

CONTAMINATION DE LA FAUNE LOCALE  
SUIVE À L'INCENDIE DE PNEUS DE SAINT-AMABLE

Louise CHAMPOUX  
Nathalie PLANTE

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No.188  
Région du Québec 1993  
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit:

Champoux, L. et N. Plante 1993. Contamination de la faune locale suite à l'incendie de pneus de Saint-Amable (Québec). Série de rapports techniques No.188, Service canadien de la faune, région du Québec. IX + 23 pp.

---

Service canadien de la faune, Environnement Canada, C.P.10100, Ste-Foy (Québec) G1V 4H5

Publié en vertu de l'autorisation du  
Ministre de l'Environnement  
Service canadien la la faune

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1993  
Numéro de catalogue CW69-5/188F  
ISBN 0-662-98796-9  
ISSN 0831-6481

Contamination de la faune - dioxine - furanne - biphényles  
polychlorés - métaux - pneus.

Pour obtenir des exemplaires, s'adresser à:

Service canadien de la faune  
Région du Québec  
1141, route de l'Église, C.P. 10100  
Sainte-Foy (Québec) G1V 4H5

### III

#### RÉSUMÉ

Suite à l'incendie de pneus survenu à Saint-Amable en mai 1990, le Service canadien de la faune a entrepris une étude afin de déterminer si la faune locale avait été contaminée par les substances toxiques libérées par la combustion des pneus. Des échantillons de petite faune ont été récoltés à plusieurs stations autour du site du feu, à l'automne de 1990. Les stations ont été réparties en quatre zones et des échantillons des espèces les plus abondantes, la Grenouille léopard (*Rana pipiens*) et la Grande musaraigne (*Blarina brevicauda*), ont été expédiés au laboratoire pour des analyses de dioxines et furannes, de biphényles polychlorés non-substitués en position ortho (no-BPC) et de métaux lourds.

Les résultats indiquent que la faune locale a été peu contaminée suite à l'incendie de pneus. Les grenouilles et les musaraignes ont montré très peu de contamination par les dioxines et furannes et les congénères de no-BPC. Un seul congénère de furanne a été détecté dans un échantillon de musaraigne, en faible concentration, et seulement trois valeurs de no-BPC dépassent la limite de détection, deux dans les Grenouilles léopard et une dans les Grandes musaraignes. Parmi la série de métaux analysés dans les musaraignes, sept se retrouvent en concentrations significativement plus élevées dans la zone près du site que dans celle plus éloignée: ce sont l'argent, l'arsenic, le brome, le cadmium, le mercure, le strontium et le thallium. Cependant, les concentrations demeurent relativement faibles comparativement aux niveaux de base généralement mesurés dans l'environnement.

Malgré le faible niveau de contamination observé, on ne peut exclure que les animaux de cette région aient pu être exposés à des concentrations plus grandes entre le moment du feu et celui de notre échantillonnage, à cause des mécanismes de métabolisation et d'excrétion des contaminants.

#### IV

#### ABSTRACT

Following the tire fire in St. Amable in May 1990, a study was undertaken by the Canadian Wildlife Service to determine if local wildlife had been contaminated by toxic substances released by the fire. Samples of wildlife species were collected at several locations around the fire site in the fall of 1990. Sites were distributed in four areas and samples from the most abundant species, the Leopard frog (*Rana pipiens*) and the Short-tailed shrew (*Blarina brevicauda*) were analysed for polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs), non-ortho substituted polychlorinated biphenyls (no-PCBs) and heavy metals.

Results show that the local wildlife were only slightly contaminated as a result of the tire fire. Frogs and shrews showed little contamination by PCDDs, PCDFs and no-PCBs. Only one PCDF congener of furan was detected in one shrew sample, at a low concentration, and only three no-PCB values were above the detection limit, two in the Leopard frog and one in the shrews. Among the series of heavy metals analysed in the shrews, seven were found in significantly higher concentrations in the area near the fire site than in the remote site: these are silver, arsenic, bromium, cadmium, mercury, strontium and thallium. However, the concentrations remain relatively low in comparison with levels generally seen in the environment.

Despite the low level of contamination observed, we cannot exclude that the animals from this region may have been exposed to higher concentrations between the time of the fire and the time of our sampling, because of the mechanisms of metabolism and excretion of contaminants.

## TABLE DES MATIÈRES

Résumé	III
Abstract	IV
Liste des tableaux	VI
Liste des figures	VII
Liste des abréviations	VIII
Remerciements	IX
1 INTRODUCTION	1
2 MÉTHODES	3
2.1 Échantillonnage	3
2.2 Analyses chimiques	4
2.3 Traitement des données	5
3 RÉSULTATS	8
3.1 Contamination en dioxines et furannes	8
3.2 Contamination en biphényles polychlorés non-substitués en position ortho	9
3.3 Contamination en métaux lourds	10
4 DISCUSSION	14
5 CONCLUSION	20
BIBLIOGRAPHIE	21

## VI

### LISTE DES TABLEAUX

1	Résultats des captures effectuées à l'automne 1990 dans la région de Saint-Amable	4
2	Liste des métaux lourds analysés et limites de détection	6
3	Liste des échantillons retenus pour les analyses chimiques	6
4	Concentrations moyennes (pg/g, poids humide) en dioxines et furannes dans les Grenouilles léopard et les Grandes musaraignes récoltées à Saint-Amable	8
5	Concentrations moyennes (pg/g, poids humide) en biphényles polychlorés non-substitués en position ortho dans les Grenouilles léopard et les Grandes musaraignes récoltées à Saint-Amable	9
6	Concentrations moyennes (mg/g, poids sec) en métaux lourds dans les Grandes musaraignes récoltées à Saint-Amable	11
7	Corrélations de Spearman entre les principaux métaux lourds analysés dans les Grandes musaraignes récoltées à Saint-Amable	13

## VII

### LISTE DES FIGURES

- |    |                                                                                                |    |
|----|------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1. | Positionnement des zones et des stations autour du site de l'incendie de pneus de Saint-Amable | 7  |
| 2. | Concentrations en métaux lourds dans les Grandes Musaraignes récoltées à Saint-Amable          | 12 |

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BPC	Biphényles polychlorés
CNRF	Centre national de la recherche faunique
HpCDD	Heptachlorodibenzo-p-dioxine
HpCDF	Heptachlorodibenzofuranne
HxCDD	Hexachlorodibenzo-p-dioxine
HxCDF	Hexachlorodibenzofuranne
OCDD	Octachlorodibenzo-p-dioxine
OCDF	Octachlorodibenzofuranne
PnCDD	Pentachlorodibenzo-p-dioxine
PnCDF	Pentachlorodibenzofuranne
SCF	Service canadien de la faune
TCDD	Tétrachlorodibenzo-p-dioxine
TCDF	Tétrachlorodibenzofuranne



## IX

### REMERCIEMENTS

L'échantillonnage a été effectué par S. Matte, S. Poulin, J. Bonin et R. Bider, de la Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent.

Les analyses de laboratoire ont été supervisées par Bryan Wakeford, responsable du laboratoire du Centre national de recherche faunique à Hull.

Je remercie Jean-Luc DesGranges et Ross Norstrom, chercheurs respectivement au Service canadien de la faune à Québec et au Centre national de recherche faunique, pour leur aide et leurs conseils tout au long de cette étude.

