

**Survol des impacts environnementaux potentiels
liés à la production de maïs à des fins énergétiques au Québec**

Martin Fecteau et Laurier Poissant



**Section sur les processus atmosphériques des toxiques
Service météorologique du Canada
Environnement Canada
Région du Québec**

Février 2001



Environnement Canada **Environment Canada**



Publié avec l'autorisation du ministère de l'Environnement

© Travaux publics et Services gouvernementaux, 2000

No de catalogue : En56-148/2000F

ISBN : 0-662-84346-0

**Survol des impacts environnementaux potentiels
liés à la production de maïs à des fins énergétiques au Québec**

Martin Fecteau et Laurier Poissant



**Section sur les processus atmosphériques des toxiques
Service météorologique du Canada
Environnement Canada
Région du Québec**

Février 2001



**Environnement
Canada** **Environment
Canada**



Table des matières

	Page
Liste des tableaux	ii
Liste des figures	iii
Introduction	1
Chapitre 1. Survol de la culture du maïs au Québec	3
1.1 Production, superficies, distribution spatiale et rendements	3
1.2 Le marché.....	11
Chapitre 2. Impacts environnementaux de la culture du maïs	15
2.1 Dégradation des sols	17
2.2 Pollution par les fertilisants	25
2.3 Pollution par les pesticides	31
2.4 Effets de l'agriculture sur la biodiversité.....	46
Chapitre 3. Évaluation de l'impact environnemental de la culture de maïs à des fins de production d'éthanol	55
3.1 Projet d'usine de production d'éthanol au Québec	55
3.2 Production d'éthanol à partir du maïs.....	56
3.3 Effets attendus sur la production de maïs au Québec.....	60
3.4 Impacts environnementaux potentiels.....	61
3.5 Mesures de mitigation.....	62
3.6 Intérêts et enjeux	66
3.7 Voies d'avenir	67
Conclusion	69
Références	71

Liste des tableaux

	Page
Tableau I : Production mondiale de maïs en 1996-1997.....	4
Tableau II : Superficies des cultures au Québec pour l'année 1995	5
Tableau III : Répartition des producteurs de maïs au Québec	6
Tableau IV : Les régions agricoles du Québec	6
Tableau V : Rendement de la production de maïs-grain (en tonnes métriques par hectare).....	9
Tableau VI : Production de maïs-grain au Québec	11
Tableau VII : Utilisation du maïs-grain du Québec 1994-1995	11
Tableau VIII : Bilan du marché du maïs au Québec	13
Tableau IX : Grille d'identification des impacts environnementaux de la culture du maïs	16
Tableau X : Rôle des métaux lourds dans les fonctions des organismes végétaux et animaux	23
Tableau XI : Concentration de métaux lourds dans les amendements du sol (ppm, poids sec)	24
Tableau XII : Grilles de référence en fertilisation pour le maïs.....	25
Tableau XIII : Pertes d'azote inorganiques et de phosphore total pour la culture du maïs dans la région de Montréal.....	27
Tableau XIV : Exemples de pesticides recommandés pour la culture du maïs au Québec.....	32
Tableau XV : Application des principaux pesticides sur les cultures de maïs aux États-Unis pour l'année 1996.....	33
Tableau XVI : Demi-vie (heures) dans certains compartiments de l'environnement des principaux pesticides utilisés dans la culture du maïs au Québec	36
Tableau XVII : Solubilité dans l'eau des principaux pesticides utilisés dans la culture du maïs au Québec	38
Tableau XVIII : Sommaire des campagnes de mesure de pesticides dans les cours d'eau des régions de culture intensive de maïs. Les pesticides présentés sont ceux utilisés pour la culture du maïs-grain.....	41
Tableau XIX : Classement des valeurs GUS	42
Tableau XX : Potentiel de lessivage des pesticides selon l'indice GUS	42
Tableau XXI : Toxicité des pesticides sur les organismes non visés.....	49
Tableau XXII : Toxicité aiguë chez plusieurs espèces d'oiseaux	51
Tableau XXIII : Concentration létale médiane chez plusieurs espèces de poissons, valeur du CL ₅₀ pour 96 heures en ppb	52
Tableau XXIV : Relation entre diverses techniques de protection et les principales formes de dégradation des sols	63

Liste des figures

	Page
Figure 1 : Évolution des superficies cultivées de maïs-grain au Québec de 1984 à 1997	5
Figure 2 : Les régions agricoles du Québec	7
Figure 3 : Répartition des superficies en culture de maïs au Québec	8
Figure 4 : Unité thermique pour le maïs au Québec	10
Figure 5 : Évolution du prix du maïs vendu par les centres régionaux au Québec de 1970 à 1997, moyenne annuelle	13
Figure 6 : Relations entre les pratiques culturales et les problèmes de dégradation des sols	18
Figure 7 : Envergure des problèmes de dégradation des sols agricoles au Québec	24
Figure 8 : Cheminement de l'azote provenant des fertilisants	26
Figure 9 : Sources de contamination des eaux souterraines et des puits par les nitrates.....	28
Figure 10 : Principaux mécanismes de transfert des pesticides dans l'environnement	34
Figure 11 : Usine de production d'éthanol de Chatham	56
Figure 12 : Production d'éthanol à partir de maïs.....	59

Introduction

Depuis le début de la dernière décennie, on mesure un envoûtement croissant à travers le monde pour l'utilisation de la biomasse comme source d'énergie. Deux forces majeures, le développement technologique (e.g., technique de gazéification) et le réchauffement climatique, font l'attrait économique et environnemental de l'utilisation de la biomasse dans la production énergétique. Également, certains pays industrialisés (Union Européenne et États-Unis) cherchent à trouver de nouveaux marchés non alimentaires pour supporter la surproduction agricole.

L'activité agricole à des fins énergétiques (énergie verte) est généralisée dans certains pays, notamment au Brésil par la culture de la canne à sucre. Depuis quelques années, des cultures de céréales et de maïs servent aux États-Unis et au Canada à la production d'éthanol. Également, des cultures de matières lignocellulosiques (arbres) pourraient devenir économiquement viables, en raison de leur période de croissance soutenue, dans le bilan énergétique vert (Faaij, 1997).

Au Québec, l'énergie verte devient également intéressante pour répondre aux prérogatives environnementales et économiques liées aux problèmes du réchauffement global et à la pollution urbaine (e.g., Accord de Kyoto) en plus d'assurer un marché domestique stable pour le maïs-grain tout en acquérant une certaine indépendance énergétique.

Une des principales causes de pollution atmosphérique imputables aux hydrocarbures provient de l'utilisation des produits pétroliers dans le secteur des transports. Les produits pétroliers représentaient en 1994 au Québec 99,7 % de l'énergie utilisée pour transporter les personnes et les biens; le secteur des transports explique à lui seul près de 51 % des émissions totales de bioxyde de carbone. Ainsi, afin d'assainir l'atmosphère et contrer les sources d'émissions polluantes, des alternatives sont recherchées. Depuis de nombreuses années, des efforts importants ont été consentis, au Québec comme dans le reste du monde, afin de trouver des substituts aux produits pétroliers. Le Québec est particulièrement engagé dans les recherches concernant l'utilisation de l'électricité, l'exploitation des possibilités de l'hydrogène, ainsi que la production d'alcools carburants - éthanol et méthanol - à partir de la biomasse ou des déchets urbains.

Selon le *Canadian Renewable Fuels Association* (CRFA), l'utilisation d'une essence composée à 10 % d'éthanol comporterait les avantages environnementaux suivants:

- réduction nette de 6 % à 10 % du bioxyde de carbone (CO₂) émis vers l'atmosphère en considérant le recyclage du CO₂ lors de la croissance des végétaux;
- réduction de 30 % des émissions de monoxyde de carbone (CO);
- réduction des précurseurs de l'ozone troposphérique (causant le smog urbain);
- augmentation de l'indice d'octane de l'essence, réduisant les additifs toxiques utilisés actuellement (e.g., aromatiques);
- énergie produite à partir de sources entièrement renouvelables (produits des végétaux tels que le grain, le bois et la canne à sucre dans les pays tropicaux).

