans l'air, la rapidité avec laquelle ces concentrations diminuent dans le temps et l'importance secondaire des voies respiratoires comme voie d'absorption permettent de dire que la présence dans l'air de composés organophosphorés suite à la pulvérisation ne représentent pas un danger. Comme la voie cutanée est la principale voie d'absorption, la problématique vient des surfaces de contact exposées aux pesticides et de la dérive des particules et des aérosols de pesticides qui se déposent.

Le but de l'analyse des concentrations de résidus aux sol est d'estimer la contribution de l'exposition cutanée. Les concentrations aux sols les plus élevées ont été retrouvées sur les sites

mêmes de la pulvérisation. Dans bien des cas, les producteurs habitent sur le terrain du verger, il est donc logique de penser qu'eux et leur famille seront les plus exposés. En effet, les analyses des résultats des échantillons urinaires indiquent que les producteurs ainsi que leur famille sont plus contaminés. Des concentrations de pesticides mesurées sur les sites voisins à proximité du verger démontrent la présence de dérive à des distances variant de 0 à 30 mètres. De grandes variations sont notées entre les différents sites d'échantillonnage et pour les échantillons d'un même site. On peut donc supposer que les conditions météorologiques influencent les résultats. Pour la majorité des échantillons, lorsqu'ils se situaient sous le panache du vent dominant, les concentrations de pesticides mesurées au sol étaient plus élevées que pour un site situé dans le sens contraire. À quelques occasions, les contraintes de temps imposées aux producteurs pour pulvériser ont obligé ces derniers à débiter le travail avant que les échantillonneurs soient installés. Ceci peut expliquer l'absence de détection de certains produits ou les faibles valeurs obtenues sur quelques sites d'échantillonnage. De plus, à certaines occasions, le délai entre le prélèvement et l'analyse de laboratoire a été de 1,5 à 3 mois. Il est possible que les résultats soient sous estimés dû également à la perte de pesticides sur le médium d'échantillonnage.

5.3. Portée des données biologiques

Ce volet de mesures de dosage biologique a servi à récolter les données nécessaires pour l'estimation de l'exposition et du risque à la santé associé à cette exposition. Malgré son caractère exploratoire, l'étude a porté sur un nombre suffisamment grand de vergers et d'enfants pour avoir un portrait assez représentatif de la réalité. L'analyse statistique des dosages biologiques permet de constater que la population vivant à proximité des vergers est plus exposée que la population vivant à plus de 500 mètres d'un verger. On observe que le jour suivant la pulvérisation, le taux d'alkylphosphates urinaires est significativement plus élevé chez le groupe d'enfants vivant à moins de 30 mètres d'un verger par rapport à ceux vivant à plus de 500 mètres. Une semaine après la pulvérisation ce taux n'est plus significatif, ce qui laisse supposer que les effets de l'exposition se sont dissipés et que la présence dans l'environnement

du produit pulvérisé a diminué. De plus, on observe que les pomiculteurs, leur famille et les employés des vergers ont le niveau d'exposition le plus élevé le jour suivant la pulvérisation et une semaine après. On observe des concentrations urinaires d'alkylphosphates significativement plus élevées pour ces deux périodes par rapport à la période pré-pulvérisation. Ces observations sont corroborées par le fait que les mesures de concentrations de pesticides au sol sont les plus élevées sur le terrain des producteurs. Quant aux employés avec une concentration d'alkylphosphates plus élevée, les questionnaires ont permis de déterminer lesquels avaient effectué une tâche inhérente aux travaux de pulvérisation. Les travaux de pulvérisation sont directement reliés à une augmentation du niveau d'alkylphosphates urinaires, cependant le niveau de protections (vêtements, bottes, gants, etc.) de chaque individu influence ce taux d'augmentation.

Le développement d'un modèle de simulation toxicocinétique du devenir des organophosphorés dans l'organisme humain par l'un des membres de la Régie de la Santé publique de la Montérégie est une grande innovation. Ce modèle a permis l'estimation de la charge corporelle maximale (en mg d'azynphos-méthyl) ainsi que de la concentration urinaire d'alkylphosphates correspondante pour des valeurs connues d'exposition. Ces informations ont servi pour l'analyse de risque. Bien qu'une exposition associée à la pulvérisation de pesticides dans les vergers fut démontrée chez les enfants et les travailleurs, l'analyse de risque indique qu'aucun n'a accumulé une charge corporelle suffisante pour induire un effet aigu ou chronique. On ne peut toutefois pas exclure qu'un enfant puisse accumuler une charge supérieure au NOAEL dans des conditions de pulvérisation et d'exposition différentes à celles mesurées. Il est possible que les niveaux d'exposition soient sous estimés puisque la présence des techniciens dans le voisinage des vergers peut inciter les parents à plus de prudence (diminution du temps passé à l'extérieur, enfants plus vêtus). Malgré ce fait, il existe un facteur de sécurité d'environ dix entre le NOAEL et la dose pour laquelle on peut observer des effets toxiques. Pour les travailleurs, on constate que la charge corporelle la plus élevée est 17 fois plus faible que la charge corporelle maximale estimée. Cependant, on ne peut pas supposer que les conclusions

seraient les mêmes pour les enfants et les travailleurs si les conditions de pulvérisation étaient différentes et que le ou les pesticides utilisés n'étaient pas des organophosphorés.

CONCLUSION

Globalement, l'étude a permis de répondre aux deux objectifs établis au début du projet. Rappelons que le premier objectif était de vérifier si la population (y compris le pomiculteur et sa famille) vivant dans une bande de 0 à 30 mètres des limites d'un verger est exposée et, si oui, cette quantité absorbée est-elle significativement plus élevée que la population vivant plus loin. Le deuxième objectif était d'évaluer pour cette population le risque d'apparition d'effets à la santé suite à la pulvérisation d'insecticides organophosphorés dans les vergers.

L'ensemble des résultats démontre clairement la dérive de pesticides en dehors des vergers lors de la pulvérisation et que la population vivant en périphérie des vergers est exposée aux pesticides. La comparaison des résultats des dosages biologiques entre le groupe témoin et exposé suggère une exposition attribuable à l'utilisation d'organophosphorés dans les vergers pour les enfants du groupe exposé. En effet, les résultats ont permis de constater une différence statistiquement significative entre les moyennes des concentrations urinaires d'alkylphosphates des deux groupes le jour suivant une pulvérisation. Une différence statistiquement significative est également notée entre les moyennes avant la pulvérisation et une journée après pour le groupe exposé. La différence existante entre les moyennes avant la pulvérisation et sept jours post-pulvérisation n'est pas significative statistiquement. Ce qui permet de supposer que les effets de l'exposition se sont dissipés et que la présence des OP et de ses résidus dans l'environnement a diminué. Les résultats obtenus chez les enfants des producteurs et ceux des producteurs ayant effectué une tâche inhérente à la pulvérisation, permettent d'observer une différence statistiquement significative entre les moyennes des concentrations urinaires avant la pulvérisation et une journée après ainsi que sept jours post-pulvérisation. Ces deux groupes sont plus exposés.

Les mesures des concentrations de pesticides et de ses résidus au sol et dans l'air démontrent également la présence de dérive hors des zones de pulvérisation. Par conséquent, ces produits sont présents sur les terrains résidentiels à proximité des vergers et sont disponibles pour être

absorbés. Quant aux résultats en verger expérimental, quoique incomplets, ils tendent eux aussi à démontrer la présence de pesticides en dehors du site de pulvérisation.

Bien qu'une exposition aux OP soit démontrée, l'analyse de risques à la santé indique qu'aucun des sujets à l'étude n'a accumulé une charge corporelle suffisante pour induire un effet toxique. On constate que chez l'enfant et le travailleur agricole, les charges corporelles les plus élevées (mg d'azynphos-méthyl équivalent) sont respectivement de dix et de 17 fois plus faibles que les charges corporelles maximales estimées. Toutefois, il ne faut pas diminuer les efforts consacrés pour réduire l'exposition des pomiculteurs et de la population limitrophe aux vergers, même si les risques à la santé sont faibles dans ce cas d'exposition aux organophosphorés. En effet, le groupe des producteurs, leur famille et leurs employés est le groupe le plus exposé et le restera peu importe le ou les produits utilisés. De plus, cette exposition demeure involontaire et non désirée pour la population limitrophe. La présente étude n'a évalué qu'une famille de pesticides. De plus, le contexte et le milieu environnemental très précis limite l'extrapolation de ces conclusions à d'autres cas. Le risque de l'utilisation des autres insecticides et fongicides seuls ou en combinaisons n'a pas fait l'objet de cette étude. Il est donc recommandé de poursuivre les efforts pour documenter le risque de ces autres produits puisqu'il n'est pas certain que les conclusions de ces études iraient dans le même sens que les nôtres sur les organophosphorés.

Les objectifs de cette étude étaient essentiellement reliés à l'évaluation des risques de la santé humaine. Toutefois, on ne peut pas ignorer les effets des pesticides sur l'environnement (contamination de l'air, du sol, de l'eau de surface et souterraine, des effets sur la faune et la flore non visées par la pulvérisation). Indirectement, cette contamination environnementale influe sur la qualité de vie. On doit garder à l'esprit qu'on ne peut pas éliminer rapidement l'usage des pesticides en pomiculture. Les pesticides sont essentiels aux pomiculteurs pour offrir un produit ayant les qualités recherchées par le consommateur. Avec les conditions d'opération présentes, le spectre étroit de temps pour effectuer une pulvérisation efficace et le type d'équipement disponible, il est impossible d'appliquer des pesticides en ne générant aucune dérive. Dans une perspective de réduction de la charge environnementale de pesticides, il est

important de favoriser la pratique de nouvelles méthodes de production qui génèrent moins de dérive. La pratique de la production intégrée, le développement de technologies nouvelles (comme les tunnels de pulvérisation), de pesticides moins toxiques et des connaissances supplémentaires sur le comportement des ravageurs sont essentiels pour réduire la quantité de pesticides utilisés à la ferme. Les principaux éléments de cette production intégrée sont :

- dépistage précoce des insectes ravageurs;
- utilisation de pesticides peu toxiques pour la faune et la flore auxiliaire;
- calibration plus précise des pulvérisateurs afin d'accroître la qualité de la pulvérisation;
- ajustement de la quantité de bouillie en fonction du gabarit des pommiers;
- utilisation de cultivars de pommiers résistant aux parasites;
- lutte biologique (favoriser la présence de prédateurs pour les ravageurs);
- favoriser la plantation de pommiers nains et semi-nains.

Également, la mise en place du code de gestion des pesticides, adopté en 1987 par la loi sur les pesticides, serait un excellent outil pour réduire les effets et les risques pour l'environnement et la santé des individus. Une protection minimale est proposée pour éviter l'exposition des humains à la dérive de fines gouttelettes générées par l'application de pesticides. L'arrivée de ce code de gestion permettrait une utilisation plus rationnelle et plus sécuritaire des pesticides, tout en permettant de diminuer les inquiétudes de la population face à cette problématique. Il n'y a pas de date arrêtée pour la mise en place de ce code de gestion.

ANNEXES

Annexe 1

**Résumé de la technique analytique pour la détermination
du diméthylphosphate et du diéthylphosphate dans l'urine
comme indice d'exposition aux pesticides organophosphorés**

Annexe 1

Source : tiré intégralement de Belleville et al. (1997)

**Résumé de la technique analytique pour la détermination
du diméthylphosphate et du diéthylphosphate dans l'urine
comme indice d'exposition aux pesticides organophosphorés**

Préambule

Nous présentons un résumé de la méthode utilisée pour la détermination du diméthylphosphate (DMP) et du diéthylphosphate (DEP) dans l'urine dans le cadre du projet réalisé en Montérégie. Nous travaillons présentement ces méthodes afin d'améliorer les limites de détection.

Principe de la méthode

La première étape consiste à précipiter la majeure partie des phosphates inorganiques par l'acétonitrile. Cette approche proposée par Reid et Watts (1981) est, à notre avis, la meilleure alternative pour isoler les alkylphosphates de la matrice inorganique présente dans l'urine (phosphates, sulfates, chlorures, carbonates, etc.). On notera cependant qu'avec cette technique, il est impossible d'éliminer complètement la matrice inorganique et que l'ensemble des composés organiques normalement présents dans l'urine (acide hippurique, phénols, urée, etc.) se retrouvera dans l'extrait d'acétonitrile. Après l'évaporation de l'acétonitrile, le diméthylphosphate (DMP), le diéthylphosphate (DEP) et le dibutylphosphate (DBP, étalon interne) sont resolubilisés dans l'acétonitrile contenant 0,05% d'acide chlorhydrique. La présence de l'acide chlorhydrique fait passer la récupération des alkylphosphates de 5 à >90%, ce qui n'a pas été exploité dans les publications antérieures.

La seconde étape consiste à modifier la structure chimique de la fonction acide du DMP, du DEP et du DBP. Dans la littérature scientifique, la méthode de dérivation la plus populaire des alkylphosphates consiste à former un ester-pentafluorobenzyle avec chaque alkylphosphate à partir du bromure de pentafluorobenzyle (Aprea et al., 1996). L'analyse se fait par la suite par chromatographie en phase gazeuse avec un détecteur photométrique à flamme (FPD). Comme ce type de détecteur n'était pas disponible à notre laboratoire, nous avons utilisé un spectromètre de

masse comme méthode de détection, ce qui permet une confirmation additionnelle de chaque produit d'intérêt élué de la colonne chromatographique.

Nos premiers essais par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture électronique (ECD), nous ont indiqué que cette réaction donnait bien un produit de réaction dont la structure n'a pas été confirmée par spectrométrie de masse. Les ions des dérivés des alkylphosphates avec le PFB-Br n'étant pas spécifiques au DMP ou DEP, nous avons choisi de faire une estérification avec les diazoalkanes ce qui est aussi rapporté dans la littérature (Vasilié et al., 1992). Pour la détermination du DMP urinaire, nous utilisons le diazoéthane dans de l'éther éthylique qui nous donne les produits suivants :

- DMP changé en diméthylphosphate éthylé;
- DEP et phosphates inorganiques résiduels changés en triéthylphosphate;
- DBP changé en dibutylphosphate éthylé.

Pour le dosage du DEP, on utilise le diazométhane dans de l'éther éthylique comme agent de dérivation et on obtient les produits suivants :

- DMP et phosphates inorganiques résiduels transformés en triméthylphosphate;
- DEP changé en diéthylphosphate méthylé;
- DBP changé en dibutylphosphate méthylé.

Suite à l'étape de dérivation, le diazométhane ou diazoéthane ainsi que l'éther éthylique sont éliminés par un jet d'azote et le volume de l'extrait est ajusté à 0,5 ml. L'extrait est par la suite analysé par chromatographie en phase gazeuse sur une colonne capillaire de type DB-1. Les produits sont détectés par un spectromètre de masse qui est opéré en mode de dépistage séquentiel de groupes d'ions. Au préalable, chaque dérivé donne un ion moléculaire distinct, ce qui prouve l'identification de chaque produit analysé.

Limite de détection

La limite de détection pour le DMP et le DEP est présentement de 25 mg/l.

Contrôle de qualité

Dans le cadre du projet en Montérégie, nous avons fait 27 séries d'analyses. Le résultat du contrôle de qualité est le suivant :

Étalon de:	Valeur cible (mg/l)	Moyenne (mg/l)	E.T.	C.V. (pourcentage)
DEP	100	105,8	14,5	13,7
DEP	200	199,9	19,3	9,7
DEP	500	501,3	4,5	0,9
DMP	30	43,9	17,2	39
DMP	60	64,5	12,8	19,8
DMP	150	155,5	1,6	1,0

Jean-Guy Guillot, M.Sc.

Chimiste

JGG/dm

1997-04-10

Références

Aprea C, Sciarra G, Lunghini L. 1996. Analytical method for the determination of urinary alkylphosphates in subjects occupationally exposed to organophosphorus pesticides and in the general population. *J. Anal. Toxicol.* 20 : 559-63.

Aprea C, Sciarra G, Orsi D, Boccalon P, Sartorelli P, Sartorelli E. 1996. Urinary excretion of alkylphosphates in the general population (Italy). *Sci. Total Environ.* 177 : 37-41.