Jean Rodrigue et Raymond Lemieux, du Service canadien de la faune à Québec, Laird Shutt, du Centre national de la recherche faunique, et Vincent Martin, du Service de Protection de l'Environnement, ont révisé le manuscrit.

x

## 1 INTRODUCTION

Le 16 mai 1990, vers 15 h, un important incendie se déclarait dans un dépotoir de pneus à Saint-Amable. Quelques heures après le début de l'incendie, la totalité des quelque 125 000 m<sup>3</sup> de pneus était la proie des flammes. L'incendie a été déclaré éteint le 19 mai à 23 h. Des répercussions sur l'environnement étaient prévisibles, en raison de l'intensité du feu et des fortes quantités de fumée, de cendres et d'huiles produites par la combustion et la fusion des pneus. Les substances toxiques généralement libérées dans l'air et sous forme d'huile par la combustion de pneus incluent des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatiles et semi-volatiles, des dioxines et furannes et des métaux lourds (Morrison et Bourdages 1990). A moyen terme, les particules de fumée transportées par le vent peuvent se déposer dans l'environnement et affecter les animaux par ingestion de la végétation; l'huile produite par la combustion des pneus peut contaminer le sol et l'eau (Morrison et Bourdages 1990).

Les analyses d'eau, de sol et d'air réalisées par le ministère de l'Environnement du Québec (1990) ont montré une contamination élevée sur le site mais faible dans les environs, en raison de la dissipation du panache de fumée sur une grande distance. Aucun composé organique n'a été détecté dans le sol; les concentrations de Pb, Zn, Cu, Ni et Cr dans les échantillons de sol étaient plus élevées autour du site du feu que dans les échantillons témoins. Selon Environnement Québec (1990), ces concentrations demeurent néanmoins à l'intérieur des valeurs généralement rencontrées dans les sols et ne représenteraient donc pas un risque important. Cependant, les cendres ont pu continuer à se déposer durant plusieurs jours et faire augmenter les concentrations présentes dans les sols. Les échantillons d'eau ayant été en contact avec l'huile sont fortement contaminés, principalement en naphtalène, en chloroforme, en hydrocarbures monoaromatiques (benzène, toluène, xylène) et en composés phénoliques. Des dioxines, principalement les congénères les moins toxiques, ont aussi été retrouvées en faibles concentrations. Des HAP ont été mesurés dans les échantillons d'air, mais à des niveaux fréquemment rencontrés en milieu urbain.

Plusieurs des contaminants libérés sont susceptibles de s'accumuler dans les tissus animaux des organismes exposés aux polluants depuis l'accident à des concentrations plus grandes que dans le milieu naturel. Très peu d'études ont été effectuées sur les effets de ce type de feu sur la faune locale. Le Service canadien de la faune a décidé d'effectuer une telle étude pour évaluer la contamination et l'état de santé de la faune et compléter ainsi nos connaissances sur l'importance et l'étendue de la contamination de la région sinistrée. Les objectifs de cette étude sont donc:

- de fournir des données sur la contamination de la chaîne alimentaire pour compléter les résultats obtenus jusqu'à présent dans d'autres compartiments du milieu ambiant;
- d'étudier les mécanismes d'intoxication et l'intérêt de la petite faune comme bioindicateur de la contamination par les HAP, les dioxines et furannes et les métaux;
- de participer à l'établissement d'objectifs sur les niveaux de contamination acceptables dans le milieu ambiant et dans les organismes vivants de la région sinistrée.

Le présent rapport décrit d'abord les activités d'échantillonnage ainsi que les méthodes d'analyses chimiques des échantillons récoltés et de traitement des données. Ensuite, il présente et discute les résultats obtenus.

## 2 MÉTHODES

### 2.1 ÉCHANTILLONNAGE

Des spécimens de petits animaux (détritivores, herbivores, insectivores, omnivores) qui fréquentent les différents habitats du secteur de la région sinistrée ont été récoltés durant les mois de septembre à novembre 1990. Les espèces capturées ont été les vers de terre (*Lumbricus sp.*), la Grenouille léopard (*Rana pipiens*), la Grenouille verte (*Rana clamitans*), la Souris commune (*Mus musculus*), la Souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*), la Souris sauteuse des champs (*Zapus hudsonius*), la Grande Musaraigne (*Blarina brevicauda*), la Musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*), le Campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*), le Campagnol à dos roux (*Clethrionomys gapperi*) et le rat musqué (*Ondatra zibethica*). Le plan d'échantillonnage comportait quatre (4) zones réparties comme suit: la zone du feu, représentée par un cercle de 1 km autour du site du feu, deux zones situées respectivement à l'intérieur de cercles de 2 km et de 5 km autour du site de l'incendie, de même qu'une zone témoin (figure 1). Pour la récolte des petits animaux, plusieurs sites propices avaient été identifiées dans chaque zone, pour un total de 25 stations. Le plan a été conçu de cette façon parce que les vents qui soufflaient durant l'incendie ont tourné de l'est vers le sud et l'ouest, puis vers le nord-est, décrivant un cercle autour du site du feu.

La majorité des vers de terre a été récoltée à la main, sauf à quelques occasions où l'eau de javel a dû être utilisée pour leur récolte. Les grenouilles ont été attrappées à la main. Les souris, les campagnols et les musaraignes ont été récoltés à l'aide de pièges à souris Victor. Un des rats musqués a été pris dans un piège "Conibear" et l'autre a été trouvé fraîchement tué sur le bord de la route.

Le succès d'échantillonnage a été très variable entre les espèces et entre les stations et a été affecté par le manque de petits mammifères dans les régions près du site du feu. Alors qu'on s'attend généralement à un taux d'efficacité de piégage de 10 à 20 pour cent, seulement 19 petits mammifères ont été capturés dans la zone du feu, soit un taux d'efficacité de 1,9 pour cent. Les sites adéquats d'échantillonnage n'étaient pas répartis uniformément dans toutes les zones et certaines zones ont donc été moins bien échantillonnées que d'autres, notamment les secteurs situés dans la direction nord-ouest, là où était dirigé le panache du fumée au début de l'incendie. L'effort de piégage s'élève à un total de 5039 piège-nuits ou une moyenne de 630 piège-nuits par zone d'échantillonnage. Le tableau 1 présente les résultats de capture. Un total de 226 spécimens a été récolté. Les échantillons ont été congelés et expédiés au laboratoire du Centre national de la recherche faunique.

A l'été 1991, des jeunes de Crécerelle d'Amérique (*Falco*

sparverius) nichant dans la zone d'étude devaient être récoltés. Pour ce faire, 25 nichoirs ont été installés à des endroits propices à leur nidification au début d'avril 1991, de façon à couvrir l'ensemble des zones de l'étude. Les nichoirs ont ensuite été visités au début de juillet 1991 pour récolter des jeunes. Des foies de jeunes Crécerelles devaient être prélevés afin d'évaluer l'impact des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sur le système enzymatique des oxydases à fonctions multiples. Malheureusement, cette partie de l'étude n'a pu être effectuée, les crécerelles n'ayant pas utilisé les nichoirs installés.

Tableau 1: Résultats des captures effectuées à l'automne 1990 dans la région de Saint-Amable

Espèce	Site du feu (Zone 1)	1 à 2 Km (Zone 2)	2 à 5 km (Zone 3)	Site témoin (Zone 4)
Ver de terre	27	46	93	> 20
Grenouilles	10	11	30	5
Campagnols	3	12	20	4
Souris	3	18	13	9
Musaraignes	13	17	31	25
Rats musqués	0	0	2	0
Condylure étoilé	0	0	1	0

## 2.2 ANALYSES CHIMIQUES

L'exposition aux HAP devait être mesurée par l'analyse des métabolites de HAP dans la bile de Crécerelles d'Amérique, à cause de la métabolisation de ces produits dans la faune. Malheureusement, la méthode d'analyse n'était pas disponible au laboratoire du Centre national de recherche faunique (CNRF), très peu de laboratoires possédant cette technologie.