Les effets néfastes possibles d'une essence composée d'éthanol sur l'environnement sont rarement discutés. Cependant, de nouvelles études indiquent qu'une augmentation des concentrations d'éthanol dans l'environnement pourrait augmenter la co-solubilité de certains composés organiques dans l'eau (e.g., benzène). Cette co-solubilité pourrait ainsi augmenter les transferts de ces polluants vers les milieux aquatiques.

Toujours selon le CRFA, la production d'éthanol à partir de grains de maïs créerait plusieurs avantages économiques :

- création d'un marché pour le grain, assurant une stabilité et sécurité financière pour les agriculteurs;
- production de suppléments protéiques destinés au bétail à partir de sous-produits de la fermentation de l'éthanol;
- création d'emplois (culture, transport, transformation);
- indépendance énergétique.

Le principal désavantage est que l'éthanol-carburant produit à partir de maïs-grain interfère avec la production agricole et peut entraîner d'autres difficultés sur le plan environnemental. Cependant, la production d'éthanol présente des avantages importants sur le plan environnemental lorsqu'elle permet de valoriser, dans certaines conditions, des résidus forestiers, agricoles ou urbains. Toutefois, pour ce qui est de la conversion biologique, les procédés de production d'éthanol à partir de biomasses résiduelles ne sont pas encore techniquement et commercialement éprouvés.

L'agriculture cause de nombreux impacts à l'environnement, particulièrement les monocultures comme le maïs (Matson *et al.*, 1997).

Les impacts environnementaux de l'éthanol carburant sont habituellement examinés en fonction des émissions automobiles comparativement aux autres carburants. L'impact de la production de maïs pour approvisionner les usines d'éthanol est plus rarement abordé. On parle encore moins des répercussions de la production du maïs sur des cultures à valeurs économiques moindres mais à hautes valeurs nutritionnelles (humaines et animales) ou bien des pressions économiques d'une monoculture axée sur le maïs sur le coût des terres et des emprises (hectares) nécessaires pour la production.

Le présent rapport se divise en trois principaux chapitres qui traiteront respectivement de la culture du maïs en général au Québec, de ses impacts sur l'environnement et de l'évaluation de l'impact environnemental de la culture du maïs à des fins de production d'éthanol. Les aspects économiques exhaustifs ne feront pas l'objet de cette étude.

Chapitre 1. Survol de la culture du maïs au Québec

Depuis le début de la colonisation, l'agriculture est un élément important pour l'économie et l'approvisionnement des habitants du Québec. L'agriculture servait en quelque sorte de grenier alimentaire des pays d'Europe. Lors de la deuxième partie du XIX^e siècle, les exportations vers les pays étrangers diminuèrent peu à peu et l'agriculture parvenait tout juste à nourrir les paysans. À cette époque, l'agriculture était mixte. Au début des années 1950, les agriculteurs sont entrés dans l'ère industrielle et l'économie marchande. Entre 1951 et 1985, la production globale s'est accrue de 124 % et les monocultures commencèrent à s'installer. Au cours des dernières années, la production de maïs-grain s'est beaucoup développée pour éventuellement devenir la principale monoculture en rang produite au Québec.

Pour bien comprendre l'importance que prend la culture du maïs au Québec, nous allons regarder la production et le marché qu'occupe aujourd'hui le maïs au Québec. Un bref examen de la production et du marché du maïs au Québec permet d'évaluer l'importance de cette culture.

1.1 Production, superficies, distribution spatiale et rendements

a) Production

La production mondiale de maïs en 1996-1997 était de 592 047 000 tonnes métriques (tableau I). L'évolution de la production de grains de maïs au Québec est passée entre 1986 et 1997 de 1 100 000 tonnes métriques à près 2 300 000 tonnes métriques. Au Canada, la production a atteint 7 271 000 tonnes en 1995-1996 (FPCCQ, 1997b).

La production de maïs au Québec a connu une forte hausse au cours des dix dernières années par rapport aux autres grains fourragés en raison des variétés précoces et des prix relativement fermes (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1998).

Tableau I : Production mondiale de maïs en 1996-1997

Pays	Production (en milliers de tonnes métriques)
1 - États-Unis ^a	236 064
2 - Chine	127 470
3 - Brésil	35 800
4 - Union Européenne	34 803
5 - Mexique	19 500
6 - Argentine	15 500
7 - Inde	10 100
8 - Roumanie	9 610
9 - Afrique du Sud	9 012
10- Yougoslavie	7 600
11- Canada (Québec inclus) ^b	7 380
12- Autres pays	<u>79 208</u>
Production totale	<u>592 047</u>

a) principaux États producteurs : Iowa, Illinois, Nebraska

b) production du Québec : 2 100 000 tonnes métriques

Source : USDA (1998)

b) *Superficies cultivées*

Au Québec, la culture du maïs occupe le troisième rang en terme de superficie après les cultures fourragères et les pâturages. Parmi les différentes productions céréalières, c'est la culture du maïs, notamment du maïs-grain, qui a connu la plus forte croissance, avec une augmentation de 400 % des superficies cultivées entre 1971 et 1991. En 1992, elle couvre plus de 350 000 hectares (Giroux *et al.*, 1997) (figure 1).

L'explication de cette croissance est en partie économique. Dans le groupe des principales plantes industrielles (maïs, céréales à paille, soya, plantes fourragères), la culture du maïs est la plus rentable. En tenant compte des revenus stabilisés, le maïs dégage les meilleures marges de profit (MAPAQ, 1993).

Le maïs-grain et le maïs fourrager, qui servent tous deux à l'alimentation animale, représentent les superficies les plus importantes. La superficie cultivée de maïs-grain était d'environ 280 000 ha en 1995 et celle de maïs fourrager de 26 000 ha. Le maïs sucré, frais ou destiné à la conserverie, représente environ 10 630 ha (tableau II).

Tableau II : Superficies des cultures au Québec pour l'année 1995

Culture	Superficie (ha)	
Grandes cultures	Foin cultivé	870 000
	Maïs-grain	280 000
	Maïs fourrager	26 000
	Autres ¹	394 900
Cultures maraîchères	Maïs	10 630
	Autres ²	15 775
Cultures fruitières ³	11 890	

¹ orge, avoine, soya, blé, céréales mélangées, sarrasin, seigle, pommes de terre, haricots de couleur et haricots secs blancs; ² principalement pois, carottes, haricots, laitue, oignons; ³ pommes, fraises, framboises, bleuets.

Source : Grégoire (1997)

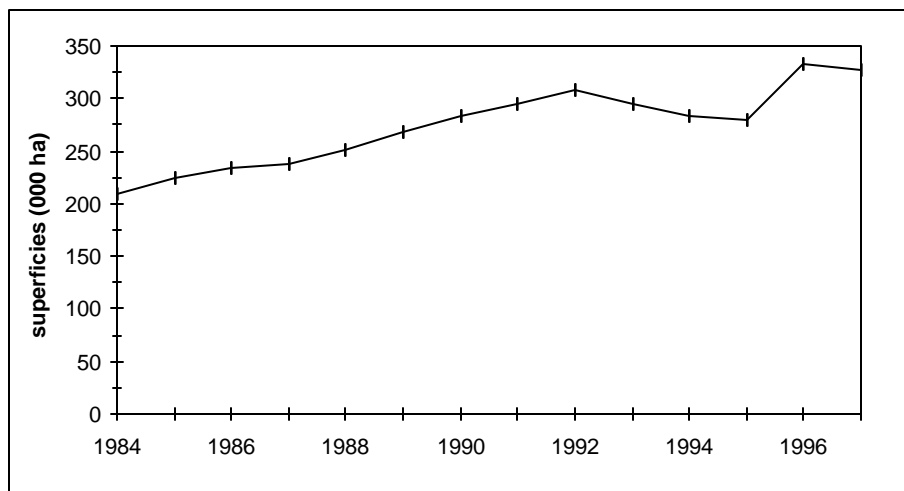


Figure 1 : Évolution des superficies cultivées de maïs-grain au Québec de 1984 à 1997

Source : FPCCQ (1997b)

c) *Distribution spatiale*

La culture du maïs au Québec se concentre principalement dans les régions agricoles de Saint-Hyacinthe, de Saint-Jean-sur-Richelieu et de Nicolet (figure 2 et tableau III). 86 % du maïs produit provient des régions Sud-Ouest (no 7, 33 %), nord de Montréal (no 10 - 9,6 %), Richelieu, Saint-Hyacinthe (no 6 - 31 %) et Bois-Francs (no 4 - 13 %). Dans les régions 6 et 7, les 2/3 des cultures sont du maïs (MAPAQ, 1993, données de 1992) (figure 3 et tableau IV).