Reid SJ, Watts RR. 1981. A method for the determination of dialkyl phosphate residues in urine. *J. Anal. Toxicol.* 5 : 126-32.

Vasilié Z, Drevenkar V, Rumejak V, Stengl B, Fröbe Z. 1992. Urinary excretion of diethylphosphorus metabolites in persons poisoned by quinalphos or chlorpyrifos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 22 : 351-357.

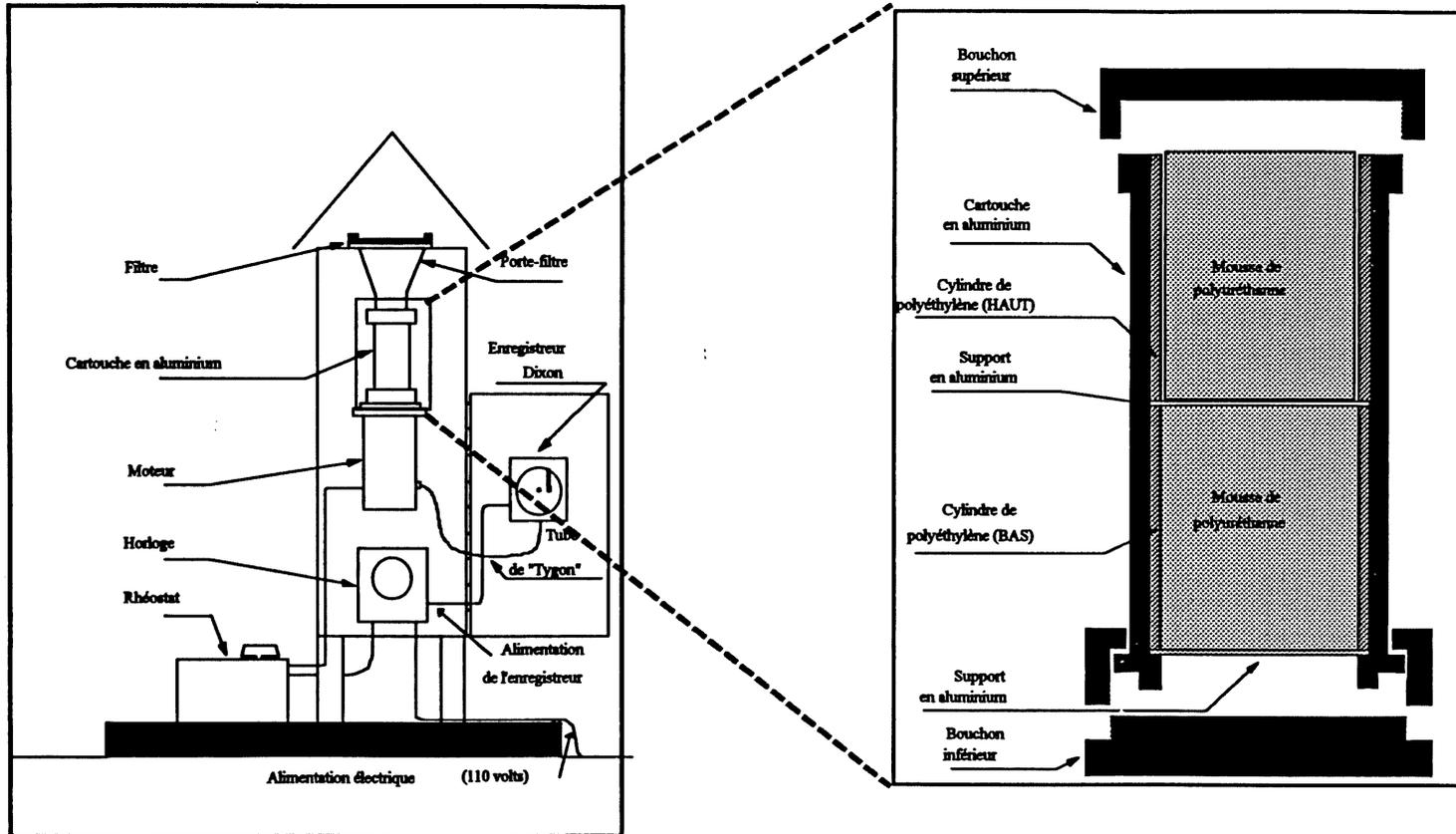
Annexe 2

Schéma de l'échantillonneur à grand débit

Annexe 2

Source : tiré de Bisson (1997)

Schéma de l'échantillonneur à grand débit



Annexe 3

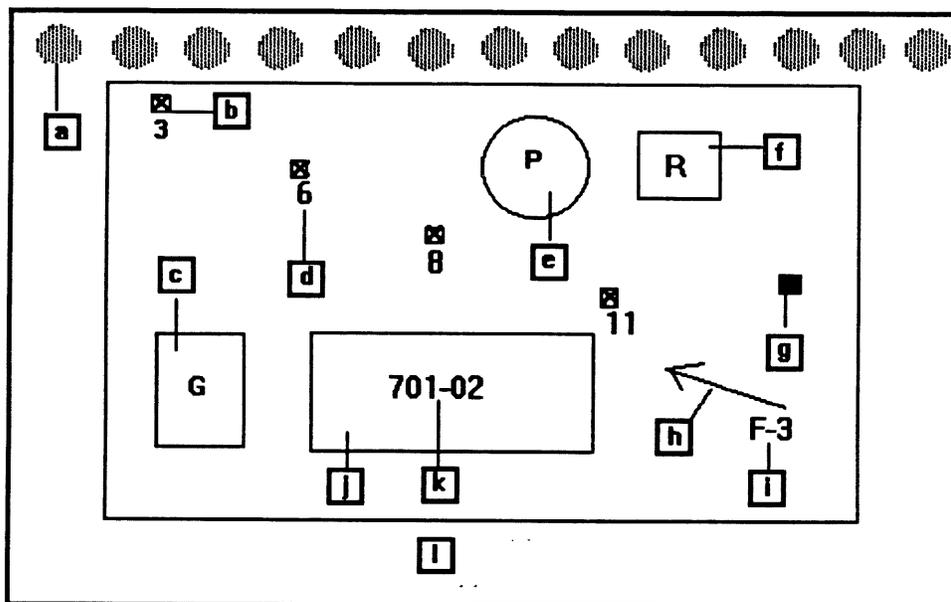
**Schémas des dispositions des feuilles de Mylar™
pour les sites de prélèvements des échantillons au sol**

Annexe 3

Source : tiré de Ministère de l'Environnement et de la Faune (1997)

Feuille d'échantillonnage au sol

Croquis de l'emplacement



Légende

- a** : pommier
- b** : plaque d'échantillonnage
- c** : garage
- d** : distances, en mètre, entre la plaque d'échantillonnage et la limite du terrain
- e** : piscine
- f** : remise à jardin
- g** : échantillonneur à grand débit
- h** : direction des vents
- i** : force des vents selon l'échelle de Beaufort (ci-joint)
- j** : résidence du site échantillonné
- k** : code du site (701= identification du verger) (02= identification de la résidence)
- l** : façade de la résidence par rapport à la rue

L'échelle de Beaufort

L'échelle de Beaufort est une mesure standard de la force du mouvement d'air.

Elle est décrite par des forces Beaufort allant de 0 à 12 (F-0, F-1, F-2,..., F-12)

Forces Beaufort :

0 :	CALME , la fumée s'élève verticalement. La vitesse est de moins de 1 km/h.
1 :	TRÈS LÉGÈRE BRISE , la fumée donne la direction du vent, mais pas les girouettes. 1-5 km/h.
2 :	LÉGÈRE BRISE , sensation de vent au visage; les feuilles frémissent; les girouettes tournent. 6-11 km/h.
3 :	PETITE BRISE , les feuilles sont constamment agitées; le vent déploie les drapeaux légers. 12-19 km/h.
4 :	JOLIE BRISE , le vent soulève la poussière et les feuilles de papier; les petites branches sont agitées. 20-28 km/h.
5 :	BONNE BRISE , les arbustes en feuilles commencent à se balancer; petites vagues; les moutons sur l'eau sont nombreux. 29-38 km/h.
6 :	VENT FRAIS , les grandes branches sont agitées; les fils sifflent; il est difficile de se servir d'un parapluie. 39-49 km/h.
7 :	GRAND FRAIS , les arbres en entier sont agités; marcher contre le vent est difficile. 50-61 km/h.

8 :	COUP DE VENT, le vent casse les petites branches; marcher contre le vent est pénible. 62-74 km/h.
9 :	FORT COUP DE VENT, le vent fait de légers dommages aux habitations : ex antenne de télévision, etc. 75-88 km/h.
10 :	TEMPÊTE, rarement observée à l'intérieur des terres; arbres déracinés; dommages importants aux habitations. 89-102 km/h.
11 :	VIOLENTE TEMPÊTE, très rarement observée; dommages très étendus. 103-117 km/h.
12 :	OURAGAN, dévastation; 118 km/h et plus.

Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-06-06

Code de l'emplacement : 101-02

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 7 h 30 min

Heure de la collecte des échantillons : 12 h 15 min

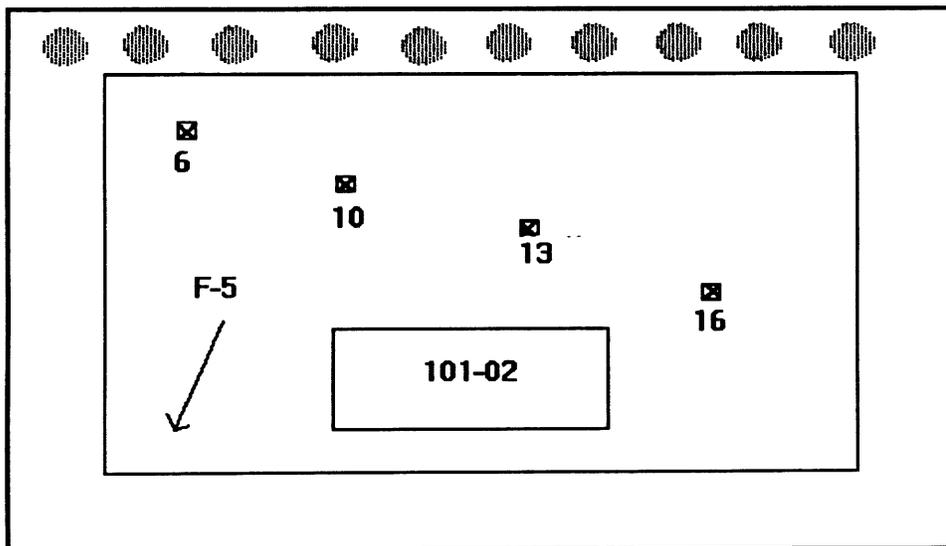
Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Les plaques ont été installées après le premier passage du pulvérisateur, faute de temps.

Utilisation du Taga dans le voisinage.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Daniel Savoie

Date : 1996-06-06

Code de l'emplacement : 101-03

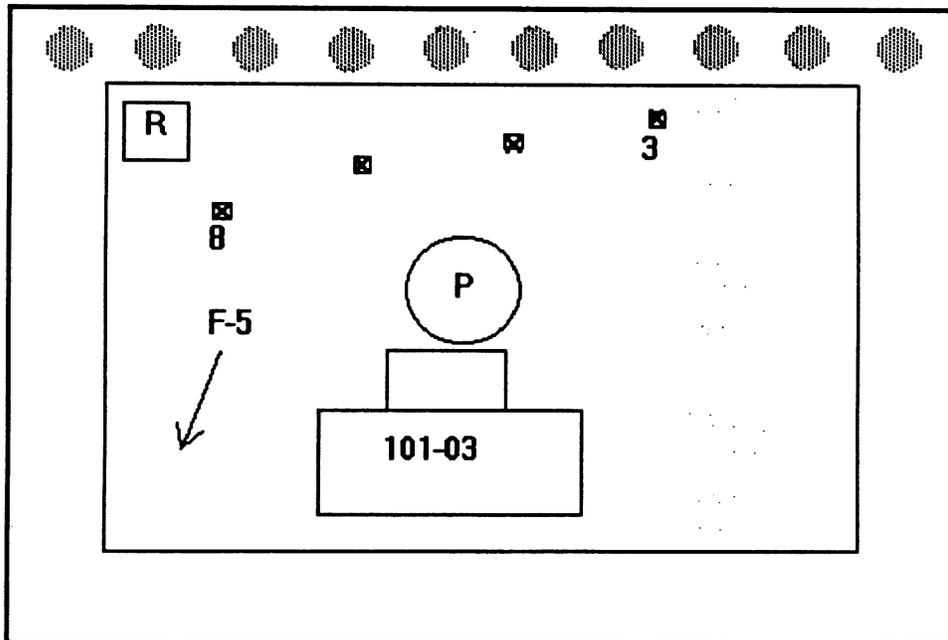
Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 7 h 30 min

Heure de la collecte des échantillons : 12 h 20 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes : Utilisation du Taga dans le voisinage.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Daniel Savoie

Date : 1996-05-31

Code de l'emplacement : 201-02

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 6 h 10 min .

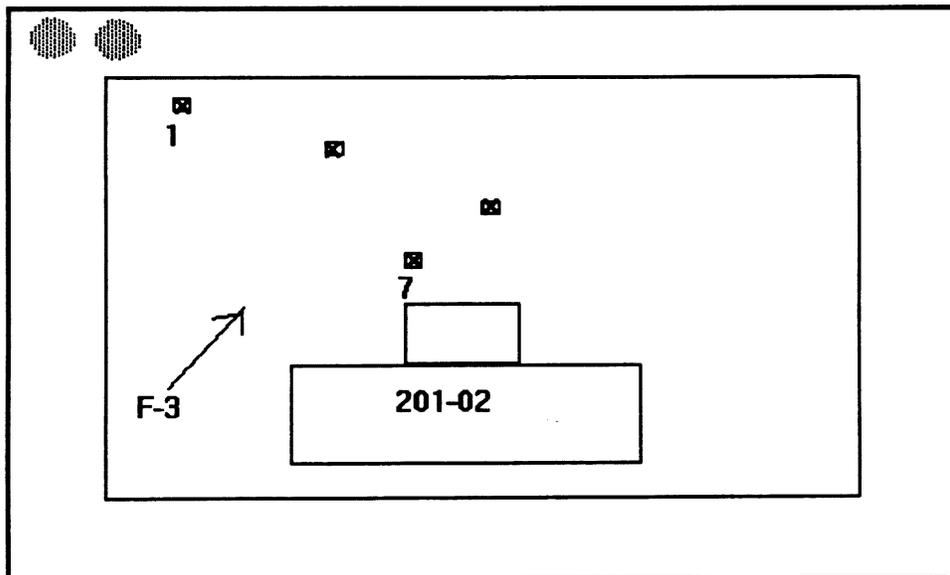
Heure de la collecte des échantillons : 13 h 34 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Beaucoup de soleil
- 1^{er} pommier (coin) à 6 mètres
- À l'arrière du terrain le verger est situé à 75 mètres
- Odeurs sur le terrain

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Daniel Savoie

Date : 1996-05-31

Code de l'emplacement : 201-03

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 6 h 00 min

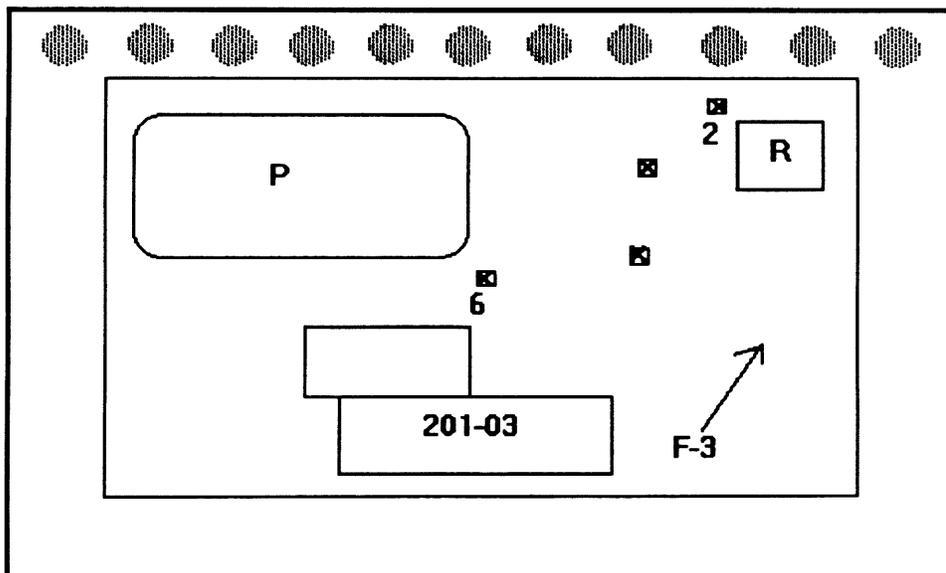
Heure de la collecte des échantillons : 13 h 20 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