La méthode d'analyse combinée des dioxines et furannes et des biphényles polychlorés coplanaires ou non-substitués en position ortho (no-BPC) utilisée par le CNRF est décrite dans Moisey (1993, non-publié). En résumé, l'échantillon est d'abord mélangé à du sulfate de sodium anhydre et asséché. Ce mélange est ensuite placé sur une colonne chromatographique au silice pour être élué au DCM/hexane. La fraction récoltée est injectée sur un chromatographe liquide à colonne de carbone avec de l'hexane. Les BPC, les

organochlorés et les composés biogéniques sont enlevés par nettoyage au DCM puis au toluène. La séparation des dioxines et furannes et des no-BPC des autres composés organochlorés a été effectuée par chromatographie sur colonne Florisil puis sur colonne à alumine. Le dosage des dioxines et furannes et des no-BPC a été effectué par chromatographie à phase gazeuse (Hewlett-Packard 5890 série A, détecteur 5971A) sur colonne capillaire DB-5.

Les métaux lourds ont été analysés par un laboratoire privé. Les échantillons asséchés ont été digérés dans l'acide nitrique concentré puis dilués à l'eau déionisée. Les solutions ont été analysées pour les métaux traces par "inductively coupled plasma-mass spectroscopy (ICP-MS), à l'aide d'un appareil Perkin Elmer-Sciex Elan 5000. Le tableau 2 présente la liste des métaux analysés et les limites de détection.

Toutes les analyses ont été effectuées sur le corps entier des animaux récoltés.

### 2.3 TRAITEMENT DES DONNÉES

Afin d'optimiser le nombre d'analyses chimiques, on a retenu pour ces analyses un nombre restreint d'espèces, pour lesquelles le nombre d'individus par zone était suffisant. Les analyses ont été effectuées sur des échantillons composites, constitués de trois ou quatre individus provenant de la même station. Le tableau 3 indique les espèces et échantillons retenus pour les analyses chimiques.

Les données de dioxines et furannes et de no-BPC n'ont pas fait l'objet d'analyses statistiques parce que seulement quelques congénères ont été détectés dans quelques échantillons, plus quelques valeurs à l'état de traces, inférieures à la limite de détection. Les statistiques descriptives ont été calculées pour les métaux. L'hypothèse d'égalité des concentrations en métaux au sein de l'ensemble des zones a été testée à l'aide du test non-paramétrique de Jonckheere (Lehmann 1975). L'hypothèse alternative spécifie que les concentrations décroissent à mesure que l'on s'éloigne du site de l'incendie. Les analyses chimiques effectuées sur des spécimens provenant d'une même station ont été regroupées en faisant une moyenne des concentrations. De plus, puisqu'il n'y avait qu'une station au site de l'incendie et que les tables de probabilités pour ce test ne sont fournies que pour des tailles d'échantillons égales dans chacune des zones, cette station a été regroupée à la zone adjacente, fournissant au total trois zones de trois stations chacune. Le test de Wilcoxon a été utilisé pour comparer les concentrations observées dans la zone témoin avec celles des autres zones pour les métaux. Des corrélations non-paramétriques de Spearman ont été calculées entre les métaux.

Le traitement statistique des données a été effectué à l'aide du logiciel SAS.

Tableau 2: Liste des métaux lourds analysés et limites de détection

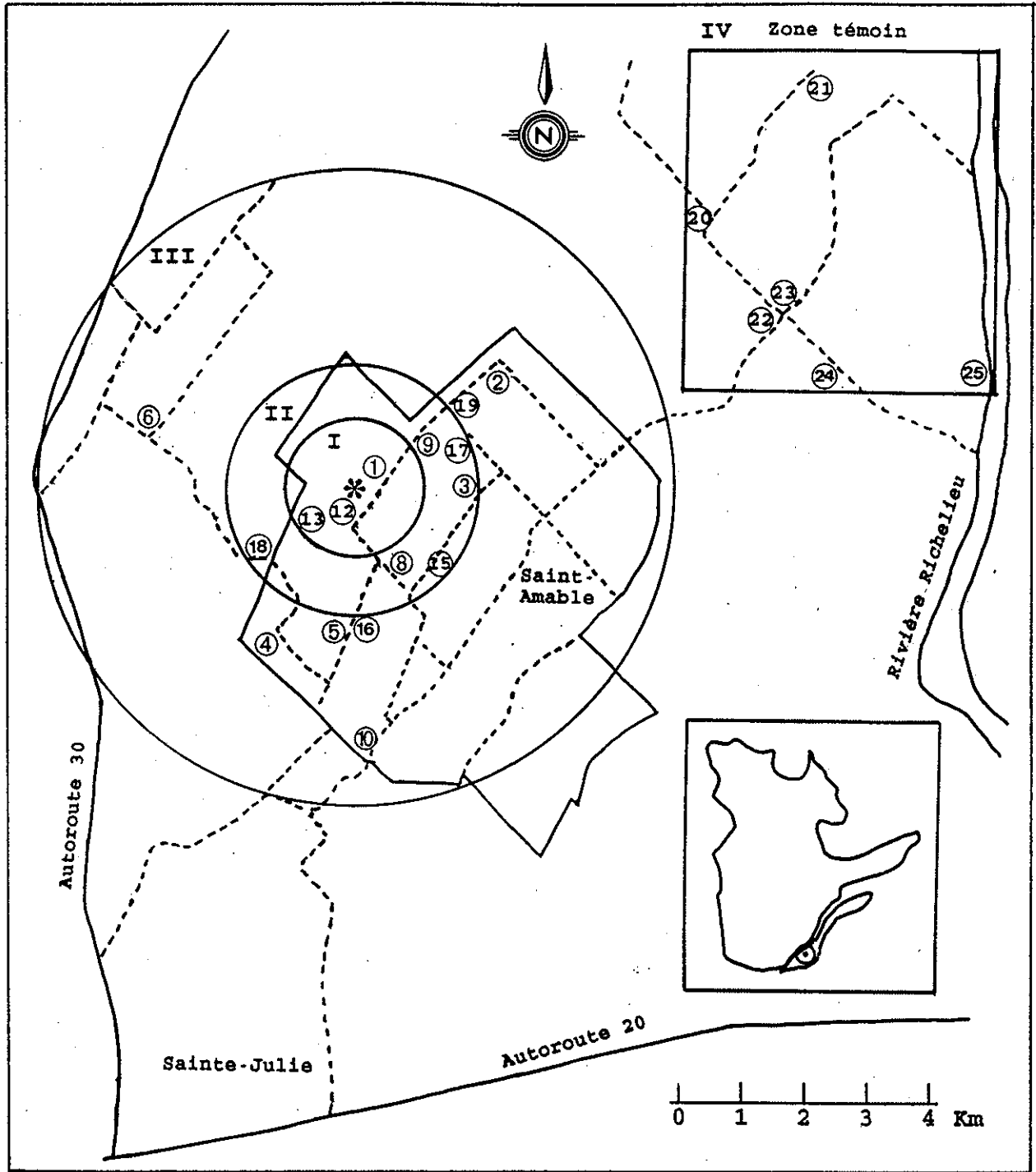
ÉLÉMENT	Limite de détection (mg/kg)	ÉLÉMENT	Limite de détection (mg/kg)
Aluminium (Al)	nd	Iode (I)	0,05
Antimoine (Sb)	0,003	Magnésium (Mg)	nd
Argent (Ag)	0,005	Manganèse (Mn)	nd
Arsenic (As)	0,01	Mercure (Hg)	0,02
Barium (Ba)	0,05	Molybdène (Mo)	0,01
Béryllium (Be)	0,01	Nickel (Ni)	0,05
Bore (B)	nd	Plomb (Pb)	0,005
Brome (Br)	2,00	Sélénium (Se)	0,05
Cadmium (Cd)	0,01	Strontium (Sr)	0,02
Cobalt (Co)	0,005	Thallium (Tl)	0,002
Chrome (Cr)	0,10	Titane (Ti)	0,05
Cuivre (Cu)	0,01	Uranium (U)	0,002
Étain (Sn)	0,10	Vanadium (V)	0,01
Fer (Fe)	nd	Zinc (Zn)	nd

nd: non déterminé

Tableau 3: Liste des échantillons retenus pour les analyses chimiques

ESPÈCE	ZONE	STATION	ANALYSES
Grenouille léopard ( <i>Rana pipiens</i> )			
	1 (Feu)	1A-1B	Dioxines et furannes
	2	9-15	" "
	3	2-4	" "
	4 (témoin)	25	" "
Grande musaraigne ( <i>Blarina brevicauda</i> )			
	1 (feu)	1A-1B	Dioxines, furannes, métaux
	2	15-17	" " "
	3	5-6	" " "
		19	" "
	4 (témoin)	20	" "
		21-22	" " "