Tableau III : Répartition des producteurs de maïs au Québec

Région agricole	Producteurs
Saint-Hyacinthe	1 654
Saint-Jean-sur-Richelieu	1 105
Nicolet	451
Lanaudière	240
Mauricie	112
Laurentides	110
<u>Autres régions</u>	<u>28</u>
Total	3 700

Source : FPCCQ (1998c)

Tableau IV : Les régions agricoles du Québec

Numéro	Nom de la région
1	Bas-Saint-Laurent
2,9	Saguenay-Lac-Saint-Jean, Côte-Nord
3	Québec
4	Mauricie
5	Estrie
6,13,14	Montréal, Laval, Lanaudière
7	Outaouais
8,10	Abitibi-Témiscamingue, Nord-du-Québec
11	Gaspésie, Îles-de-la-Madeleine
12	Chaudière-Appalaches
15	Laurentides
16est	Montérégie -- secteur est
16ouest	Montérégie -- secteur ouest
17	Centre-du-Québec

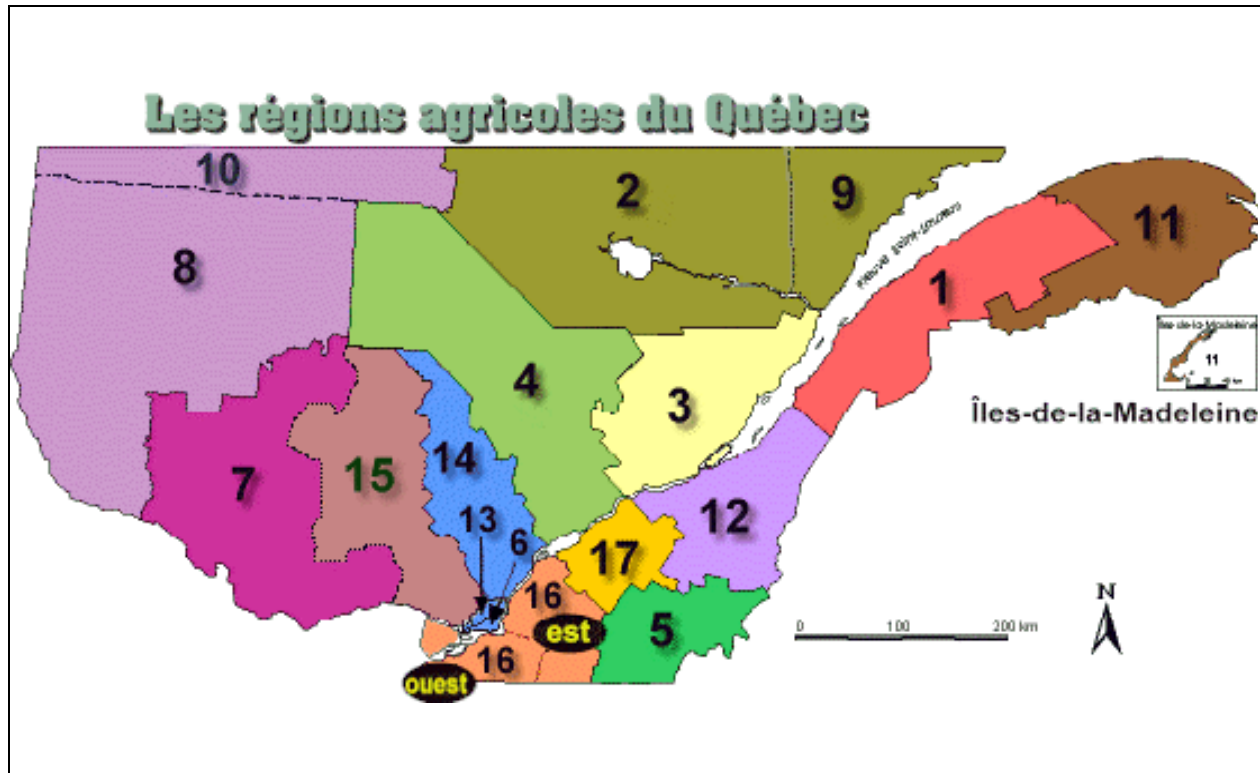


Figure 2 : Les régions agricoles du Québec

Source : Ministère de l'agriculture des pêcheries et de l'alimentation, site internet

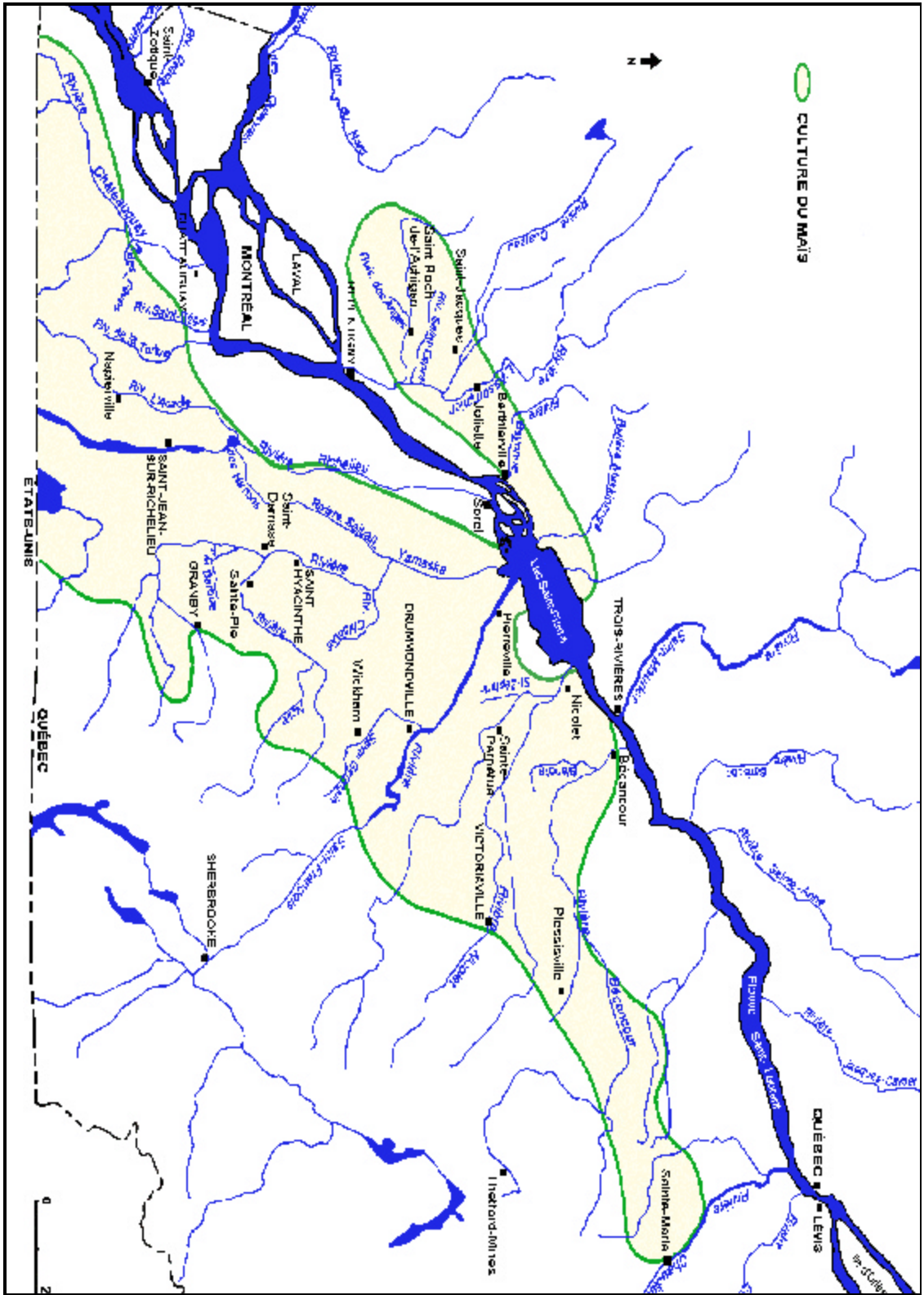


Figure 3 : Répartition des superficies en culture de maïs au Québec

Source : Giroux et al (1997)

d) *Rendements*

Le rendement en maïs-grain au Québec ressemble au rendement global du Canada (tableau V). Ce rendement est principalement déterminé par les zones d'unité thermique des aires de culture (figure 4) et des différents hybrides cultivés. Afin d'améliorer ce rendement, les cultivateurs doivent utiliser les hybrides qui optimiseront ce rendement. Une liste des différents hybrides les mieux adaptés aux régions et les plus producteurs est publiée à la suite d'essais sur le terrain (CPVQ, 1998).