Odeurs, même dans la rue.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Robert Brisson et Réal Normandeau

Date : 1996-05-30

Code de l'emplacement : 203-02

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 16 h 15 min

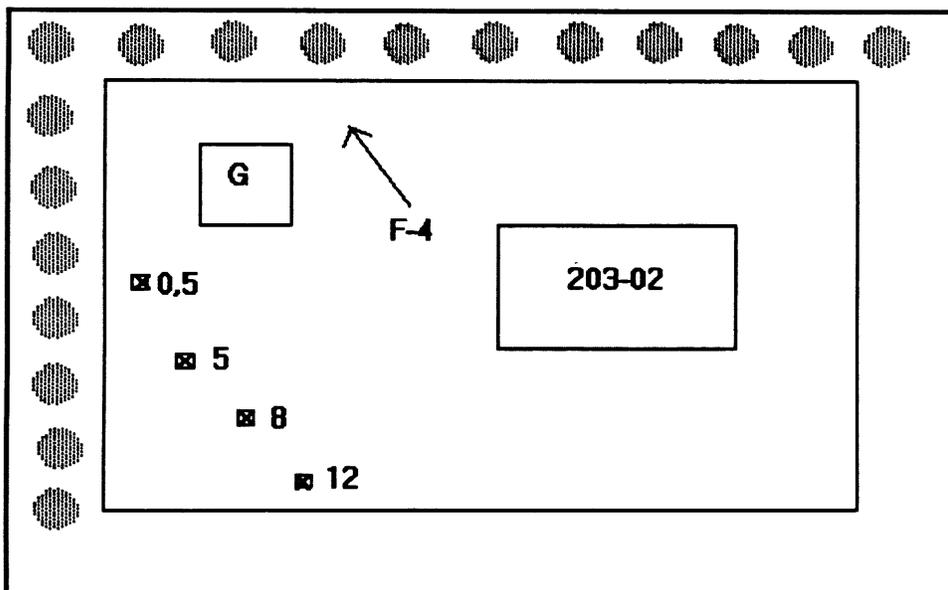
Heure de la collecte des échantillons : 20 h 10 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

Le verger Gagnon situé de l'autre côté de la rue procédait à l'application de pesticides à notre arrivée sur le site, le vent se dirigeait vers le site d'échantillonnage prévu. On a pu percevoir des odeurs caractéristiques de la dérive en provenance de ce verger. Par contre, l'installation des plaques d'échantillonnage a été faite après la fin de cette pulvérisation.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Gilles Coté

Date : 1996-05-31

Code de l'emplacement : 205-01

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 8 h 45 min

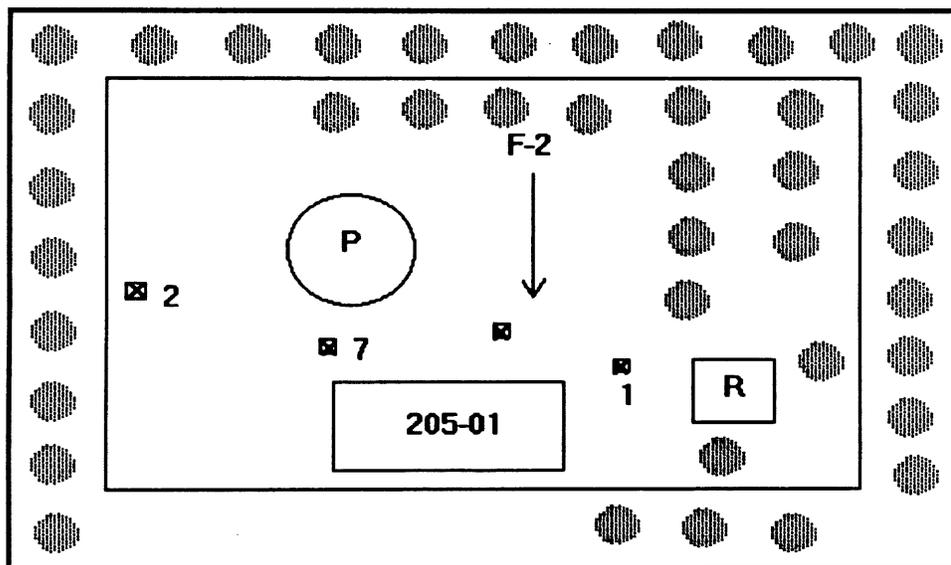
Heure de la collecte des échantillons : 13 h 15 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

Le pulvérisateur est passé tout près des plaques d'échantillonnage, car il y avait des pommiers à pulvériser qui se trouvaient directement dans la cour arrière du pomiculteur.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Daniel Savoie

Date : 1996-07-24

Code de l'emplacement : 206-01

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 15 h 30 min

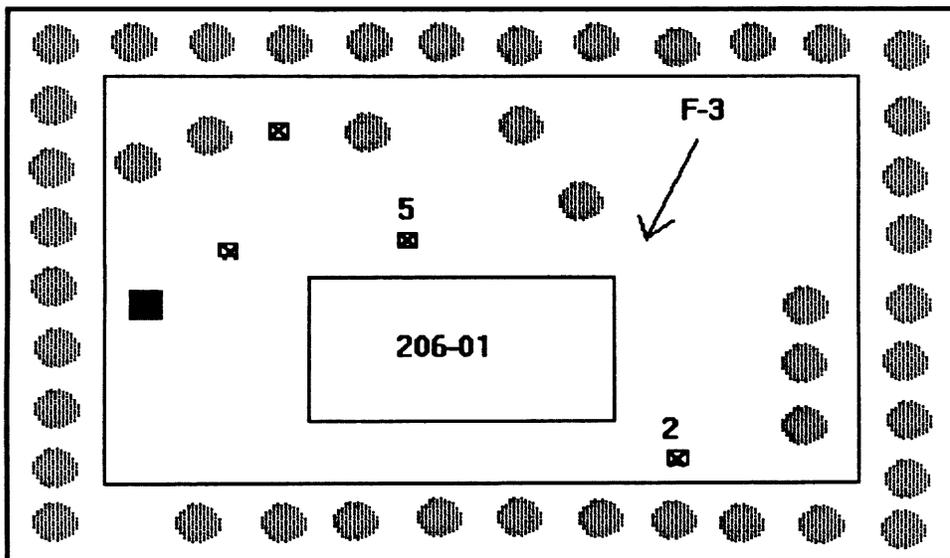
Heure de la collecte des échantillons : 21 h 30 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Les plaques d'échantillonnage ont été très exposées.
- Les enfants ont aussi été très exposés; ils jouaient dans le verger pendant et après la pulvérisation. Échantillonnage des concentrations aériennes avec l'échantillonneur à grand débit.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Jocelyne Auger

Date : 1996-06-01

Code de l'emplacement : 301-01

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 6 h 45 min

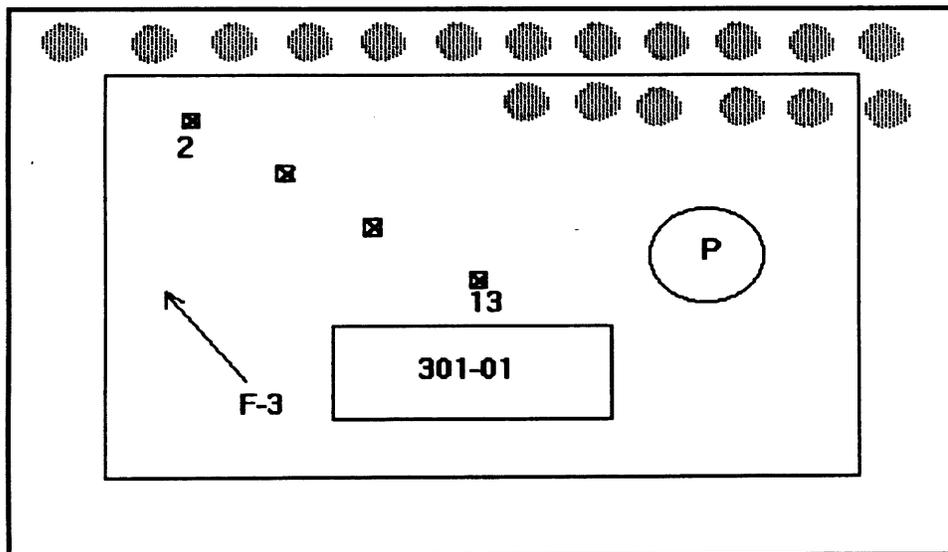
Heure de la collecte des échantillons : 11 h 00 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Début de la pulvérisation vers 5 h 30 min.
- Premier passage près des plaques d'échantillonnage vers 10 h.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-06-14

Code de l'emplacement : 503-02

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 20 h 45 min

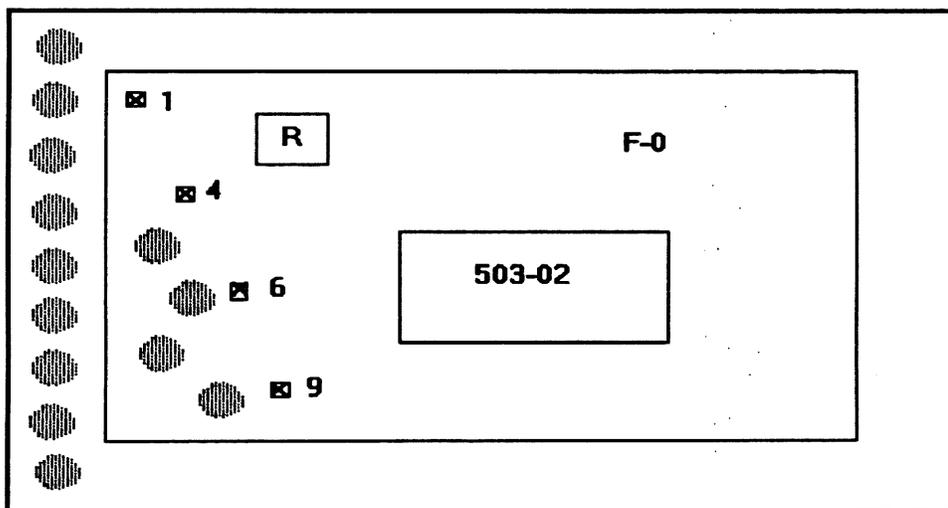
Heure de la collecte des échantillons : 23 h 35 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes:

À l'arrivée sur le site, le producteur avait appliqué la moitié d'un premier réservoir; cependant, l'application avait été réalisée à l'opposé des sites d'échantillonnage.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-06-14

Code de l'emplacement : 503-03

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 20 h 55 min

Heure de la collecte des échantillons : 23 h 20 min

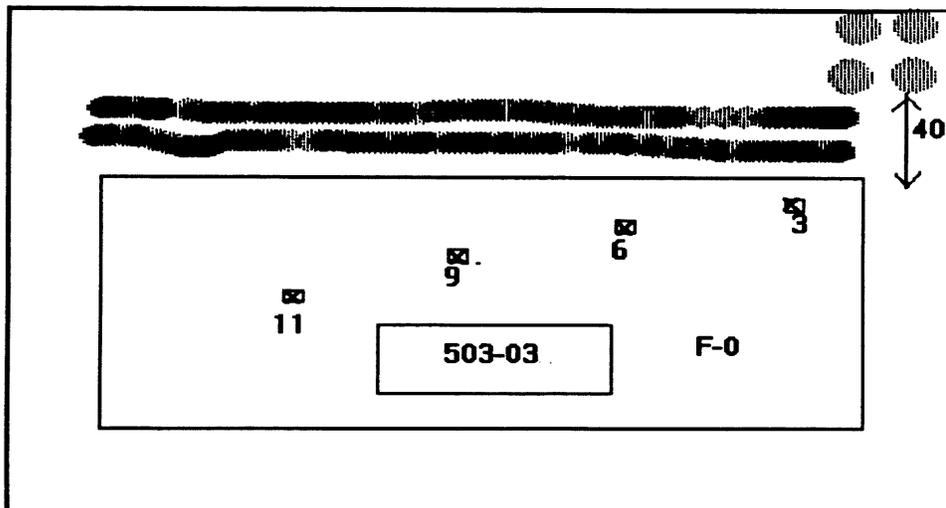
Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes:

À l'arrivée sur le site, le producteur avait appliqué la moitié d'un premier réservoir, cependant l'application avait été réalisée à l'opposé des sites d'échantillonnage.

Les lignes en continu représentent deux rangées d'arbres (peupliers) de 10 m de hauteur.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-05-29

Code de l'emplacement : 701-02

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 11 h 05 min

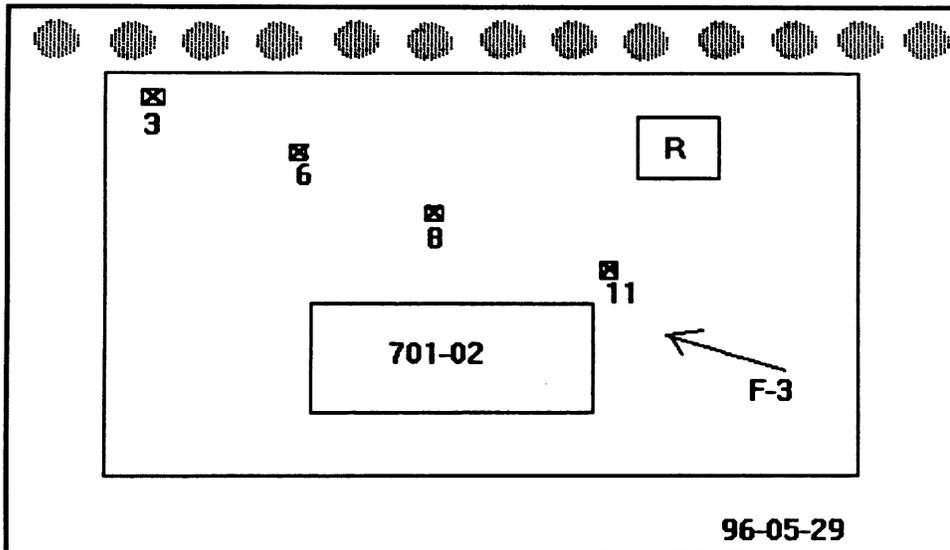
Heure de la collecte des échantillons : 17 h 05 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Légères gouttelettes de pluie sur les plaques d'échantillonnage lors de leur récupération.
- Utilisation du TAGA dans le voisinage.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Daniel Savoie