Légende: \* Site du feu; I Zones; ① Stations

Figure 1 Positionnement des zones et des stations autour du site de l'incendie de pneus de Saint-Amable

## 3 RÉSULTATS

3.1 CONTAMINATION EN DIOXINES ET FURANNES

Aucun congénère de dioxine et un seul de furanne a été détecté dans les échantillons à un niveau supérieur aux limites de détection (tableau 4). Chez la grenouille, on a enregistré quatre signaux de la présence de dioxines et furannes à l'état de trace dans les zones près du site contre zéro dans les zones plus éloignées. Chez la musaraigne, on a détecté huit signaux dans les deux zones, mais un seul de ceux-ci était supérieur à la limite de détection dans la zone près du feu, pour le congénère de furanne à sept atomes de chlore.

Des difficultés analytiques ont entraîné des limites de détection souvent assez hautes et un taux de recouvrement très variable, ce qui ajoute de l'incertitude face aux résultats. Les musaraignes récoltées près du site du feu montrent une concentration en heptachlorodibenzofuranne plus élevée que celles récoltées plus loin du feu, ce qui nous incite à croire qu'il y a peut-être eu une libération de furannes par l'incendie de pneus.

Tableau 4: Concentrations moyennes (pg/g, poids humide) en dioxines et furannes dans les Grenouilles léopard et les Grandes musaraignes récoltées à Saint-Amable

CONGÉNÈRE	GRENOUILLE LÉOPARD				GRANDE MUSARAIGNE			
	Zone 1 (Feu) (n=1)	Zone 2 (n=2)	Zone 3 (n=2)	Zone 4 (Témoin) (n=1)	Zone 1 (Feu) (n=1)	Zone 2 (n=2)	Zone 3 (n=2)	Zone 4 (Témoin) (n=2)
12378Pncdd						(t)		
123478Hxcdd							(t)	
123678Hxcdd						(t)	(t)	
123789Hxcdd								
1234678Hpccdd	(t)	(t)			(t)		(t)	(t)
OCDD		(t)			(t)			
12378Pncdf		(t)						
23478Pncdf							(t)	(t)
123678Hxcdf								(t)
234678Hxcdf							(t)	
1234678Hpccdf						17,4	(t)	(t)
OCDF					(t)			

(t) trace; les espaces vides signifient sous la limite de détection

### 3.2 CONTAMINATION EN BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS NON-SUBSTITUÉS EN POSITION ORTHO

Les concentrations en no-BPC chez les grenouilles et les musaraignes dans chacune des zones apparaissent au Tableau 5. Deux congénères ont été détectés dans les grenouilles de la zone du feu, tandis qu'un seul congénère a été détecté dans les musaraignes de la zone 2, tous les autres étant à l'état de traces ou non-détectés.

Des difficultés analytiques ont entraîné des limites de détection souvent assez hautes et un taux de recouvrement très variable, ce qui ajoute de l'incertitude face aux résultats. Même si les congénères ont été détectés seulement dans les zones les plus près du site du feu, ces résultats sont trop faibles pour en conclure que les grenouilles et les musaraignes ont été exposées à des BPC libérés par le feu de pneus.

**Tableau 5:** Concentrations (pg/g, poids humide) en no-BPC dans les Grenouilles léopard et les Grandes musaraignes récoltées à Saint-Amable

CONTAMINANT	ZONE 1 (FEU)	ZONE 2	ZONE 3	ZONE 4 (TÉMOIN)
GRENOUILLE LÉOPARD				
BPC37	(n-2) Moy. 107,80	(n-2) t	(n-2) t	(n-1) nd
	min-max (nd-191,9)			
BPC77	Moy. 54,90	t	t	t
	min-max (nd-109,7)			
BPC126	t	t	t	t
BPC169	nd	nd	nd	nd
GRANDE MUSARAIGNE				
BPC37	(n-2) Moy. t	(n-2) 94,65	(n-2) t	(n-1) t
	min-max	(87,2-102,1)		
BPC77	t	t	t	t
BPC126	t	t	t	t
BPC169	t	t	t	nd

t- trace; nd- non-détecté

### 3.3 CONTAMINATION EN MÉTAUX LOURDS

Les concentrations moyennes des métaux analysés chez les musaraignes dans chacune des zones apparaissent au Tableau 6. Neuf stations étaient disponibles après les regroupements effectués, soit trois dans les zones 1 et 2 combinées, trois dans la zone 3 et trois dans la zone témoin. Les métaux d'origine minéralogique (Fe, Mg, Mn, Ti) de même que plusieurs autres (Sb, Ba, Be, Sn, I), ne présentent pas d'intérêt de point de vue toxicologique. Ils sont présentés à titre informatif uniquement et ne seront pas discutés.

Le test de Jonckheere a permis de détecter une différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les zones et ainsi de rejeter l'hypothèse d'égalité des concentrations des trois zones en faveur de l'hypothèse voulant que les concentrations décroissent à mesure que l'on s'éloigne du site de l'incendie, pour le thallium ( $p=0,008$ ), l'argent ( $p=0,04$ ), le brome ( $p=0,04$ ), l'arsenic ( $p=0,04$ ) et le cadmium ( $p=0,05$ ). Les comparaisons deux à deux de la zone témoin aux deux autres zones avec le test de Wilcoxon ont révélé des différences additionnelles pour le strontium ( $p=0,05$  pour T vs 3) et le mercure ( $p=0,05$  pour T vs 2). La figure 2 illustre les concentrations de ces métaux dans les quatre zones.

Le tableau 7 indique les corrélations significatives entre les principaux métaux lourds analysés. Les métaux montrent peu de relations significatives entre eux, y compris ceux qui affichent des différences entre les zones. La faible taille des échantillons peut être responsable de ce résultat. Le Sr n'est lié à aucun autre métal, ce qui peut s'expliquer par une source ou une dynamique différente des autres dans l'environnement, ou par un métabolisme différent dans l'organisme. Les plus fortes relations sont observées entre le Ni et le Cr, et le Ni et le Pb.