Tableau V : Rendement de la production de maïs-grain (en tonnes métriques par hectare)

Année	Québec	Canada
1995-1996	6,6 tm/ha	7,25 tm/ha
1996-1997	7,0 tm/ha	6,92 tm/ha
1997-1998	6,7 tm/ha	

Source : FPCCQ, 1997a,b, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1998, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, site web 1998

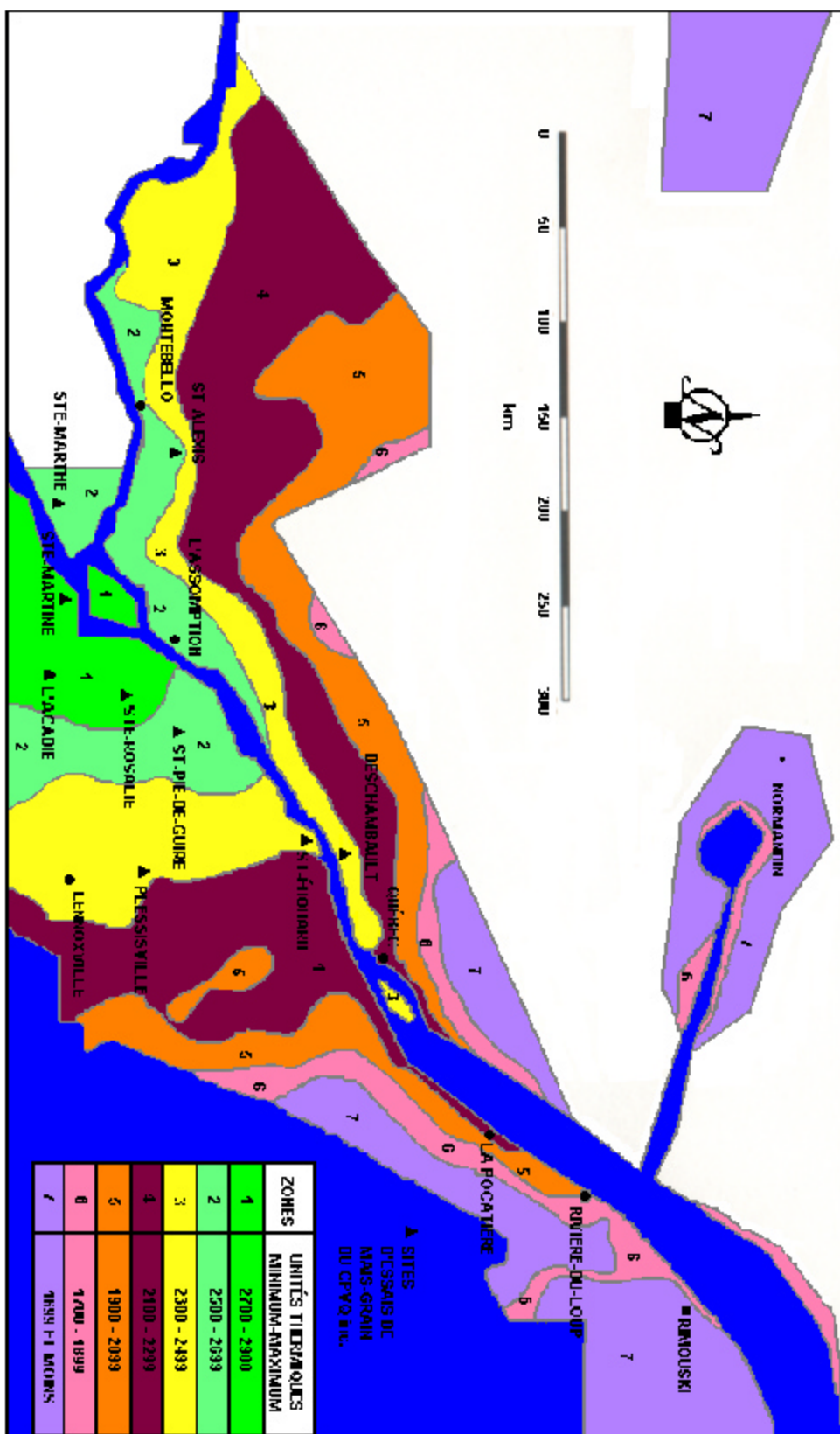


Figure 4 : Unité thermique pour le maïs au Québec

Source : adapté CPEQ (1998)

1.2 Le marché

a) Utilisations actuelles du maïs

Le maïs-grain, utilisé pour la transformation industrielle et l'alimentation animale, est la céréale la plus productive par hectare. Malgré une production d'environ 2 millions de tonnes de maïs, le Québec avait une autosuffisance de 84 % en 1994-1995 (CPVQ, 1995) (tableau VI). En 1996, l'utilisation intérieure (au Québec) du maïs-grain se situe à environ 2,1 millions de tonnes. Avec une production de 2,3 millions de tonnes et des pertes de rendement aux champs et aux séchoirs d'environ 8 %, la disponibilité serait de 2 millions de tonnes de maïs-grain, ce qui signifie que la demande égale l'offre (FPCCQ, 1998a).

Même si le Québec atteint presque son degré d'autosuffisance, certaines régions ont des surplus qui leur permettent de faire des exportations du maïs-grain. À l'exception de ces régions, l'application industrielle et alimentaire de la majeure partie de la production du maïs-grain est limitée au Québec. Annuellement, 30-35 % de la production de chaque cultivateur reste à la ferme afin d'être directement réutilisée pour la nourriture de leurs propres animaux ou pour l'ensemencement des prochaines récoltes (FPCCQ, 1998a).

Tableau VI : Production de maïs-grain au Québec

	1994-1995	1995-1996	1996-1997
Production totale au Québec	2 000 000 t	2 020 000 t	2 300 000 t
Production commercialisée	1 302 000 t (65 %)	1 424 000 t (70 %)	1 519 000 t (66 %)

La majorité du maïs-grain commercialisé est destinée à l'industrie des meuneries et à la fabrication d'aliments de ferme. L'industrie des dérivés du maïs et de l'amidon est qualifiée de marginale, voire absente (CPVQ, 1995) (tableau VII).

Tableau VII : Utilisation du maïs-grain du Québec 1994-1995

Utilisation	1 000 tonnes	%
Alimentation animale	2 327	97,6
Industrie	50,5	2,1
Semences	6,3	0,3

b) *Cours des prix*

Le prix du maïs est fixé selon les cours en vigueur sur le marché mondial. Les prix sont fixés au *Chicago Board of Trade*. Le centre national de vente aux États-Unis est à Toledo (Ohio), alors qu'au Canada, il se trouve à Chatham (Ontario). Au Québec, on retrouve deux centres régionaux de vente, soit Saint-Hyacinthe et Saint-Jean-sur-Richelieu.

En général, le prix du maïs au Québec est égal au prix du maïs à Chatham, plus ou moins une prime (ou une déduction) selon l'offre et la demande locales. Si le Québec dispose d'une quantité excédentaire, le prix local du maïs sera révisé à la baisse par rapport au prix de Chatham. Depuis quelques années, on observe cette tendance dans les environs de Montréal.