Date : 1996-05-29

Code de l'emplacement : 701-03

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 11 h 00 min

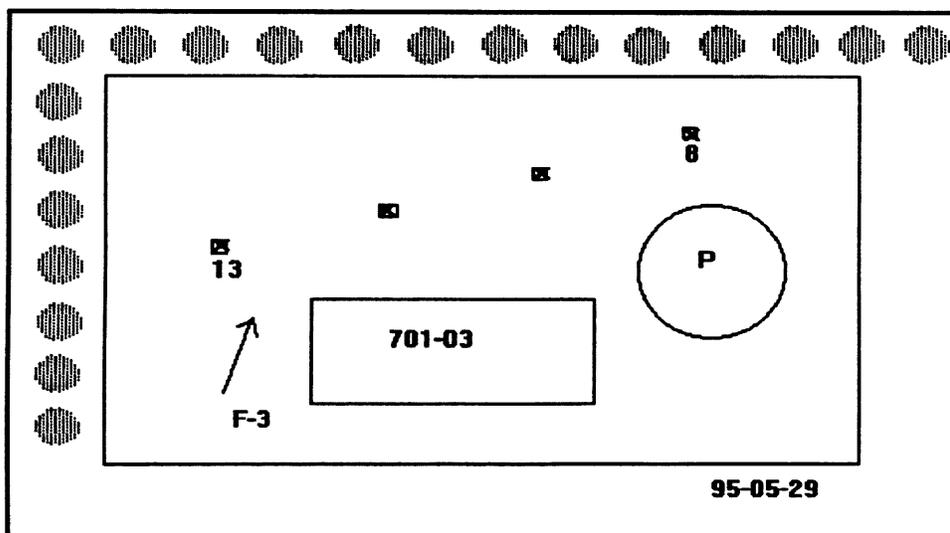
Heure de la collecte des échantillons : 17 h 25 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Utilisation du TAGA dans le voisinage. Très grand terrain.
- Légères gouttelettes de pluie sur les plaques d'échantillonnage lors de leur récupération.
- Pas de pulvérisation dans la section du verger située à l'arrière du site d'échantillonnage.
- Voir feuille d'échantillonnage au sol du 1996-06-02 de l'emplacement 701-03.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-05-29

Code de l'emplacement : 701-04

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 11 h 00 min

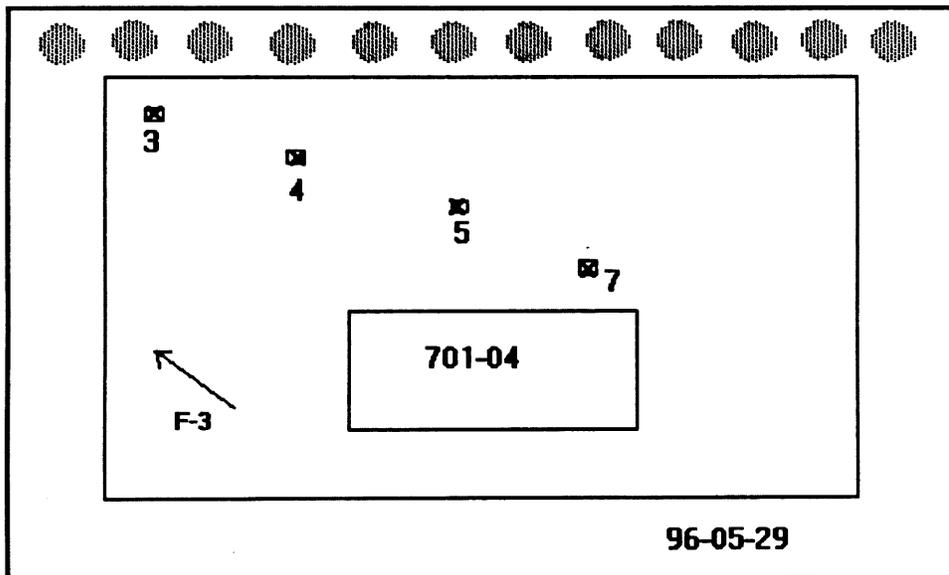
Heure de la collecte des échantillons : 17 h 57 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Utilisation du TAGA dans le voisinage.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Daniel Savoie

Date : 1996-05-29

Code de l'emplacement : 701-05

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 11 h 00 min

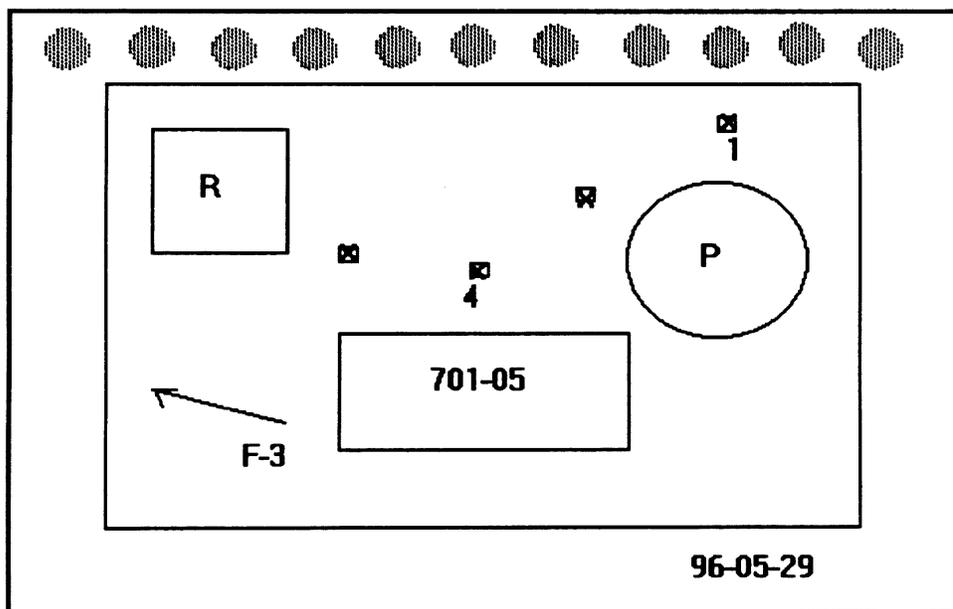
Heure de la collecte des échantillons : 17 h 03 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 3

Notes :

- Le producteur n'a pas traité cette section du verger située à l'arrière du site d'échantillonnage.
- Il y a eu quelques gouttes de pluie sur les plaques d'échantillonnage avant leur récupération.
- Utilisation du TAGA dans le voisinage.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Daniel Savoie

Date : 1996-05-29

Code de l'emplacement : 701-06

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 11 h 00 min

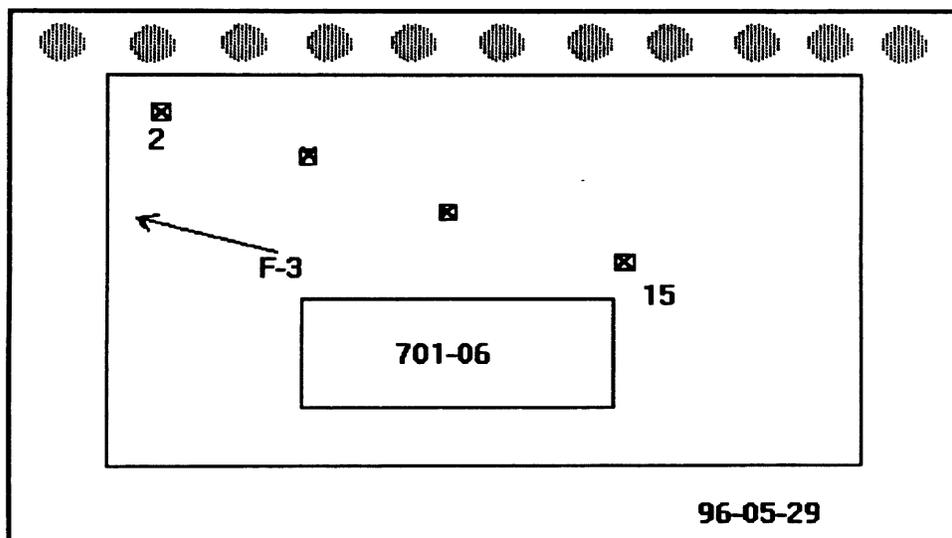
Heure de la collecte des échantillons : 18 h 08 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Le producteur n'a pas traité cette section du verger située à l'arrière du site d'échantillonnage.
- Il y a eu quelques gouttes de pluie sur les plaques d'échantillonnage avant leur récupération.
- Utilisation du TAGA dans le voisinage.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-05-31

Code de l'emplacement : 701-06

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 8 h 15 min

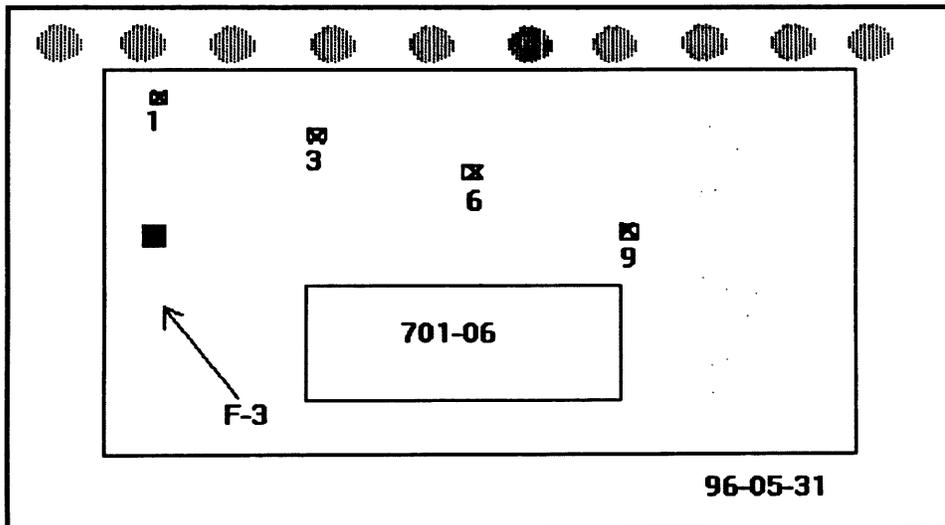
Heure de la collecte des échantillons : 11 h 30 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

- Traces visibles sur la plaque d'échantillonnage située à 1 mètre.
- Utilisation du TAGA dans le voisinage.
- Échantillonnage des concentrations aériennes avec l'échantillonneur à grand débit.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-06-02

Code de l'emplacement : 701-03

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 17 h 50 min

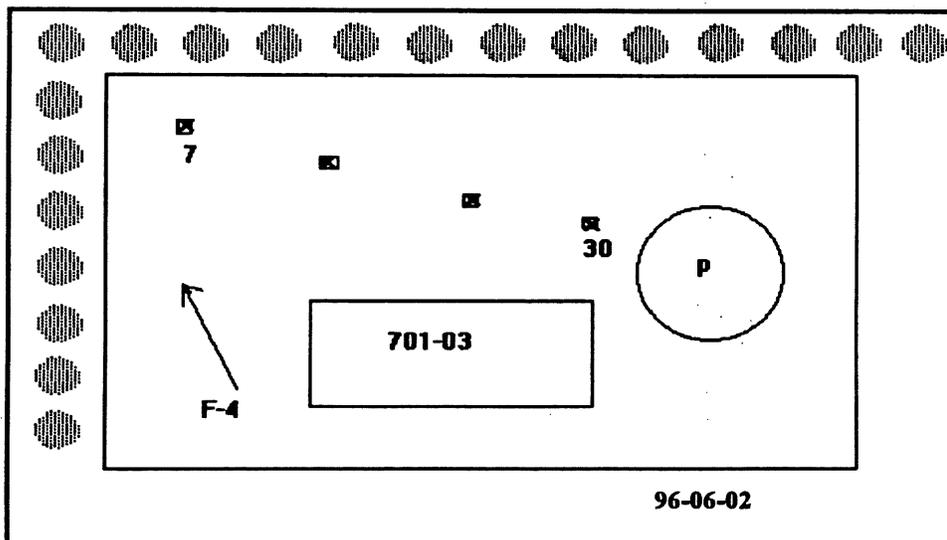
Heure de la collecte des échantillons : 19 h 40 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 3

Notes :

- La section du verger située à l'arrière de la résidence aurait été traitée le 29 mai dernier, selon le producteur.
- Pulvérisation effectuée sur le côté de la résidence uniquement.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Feuille d'échantillonnage au sol

Intervention réalisée par : Réal Normandeau

Date : 1996-06-02

Code de l'emplacement : 701-05

Heure de la pose des plaques d'échantillonnage : 17 h 55 min

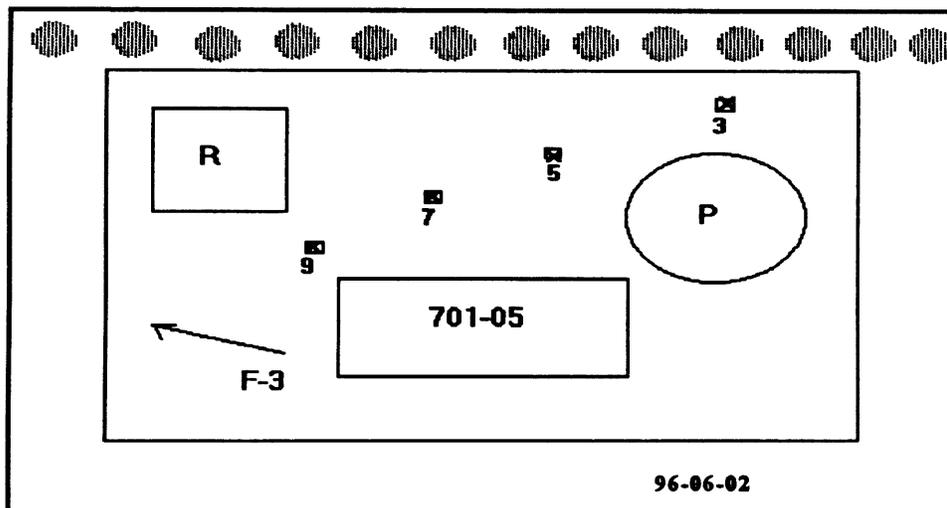
Heure de la collecte des échantillons : 19 h 50 min

Nombre de films de plastique dans l'échantillon : 4

Notes :

Nous avons observé que les enfants sélectionnés pour les dosages urinaires habitant la résidence voisine sont entrés à l'intérieur dès le début de la pulvérisation; les jouets et le linge sur la corde ont été ramassés.

CROQUIS DE L'EMPLACEMENT ET POSITION DES 4 ÉCHANTILLONS



Annexe 4

Tableau de l'index de risques

Annexe 4

Tableau de l'index de risques

Groupe chimique et matières actives	Nom commercial	Toxicité aiguë		score	Toxicité chronique			Cancéro-génicité	Muta-génicité	Térato-génicité	Effet repro-duction	Index
		DL50 (rat) mg/kg			NOEL organe mg/kg/j	score	cible					
Organophosphorés												
Diméthoate	Cygon	60 orl. (1)		5	0,05 (2)	7		1	2	4	2	5,8
Méthidathion	Supracyde	20 orl. (1)		7	0,25 (2)	7		4 (4)	2	1	1	5,9
Phosmet	Imidan	93 orl. (1)		5	2,0/2ans (3)	5		1	2	3	3	5,3
Azynphos-méthyl	AMP-guthion	7 orl. (1)		7	0,5/2ans (2)	7		2	4	3	3	6,9
Phosalone	Zolone	85 orl. (1)		5	2,4/2ans (2)	5		1*	1*	1*	1*	3,7
Organochlorés												
Dicofol	Kelthane	100 cut. (1)		3	50/2ans (2)	3	Gras	4	4	3	4	6,0
Endosulfan	Thionex	18 orl. (1)		7	2,5/2ans (2)	5		3	4	3	3	6,8
Organosulfurés												
Propargite	Omite	250 cut. (2)		3	45/2ans (2)	3		2	1	1	3	3,9
Carbamates												
Carbaryl	Sevin	230 orl. (1)		5	9/2ans (2)	3		1	1	3	3	4,7
Formethanate	Dicarzol	20 orl. (2)		7	5/2ans (2)	3		1	1	1	3	4,4
Pyrimicarbe	Pyrimor	147 orl. (1)		5	9/2ans (2)	3		1	1	1	3	3,9
Dithio-carboximides												
Captane	Captan	9000 orl. (1)		1	50/2ans (2)	3		4	2	3	3	4,9

Groupe chimique et matières actives	Nom commercial	Toxicité aiguë DL50 (rat) mg/kg	score	Toxicité chronique			Cancéro généicité	Mutagé nicité	Térato généicité	Effet repro- duction	Index
				NOEL organe mg/kg/j	score	cible					
Pyréthrinoïdes											
Cyperméthrine	Cymbush	70 orl. (1)	5	37/2ans (2)	3	SNPé rip.	1	2	2	3	4,4
Deltaméthrine	Decis	31-133 orl. (2)	7	10 (2)	5	SNC	1	2	2	3	5,4
Permethrine	Ambush	410 orl. (1)	5	150/6m. (2)	1	SNC	1	2	1	3	3,6
Dithio-carbamates											
Mancozèbe	Dithane	> 5000 orl. (1)	1	5/2ans (2)	5	Thy- roïde	4	2	3	3	5,4
Métirame	Polyram	2850 orl. (1)	3	*	1*		1*	3	1*	1*	2,5
Guanidine											
Dodine	Equal	566 orl. (1)	3	*	1*	foie	2	1	1*	1*	2,6
Triazole											
Myclobutanil	Nova	1870 orl. (4)	3	2,5/2ans (4)	5		1*	1*	3	3	4,7

* : Données manquantes

orl. : absorption orale

cut. : absorption cutanée

(1) Richard J. Lewis, SR., SAX'S DANGEROUS PROPERTIES of INDUSTRIAL MATERIALS, eight edition,

(2) Hayes Jr., Laws Jr., HANDBOOK of PESTICIDE TOXICOLOGY, General Principles

(3) Iris (Banque de données informatiques)

(4) Fiches signalitiques (fournies par le fabricant du produit)

Annexe 5

**Questionnaires utilisés dans le cadre de l'étude
afin d'évaluer l'exposition des groupes exposés**

Annexe 5

Source : tiré intégralement de Belleville et al. (1997)



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
MONTÉRÉGIE

DIRECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE

**ENQUÊTE SUR L'USAGE DES PESTICIDES DANS
LES VERGERS DE LA MONTÉRÉGIE**

- Questionnaire sur l'exposition des pomiculteurs et leurs employés

Prélèvement témoin

Ce questionnaire concerne

prénom: _____ nom: _____

Adresse: no. et rue: _____

ville: _____

code postal: _____

Date de naissance: ____/____/____
 jour /mois /année

Question 1. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans le verger au cours des cinq (5) derniers jours ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, spécifiez lesquels:

Question 2. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux, au cours des cinq (5) derniers jours ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, spécifiez pourquoi et lesquels:

Question 3. Lors de la pulvérisation des pommiers, quels sont les pesticides que vous avez utilisés et donnez les quantités utilisées avant dilution ?