Tableau 6: Concentrations moyennes ( $\mu\text{g/g}$ , poids sec) en métaux lourds dans les Grandes musaraignes récoltées à Saint-Amable

MÉTAL	ZONE 1 (FEU) (n=2)	ZONE 2 (n=3)	ZONE 3 (n=3)	ZONE 4 (TÉMOIN) (n=3)
Aluminium	91,71	150,13	103,32	206,57
Antimoine	0,029	0,007	0,009	0,022
Argent	<u>0,012</u>	0,011	0,008	0,006
Arsenic	<u>0,46</u>	0,24	0,20	0,15
Barium	5,10	6,35	5,79	6,51
Béryllium	0,015	0,013	0,013	0,010
Bore	2,28	1,67	2,03	1,45
Brome	<u>5,69</u>	6,39	4,66	4,10
Cadmium	<u>0,82</u>	0,71	0,44	0,38
Cobalt	0,49	0,35	0,36	0,37
Chrome	4,46	2,77	2,33	2,01
Cuivre	11,20	11,10	9,60	13,53
Étain	0,42	0,09	0,12	0,09
Fer	465,88	631,22	522,02	596,35
Iode	0,25	3,09	0,14	0,54
Manganèse	12,05	16,03	10,17	11,50
Mercure	<u>0,26</u>	0,19	0,18	0,08
Molybdène	0,61	0,54	0,47	0,53
Nickel	3,85	2,74	2,50	2,14
Plomb	2,43	1,17	0,84	0,70
Sélénium	3,59	3,29	3,46	3,11
Strontium	<u>13,99</u>	17,77	21,96	11,48
Thallium	<u>0,06</u>	0,02	0,02	0,01
Uranium	0,03	0,02	0,03	0,02
Vanadium	0,56	0,70	0,57	0,66
Zinc	102,45	99,00	90,17	89,23

'\_\_\_\_': différence significative d'avec le témoin à  $p < 0,05$

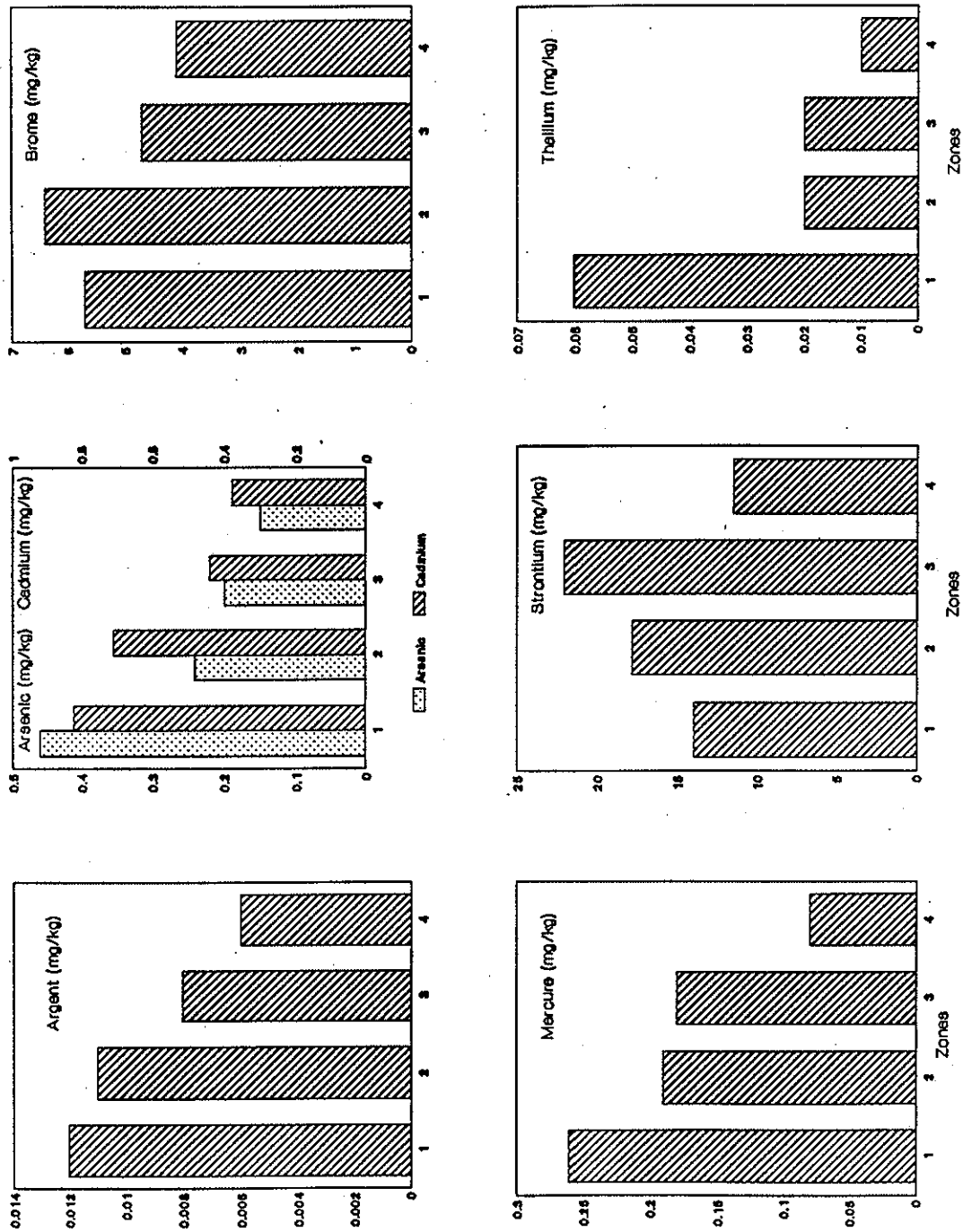


Figure 2: Concentration en métaux lourds dans les Grandes Musaraignes récoltées à Saint-Amable

Tableau 7: Corrélations de Spearman entre les principaux métaux lourds analysés dans les Grandes musaraignes récoltées autour de Saint-Amable <sup>1</sup>

	Ag	As	Br	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Tl	Zn
Ag	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,79 **	-
As		1	-	-	-	-	0,68	-	-	-	-	-
Br			1	-	-	-	0,72	-	-	-	-	-
Cd				1	-	-	-	-	-	0,69	-	-
Cr					1	-	-	-	0,85 **	0,68	-	-
Cu						1	-	0,72	-	-	-	-
Hg							1	-	-	-	-	-
Mo								1	0,72	0,72	-	0,80 **
Ni									1	0,92 ***	0,73	-
Pb										1	0,66	-
Tl											1	-
Zn												1

1: n=9; les blancs signifient que la corrélation n'était pas significativement non-nulle au seuil  $p=0,05$ .

\*\* $p<0,01$ ; \*\*\* $p<0,001$

## 4 DISCUSSION

A notre connaissance, il n'existe aucune autre étude sur la contamination de la faune par les dioxines et furannes, d'autres contaminants organiques ou les métaux lourds suite à un incendie de pneus. Même si on considère généralement que les effets des contaminants libérés sont de courte durée et présentent peu de risques pour la santé (Environnement Québec, 1990; U.S. Environmental Protection Agency 1984), aucune étude ne semble avoir évalué l'effet d'une exposition à long terme pour les organismes en contact quotidien avec l'air, l'eau et le sol contaminé de la région affectée. Une étude du U.S. Environmental Protection Agency (1984), qui a évalué les effets du feu de Winchester, Virginie, révèle que des substances toxiques ont migré du site vers une crique et un ruisseau à proximité. Des données de toxicité ont été obtenues pour l'eau et les sédiments de ces deux plans d'eau à l'aide du test Microtox. La toxicité semblait résulter du synergisme entre plusieurs contaminants et non d'un seul.

Selon Stofferahn et Simon (1987), qui ont étudié les effets d'un feu de pneus à Somerset, Wisconsin, les équipes d'intervention d'urgence de Saint-Amable ont été bien inspirées de ne pas utiliser d'eau pour éteindre l'incendie. En effet, à Somerset, on a observé peu de pyrolyse contrairement au feu de Winchester, où 1 million de gallons d'huile ont été produits, à cause d'une meilleure oxygénation; l'application d'eau augmenterait la production de certains composés organiques comme le benzène, probablement à cause d'une réduction de la température. Ces auteurs ont aussi effectué un sommaire des données de qualité de l'air de trois feux majeurs aux États-Unis; ils n'ont pas constaté d'effets aigus ou sévères sur la base des contaminants individuels.