Le prix du maïs à Chatham est égal au prix du maïs à la Bourse de Chicago, qui constitue une base de référence intégrant le taux de change du dollar américain, les coûts de transport, les prélèvements, les droits et les considérations en matière de qualité. La base de référence sera positive si les disponibilités canadiennes sont faibles et la demande locale est forte. Le prix du maïs à Chatham reflétera alors la vigueur de la demande d'importation; par conséquent, le prix de Chatham sera égal au prix américain (exprimé en dollars canadiens) plus le coût du transport du maïs depuis les États-Unis jusqu'à Chatham. Par contre, si les disponibilités en Ontario sont plus importantes que la demande locale, le prix du maïs à Chatham reflétera la vigueur des exportations et sera égal au prix américain moins le coût du transport depuis Chatham jusqu'aux marchés d'exportation aux États-Unis. La base de référence sera alors négative (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1998).

Le Québec est un importateur de maïs en 1995-1996 et en 1996-1997. Le Québec se retrouve comme importateur net, car la demande et la production ne concordent pas forcément. Les stocks de report sont généralement faibles (5 % de la production) et ne pourraient combler des insuffisances de la production (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1998). Le tableau VIII dresse le bilan du maïs au Québec.

c) *Revenu stabilisé*

En 1995, les gouvernements ont mis sur pied un programme d'assurance stabilisation qui a pour but d'assurer un revenu net positif aux agriculteurs. Ce programme consiste à verser aux producteurs une compensation quand le prix moyen annuel du marché du maïs descend sous un certain seuil. Entre 1985 et 1995, près de 550 millions de dollars ont été versés aux agriculteurs afin de rendre le secteur céréalier québécois plus apte à compétitionner. Selon FPCCQ (1997a), le prix moyen au producteur en 1995-1996 se situait à 181,40 \$ la tonne métrique (figure 5).

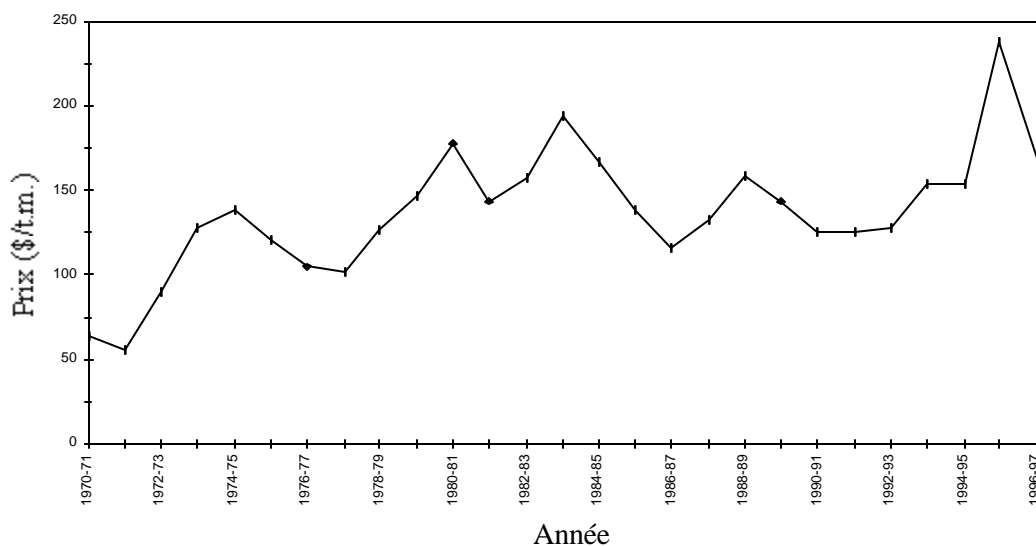


Figure 5 : Évolution du prix du maïs vendu par les centres régionaux au Québec de 1970 à 1997 (moyenne annuelle)

Source : FPCCQ (1998c)

Tableau VIII : Bilan du marché du maïs au Québec

	1996-1997	1997-1998
	(milliers de tonnes)	
Stocks de report	71,2	125,2
Production	2 299,6	2 180,8
Importations : É.-U.	147,0	135,0
Ontario	35,0	25,0
Disponibilités totales	2 552,8	2 466,0
Utilisation industrielle	40,0	40,0
Utilisation fourragère	2 110,0	2 110,0
Exportations : É.-U.	138,0	115,0
Outre-mer	25,0	5,0
Autres utilisations	115,0	110,0
Utilisation totale	2 428,0	2 380,0
Stock de fin de campagne	124,8	86,0
Prix moyen au producteur	161 \$/tm	165-175 \$/tm
Superficie enssemencée	331 800 ha	330 000 ha
Superficie récoltée	331 800 ha	330 000 ha
Rendement (tm/ha)	7,0	6,7

Source : Agriculture et Agro-alimentaire Canada (1998)

Chapitre 2. Impacts environnementaux de la culture du maïs

Les activités agricoles peuvent influencer directement sur les eaux de surface et les eaux souterraines. Les eaux de surface peuvent être contaminées par les sédiments, les éléments nutritifs, les pesticides et les bactéries transportés par les eaux de ruissellement agricoles. De même, les eaux souterraines peuvent être contaminées lorsque les eaux de pluie, d'irrigation et de fonte des neiges percolent ou lessivent le sol en transportant avec elles plus d'éléments nutritifs et de pesticides que ne peuvent retenir les matériaux du sol.

Le maïs est cultivé en rangées larges, ce qui laisse peu de couvertures au sol. Le maïs enlève les éléments nutritifs du sol, de sorte qu'il faut avoir recours à de fortes doses d'engrais. De plus, certaines pratiques de culture du maïs (monoculture, travail du sol classique) causent des taux élevés d'érosion hydrique sur les sols limoneux et en terrains onduleux. Lorsque les cultures commerciales ont commencé à se répandre dans les années 1950, le maïs a été cultivé sur la même parcelle, année après année, ou parfois en rotation avec le soja. Les champs nus qui sont travaillés à l'état humide avec des engins agricoles lourds, au début du printemps et à la fin de l'automne, sont également vulnérables au compactage et à la détérioration de la structure du sol. Les sols argileux ou limoneux affectés à la monoculture du maïs sont particulièrement à risque (Topp *et al.*, 1995).

Ce type d'agriculture intensive peut épuiser les ressources naturelles desquelles toute l'agriculture dépend et avoir des effets sur les écosystèmes environnants. La contamination des eaux superficielles et souterraines et la possibilité (peut-être irréversible) de l'épuisement du sol constituent les principales menaces. Là où elle se pratique, la monoculture du maïs peut être particulièrement dommageable (érosion et compactage du sol, charges de pesticides et d'engrais dans l'environnement).

Le tableau IX établit la grille d'identification des impacts environnementaux potentiels de la culture du maïs. Ainsi, les activités liées à la fertilisation du sol, à l'utilisation des pesticides, au travail du sol et à l'occupation du territoire peuvent générer des impacts sur l'air, l'eau, les sols, la biodiversité et la santé humaine.

Dans la première partie de ce chapitre, on discutera des différents types de dégradation des sols. Par la suite, les conséquences de l'utilisation des fertilisants chimiques et organiques et des divers pesticides utilisés dans la culture du maïs-grain seront examinés.

Tableau IX : Grille d'identification des impacts environnementaux de la culture du maïs

Activités	Éléments de l'environnement						
	Qualité de l'air	Qualité des eaux de surface	Qualité des eaux souterraines	Qualité du sol	Biodiversité	Santé humaine	
Fertilisation du sol	X	X	X	X	X	X	
Utilisation de pesticides	X	X	X	X	X	X	X
Travail du sol		X			X	X	
Occupation du territoire						X	

2.1 Dégradation des sols

Selon Acton et Gregorich (1995), la dégradation des sols représente la menace la plus importante pour l'industrie agricole à long terme. L'évolution des pratiques agricoles, à partir des années 1970, vers une agriculture industrielle s'est traduite par une augmentation de la fréquence du travail du sol, avec de la machinerie de plus en plus lourde et l'utilisation accrue de fertilisants. Ces changements de méthodes de gestion et d'aménagement des terres ont eu pour effet de diminuer la qualité des sols, et donc leur capacité à soutenir la croissance de cultures sans se dégrader ou nuire à l'environnement.