Nom commercial du produit	Quantité utilisée avant dilution (nombre de sacs et poids des sacs, nombre de gallons ou bidons...)
1- _____	_____
2- _____	_____
3- _____	_____
4- _____	_____

Si plus de quatre (4) pesticides ont été utilisés aujourd'hui, veuillez utiliser l'espace à la fin du questionnaire (page 35) pour continuer la liste.

Question 4. Est-ce qu'un des pesticides utilisés aujourd'hui (voir réponse à la question 3) a déjà été utilisé lors d'autres occasions depuis le début de la saison ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, lequel et à quelle date:

Question 5. Est-ce qu'un des pesticides de la liste suivante a été utilisé depuis le début de la saison (sauf aujourd'hui) ?

Guthion, APM, Snipper, Cygon, Zolone, Imidan, Supracide

1 NON

2 OUI → Si OUI, lequel et à quelle date:

Question 6. Quel type de tracteur utilisez-vous pour l'application des pesticides ?

Tracteur sans cabine de protection 1

Tracteur avec cabine fermé 2

6b. Si la cabine est fermée, quel type de filtre à air utilisez-vous ?

1 Filtre à air spécial

2 Filtre ordinaire

3 Aucun filtre

Question 7. Avez-vous personnellement accompli chacune des fonctions suivantes lors de la pulvérisation des pesticides ?

Mélangeur (préparation de la bouillie): 1 NON
2 OUI

Opérateur (pulvérisation des pommiers): 1 NON
2 OUI

Nettoyage de l'équipement de pulvérisation: 1 NON
2 OUI

Nettoyage de l'équipement de protection (vêtements, bottes....): 1 NON
2 OUI

Autres tâches liées aux pesticides: 1 NON
2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 8. Durant le travail avec les pesticides, avez-vous utilisé les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON
2 OUI

Gants: 1 NON
2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON
2 OUI

Bottes: 1 NON
2 OUI

Autres: 1 NON
2 OUI

Si oui, décrivez: _____

FIN de la section 1 sur la description de la pulvérisation.
Continuez à la page suivante pour la section 2 de la première
journée.

SECTION 2: AUTRES ACTIVITÉS LORS DE LA JOURNÉE DE LA PULVÉRISATION.

- Attention, cette section cherche à décrire certaines de vos activités durant la journée de la pulvérisation des pommiers.

Question 1. Avez-vous procédé à l'application d'autres pesticides aujourd'hui (ne compter pas la pulvérisation des pommiers de votre verger qui est décrite à la section précédente) ?

- 1 NON → Si NON passez directement à la question 4 au bas de la page suivante.
- 2 OUI → Si OUI Répondez à la question suivante.

Question 2. Si vous avez répondu OUI à la question précédente (question 1), quels sont les pesticides que vous avez utilisés

Nom commercial du produit

- 1- _____
- 2- _____
- 3- _____
- 4- _____

Question 3. Si vous avez manipulé d'autres pesticides aujourd'hui (réponse OUI à la question 1), portiez-vous les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON
2 OUI

Gants: 1 NON
2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON
2 OUI

Bottes: 1 NON
2 OUI

Autres: 1 NON
2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 4. Environ combien d'heures avez-vous passé à diverses activités dans votre verger aujourd'hui sans porter un équipement de protection ?

Nombre d'heures: _____

Question 5. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été pulvérisés dans un verger voisin du vôtre aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 6. À votre connaissance, est-ce que vous auriez été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

- FIN du questionnaire pour la journée 1.
Vous devez remplir le questionnaire de la journée 2 demain soir.
- Remplissez le questionnaire de chaque journée à la fin de celle-ci et une journée à la fois.
- **Si vous avez terminé la première journée de pulvérisation des pommiers en avant-midi, vous devrez recueillir votre urine ce soir avant de vous coucher.**
- **Si vous avez terminé la première journée de pulvérisation des pommiers en après-midi ou en soirée, vous devrez recueillir votre première urine demain matin.**

page 10

Jour 2

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Avez-vous procédé à l'application de pesticides aujourd'hui (dans le verger ou ailleurs)?

1 NON → Si NON passez directement à la question 5 au bas de la page suivante.

2 OUI → Si OUI Répondez à la question suivante.

Question 2. Si vous avez répondu OUI à la question précédente (question 1), quels sont les pesticides que vous avez utilisés

Nom commercial du produit

1- _____

2- _____

3- _____

4- _____

Question 3. Pendant combien d'heures avez-vous procédé à la pulvérisation de pesticides aujourd'hui ?

Nombre d'heures: _____

Question 4. Si vous avez manipulé d'autres pesticides aujourd'hui (réponse OUI à la question 1), portiez-vous les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON
2 OUI

Gants: 1 NON
2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON
2 OUI

Bottes: 1 NON
2 OUI

Autres: 1 NON
2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 5. Environ combien d'heures avez-vous passé à diverses activités dans votre verger aujourd'hui sans porter un équipement de protection ?

Nombre d'heures: _____

Question 6. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été pulvérisés dans un verger voisin du vôtre aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 7. À votre connaissance, est-ce que vous auriez été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 2. Remplir le jour 3 demain soir.

Jour 3

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Avèz-vous procédé à l'application de pesticides aujourd'hui (dans le verger ou ailleurs) ?

1 NON → Si NON passez directement à la question 4 au bas de la page suivante.

2 OUI → Si OUI Répondez à la question suivante.

Question 2. Si vous avez répondu OUI à la question précédente (question 1), quels sont les pesticides que vous avez utilisés

Nom commercial du produit

1- _____

2- _____

3- _____

4- _____

Question 3. Pendant combien d'heures avez-vous procédé à la pulvérisation de pesticides aujourd'hui ?

Nombre d'heures: _____

Question 4. Si vous avez manipulé d'autres pesticides aujourd'hui (réponse OUI à la question 1), portiez-vous les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON

2 OUI

Gants: 1 NON

2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON

2 OUI

Bottes: 1 NON

2 OUI

Autres: 1 NON

2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 5. Environ combien d'heures avez-vous passé à diverses activités dans votre verger aujourd'hui sans porter un équipement de protection ?

Nombre d'heures: _____

Question 6. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été pulvérisés dans un verger voisin du vôtre aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 7. À votre connaissance, est-ce que vous auriez été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 3. Remplir le jour 4 demain soir.

Jour 4

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Avez-vous procédé à l'application de pesticides aujourd'hui (dans le verger ou ailleurs) ?

1 NON → Si NON passez directement à la question 4 au bas de la page suivante.

2 OUI → Si OUI Répondez à la question suivante.

Question 2. Si vous avez répondu OUI à la question précédente (question 1), quels sont les pesticides que vous avez utilisés

Nom commercial du produit

1- _____

2- _____

3- _____

4- _____

Question 3. Pendant combien d'heures avez-vous procédé à la pulvérisation de pesticides aujourd'hui ?

Nombre d'heures: _____

Question 4. Si vous avez manipulé d'autres pesticides aujourd'hui (réponse OUI à la question 1), portiez-vous les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON
2 OUI

Gants: 1 NON
2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON
2 OUI

Bottes: 1 NON
2 OUI

Autres: 1 NON
2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 5. Environ combien d'heures avez-vous passé à diverses activités dans votre verger aujourd'hui sans porter un équipement de protection ?

Nombre d'heures: _____

Question 6. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été pulvérisés dans un verger voisin du vôtre aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 7. À votre connaissance, est-ce que vous auriez été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 4. Remplir le jour 5 demain soir.

Jour 5

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Avez-vous procédé à l'application de pesticides aujourd'hui (dans le verger ou ailleurs)?

1 NON → Si NON passez directement à la question 4 au bas de la page suivante.

2 OUI → Si OUI Répondez à la question suivante.

Question 2. Si vous avez répondu OUI à la question précédente (question 1), quels sont les pesticides que vous avez utilisés

Nom commercial du produit

1- _____

2- _____

3- _____

4- _____

Question 3. Pendant combien d'heures avez-vous procédé à la pulvérisation de pesticides aujourd'hui ?

Nombre d'heures: _____

Question 4. Si vous avez manipulé d'autres pesticides aujourd'hui (réponse OUI à la question 1), portiez-vous les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON
2 OUI

Gants: 1 NON
2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON
2 OUI

Bottes: 1 NON
2 OUI

Autres: 1 NON
2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 5. Environ combien d'heures avez-vous passé à diverses activités dans votre verger aujourd'hui sans porter un équipement de protection ?

Nombre d'heures: _____

Question 6. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été pulvérisés dans un verger voisin du vôtre aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 7. À votre connaissance, est-ce que vous auriez été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 5. Remplir le jour 6 demain soir.

Jour 6

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Avez-vous procédé à l'application de pesticides aujourd'hui (dans le verger ou ailleurs) ?

1 NON → Si NON passez directement à la question 4 au bas de la page suivante.

2 OUI → Si OUI Répondez à la question suivante.

Question 2. Si vous avez répondu OUI à la question précédente (question 1), quels sont les pesticides que vous avez utilisés

Nom commercial du produit

1- _____

2- _____

3- _____

4- _____

Question 3. Pendant combien d'heures avez-vous procédé à la pulvérisation de pesticides aujourd'hui ?

Nombre d'heures: _____

Question 4. Si vous avez manipulé d'autres pesticides aujourd'hui (réponse OUI à la question 1), portiez-vous les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON
2 OUI

Gants: 1 NON
2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON
2 OUI

Bottes: 1 NON
2 OUI

Autres: 1 NON
2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 5. Environ combien d'heures avez-vous passé à diverses activités dans votre verger aujourd'hui sans porter un équipement de protection ?

Nombre d'heures: _____

Question 6. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été pulvérisés dans un verger voisin du vôtre aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 7. À votre connaissance, est-ce que vous auriez été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 6. Remplir le jour 7 demain soir.

Jour 7

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Avez-vous procédé à l'application de pesticides aujourd'hui (dans le verger ou ailleurs) ?

1 NON → Si NON passez directement à la question 4 au bas de la page suivante.

2 OUI → Si OUI Répondez à la question suivante.

Question 2. Si vous avez répondu OUI à la question précédente (question 1), quels sont les pesticides que vous avez utilisés

Nom commercial du produit

1- _____

2- _____

3- _____

4- _____

Question 3. Pendant combien d'heures avez-vous procédé à la pulvérisation de pesticides aujourd'hui ?

Nombre d'heures: _____

Question 4. Si vous avez manipulé d'autres pesticides aujourd'hui (réponse OUI à la question 1), portiez-vous les équipements de protection suivants ?

Survêtement ou couvre-tout: 1 NON

2 OUI

Gants: 1 NON

2 OUI

Masque à cartouche: 1 NON

2 OUI

Bottes: 1 NON

2 OUI

Autres: 1 NON

2 OUI

Si oui, décrivez: _____

Question 5. Environ combien d'heures avez-vous passé à diverses activités dans votre verger aujourd'hui sans porter un équipement de protection ?

Nombre d'heures: _____

Question 6. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été pulvérisés dans un verger voisin du vôtre aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 7. À votre connaissance, est-ce que vous auriez été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour la journée 7.

• N'OUBLIEZ PAS QUE DEMAIN MATIN, VOUS DEVEZ RECUEILLIR VOTRE PREMIÈRE URINE DU MATIN.



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX
MONTÉRÉGIE

DIRECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE

**ENQUÊTE SUR L'USAGE DES PESTICIDES DANS
LES VERGERS DE LA MONTÉRÉGIE**

**- Questionnaire sur l'exposition des enfants des ~~PO~~ miculteurs ou
qui résident autour des vergers.**

Prélèvement témoin

Ce questionnaire concerne

Enfant: prénom: _____ nom: _____

Adresse: no. et rue: _____

ville: _____

code postal: _____

Date de naissance: ____/____/____
 jour /mois /année

Question 1. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux, au cours des cinq (5) derniers jours ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, spécifiez pourquoi:

Question 2. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été utilisés sur le terrain d'un de vos voisins immédiats au cours des cinq (5) derniers jours ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 3. À votre connaissance, est-ce que votre enfant aurait été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides au cours des cinq (5) derniers jours?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 4. Y-a-t-il quelqu'un dans la famille qui manipule des insecticides ou des pesticides à son travail?

1 NON

2 OUI → Si OUI, spécifiez pourquoi:

Ce questionnaire a été complété par:

prénom: _____ nom: _____

Lien avec l'enfant: _____



RÉGIE RÉGIONALE
DE LA SANTÉ ET DES
SERVICES SOCIAUX

MONTÉRÉGIE

DIRECTION DE LA SANTÉ PUBLIQUE

**ENQUÊTE SUR L'USAGE DES PESTICIDES DANS
LES VERGERS DE LA MONTÉRÉGIE**

**- Questionnaire sur l'exposition des résidents autour des vergers -
GROUPE 1**

Ce questionnaire concerne

Enfant: prénom: _____ nom: _____

Adresse: no. et rue: _____

ville: _____

code postal: _____ - _____

Date de naissance: ____ / ____ / ____
 jour /mois /année

- Ne commencer à remplir ce questionnaire qu'à la fin de la pulvérisation du verger.
- Le questionnaire doit être rempli par un adulte qui connaît bien les activités de l'enfant et qui habite de préférence la même résidence (père, mère, gardienne...).
- Lisez attentivement les instructions qui suivent et répondez aux questions au mieux de vos connaissances.

Suite →

- Si vous avez des interrogations par rapport aux questions posées dans ce questionnaire, n'hésitez pas à communiquer avec Mmes Manon Morin ou France Salois au numéro de téléphone suivant: (514) 928-6777 poste 5560 ou 5558 (Les frais d'interurbain sont acceptés)

Instructions pour les questions 1 et 2 :

Ces deux questions servent à évaluer le nombre d'heures que votre enfant a passé à différents endroits aujourd'hui. Vous n'avez qu'à écrire le nombre d'heures que votre enfant a passé à l'endroit demandé au cours des trois périodes spécifiées. Voici un exemple:

- Jean a passé 3 heures dans la cour de sa maison durant la matinée.
- Après le dîner, il est allé jouer avec des amis dans un parc situé en bordure des vergers pendant environ 4 heures.
- Dans la soirée il a passé 2 heures et demie dans la cour de sa maison à jouer avec des amis.