Le Conseil national de recherches du Canada a produit un rapport sur l'incendie de pneus de Saint-Amable (Mawhinney 1990). Selon ce rapport, "le panache de fumée n'était pas plus dangereux que la fumée d'autres types de feux. C'est toutefois la pollution du sol et de l'eau par l'huile dégagée par la combustion des pneus qui pose à long terme le problème le plus grave pour l'environnement." Il estime que l'incendie a probablement produit plusieurs millions de litres d'huile qui se sont en partie infiltrés dans le sol, d'où les polluants pourront être lessivés par l'eau de pluie tant que le sol contaminé ne sera pas enlevé. Les contaminants présents dans les déchets et l'huile demeurés sur le site peuvent atteindre les nappes d'eaux souterraines et contaminer les cours d'eau avoisinants. Les analyses effectuées par Environnement Québec (1990) n'ont pas permis de détecter de dioxines et furannes dans le sol, mais l'eau ayant été en contact avec l'huile de pyrolyse des pneus contenait de faibles concentrations de congénères de dioxines à 6, 7 et 8 atomes de chlore.



Suite à l'incendie d'un entrepôt de BPC à Saint-Basile, au Québec, Phaneuf et al. (1991) ont analysé les dioxines et furannes et les BPC dans plusieurs espèces animales. Des dioxines à 6, 7 et 8 atomes de chlore ont été trouvées dans des échantillons de Musaraigne cendrée (SCF, données inédites). Chez la Grenouille léopard, des dioxines et des furannes, dont le 2,3,7,8-TCDF, ont été mesurées en faibles concentrations dans les corps entiers. Des foies de souris (*Microtus arvalis*) récoltées dans une région contaminée par une usine de pyrolyse, en Allemagne, contenaient jusqu'à 728 pg/g de OCDD, 138 pg/g de 2378-TCDF et 119 pg/g de H7CDF (Schrenk et al. 1991).

Dans le cas de Saint-Amable, un seul congénère de furanne, le 1234678-H7CDF, a été détecté dans le corps entier des musaraignes récoltées près du site du feu, en concentration relativement faible. Le même congénère a aussi été détecté dans la faune (Phaneuf et al. 1991) et le lait des femmes exposées à l'incendie de Saint-Basile (Dewailly et al. 1991). Même si on peut croire que ces furannes proviennent du feu de Saint-Amable, cette concentration ne dépasse pas les niveaux de base rencontrés dans l'environnement et ne présente pas un risque toxicologique pour ces animaux. Les concentrations auraient été plus élevées si on avait utilisé le foie pour les analyses, mais il aurait fallu avoir davantage d'individus pour avoir suffisamment de tissu.

Les congénères de BPC non-substitués en position ortho présentent une structure similaire aux TCDD et des effets biologiques semblables. Leur toxicité a été testée sur des embryons d'oiseaux et le 33'44'5-PCB (#126) s'est avéré le plus toxique, suivi du #77 et du #169 (Brunstrom 1989).

Il semble exister peu de données sur la présence de congénères de no-BPC dans la faune dans la littérature. Yamashita et al. (1992) ont mesuré dans les muscle pectoraux des concentrations moyennes des congénères #77, 126 et 169 de 3,5, 4,0 et 1,0 ng/g chez le Goéland à tête noire et de 17,0, 8,2 et 1,8 ng/g chez le Goéland à queue noire. Kennedy et al. (1992) rapportent des concentrations moyennes des mêmes congénères de 2,1, 5,6 et 0,7 ng/g dans les oeufs de Goéland argenté des Grands Lacs et de 0,11, 0,15 et 0,03 dans les oeufs de Grand Héron de Colombie-Britannique. Niimi et Oliver (1989) ont mesuré des concentrations du congénère #77 de 5 à 18 ng/g et du #126 de non-détectable à 10 ng/g dans les poissons entiers du lac Ontario; le #169 était non-détectable. Les concentrations mesurées dans les petits animaux de Saint-Amable sont plus faibles, mais les contaminants sont généralement plus disponibles en milieu aquatique qu'un milieu terrestre.

Sparling et Safe (1980) ont montré que la concentration de 33'44'55'-HCB (#169) dans des rats traités avec 1 ppm dans leur nourriture diminuait rapidement, passant de 1,54 ppm après quatre jours à 0,84 ppm après 29 jours. Il est donc possible que les animaux récoltés à Saint-Amable quelques mois après le feu aient

déjà eu, avant leur récolte, des concentrations supérieures à celles mesurées. Les congénères moins chlorés se métabolisent encore plus rapidement et ont pu aussi être présents en plus fortes concentrations peu après le feu. Le 33'44'-TCB peut aussi être transmis au fœtus après que la mère ait été contaminée; des jeunes rats ont montré une induction enzymatique, des malformations au rein et au système reproducteur et un comportement anormal après le traitement de leur mère (Lucier et McDaniel 1979).

Les concentrations de dioxines, furannes et no-BPC mesurées sont faibles et ne présentent probablement pas de risque pour la santé des animaux capturés. Cependant, les effets, le métabolisme et le comportement de ces contaminants est mal connu dans l'environnement. On ne peut exclure la possibilité que les petits mammifères carnivores aient été exposés à des concentrations plus élevées entre le moment du feu et celui de notre échantillonnage. Si tel est le cas, il pourrait y avoir eu des effets sur les jeunes exposés par leur mère et sur les prédateurs supérieurs comme les rapaces.

Les données fournies par Environnement Québec (1990) indiquent que les concentrations de Cu, Cr, Ni, Pb et Zn dans les échantillons de sol étaient plus élevées autour du site du feu que dans les échantillons témoins. Selon Environnement Québec (1990), ces concentrations demeurent néanmoins à l'intérieur des valeurs généralement rencontrées dans les sols et ne représenteraient donc pas un risque important. Cependant, les cendres ont pu continuer à se déposer durant plusieurs jours et faire augmenter les concentrations présentes dans les sols. Les échantillons d'eaux usées (ayant été en contact avec l'huile de pyrolyse des pneus) étaient fortement contaminés en fer, aluminium et zinc.

Les métaux montrant des concentrations plus élevées dans le sol autour du site du feu ne montrent pas d'augmentation dans les échantillons de faune. Les métaux Co, Cr, Cu, Ni, Fe, Mn et Zn sont essentiels au bon fonctionnement des systèmes biologiques et font l'objet d'un contrôle homéostatique par l'organisme (Dressler et al. 1986; Golub et al. 1992; Rose et Parker 1983). Ils ne peuvent être considérés comme potentiellement toxiques que lorsqu'ils dépassent les niveaux tolérables. D'autres métaux, comme le Cd et le Hg, peuvent avoir des effets chroniques non négligeables sur la santé des animaux même à de faibles doses. Bien que le Zn constitue un métal essentiel et soit généralement considéré peu toxique, Freda (1991) rapporte une étude dans laquelle le Zn était létal à des teneurs entre 100 et 500 µg/l pour des têtards de *Bufo boreas*. Dans la même étude, le Cu était toxique à des teneurs entre 20 et 44 µg/l.