Une étude réalisée par le Service des sols du MAPAQ (Tabi *et al.*, 1990) souligne que la dégradation des sols agricoles au Québec est intimement liée à l'exploitation de monocultures en rang, en particulier celle du maïs. Les principaux problèmes rencontrés sont la modification de la structure du sol, la surfertilisation, la perte de matières organiques, l'acidification, l'érosion et la pollution par les métaux lourds (figure 6).

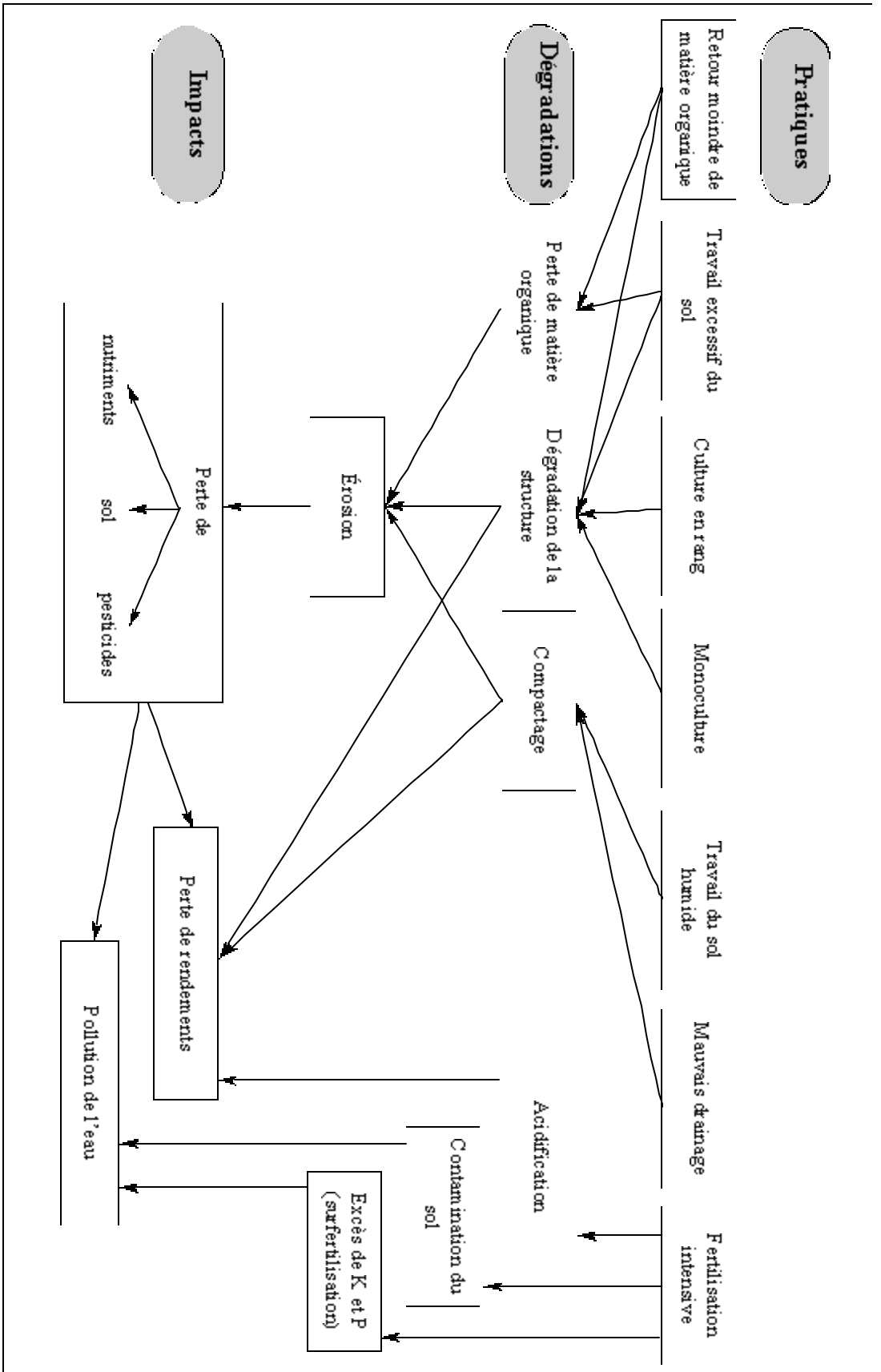


Figure 6 : Relations entre les pratiques culturales et les problèmes de dégradation des sols

Source : Adapté de Chevalier (1993)

a) *Modification de la structure du sol*

La structure du sol influence de nombreux processus dont plusieurs sont déterminants pour la croissance et le rendement des cultures :

- stockage de l'eau et des éléments nutritifs et leur assimilation par les végétaux;
- mouvement de l'eau et des éléments nutritifs dans le profil du sol durant l'infiltration, le drainage et le lessivage;
- aération pour les racines et les micro-organismes du sol;
- résistance du sol à l'érosion éolienne et hydrique;
- résistance du sol au compactage et à l'encroûtement.

Certaines pratiques agricoles telles que le travail intensif du sol, les cultures en rang et les rotations insuffisantes contribuent à la dégradation structurale des sols. Les formes les plus courantes de dégradation sont l'affaiblissement des agrégats et le compactage du sol qui menacent particulièrement les sols humides et à texture fine, comme les sols argileux et les loams ainsi que les sols pauvres en matières organiques (Topp *et al.*, 1995).

La détérioration de la structure du sol, jugée par l'instabilité et l'effondrement des agrégats, est la forme de dégradation qui affecte le plus de surface agricole au Québec, soit près de 90 % des superficies cultivées. Elle est plus fréquente sous la monoculture de maïs, surtout lorsqu'on le cultive année après année, sur des sols argileux et mal drainés. Cette dégradation semble liée à la fréquence du travail du sol et à la perte de matières organiques (Tabi *et al.*, 1990).

Le passage répété de la machinerie agricole dans les grandes monocultures intensives, comme celle du maïs, favorise également le compactage du sol. Ces cultures requièrent une longue saison de croissance et sont semées tôt au printemps et récoltées tard à l'automne. Le sol étant souvent très humide pendant ces périodes, il est plus vulnérable à la pression exercée par les machines qui compressent les particules du sol et font augmenter sa densité (Topp *et al.*, 1995). Les conséquences du compactage des sols sont nombreuses (Chevalier, 1993) : réduction de l'aération du sol, augmentation du ruissellement et de l'érosion, réduction des rendements, etc... Selon Tabi *et al.* (1990), ce phénomène de dégradation touche plus de 20 % des sols en monoculture au Québec et serait celui qui entraîne le plus grand impact économique pour les agriculteurs (estimé entre 30 et 100 millions de dollars en 1986) (Dumanski *et al.*, 1986, cité dans Environnement Canada, 1991).

b) *Surfertilisation*

La culture de maïs nécessite de grandes quantités de fertilisants, organiques et inorganiques, pour combler les besoins des plants. Si les quantités appliquées excèdent les besoins des plants, le sol peut devenir *surfertilisé* et les fertilisants peuvent contaminer les eaux souterraines et de surface (voir section 2.2). Selon l'étude menée par Tabi *et al.* (1990), plus de 60 % des sols cultivés en monoculture seraient surfertilisés en phosphore ou en potassium. Celle-ci est caractérisée par des teneurs excédant 500 kg/ha de P ou de K sous formes échangeables ou assimilables dans l'une des deux premières couches du sol, ou à un enrichissement significatif de ces éléments dans la troisième couche du sol.

c) Perte de matières organiques

La matière organique du sol est composée de résidus végétaux et animaux en décomposition, de micro-organismes du sol ainsi que des substances qu'ils produisent. Une fois bien décomposée, la matière organique forme l'humus. Elle est une composante essentielle du sol pour plusieurs raisons (Gregorich *et al.*, 1995):

- elle agglomère les particules du sol et stabilise ce dernier, qui devient moins sensible à l'érosion;
- elle favorise la croissance des végétaux en permettant au sol de mieux stocker et acheminer l'air et l'eau;
- elle emmagasine et libère bon nombre des éléments nutritifs nécessaires à la croissance des végétaux et des organismes du sol;
- elle empêche le compactage du sol, le rendant ainsi plus facile à travailler;
- elle atténue les effets environnementaux négatifs des pesticides, métaux lourds et de nombreux autres polluants.