Si Jean était votre enfant vous auriez répondu ceci à la question 1:

Q1 Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

	Nombre d'heures
Le matin (de 6h00 à midi)	<u>3</u>
L'après-midi (de midi à 18h00)	<u>0</u>
Dans la soirée (de 18h00 à minuit)	<u>2 1/2</u>

et vous auriez répondu ceci à la question 2:

Q2 Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ?

	Nombre d'heures
Le matin (de 6h00 à midi)	<u>0</u>
L'après-midi (de midi à 18h00)	<u>4</u>
Dans la soirée (de 18h00 à minuit)	<u>0</u>

- Pour les autres questions, vous n'avez qu'à faire un X ou une croix dans la case de votre choix.

Jour 1

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Il est possible que votre enfant ait passé du temps sur un terrain voisin qui, comme votre terrain, est situé en bordure du même verger. Ce terrain doit être situé à moins de 30 mètres (100 pieds) du verger. Si tel est le cas, nous désirons le savoir.

Question 2. Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ? (à moins de 30 mètres ou 100 pieds du verger)

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Question 3. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux, au cours des cinq (5) derniers jours ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 4. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été utilisés sur le terrain d'un de vos voisins immédiats au cours des cinq (5) derniers jours ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 5. À votre connaissance, est-ce que votre enfant aurait été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides au cours des cinq (5) derniers jours ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 6. Y-a-t-il quelqu'un à la maison qui manipule ces insecticides ou des pesticides à son travail?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

- FIN du questionnaire pour la journée 1.
Vous devez remplir le questionnaire de la journée 2 demain soir.
- Remplissez le questionnaire de chaque journée à la fin de celle-ci et une journée à la fois.
- **N'OUBLIEZ PAS QUE :**

SI LA PULVÉRISATION DU VERGER A PRIS FIN EN AVANT-MIDI, VOUS DEVEZ RECŒILLIR DEMAIN LA PREMIÈRE URINE DU MATIN DE VOTRE ENFANT

SI TOUTEFOIS LA PULVÉRISATION DU VERGER A PRIS FIN EN APRÈS-MIDI OU EN SOIRÉE, VOUS DEVEZ RECŒILLIR LE SURLENDEMAIN LA PREMIÈRE URINE DU MATIN DE VOTRE ENFANT.

Jour 2

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Il est possible que votre enfant ait passé du temps sur un terrain voisin qui, comme votre terrain, est situé en bordure du même verger. Ce terrain doit être situé à moins de 30 mètres (100 pieds) du verger. Si tel est le cas, nous désirons le savoir.

Question 2. Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ? (à moins de 30 mètres ou 100 pieds du verger)

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Question 3. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 4. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été utilisés sur le terrain d'un de vos voisins immédiats aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 5. À votre connaissance, est-ce que votre enfant aurait été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 2. Remplir le jour 3 demain soir.

Jour 3

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Il est possible que votre enfant ait passé du temps sur un terrain voisin qui, comme votre terrain, est situé en bordure du même verger. Ce terrain doit être situé à moins de 30 mètres (100 pieds) du verger. Si tel est le cas, nous désirons le savoir.

Question 2. Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ? (à moins de 30 mètres ou 100 pieds du verger)

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Question 3. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 4. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été utilisés sur le terrain d'un de vos voisins immédiats aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 5. À votre connaissance, est-ce que votre enfant aurait été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 3. Remplir le jour 4 demain soir.

Jour 4

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Il est possible que votre enfant ait passé du temps sur un terrain voisin qui, comme votre terrain, est situé en bordure du même verger. Ce terrain doit être situé à moins de 30 mètres (100 pieds) du verger. Si tel est le cas, nous désirons le savoir.

Question 2. Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ? (à moins de 30 mètres ou 100 pieds du verger)

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Question 3. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 4. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été utilisés sur le terrain d'un de vos voisins immédiats aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 5. À votre connaissance, est-ce que votre enfant aurait été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 4. Remplir le jour 5 demain soir.

Jour 5

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi) _____

L'après-midi (de midi à 18h00) _____

Dans la soirée (de 18h00 à minuit) _____

Il est possible que votre enfant ait passé du temps sur un terrain voisin qui, comme votre terrain, est situé en bordure du même verger. Ce terrain doit être situé à moins de 30 mètres (100 pieds) du verger. Si tel est le cas, nous désirons le savoir.

Question 2. Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ? (à moins de 30 mètres ou 100 pieds du verger)

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi) _____

L'après-midi (de midi à 18h00) _____

Dans la soirée (de 18h00 à minuit) _____

Question 3. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 4. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été utilisés sur le terrain d'un de vos voisins immédiats aujourd'hui?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 5. À votre connaissance, est-ce que votre enfant aurait été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour le jour 5. Remplir le jour 6 demain soir.

Jour 6

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Il est possible que votre enfant ait passé du temps sur un terrain voisin qui, comme votre terrain, est situé en bordure du même verger. Ce terrain doit être situé à moins de 30 mètres (100 pieds) du verger. Si tel est le cas, nous désirons le savoir.

Question 2. Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ? (à moins de 30 mètres ou 100 pieds du verger)

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Jour 7

Inscrivez la date ici : ____/____/1996
jour/mois/année

Question 1. Selon vous, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur le terrain de votre résidence aujourd'hui ?

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Il est possible que votre enfant ait passé du temps sur un terrain voisin qui, comme votre terrain, est situé en bordure du même verger. Ce terrain doit être situé à moins de 30 mètres (100 pieds) du verger. Si tel est le cas, nous désirons le savoir.

Question 2. Selon vous, aujourd'hui, combien d'heures votre enfant a-t-il passé à diverses activités sur un terrain situé en bordure du même verger que votre terrain ? (à moins de 30 mètres ou 100 pieds du verger)

Nombre d'heures

Le matin (de 6h00 à midi)

L'après-midi (de midi à 18h00)

Dans la soirée (de 18h00 à minuit)

Question 3. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides utilisés pour contrôler les insectes ont-ils été utilisés dans votre maison, sur vos arbres ou arbustes, ou sur vos animaux aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 4. À votre connaissance, des insecticides ou des pesticides ont-ils été utilisés sur le terrain d'un de vos voisins immédiats aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

Question 5. À votre connaissance, est-ce que votre enfant aurait été exposé à d'autres sources d'insecticides ou de pesticides aujourd'hui ?

1 NON

2 OUI → Si OUI, décrivez:

FIN du questionnaire pour la journée 7. voir suite à la page suivante. →

RÉFÉRENCES

Akesson, N.B. and W.E. Yates. 1964. Problems relating to application of agricultural chemicals and resulting drift residue. *Annual Review of Entomology*, 9: 285-318.

Ames, R.G., D.C. Mengle and S.K. Brown. 1989. Occupational illnesses from cholinesterase-inhibiting pesticides among agricultural applicators in California 1982-1985. *Archives of Environmental Health*, 44: 34-39.

Amy, C.N. and E. Marion. 1993. Modification of Mipafox-induced inhibition of neuropathy target esterase in neuroblastoma cells of human origin. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 121: 36-42.

Anon. 1986. Nozzle selection handbook, British Crop Protection Council, *Thornton Health, U.K.*, ISBN: 0948404132, 40 p.

Anonyme. 1992. Farm Chemicals Handbook. *Meister Publishing, Willoughby, Ohio*, 546 p.

Anonyme. 1996a. Monographie sur l'AZYNPHOS-MÉTHYL. Septembre 1996 (révisé). Tiré de la banque d'information suivante: A Pesticide Information Project of Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis. Major support and funding was provided by the USDA/Extension Service/National Agricultural Pesticide Impact Assessment Program., *EXTOXNET (Extension Toxicology Network)*, 1-12.

Anonyme. 1996b. Monographie sur le MÉTHIDATHION. Septembre 1996 (révisé). Tiré de la banque d'information suivante: A Pesticide Information Project of Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of California at Davis. Major support and funding was provided by the USDA/Extension Service/National Agricultural Pesticide Impact Assessment Program., *EXTOXNET (Extension Toxicology Network)*, 1-6.

Anonyme. 1996c. Monographie sur le PHOSMET. Septembre 1996 (révisé). Tiré de la banque d'information suivante: A Pesticide Information Project of Cooperative Extension Offices of Cornell University, Michigan State University, Oregon State University, and University of

California at Davis. Major support and funding was provided by the USDA/Extension Service/National Agricultural Pesticide Impact Assessment Program., *EXTOXNET (Extension Toxicology Network)*, 1-6.

Aprèa, C., G. Sciarra, P. Sartorelli, E. Desideri, R. Amati and E. Sartorelli. 1994. Biological monitoring of exposure to organophosphorus insecticides by assay of urinary alkylphosphates: influence of protective measures during manual operations with treated plants. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 66: 333-338.

Aprèa, C., G. Sciarra, D. Orsi, P. Boccalon, P. Sartorelli and E. Sartorelli. 1996. Urinary excretion of alkylphosphates in the general population (Italy). *The Science of the Total Environment*, 177: 37-41.

Austin, L. and K.A.C. James. 1970. Rates of regeneration of acetylcholinesterase in rat brain subcellular fractions following DFP inhibition. *Journal of Neurochemical*, 17: 705-707.

Bache, D.H. and R.D. Johnstone. 1992. Meteorology, chap. 2, pp. 12-44. In: *Microclimate and spray dispersion*, edited by: Bache and Johnstone, Ellis Horwood, England, 1992, 238 p.

Bache, D.H. and R.D. Johnstone. 1992. Sprays : specification, atomization and application systems, chap. 3, pp. 45-79. In: *Microclimate and spray dispersion*, edited by: Bache and Johnstone, Ellis Horwood, England, 1992, 238 p.

Belleville, D., D. Boudreault and G. Carrier. 1997. Analyse des risques à la santé associés à l'exposition aux organophosphorés utilisés dans les vergers de la Montérégie. *Régie Régionale de la Santé et des Services Sociaux -Montérégie- Direction de la Santé Publique, division environnement*, avril 1997, ISBN: 2-89342-077-X, 59 p.

Bisson, M. 1997. Mesure des pesticides dans l'air ambiant à proximité des vergers. Études exploratoire. *Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction du milieu atmosphérique*, 12 p.

Bisson, M., R. Desrosiers et I. Giroux. 1997. Étude exploratoire sur la présence de pesticides dans l'air ambiant et au sol à proximité des vergers. Région de Montérégie. *Ministère de*

l'Environnement et de la Faune, Direction du milieu atmosphérique, Direction des politiques des secteurs agricoles et naturels, Direction des écosystèmes aquatiques, 46 p.

Byers, R.E., K.D. Hickey and C.H. Hill. 1971. Base gallonnage per acre. *Horticultural Science*, 60: 19-23.

Byers, R.E. 1987. Tree-row-volume spraying rate calculator for apples. *Horticultural Science*, 22: 506-507.

Carrier, M.A. 1997. Composés organophosphorés. *Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Montérégie. 1997, ISBN: 2-89342-075-3, 92 p.*

Carrier, G., R.C. Brunet. 1999. A toxicokinetic model to assess the risk of azynphosmethyl exposure in humans through measures of urinary elimination of alkylphosphates. *Toxicological sciences*, 47: 23-32.

Charbonneau, R. 1996. Profil de la production pomicole dans la Montérégie. *Conseiller en pomiculture, Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (M.A.P.A.Q.), Direction régional du Richelieu/St-Hyacinthe, Bureau de renseignements agricoles de Marieville, 22 p.*

Chester, G. 1993. Operator exposure to pesticides, chap. 7, pp. 123-141. *In: Application Technology for Crop Protection, edited by Matthews, G.A. and E.C. Hislop. 1993. Cab International Oxon (UK), 359 p.*

Conseil des productions végétales du Québec inc. 1996. *Guide des traitements antiparasitaires. POMMIER, 1996, Ste-Foy, Québec, 4 p.*

Cooke, B.K., P.J. Herrington, D.G. Jones and N.G. Morgan. 1977. Progress towards economical and precise top fruit spraying. *Proceedings 1977 British Crop Protection Conference-Pests and Diseases*, 2: 323-329.

Cooke, B.K. and E.C. Hislop. 1993. Spray Tracing Techniques, chap. 5, pp. 85-59. In: *Application Technology for Crop Protection*, edited by Matthews, G.A. and E.C. Hislop. 1993. Cab International, Oxon (UK), 359 p.

Copplestone, J.F. 1980. Methods for field assessment of exposure to pesticides. In: W.F. Tordoir and E.A.H. Van Heemstra (Eds), *Field worker Exposure during Pesticides Application, Report of an International workshop in the Hague. International archives of occupational & Environmental health*, 46: 183-189.

Coye, M.J., P.G. Barnet, J.E. Midtling, A.R. Velasco, P.Romero, C.L. Clements, M.A. O'Malley, M.W. Tobin and L. Lowry. 1986. Clinical confirmation of organophosphate poisoning of agricultural workers. *American Journal of Industrial Medecin*, 10: 399-409.

Coye, M.J., J.A. Lowe and K.T. Maddy. 1986a. Biological monitoring of agricultural workers exposed to pesticides: I. Cholinesterase activity determinations. *Journal of Occupational Medecine*, 28: 619-627.

CRÉAQ. 1988. Pommes-budget. Comité des Références Économiques en Agriculture du Québec. *Agdex 211/821, septembre 1988*, 7 p.

Cromwell, R.P. 1993. Agricultural chemical drift and its control. *Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, circular 1105: 2 p.*

Davies, J.E., A. Barguet, V.H. Freed, R. Haque, C. Morgade, R.E. Sonneborn and C. Vaclavek. 1975. Human pesticide poisonings by a fat-soluble organophosphate insecticide. *Archives of Environmental Health*, 30: 608-613.

Davies, J.E., E. Enos, R. Barguet, C. Morgade and J.R. Danauskas. 1978. Pesticides monitoring studies: The epidemiological and toxicological potential of urinary metabolites. *Review of Toxicology and Environmental Science*, 4: 369-378.

Davis, J.E., E.R. Steven, D.C. Staiff and L.C. Butler. 1982. Potential exposure of apple thinners to phosalone. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 29: 592-595.