Les petits mammifères sont souvent utilisés comme indicateur de contamination du milieu, parce qu'ils requièrent un grand apport de nourriture par unité de poids corporel pour maintenir leur dynamique énergétique et sont ainsi exposés à de fortes

concentrations de contaminants bioaccumulables. Les musaraignes sont davantage exposées par leur régime insectivore. Dodds-Smith et al. (1992) ont étudié l'accumulation des métaux Cd, Cu et Zn chez la musaraigne commune, *Sorex araneus*, en laboratoire. La concentration de Cd dans le corps entier a augmenté avec la quantité ingérée, mais pas celles de Cu et Zn. Hunter et al. (1987), dans l'étude d'un écosystème contaminé par une raffinerie de cuivre, ont évalué l'ingestion de Cd à 25 µg/g/jour chez *Sorex araneus*, comparativement à 0,6 µg/g/jour au site contrôle. Les concentrations résultantes dans le corps entier des musaraignes étaient de 32,5 µg/g de Cd au site contaminé et de 1,0 µg/g au site contrôle. Les concentrations de Cu dans le corps entier des musaraignes montraient moins de différence entre les deux sites, soit 10,3 µg/g et 3,6 µg/g, malgré la présence d'une forte contamination en Cu au site et l'augmentation de l'ingestion. Ces résultats démontrent les capacités de contrôle homéostatique du Cu chez les organismes. Dans un site minier, les musaraignes ont accumulé 52,7 µg/g de Cd dans le corps entier, contre 1,19 au site contrôle, soit plus que les concentrations produisant des effets toxiques en laboratoire (Andrews et al. 1984).

Bull et al. (1977) ont mesuré les teneurs en Hg dans les tissus de souris et de campagnols, près d'une usine de chlore-alcali. Les concentrations de Hg dans le foie étaient respectivement de 0,04 et 0,06 au site contrôle et de 0,23 et 0,15 au site contaminé, pour les souris et les campagnols. Les concentrations de Hg dans divers tissus de six espèces de mammifères (Martre, renard, pékan, vison, raton et moufette) récoltées en Ontario variaient de 0,03 µg/g à 1,6 µg/g (Frank et al. 1979). Scheuhammer (1987) mentionne que le nombre d'oeufs produits et le comportement de territorialité étaient modifiés chez les Huarts dont les proies contenaient 0,3-0,4 µg/g de Hg en poids humide.

Halbrook (1990) a étudié la population de rats musqués dans une région contaminée. Dans les reins, les métaux As, Ag, Cr, Sb et Sn étaient non-détectables, tandis que le Tl était détecté dans un seul spécimen. Les concentrations de Al, Cd, Cu, Mn, Mo, Ni, Se, V et Zn montrent des différences significatives entre les stations. Plusieurs des métaux mesurés dans cette étude présentent des niveaux plus faibles que dans notre étude, notamment le Hg (<0,02 ppm) et le Sr (<1 ppm). Ces différences peuvent être attribuables à plusieurs facteurs, dont la minéralogie du site, l'espèce et le tissu analysé. Dressler et al. (1986) ont mesuré les métaux Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans le fémur, le foie et les muscles de lapins à un site minier traité avec les boues d'égout. Malgré une augmentation des concentrations dans la végétation entre le site contrôle et le site contaminé, aucune différence n'a été observée dans les tissus de lapins, sauf pour le Zn dans le fémur. Malgré les différences d'espèce, de tissu et de milieu, les concentrations mesurées dans cette étude sont semblables à celles mesurées à Saint-Amable.

L'arsenic, le bore et le sélénium sont associés aux eaux d'irrigation. L'arsenic et le bore ont été utilisés comme additifs dans la moulée et affectent le système nerveux central (Whitworth et al. 1991). Selon Ismail et Roberts (1992), l'arsenic ne s'accumule pas directement en fonction de son abondance dans le milieu et est peu mobile entre les niveaux trophiques. Ce métal serait rapidement excrété et les variations peuvent être liées à des différences dans l'ingestion et l'excrétion. Ces auteurs n'ont pas pu démontrer une différence de concentration d'As dans le corps entier de trois espèces dont la musaraigne commune, entre un site contaminé par une raffinerie (2,43 µg/g) et un site contrôle (3,19 µg/g).

Des Grandes musaraignes récoltées près d'une autoroute renfermaient 87,3 µg/g de Pb, comparativement à 1,7 µg/g au site contrôle (Scanlon 1979, dans Wren 1986). Scheuhammer (1987) rapporte les résultats d'une étude dans laquelle des jeunes de Sturnelle exposées à des teneurs en Pb de 90 µg/g ont montré une diminution des hématocrites et du poids du cerveau, comparativement à une colonie où les concentrations étaient dix fois plus faibles. Le même auteur mentionne également que des pigeons urbains peuvent accumuler 50 fois plus de Pb dans leurs tissus que des oiseaux provenant de milieux non-contaminés.

Parmi les métaux pour lesquels on observe une différence entre les sites, seuls le As, le Cd et le Hg ont pu être comparés avec les données disponibles dans la littérature. Pour les métaux Ag, Br, Sr et Tl, les données sont rares ou inexistantes. Les teneurs en As, Cd et Hg mesurées dans les musaraignes à Saint-Amable sont en général égales ou plus faibles que celles rencontrées dans les autres études consultées et s'apparentent davantage aux niveaux de base qu'aux sites contaminés.

Bien que l'échantillonnage se soit déroulé sur une période d'environ deux mois, nous ne croyons pas que le facteur temps peut avoir eu une influence sur nos résultats. Dans la sélection des échantillons pour les analyses, on a tenu compte de ce facteur afin de minimiser l'effet de la durée d'exposition sur le niveau de contamination. Les échantillons retenus ont été récoltés sur une période d'environ trois semaines, de la mi-octobre au début de novembre, ce qui est relativement court comparativement à la durée totale de l'exposition depuis le feu en mai. Le fait que nous n'avons pas déterminé l'âge des animaux capturés représente un autre facteur d'incertitude, certains spécimens pouvant être nés après le feu. Tant chez la Grand Musaraigne que chez la Grenouille léopard, la naissance a généralement lieu en avril et mai. Chez la Grenouille léopard, l'éclosion a lieu après 13 à 20 jours et la vie larvaire se termine en août et septembre. Les spécimens récoltés à l'automne étaient donc soit des adultes de l'année précédente, soit des jeunes de l'année qui étaient probablement sous forme d'oeufs au moment de l'incendie. Chez la Grande musaraigne cependant, la saison de reproduction se poursuit jusqu'en septembre, les femelles

adultes pouvant avoir deux ou trois portées par année. Comme les jeunes musaraignes deviennent rapidement adultes (six semaines pour les femelles, douze semaines pour les mâles), il est difficile de savoir si les spécimens récoltés étaient ou non présents au moment de l'incendie.

Nos données sont insuffisantes pour documenter la contamination le long de la chaîne alimentaire. Les faibles niveaux de contamination observés ne justifiaient pas d'effectuer des analyses supplémentaires sur d'autres échantillons. Les analyses de dioxines et furannes effectuées sur les Grenouilles léopard semblent indiquer que ces organismes sont moins contaminés que les musaraignes. On peut penser que les organismes appartenant à des niveaux de la chaîne alimentaire inférieurs à celui de la musaraigne présentent des niveaux de contamination plus faibles, comme ce fut le cas lors du feu de Saint-Basile (Phaneuf 1991).

## 5 CONCLUSION

D'après les résultats de notre étude, la faune locale de la région de Saint-Amable semble avoir été peu contaminée par l'incendie de pneus survenu en mai 1990. Les Grenouilles léopard et les Grandes musaraignes ont montré très peu de contamination par les dioxines et furannes et les congénères de BPC non-substitués en position ortho. Un seul congénère de furanne a été détecté dans un échantillon de musaraigne, en faible concentration, et deux congénères de BPC ont été détectés dans les grenouilles et les musaraignes récoltées près du site du feu. Parmi la série de métaux analysés dans les musaraignes, sept se retrouvent en concentrations plus élevées dans la zone près du site que dans celle plus éloignée: ce sont l'argent, l'arsenic, le brome, le cadmium, le mercure, le strontium et le thallium. Cependant, les concentrations demeurent faibles comparativement aux niveaux de base généralement mesurés dans l'environnement.