La diminution de la matière organique affecte plus de 50 % des sols au Québec, mais elle est davantage marquée dans les monocultures de maïs et de pomme de terre (Tabi *et al.*, 1990). Cette perte est en grande partie attribuable à l'érosion de la couche arable, mais également aux pratiques agricoles qui ajoutent peu de matières organiques au sol ou qui accélèrent les vitesses de décomposition des matières organiques (comme la mise en jachère et le travail excessif du sol). Comme les matières organiques sont riches en éléments nutritifs (e.g., azote, phosphore) leurs pertes réduisent la fertilité du sol et son potentiel de culture. Le sol devient également moins apte à absorber l'eau, à l'emmagasiner et à la libérer pour la croissance des végétaux et s'expose ainsi à d'autres problèmes de dégradation (structure, compactage, érosion) (Gregorich *et al.*, 1995; Gosselin et Asselin, 1986)

d) Acidification

L'acidification des sols peut se produire de façon naturelle lorsque les éléments solubles, tels le calcium et le magnésium, sont lessivés par les précipitations et remplacés, notamment, par des ions hydrogènes. Toutefois, cette acidification peut être amplifiée par des phénomènes d'origine anthropique, comme les pluies acides et plus particulièrement l'épandage intensif d'engrais contenant de l'azote ammoniacal et du soufre. Ce problème se rencontre davantage dans les cultures qui requièrent de grandes quantités d'engrais, comme le maïs et les céréales (Chevalier, 1993).

L'acidification par les engrais se produit lors du processus de nitrification qui transforme chaque molécule d'ammoniaque en un ion hydrogène et un ion nitrate. Quant au soufre, présent dans certains engrais, peut notamment mener à la formation d'acide sulfurique. L'acidification touche plus de 50 % des sols en monoculture au Québec mais, selon Tabi *et al.*, (1990), les niveaux atteints ne seraient pas inquiétants. D'ailleurs, les agriculteurs peuvent mitiger l'acidification des sols par le chaulage.

Les effets des sols acidifiés sur l'environnement sont nombreux et parfois préoccupants (Chevalier, 1993; Environnement Canada, 1991) :

- diminution des rendements;
- variation dans la composition des plantes;
- augmentation de la solubilité de certains éléments traces, tels le fer et l'aluminium ainsi que des résidus de pesticides présents dans le sol, qui peuvent contaminer les cours d'eau après lessivage;
- ralentissement de la décomposition de la matière organique;
- diminution de l'efficacité de certains herbicides;
- déstructuration du sol (cas extrêmes)

e) Érosion

L'érosion est un processus naturel qui agit généralement sur de longues périodes, mais les activités agricoles peuvent l'accélérer grandement. Sous certaines conditions, le vent et l'eau emportent et dispersent la couche arable du sol, entraînant une perte de matières organiques et une dégradation structurale du sol. L'érosion éolienne se produit surtout sous l'action de vents forts en périodes sèches, lorsque les sols ont peu ou pas de couverture végétale. Dans le cas de l'érosion hydrique, les eaux de la pluie et du ruissellement détachent et entraînent les particules de sol à la surface (Chevalier, 1993). Ces deux types d'érosion (éolienne, hydrique) affectent respectivement 6 % et 10 % des sols en monoculture au Québec (Tabi *et al.*, 1990). Painchaud (1997) a d'ailleurs noté une hausse de la turbidité des eaux de la rivière Yamaska au cours des quinze dernières années, probablement signe d'une érosion des sols causée par l'intensification des cultures à grandes interlignes comme le maïs.

Dans une évaluation du potentiel d'érosion naturelle des sols, Wall *et al.* (1995) évaluent que 47 % des terres cultivées au Québec seraient exposées à des risques « élevés à aigus » d'érosion hydrique, comparativement à 20 % pour l'ensemble du Canada. Cette évaluation surestime toutefois les risques réels d'érosion puisqu'elle fait l'hypothèse que les sols sont nus et découverts, sans considérer la couverture végétale ni les pratiques de conservation.

La disparition partielle ou totale de la couche arable du sol réduit son potentiel agricole. En effet, la réduction de la fertilité du sol et de sa capacité d'accepter et d'emmagasiner l'eau et l'air causent une diminution des rendements qui, selon Wall *et al.* (1995), pourrait atteindre jusqu'à 50 à 100 % pour les sols gravement érodés. Par ailleurs, une des conséquences environnementales les plus importantes de l'érosion hydrique est la pollution des milieux aquatiques par les particules en suspension, les fertilisants et les pesticides. L'apport de particules en suspension altère la qualité des eaux de surface en augmentant la turbidité de l'eau et la sédimentation des lacs et cours d'eau. Ces changements de conditions entraînent plusieurs conséquences sur la vie aquatique de ces milieux :

- réduction de la productivité primaire et modification des communautés phytoplanctoniques causées par la pénétration moins profonde de la lumière;
- troubles physiologiques chez les invertébrés benthiques;
- détérioration du fonctionnement des branchies des poissons et diminution de leur résistance aux infections ;
- destruction ou enfouissement des sites de fraie, entraînant l'asphyxie des œufs et alevins;
- changement de la composition des communautés de poissons; à titre d'exemples, on peut mentionner la diminution des espèces préférant les eaux claires et les fonds rocaillieux, tels les salmonidés, et une augmentation des catostomidés, comme les barbottes et les meuniers (Bernard, 1984, cité dans Chevalier, 1993; Switzer-Howse et Coote, 1984, cité dans Environnement Canada, 1991).

Par ailleurs, une eau riche en particules en suspension diminue son attrait pour les activités récréatives et requiert davantage de traitements et de coûts pour la rendre potable. En ce qui concerne les problèmes de pollution par les fertilisants et des pesticides, ils seront traités spécifiquement dans les sections 2.2 et 2.3.

f) Contamination des sols

Certains sols contiennent des concentrations naturellement élevées de substances potentiellement toxiques. Ces substances proviennent de l'altération atmosphérique des minéraux et d'autres processus physico-chimiques (Webber et Singh, 1995). Cependant, les activités humaines sont en grande partie responsables de la contamination des sols agricoles. L'épandage de produits agrochimiques et de boues d'épuration pour améliorer les rendements et la déposition atmosphérique de substances toxiques aéroportées (Poissant *et al.*, 2000) en sont quelques exemples.

Les substances contaminantes peuvent être de natures organique, (e.g., pesticides) ou inorganique dont les plus importantes sont les métaux lourds. Bien que plusieurs de ces substances peuvent accroître la production agricole lorsque présentes à un certain niveau dans le sol (e.g., éléments essentiels), elles peuvent devenir toxiques et dangereuses si leurs teneurs sont trop élevées. Les produits chimiques non utilisés par les végétaux peuvent s'accumuler et contaminer le sol; ils peuvent également contaminer les eaux de surface par ruissellement ou les eaux souterraines par lessivage. En plus de réduire le potentiel agricole d'un sol, cette contamination peut donc dégrader l'environnement et représenter un danger pour la santé humaine et animale.

Les contaminants organiques comprennent de nombreux composés industriels. Certains composés organiques (e.g., pesticides agricoles) sont ajoutés intentionnellement au sol, alors que d'autres (e.g., hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), biphényles polychlorés (BPC), dioxines, furannes) y pénètrent accidentellement. Très peu d'études ont, à ce jour, mesuré la concentration de ces produits dans les sols agricoles du Canada et du Québec. Webber et Singh (1995) ont analysé la teneur de 122 contaminants organiques dans la couche arable des sols de 14 sites au Canada. Leurs résultats indiquent que les concentrations en pesticides organochlorés, qui ne sont plus utilisés au Canada (à l'exception de l'endosulfan et du lindane), dépassent rarement le niveau

seuil minimal (10 ppb). Seul le fonofos, un pesticide organophosphoré, fut décelé, avec des concentrations atteignant 100 ppb dans tous les sols échantillonnés. La majorité des sols analysés dans cette étude ne contenait que peu d'herbicides neutres, de type phénoxy ou carbamates. Ces herbicides sont reconnus pour être peu persistants dans le sol. Des concentrations de 118 ppb de métolachlore (carbamate) furent tout de même décelées dans le sol à deux sites en Ontario; pour les herbicides de type phénoxy, les concentrations demeuraient généralement en deçà de 25 ppb, mais avec quelques échantillons au-dessus de 60 ppb. L'étude révèle également que les sols agricoles sont peu contaminés par les composés organiques non parasitaires. À l'exception des BPC, ceux détectés (naphtalène, phénol, pentachlorophénol) se dégradent rapidement dans le sol et sont peu susceptibles de nuire à l'agriculture ou à l'environnement.