Derache, R. 1977. *Organophosphorus Pesticides*. -Criteria (dose) effect relations, for organophosphorous pesticides. *Published by : Comission of the European Communities, Pergamon Press, 199 p.*

Dexter, A.G. 1993. Herbicide spray drift. *NDSU Extension Service, North Dakota University of Agriculture and Applied Science, A-657: 12 p.*

Dolara, P., F. Torricelli and N. Antonelli. 1994. Cytogenetic effects on human lymphocytes of a mixture of fifteen pesticides commonly used in Italy. *Mutation Research, 325: 47-51.*

Drevenkar, V., Z. Radic, Z. Vasilic and E. Reiner. 1991. Dialkylphosphorus metabolites in the urine and activities of esterases in the serum as biochemical indices for human absorption of organophosphorus pesticides. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 20: 417-422.*

Durham, W.F., H.R. Wolfe and J.W. Elliott. 1972. Absorption and excretion of parathion by spraymen. *Archives of Environmental Health, 24: 381.*

Environmental Protection Agency. 1982. Reference method for the determination of suspended particulate matter in the atmosphere (High-Volume Method), *CFR part 50, Appendix, 50 p.*

Environnement Canada. 1987. Sampling of aromatic hydrocarbons in ambient air, *Conservation and Protection, Pollution Measurement division, 35 p.*

FAO/WHO. 1992. Methidation. In: Pesticide residues in food -evaluations-. *Rapport of the Joints FAO/WHO Meeting on Pesticides Residues. WHO, Geneva, 233-265.*

Feldmann, R.J. and H.I. Maibach. 1974. Percutaneous penetration of some pesticides and herbicides in man. *Toxicology and Applied Pharmacology, 28: 126-132.*

Ferree, D. and F.R. Hall. 1980. Canopy development, light and spray penetration in golden delicious trees in four management systems. *Acta Horticulturae, 114: 91-99.*

Fisher, R.W., D.R. Menzies and A. Hikichi. 1976. Orchard sprayers. *Research Station of Agriculture Canada, Vineland Station, Ontario, publication 373: 1-52.*

Fox, R.D., R.D. Brazee, D.L. Reichard and F.R. Hall. 1990a. Downwind residue from air spraying of a dwarf apple orchard. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 33: 1104-1108.*

Fox, R.D., R.D. Brazee, D.L. Reichard and F.R. Hall. 1990b. Orchard sprayers: How much spray moves out of the orchard?, *Research Circular, Ohio Research and Development Center, 297: 9-15.*

Fox, R.D., R.D. Brazee, D.L. Reichard, C.R. Krause and F.R. Hall. 1992. Downwind residue from air spraying of a semi-dwarf apple orchard. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 36: 333-340.*

Franklin, C.A., R.A. Fenske, R. Grennhalg, L. Mathieu, H.V. Denley, J.T. Leffingwell and R.C. Spear. 1981. Correlation of urinary pesticide metabolite excretion with estimated dermal contact in the course of occupational exposure to guthion. *Journal of Toxicology and Environmental Health, 7: 715-731.*

Franklin, C.A., N.I. Muir and R.P. Moody. 1986. The use of biological monitoring in the estimation of exposure during the application of pesticides. *Toxicology Lett. 33: 127-136.*

Gallo, M. A. and N.J. Lawryk. 1991. Organic Phosphorus Pesticides. chap. 16, pp. 917-1123, *In: Handbook of Pesticide Toxicology. vol. 2 (Classes of Pesticides), edited by : Hayes, W.J.(Jr.) and E.R.(Jr.) Laws (1991), Academic Press Inc, 1576 p.*

Gilbert, A.J. and G.J. Bell. 1988. Evaluation of the drift hazards arising from pesticide spray application. *Aspects of Applied Biology, Environmental aspects of applied biology, 17: 363-376.*

Giroux, I. 1997. Étude exploratoire sur la présence de pesticides dans l'air ambiant et au sol à proximité des vergers. Région de Montérégie. *Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, 25 p.*

Good, J.L., R.K. Khurana, R.F. Mayer, W.M. Cintra and E.X. Albuquerque. 1993. Pathophysiological studies of neuromuscular function in subacute organophosphate poisoning induced by phosmet. *Journal of Neurology, Neurosurgery, and Psychiatry*, 56: 290-294.

Grandjean, P. 1990. Skin penetration. *Hazardous chemicals at work. ed. by Taylor and Francis, London, 187 p.*

Hadfield, D.J. 1984. Techniques for spray drift measurements. *National Institute of Agricultural Engineering, Div. Note, DN 1251, Silsoe, Bedford, 43 p.*

Hasegawa, R., R. Cabral, T. Hoshiya, K. Hakoi, T. Ogiso, P. Boonyaphiphat, T. Shiral and N. Ito. 1993. Carcinogenic potential of some pesticides in a medium-term multi-organ bioassay in rats. *International Journal Cancer*, 54: 489-493.

Hayes, W.J.(Jr). and E.R.(Jr). Laws. 1991. Handbook of Pesticide Toxicology. vol. 1-2-3, *Academic Press Inc, 1527 p.*

Herrington, P.J., H.R. Mapother and A. Stringer. 1981. Spray retention and distribution on apple trees. *Pesticide Science*, 12: 515-520.

Hodgson, E., I. Silver, L. Butler, M. Lawton and P. Levi. 1991. Metabolism (Classes of Pesticides) chap. 3, pp. 107-167, *In: Handbook of Pesticide Toxicology. vol. 1 (General Principles), edited by : Hayes, W.J.(Jr.), E. R.(Jr). Laws (1991), Academic Press, Inc. 1576 p.*

Hoff, R.M., R.E. Mickle and F.A. Froude. 1989. A rapid acquisition system for aerial spray diagnostics. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 32: 1523-1528.

Huff, J.E. and J.K. Haseman. 1991. Exposure to certain pesticides may pose real carcinogenic risk. *American Chemical Society, a C&N news Forum, january 7, 27-55.*

Hull, L. and E.H. Beers. 1985. Ecological selectivity: modifying chemical control practices to preserve natural enemies, pp. 103-122, *In: Biological Control in Agricultural IPM Systems. Academic Press, NewYork, 175 p.*

Ito, N., R. Hasegawa, K. Imaida, Y. Kurata, A. Hagiwara and T. Shirai. 1995. Effect of ingestion of 20 pesticides in combination at acceptable daily intake levels on rat liver carcinogenesis. *Food and Chemical Toxicology*, 33: 159-163.

Kaloyanova, F.P. and M.A. El Batawi. 1991. Organophosphorous compounds. chap.2, pp. 3-41. In: *Human Toxicology of Pesticides*, Boca Raton, CRC Press. 196 p.

Kummer, R. and N.J. Van Sittert. 1986. Field studies on health effects from the application of two organophosphorus insecticide formulations by hand-held ULV to cotton. *Toxicology Letters*, 33: 7-24.

Kutz, F. and S. Strassman. 1969. Survey of pesticides residues and their metabolites in the general population in the United State. *Annal of the New York Academy of Science*, 160: 211-218.

Laliberté, C. 1996. Analyse de l'air à l'aide du laboratoire mobile TAGA, 29 et 31 mai, 6 juin 1996. Application de pesticides dans les vergers, Région de la Montérégie. *Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des laboratoires, no. rapport: 5665, 7 p.*

Lareau, M.J. et L.J. Coulombe. 1977. Le pulvérisateur à verger. *Agriculture Canada, Station de recherches Saint-Jean, bulletin technique # 9: 33 p.*

Lauwerys, R.R. and P. Hoet. 1993. Industrial Chemical Exposure - Guidelines for Biological Monitoring, 2ième ed., *Lewis Publishers, 318 p.*

LRC, Loi sur les pesticide. 1987. c. P-9.3, DISPOSITIONS PRÉLIMINAIRES, article 1.

Lunchick, C. 1989. The Environmental protection agency a use of biological monitoring data for the special review of alachlor, chap. 25, pp. 327-337. In: *Wang, R.G., C.A. Franklin, R.C. Honeycutt, J.C. Reinert (1989), eds. Biological Monitoring for Pesticides Exposure, Measurement, Estimation, and Risk Reduction. Washington, DC: American Chemical Society, ACS Symposium Series: 387 p.*

MacCollom, G.B., W.W. Currier and G.L. Baumann. 1985. Pesticide drift and quantification from air and ground applications to a single orchard site. *Journal of the American Chemical Society*, 13: 189-199.

MacCollom, G.B., W.W. Currier and G.L. Baumann. 1986. Drift comparisons between aerial and ground orchard application. *Journal of Economic Entomology*, 79: 459-464.

Maibach, H.T., R.J. Feldmann, T.H. Milby and W.F. Serat. 1971. Regional variation in percutaneous penetration in man, pesticides. *Archives of Environmental Health*, 23: 208-211.

Maroni, M., J. Järvisalo and F. La Ferla. 1986. The WHO-UNDP epidemiological study on the health effects of exposure to organophosphorus pesticides. *Toxicology Letters, Elsevier Science Publishers*, 33: 115-123.

Marshall, C.J., J.R. Marion, D.M. Tessier, M.W. Brooks and W.M. Coli. 1991. Airborne drift residues collected near apple orchard environments due to application of insecticide mixtures. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 46: 829-836.

Mason, H.J., E. Waine, A. Stevenson and H.K. Wilson. 1993. Aging and spontaneous reactivation of human plasma cholinesterase activity after inhibition by organophosphorus pesticides. *Human and Experimental Toxicology*, 12: 497-503.

Matthews, G.A. and E.C. Hislop. 1993. *Application Technology for Crop Protection*. Cab International, Oxon (UK), 359 p.

Maybank, J. 1984. A review of the factors affecting pesticide spray drift. *SRC Technical Report No. 150, Pesticides Division of Agriculture Canada, SRC Publication No. E-901-2-B-84*, 66 p.

McCurdy S.A., M.E. Hansen, C.P. Weisskopf and R.L. Lopez. 1994. Assessment of azynphosmethyl exposure in California peach harvest workers. *Archives of Environmental Health*, 49: 289-296.

Meek, M.E., R. Newhook, R.G. Liteplo and V.C. Armstrong. 1994. Approach to assessment of risk to human health for priority substances under the Canadian Environmental Protection Act. *Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, C12: 105-134.

Miller, P.C.H., P.J. Walklate and C.J. Mawer. 1989. A comparison of spray drift collection techniques. *Aspects of Applied Biology*, 21: 237-238.

Miller, P.C.H. 1993. Spray drift and its measurement, chap. 6, pp. 101-121. In: *Application Technology for Crop Protection*, edited Matthews, G.A. and E.C. Hislop. 1993, Cab International, Oxon (UK), 359 p.

Moreau, P. et B. Panneton. 1997. Présentation des concepts de base et revue littérature. La dérive aérienne des pesticides en vergers de pommier. *Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement en horticulture, St-Jean-sur-Richelieu*, 24 p.

Murphy, R.S., F.W. Kutz and S.C. Strassman. 1983. Selected pesticide residues or metabolites in blood and urine specimens from a general population survey. *Environmental Health Perspectives*, 48: 81-86.

Nolan, R.J., D.L. Rick, N.L. Freshour and J.H. Saunders. 1984. Chlorpyrifos: Pharmacokinetics in human volunteers. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 73: 8-15.

Nutley, B.P. and J. Cocker. 1993. Biological monitoring of workers occupationally exposed to organophosphorus pesticides. *Pesticide Science*, 38: 315-322.

O'Brien, R.D. 1967. Organophosphates : Chemistry and inhibitory activity. chap. 3, pp. 32-82. *Insecticides -Action and Metabolism-*, New-York, Academic Press, 332 p.

Panneton, B., P. Moreau et P.M. Roy. 1997. Rapport de projet -Évaluation de l'importance de la dérive aérienne lors de la pulvérisation en verger-. *Programme d'innovation en matières de pesticides. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Agriculture et Agroalimentaire Canada, mars 1997*, 14 p.

Panneton, B. et R. Thériault. 1995. Nouveau laboratoire de pulvérisation agricole. *Thériault R. et al. eds, Innovations en mécanisation agricole, 17ième colloque de génie rural, Ste-Foy, Canada, 19-34.*

Parchomchuck, P., P.F. Waterman and E. Boulbee. 1990. Orchard spraying : Computerized tree row volume spraying. *Compact Fruit tree, 23: 153-157.*

Parkin, C.S. and C.R. Merritt. 1988. The measurement and prediction of spray drift. *Aspects of Biology, Environmental aspects of applied biology, 17: 351-361.*

Peedicayil, J., K. Ernest, M. Thomas, A.S. Kanagasabapathy and P.M. Stephen. 1991. The effect of organophosphorus compounds on serum pseudocholinesterase levels in a group of industrial workers. *Human & Experimental Toxicology, 10: 275-278.*

Quantic, H.R. 1985. Aviation in crop protection, Pollution and insect control., *William Collins, Sons & Co, London, UK., 428 p.*

Quest, J.A., M.P. Copley, K.L. Hamernik, E. Rinde, B. Fisher, R. Engler, W.L. Burnam and P.A. Fenner-Crisp. 1990. Evaluation of the carcinogenic potential of pesticides. -Methidathion-. *Regulatory Toxicology and Pharmacology, 12: 117-126.*

Reid, S.J. and R.R. Watts. 1981. A method for the determination of dialkyl phosphate residues in Urine. *Journal Anal. Toxicology, 5: 126-132.*

Reiner, E. and R. Plestina. 1979. Regeneration of cholinesterase activities in humans and rats after inhibition by 0,0-dimethyl-2,2-dichlorovinyl-phosphate. *Toxicology and Applied Pharmacology, 49: 451-454.*

Réseau d'avertissement phytosanitaire-pommier, *Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (M.A.P.A.Q.), Station de Recherche en phytotechnie, Saint-Hyacinthe, Québec (1992-1995).*

Richter, E.D., M. Kowalski, A. Leventhal, F. Grauer, J. Marzouk, S. Brenner, I. Shkolnik, S. Lerman, H. Zahavi, A. Bashari, A. Perez, H. Kaplanski, N. Gruener and P. Ben Ishai. 1992.

Illness and excretion of organophosphate metabolites four months after household pest extermination. *Archives of Environmental Health*, 47: 135-138.

Richter, E.D., P. Chuwers, Y. Levy, M. Gordon, F. Grauer, J. Marzouk, S. Levy, S. Barron and N. Gruener. 1992a. Health effects from exposure to organophosphate pesticides in workers and residents in Israel. *Israel Journal of Medical Sciences*, 28: 584-598.

Rider, J.A., J.I. Swader and E.J. Puletti. 1970. Méthyl-parathion and guthion anticholinesterase effects in human subject. *Federation proceedings, Federation of American Societies for Experimental Biology, FASEB Monographs*, 29: 349 p.

Rider, J.A., J.I. Swader and E.J. Puletti. 1972. Anticholinesterase toxicity studies with guthion, phosdrin, di-syston and trition in human subject., *Federation proceedings, Federation of American Societies for Experimental Biology, FASEB Monographs*, 31: 520 p.

Riley, C.M. and C.J. Wiesner. 1989. Off-target pesticide losses resulting from the use of and air-assisted orchard sprayer. *Proc. Tenth Symposium on Pesticide Formulations and Application Systems, Denvers, CO, ASTM, Philadelphia*, 1103-1187.

Ritter, L. and C.A. Franklin. 1989. Use of biological monitoring in the regulatory process, chap. 27, pp. 354-367. In: Wang, R.G., C.A. Franklin, R.C. Honeycutt, J.C. Reinert (1989), eds. *Biological Monitoring for Pesticides Exposure, Measurement, Estimation, and Risk Reduction*. Washington, DC: American Chemical Society, ACS Symposium Series: 387 p.

Rosenblum, G.R., W.S. Effron, J.L. Siva, G.R. Mancini and R.N. Roth. 1995. Integrated risk index system, Atlantic Richfield Company Health, Safety and Environmental Protection Department, 67-85. In: *Risk analysis in the private sector*, edited by Whipple, C. and T. Vincent, Plenum Press, 506 p.

Salyani, M. and R.P. Cromwell. 1992. Spray drift from ground and aerial applications. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 35: 1113-1120.

Scherrmann, J.M., P. Houze, C. Bismuth. 1987. Prognostic value of plasma and urine paraquat concentration. *Human Toxicology*, 6: 91-93.

Selber, J.N., B.W. Wilson and M.M. McChesney. 1993. Air and fog deposition residues of four organophosphate insecticides used on dormant orchards in the San Joaquin Valley, California. *Environmental Sciences and Technology*, 27: 2236-2243.

Shin, J.H., Z.Q. Wu, Y. Wang, Y.L. Zang, S.Z. Xue and X.Q. Gu. 1985. Prevention of acute parathion and demethion poisoning in farmers around Shanhai. *Scandinavian Journal of Work Environment and Health*, 11: 49-52.

Silbergeld, E. 1985. Environmental concerns of risk management of application technology, pp. 65-69. In: *Improving Agrochemical and Fertilizer Application Technology*, ed. F.R. Hall, Bethesda, M.D.: Agr.Res.Inst., 352 p.

Steiner, P.W. 1977. Factors affecting the efficient use of orchard airblast sprayers. *Proceedings of Illinois State Horticultural Society*, 110: 57-64.

Thoney, P.F. and C.A. Bisogni. 1989. Residues of agricultural chemicals on fruits and vegetables: Pesticide use and regulatory issues. *Nutrition Today*, 6-12.

Weinbaun, Z., M.B. Schenker, M.A. O'Malley, E.B. Gold, and S.J. Samuell. 1995. Determinants of disability in illnesses related to agricultural use of organophosphates (OPs) in California. *American Journal of Industrial Medecine*, 28: 257-274.

Weisskopf, C.P. and J.N. Seiber. 1989. New approaches to analysis of organophosphate metabolites in the urine of field workers, chap. 16, pp. 206-214. In: Wang, R.G., C.A. Franklin, R.C. Honeycutt, J.C. Reinert (1989), eds. *Biological Monitoring for Pesticides Exposure, Measurement, Estimation, and Risk Reduction*. Washington, DC: American Chemical Society, ACS Symposium Series: 387 p.