Malgré les concentrations relativement faibles mesurées, on ne peut exclure que les animaux de cette région aient pu être exposés à des concentrations plus grandes entre le moment du feu et celui de notre échantillonnage, à cause des mécanismes de métabolisation et d'excrétion des contaminants. De plus, on ne connaît pas les effets cumulatifs de ces contaminants, les études toxicologiques en laboratoire portant rarement sur plus d'un contaminant ou groupe de contaminants à la fois.

Cette étude a permis d'amasser des informations sur la contamination de la faune suite à un feu de pneus, ce qui, d'après nos recherches, n'avait encore jamais été rapporté dans la littérature. Cependant, les faibles niveaux de contamination mesurés ne justifiaient pas d'effectuer une analyse détaillée du transfert de ces contaminants dans la chaîne alimentaire. Enfin, à cause de contraintes d'échantillonnage et de laboratoire, il a été impossible d'analyser les HAP et leurs métabolites, ce qui nous prive d'une information intéressante. Néanmoins, cette étude démontre l'intérêt de la petite faune comme bioindicateur de la contamination du milieu.

## BIBLIOGRAPHIE

Andrews, S.M., M.S. Johnson et J.A. Cooke 1984. Cadmium in small mammals from grassland established on metalliferous mine waste. Environ. Pollution (Series A)33: 153-162.

Brunstrom, B. 1989. Toxicity of coplanar polychlorinated biphenyls in avian embryos. Chemosphere 19(1-6): 765-768.

Bull, K.R., R.D. Roberts, M.J. Inskip et G.T. Goodman 1977. Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. Environ. Pollution 12: 135-140.

Dewailly, E., H. Tremblay-Rousseau, G. Carrier, S. Groulx, S. Gingras, K. Boggess, J. Stanley et J.P. Weber 1991. PCDDs, PCDFs and PCBs in human milk of women exposed to a PCB fire and of women from the general population of the Province of Québec, Canada. Chemosphere 23 (11-12): 1831-1835.

Dodds-Smith, M.E., M.S. Johnson et D.J. Thompson 1992. Trace metal accumulation by the shrew *Sorex araneus*. 1. Total body burden, growth and mortality. Ecotox. Environ. Safety 24: 102-117.

Dressler, R.L., G.L. Storm, W.M. Tzilkowski et W.E. Sopper 1986. Heavy metals in Cottontail rabbits on mined lands treated with sewage sludge. J. Environ. Qual. 15(3): 278-281.

Environnement du Québec (1990). Incendie de pneus à Saint-Amable, Québec. Rapport préliminaire sur l'interprétation des résultats d'analyses physico-chimiques.

Frank, R., M. Van Hove Holdrinet et P. Suda 1979. Organochlorine and mercury residues in wild mammals in Southern Ontario, Canada 1973-1974. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22: 500-507.

Freda, J. 1991. The effects of aluminum and other metals on amphibians. Environ. Pollution 71 (2-4): 305-328.

Golub, M.S., B.Han, C.L. Keen et M.E. Gershwin 1992. Effects of dietary aluminum excess and manganese deficiency on neurobehavioral endpoints in adult mice. Toxicol. Appl. Pharmacol. 112: 154-160.

Halbrook, R.S. 1990. Muskrat populations in Virginia's Elizabeth River: Influence of environmental contaminants. Dissertation submitted to the Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Fisheries and Wildlife Sciences. Blacksburg, Virginia. 158pp.

Hunter, B.A., M.S. Johnson, D.J. Thompson 1987. Ecotoxicology of Cu and Cd in a contaminated grassland ecosystem. III. Small mammals. J. Applied Ecology 24: 601-614.

Ismail, A. et R.D Roberts 1992. Arsenic in small mammals. Environ. Technol. 13: 1091-1096.

Kennedy, S.W., A. Lorenzen, C.A. James et R.J. Norstrom 1992. Ethoxyresorufin-o-deethylase (EROD) and porphyria induction in chicken embryo hepatocyte cultures. A new bioassay of PCB, PCDD and related chemical contamination in wildlife. Chemosphere 25(1-2): 193-196.

Lehmann, E.L. 1975. Nonparametrics: Statistical methods based on ranks. Holden Day, Oakland.

Lucier, G.W., et O.S. McDaniel 1979. Developmental toxicology of the halogenated aromatics: effects on enzyme development. Dans Nicholson et Moore (eds.). Health effects of halogenated aromatic hydrocarbons. Annals of New-York Academy of Sciences vol.320: 449-457.

Mawhinney, J.R. 1990. L'incendie de pneus de Saint-Amable (Québec) 16 au 19 mai 1990. Conseil national de recherches Canada. Institut de recherche en construction. Rapport interne no 595 F. 13 pp.

Moisey, J. 1993. A combined polychlorinated dibenzo-p-dioxin/dibenzofuran and non-ortho substituted polychlorinated biphenyl clean-up method for wildlife tissue samples. Centre national de la toxicologie faunique, Service canadien de la faune, Hull, Québec. Document non-publié.

Morrison, H. et J.-L. Bourdages 1990. The Hagersville tire fire. Background paper no 232E. Bibliothèque du Parlement, Research Branch. 19 pp.

Niimi, A.J., et B.G. Oliver 1989. Distribution of polychlorinated biphenyls congeners and other halocarbons in whole fish and muscle among Lake Ontario Salmonids. Environ. Sci. Technol. 23(1): 83-88.

Phaneuf, D., J.-L. DesGranges, N. Plante et J. Rodrigue 1991. Contamination de la faune locale suite à l'incendie d'un entrepôt de BPC à Saint-Basile-le-Grand, Québec. Série de rapports techniques no 140. Service canadien de la faune, région du Québec. Environnement Canada. IX + 47 pp. + annexes.

Rose, G.A. et G.H. Parker 1983. Metal content of body tissues, diet items, and drug of ruffed grouse near the copper-nickel smelters at Sudbury, Ontario. Can. J. Zool. 61: 505-511.

Safe, S. 1992. Development, validation and limitations of toxic equivalency factors. Chemosphere 25 (1-2): 61-64.

Scanlon, P.F. 1979. Lead contamination of mammals and invertebrates near highways with different traffic volume. Dans Animals as monitors of environmental pollutants. National Academy of Sciences,



Washington. pp.200-208.

Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminum, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. *Environ. Pollution* 46: 263-295.

Schrenk, D., H.-P.Lipp, H. Brunner, T. Wiesmuller, H. Hagenmaier, J.W. Bock 1991. Induction of hepatic P450-dependent monooxygenase in feral mice from a PCDD/PCDF-contaminated area. *Chemosphere* 22 (11): 1011-1018.

Sparling, J. et S.Safe 1980. The effects of the degree of orthochloro substitution on the pharmacokinetics of 5 hexachlorobiphenyls in the rat. *Chemosphere* 9: 129-137.

Stofferahn, J.A. et V. Simon 1987. Emergency response to a large tire fire: reducing impacts to public health and the environment. Presented at Haztech international Conference, August 1987, St.Louis, MO.

U.S. Environmental Protection Agency 1984. Preliminary environmental assessment report. Rhinehart tire fire, Winchester, Virginia, february 1984.

Whitworth, M.R., G.W. Pendleton, D.J. Hoffman et M.B. Camardese 1991. Effects of dietary boron and arsenic on the behaviour of Mallard ducklings. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 911-916.

Wren, C.D 1986. Mammals as biological monitors of environmental metal levels. *Environ. Monitor. Assessment* 6: 127-144.

Yamashita, N., T. Shimada, S. Tanabe, H. Yamazaki et R. Tatsukawa 1992. Cytochrome P-450 forms and inducibility by PCB isomers in Black-headed Gulls and Black-tailed Gulls. *Marine Poll. Bull.* 24(6): 316-321.