Whitney, R.W. and L.O. Roth. 1985. String collectors for spray pattern analysis. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 36: 1749-1753.

WHO. 1986. Organophosphorus insecticides : A general Introduction. *Environmental Health Criteria #63, (IPCS) International Programme on Chemical Safety.*, Publié par : United Nations Environment Program, International Labour Organisation, World Health Organization. Geneva, 1986, 181 p.

Williams, R.T. 1959. Detoxication mechanisms. *In: The Metabolism and Detoxication of Drugs, Toxic Substances and Other Organic Coumpounds. R.T. William, 2nd ed., Wiley, New-York, 796 p.*

Williams, C.H. 1970. Beta-glucuronidase activity in the serum and liver of rats treated with parathion. *Toxicology and Applied Pharmacology, 16: 533-539.*

Wilson, W.B., J.R. Sandborn, M.A. O'Malley, J.D. Henderson and J.R. Billiti. 1997. Monitoring the Pesticide-Exposed worker. *Occupational Medecine : State of the Art Reviews, 12 : 347-363.*

Wolfe, H.R., W.F. Durham and J.F. Armstrong. 1967. Exposure of workers to pesticides. *Archives of Environmental Health, 14: 622-633.*

BIBLIOGRAPHIE

Anonyme. 1991. Handbook of Pesticide Toxicology. vol. 1-2-3, edited by : Hayes, W.J.(Jr). and E.R.(Jr). Laws. 1991. Academic Press Inc, 1527 p.

Bache, D.H. and R.D. Johnstone. 1992. Monitoring techniques, chap. 7, pp. 12-44. *In: Microclimate and spray dispersion, edited by: Bache and Johnstone, Ellis Horwood, England, 238 p.*

Bisson, S., R. Milette et M. Jenicek. 1989. Les pesticides, en connaissons-nous bien les effets sur la santé humaine? *Le médecin du Québec, 101-108.*

Blair, D. 1989. Uncertainties in pesticide risk estimation and consumer concern. *Nutrition Today, nov/dec: 13-19.*

Brown, S.K., R.G. Ames and D.C. Mengle. 1989. Occupational illnesses from cholinesterase-inhibiting pesticides among agricultural applicators in California. *Archives of Environmental Health, 44: 34-39.*

Carlton, J.B. 1991. Aerial spray deposit analysis II : A spray displacement index., *Transaction of the American Society of Agricultural Engineers, 34: 1985-1988.*

Carman, G.E., Y. Iwata and F.A. Gunther. 1977. Pesticide deposition on citrus orchard soil resulting from spray drift and runoff. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 18: 706-710.*

Conseil des productions végétales du Québec inc. 1988. *Pommier - Protection. Comité de pomiculture. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'alimentation du Québec, 76 p.*

Conseil des productions végétales du Québec inc. 1995. *Pommier - Guide des traitements antiparasitaires. Comité de pomiculture. 4 p.*

Coye, M.J., J.A. Lowe and K.J. Maddy. 1986. Biological monitoring of agricultural workers exposed to pesticides: II. Monitoring of intact pesticides and their metabolites. *Journal of Occupational Medicine*, 28: 628-636.

De Cock, J., D. Heederik, F. Hoek, J. Boleij and H. Kromhout. 1995. Urinary excretion of tetrahydroptalimide in fruit growers with dermal exposure to captan. *American Journal of Industrial Medicine*, 28: 245-256.

Davis, J.M. 1953. A rapid method for estimating aerial spray deposits. *Journal of Economic Entomology*, 46: 696-698.

De Potàs, G.M. and A.M.P. De D'Angelo. 1993. Phosphoinositide phosphorylation and shape changes produced by Phosmet-Oxon in human erythrocytes. *Comparative Biochemistry and Physiology, Comparative Pharmacology and toxicology*, eds.: G.A. Kerrut and R.J. Walker, Pergamon Press, 106C: 561-566.

Derksen, R.C. and D. Wasson. 1991. Calibration and application accuracy of orchard sprayers. *American Society of Agricultural Engineers, 1991 International Summer Meeting, no 91-1027: 1-15.*

Dolara, P., A.Vezzani, G. Caderni, C. Coppi and F. Torricelli. 1993. Genetic toxicity of a mixture of fifteen pesticides commonly found in the italian diet. *Cell Biology and Toxicology*, 9: 333-343.

Durham, W.F. and H.R. Wolfe. 1962. Measurement of the exposure of workers to pesticides. *Bulletin of the World Health Organization*, 26: 75-91.

Flesmann, R. J. 1974. Percutaneous penetration of some pesticides and herbicides in man. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 28: 126-132.

Franklin, C.A. 1984. Estimation of dermal exposure to pesticides and its use in risk assessment. *Canadian Journal of Physiology and Pharmacology*, 62: 1037-1039.

Franklin, R.H. 1993. Application to plantation crops, chap. 10, pp. 187-213. *In: Application Technology for Crop Protection, edited by Matthews, G.A. and Hislop, E.C. 1993. Cab International Oxon (UK), 359 p.*

Fox, R.D., F.R. Hall, D.L. Reichard, R.D. Brazee and H.R. Krueger. 1993. Pesticide tracers for measuring orchard spray drift. *Applied Engineering in Agriculture, 9: 501-505.*

Foye, W.O. 1989. Principles of medicinal chemistry. *edited by William O. Foye, Ph.D., 3th ed., Lea & Febiger (Philadelphia/London), 925 p.*

Foye, W.O., T.L. Lemke and D.A. Williams. 1995. Principles of medicinal chemistry, *4th ed. Williams & Wilkins (Baltimore), 995 p.*

Fuortes, L.J., A.D. Ayebo and B.C. Kross. 1993. Cholinesterase-inhibiting insecticide toxicity. *American Family Physician, 47: 1613-1620.*

Gearien, J.E. 1989. Cholinergics, acetylcholinesterass and antipasmodics, chap. 15, pp. 323-341. *In: Principles of medicinal chemistry, edited by William O. Foye, Ph.D., 3th ed., Lea & Febiger (Philadelphia/London) 1989, 925 p.*

Goering, C.E., D.B. Smith, M. Huhman, A. Kliethermes and M. Storm. 1977. Targets for spray drift measurement. *Transaction of the American Society of Agricultural Engineers, 20: 35-41.*

Goodwin, P.R. and K.R. Wilson. 1994. Guide for spraying fruit trees. *Ministry of Agriculture and Food, Ontario, Agdex 210/606, No. 93-121: 4 p.*

Hayes, W.J.(Jr). 1975. Toxicology of pesticides. *Williams & Wilkins, Baltimore, Maryland, 580 p.*

Hayes, W.J.(Jr). 1982. Pesticides Studied in Man. *Williams and Wilkins, Baltimore, Maryland, 561 p.*

Herrington, P.J., E.C. Hislop, N.M. Western, K.G. Jones, B.K. Cooke, S.E. Woodley and A.C. Chapple. 1985. Spray factors and fungicidal control of apple powdery mildew. *Symposium on Application and Biology, 1985 British Crop Protection Conference Monograph, no : 28: 289-297.*

Himel, C.M. 1974. Analytical methodology in ULV. *British Crop Protection Council Pesticide, Application by ULV Methods, Monograph no : 11: 112-119.*

Hobbiger, F. 1951. The relationship between the level of cholinesterase in plasma and the action of organophosphorus insecticides in animals. *British Journal of Pharmacology chemother, 6: 21-35.*

Hobbiger, F. 1955. Effects of nicotinhydroxamic acid methoxide on human plasma cholinesterase inhibited by organophosphates containing a alkylphosphate group. *British Journal of Pharmacology chemother, 10: 356-362.*

Hogmire, H.W., J.E. Weaver and J.L. Brooks. 1990. Survey for pesticides in Wells associated with apple and peach orchards in West Virginia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 44: 81-86.*

Jeyaratnam, J., K.C. Lun and W.O. Phoon. 1986. Blood cholinesterase levels among agricultural workers in four asian countries. *Toxicology Letters, 33: 195-201.*

Karr, C., P. Demers, L.G. Costa, W.E. Daniell, S. Barnhart, M. Miller, G. Gallagher, S.W. Horstman, D. Eaton and L. Rosenstock. 1992. Organophosphate pesticide exposure in a group of Washington State orchard applicators. *Environmental Research, 59: 229-237.*

Kovach, J., C. Petzoldt, J. Degni and J. Tette. 1992. A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin, 139: 1-8.*

Kutz, F.W., B.T. Cook, O.D. Carter-Pokras, D. Brody and R.S. Murphy. 1992. Selected pesticide residues and metabolites in urine from a survey of the U.S. general population. *Journal of Toxicology and Environmental Health, 37: 277-291.*

Lacorte, S., S.B. Lartiges, P. Garrigues and D. Barcelò. 1995. Degradation of organophosphorus pesticides and their transformation products in estuarine waters. *Environmental Science and Technology*, 29: 431-438.

Law, S.E., S.C. Cooper. 1988. Depositional characteristics of charged and uncharged droplets applied by an orchard air carrier sprayer. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 31: 984-989.

Lepage, L., F. Schiele, R. Gueguen and G. Siest. 1985. Total cholinesterase in plasma : Biological variations and reference limits. *Clinical Chemistry*, 31: 546-550.

Lopez-Carillo, L. and M. Lopez-Cervantes. 1993. Effect of exposure to organophosphate pesticides on serum cholinesterase levels. *Archives of Environmental Health*, 48: 359-363.

Matthews, G.A. and E.C. Hislop. 1993. Application to Plantation Crops, chap. 10, pp. 187-213. *Application Technology for Crop Protection, Cab International, Oxon (UK)*, 359 p.

Mehlman, M.A. 1990. The effects of pesticides on human health. *Advances in Modern Environmental Toxicology*, vol. XVIII, edited by : Baker and Wilkinson. 438 p.

McConnell, R., F. Pacheco and R. Magnotti. 1990. Crop duster aviation mechanic : high risk for pesticide poisoning. *American Journal of Public Health*, 80: 1236-1239.

Menzel, D.B., and M.O. Amdur. 1986. Toxic responses of the respiratory system. In: *The Basic Science of Poisons, Casarett and Doull's Toxicology 3rd edition*, edited by Klaassen, C.D., M.O. Amdur, J. Doull's. Macmillan, New-York, Toronto, London, 343 p.

Namba T., C.T. Nolte, J. Jackrel and D. Grob. 1971. Poisoning due to organophosphate insecticide- acute and chronic manifestations. *Bulletin of the World Health Organization*, 44: 289-307.

Ochi, G. and K.I. Watanabe. 1985. Neuroleptic malignant like syndrome : a complication of acute organophosphate poisoning. *Canadian Journal of Anaesthesia*, 45: 1027-1030.

Plestina, R. 1984. Prevention, diagnosis and treatment of insecticide poisoning. *WHO Document WHO/VBC/84.889: World Health Organization, Geneva, 1-23.*

Richter, E.D., Z. Rosenvald, L. Kaspi, S. Levi and N. Gruener. 1986. Sequential cholinesterase tests and symptoms for monitoring organophosphate absorption in field workers and in persons exposed to pesticide spray drift. *Toxicology Letters, 33: 25-35.*

Rider, J.A., J.I. Swader and E.J. Puletti. 1970. Anticholinesterase toxicity studies with guthion, phosdrin, di-syston and tritron in human subjects. *Federation proceedings, Federation of American Societies for Experimental Biology, 29: 349 p.*

Riley, C.M. and C.J. Wiesner. 1989. Off-target deposition and drift of aerially applied agricultural sprays. *Pesticide Science, 26: 159-166.*

Rosenstock, L., M. Keifer, W.E. Daniell, R. McConnell and K. Claypoole. 1991. Chronic central nervous system effects of acute organophosphate pesticide intoxication. *Lancet, 338: 223-227.*

Salyani, M. and R.P. Cromwell. 1992. Drift losses from citrus spray applications. *Proceedings of the Florida State Horticulture Society, 105: 13-18.*

Seiber, J.N., J.E. Woodrowand, T.M. Shafik and H.F. Enos. 1993. Determination of pesticides and their transformation products in air. *Environmental Dynamics of Pesticides, edited by Haque, R. and V.H. Freed, Plenum Press New-York/London, 17-43.*

Senanayake, N. and M.K. Johnson. 1982. Acute polyneuropathy after poisoning by a new organophosphate insecticide. *The New England Journal of Medecine, 306: 155-157.*

Senanayake, N. and L. Karalliedde. 1987. Neurotoxic effects of organophosphorus insecticides. *The New England Journal of Medecine, 316: 761-763.*

Shanor, S.P., G.R. van Hees, N. Baart, E.E.G. Erdos and F.F. Foldes. 1961. The influence of age and sex on human plasma and red cell cholinesterase. *American Journal of Medecine and Science, 242: 357-361.*

Shugart, L.R., J.F. McCarthy and R.S. Halbrook. 1992. Biological markers of environmental and ecological contamination: an overview. *Risk Analysis*, 12: 353-360.

Siegfried, W. and C. Krebs. 1990. Technique d'application en arboriculture fruitière. Comparaison de différents pulvérisateurs pneumatiques. *Station fédérale de recherches en Arboriculture, Viticulture et Horticulture. Viticulture, Arboriculture et Horticulture*, 22: 191-199.

Simcox, N.J., R.A. Fenske, S.A. Wolz, I. Lee and S.A. Kalman. 1995. Pesticides in household dust and soil : Exposure pathways for children of agricultural families. *Environmental Health Perspectives*, 103: 1126-1134.

Skrinjaric-Spoljar, M., V. Simeon and E. Reiner. 1973. Spontaneous reactivation and aging of dimethylphosphorylated acetylcholinesterase and cholinesterase. *Biochimica et Biophysica Acta*, 315: 363-369.

Steinke, W.E., B.W. Wilson, F.G. Zalom. 1992. Drift measurements in dormant orchard spraying. *American Society of Agricultural Engineers, 1991 International Summer Meeting*, no 92-1083: 1-11.

Sulfatos, L. G. 1994. Mammalian toxicology of organophosphorus pesticides. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 43: 271-289.

Sundaram, A. and K.M.S. Sundaram. 1992. Use of a fluorescent pigment dye and a chemical tracer to quantify aerial spray deposits on collection surfaces. *Journal of Environmental Science and Health*, 27: 165-184.

Thompson, N. and A.J. Ley, 1983. Estimating spray drift using a random-walk model of evaporating drops. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 28: 419-435.

Thoney, P.F. and C.A. Bisogni. 1989. Residues of agricultural chemicals on fruits and vegetables : Pesticides use and regulatory issues. *Nutrition Today*, nov/dec: 6-12.

Vargova, M., I. Batora, J. Jakubovsky. 1986. On the mechanism of acute toxicity of phosmet. *Czechoslovak Medecine*, 9: 130-142.

Walklate, P.J. 1989. Spray drift from orchard sprayers-AFRC Engineering contibution to 1988 field expirments. *AFRC Institute of engineering research, Crops Division, DN 1537: 1-15.*

Walklate, P.J. 1992. A simulation study of pesticide drift from an air-assisted orchard sprayer. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 51: 263-283.

Wang, R.G., C.A. Franklin, R.C. Honeycutt and J.C. Reinert. 1989. Biological Monitoring for Pesticide Exposure - Measurement, Estimation, and Risk Reduction. *ACS Symposium Series # 382, American Chemical Society, Washington, DC, 387 p.*

WHO. 1991. Safe use of pesticides. *Fourteenth report of the WHO expert committee on vector biology and control, WHO technical report series 813: 29 p.*

WHO. 1993. Methyl Parathion. Environmental Health Criteria #145, *(IPCS) International Programme on Chemical Safety., Publié par : United Nations Environment Program, International Labour Organisation, World Health Organization. Geneva, 244 p.*

WHO. 1990. Principles for the Toxicological Assessment of Pesticide Residues in Food., Environmental Health Criteria #104, *(IPCS) International Programme on Chemical Safety., Publié par : United Nations Environment Program, International Labour Organisation, World Health Organization. Geneva, 117 p.*

Yeary, R.A., J. Eaton, E Gilmore, B. North and J. Singell. 1993. A multiyear study of blood cholinesterase activity in urban pesticide applicators. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 39: 11-25.