Les contaminants inorganiques les plus nocifs sont les métaux lourds. La plupart sont toxiques aux animaux et aux végétaux à certains niveaux (tableau X) et leurs effets négatifs se manifestent longtemps dans le sol puisqu'ils y sont persistants.

Tableau X : Rôle des métaux lourds dans les fonctions des organismes végétaux et animaux

Élément	Essentiel ou bénéfique		Potentiellement toxique	
	Végétaux	Animaux	Végétaux	Animaux
Arsenic (As)	Non	Oui	Oui	Oui
Cadmium (Cd)	Non	Non	Oui	Oui
Chrome (Cr)	Non	Oui	Oui	dnd
Cobalt (Co)	Oui	Oui	Oui	Oui
Cuivre (Cu)	Oui	Oui	Oui	Oui ^b
Mercure (Hg)	Non	Non	dnd ^a	Oui
Molybdène (Mo)	Oui	Oui	dnd	Oui (5-20 ppm)
Nickel (Ni)	Non	Oui	Oui	Oui
Plomb (Pb)	Non	Non	Oui	Oui
Sélénium (Se)	Oui	Oui	Oui	Oui (4 ppm)
Zinc (Zn)	Oui	Oui	dnd	dnd

a) dnd = les données sur les limites ne sont pas disponibles

b) Toxique pour les ruminants (ovins, bétail)

Source : Adriano (1986), cité dans Webber et Singh (1995)

L'inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles au Québec (figure 7) révèle que la pollution par les métaux lourds (chrome, cadmium et plomb) affecte 10 % des terres en monocultures au Québec (Tabi *et al.*, 1990). Cette évaluation ne tient pas compte toutefois des variations naturelles des concentrations qui peuvent être importantes selon les groupes de textures et pédologiques des sols. Les concentrations sont, en effet, naturellement plus élevées dans les argiles, les loams argileux, les loams et les sables (Giroux *et al.*, 1992).

Comme nous le mentionnions, une grande partie des métaux lourds présents dans le sol proviennent des fertilisants répandus sur les terres cultivées. Comme le montre le tableau XI, les différentes formes d'amendements contiennent des métaux lourds en concentrations variables. Les boues d'épuration présentent des concentrations particulièrement élevées et variables de contaminants métalliques et organiques. Cela reflète la composition des effluents domestiques et industriels rejetés dans les égouts, dont sont issues ces boues. Les engrais phosphatés contiennent également de fortes teneurs en métaux lourds qui s'expliquent par leur origine bio-aquatique. Pour le fumier, la présence de contaminants peut résulter de l'ajout d'additifs dans les aliments pour animaux.

Tableau XI : Concentration de métaux lourds dans les amendements du sol (ppm, poids sec)

Amendement	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Superphosphate triple (0-46-0)	9	5	92	3	36	3	108
Urée (46-0-0)	< 0,1	< 1	< 3	< 0,4	< 1	< 3	< 1
Chlorure de potassium (0-0-60)	< 0,1	2	< 3	< 0,6	4	3	< 1
Chaux agricole	< 0,1	< 1	< 3	0,2	5	< 3	< 2
Fumier de vache	1	6	56	62	29	16	71
Boues d'épuration	5	5	350	660	35	90	800

Cités dans Webber et Singh (1995).

Selon l'inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec, la quasi-totalité des sols sous monoculture de plantes annuelles en continu sont dégradés. La culture du maïs serait l'une des plus exigeantes à ce chapitre, en raison principalement de la fréquence du travail du sol et de la quantité de fertilisants employée.

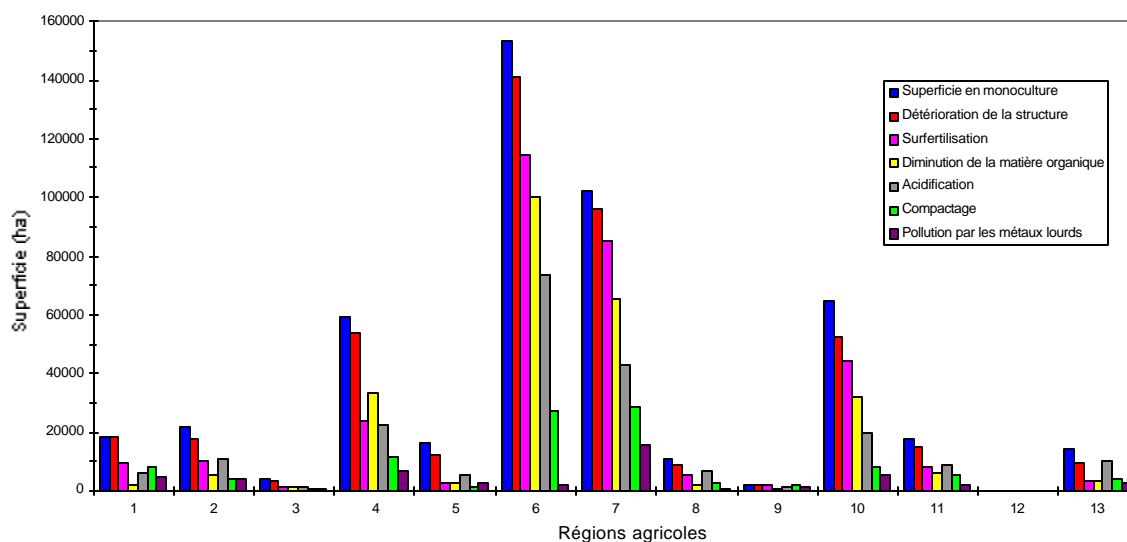


Figure 7 : Envergure des problèmes de dégradation des sols agricoles au Québec

Source : Tabi *et al.* (1990)

2.2 Pollution par les fertilisants

La croissance et le développement du maïs dépendent des nutriments du sol, en particulier le potassium, le phosphate et l'azote (sous forme de nitrates ou d'ammonium). Puisqu'une partie de ces éléments est retirée au moment des récoltes, les agriculteurs doivent en ajouter au sol, sous forme d'engrais inorganiques (commerciaux) et organiques (fumiers, lisiers, boues d'épuration, composts), pour maintenir sa fertilité et accroître le rendement des cultures. Les engrais organiques doivent être décomposés par des micro-organismes du sol pour produire des ions inorganiques, comme les fertilisants commerciaux, seule forme assimilable par les plantes.

Les besoins en fertilisants pour le maïs sont plus élevés que pour les autres cultures lorsqu'ils sont exprimés par hectares, mais similaires lorsque comparés en fonction des rendements moyens. Le Conseil des productions végétales du Québec, en accord avec le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, recommande aux agriculteurs la grille de fertilisation suivante pour le maïs (tableau XII).

Tableau XII : Grilles de référence en fertilisation pour le maïs

Recommandations						
Azote (N)		Phosphore (P)			Potassium (K)	
Conditions	N (kg/ha)	Qualité du sol (kg P/ha)	P ₂ O ₅ (kg/ha)		Qualité du sol (kg K/ha)	K ₂ O* (kg/ha)
Selon la zone climatique, dont 20-50 kg/ha en bande au semis	120-170	Pauvre	0-30	90-120	Pauvre	0-50 175
			31-60	70-90		51-100 150
		Moyen	61-90	60	Moyen	101-150 100
			91-120	50		151-200 75
		Bon	121-150	40	Bon	201-250 50
		Riche	151-250	30	Riche	251-500 0-30
	Excessivement riche	> 251	20	Excessivement riche	> 501 0	

* pour le maïs-grain

Source : CPVO (1994)

Si la disponibilité en nutriments excède les besoins des plants, ils peuvent migrer vers les eaux souterraines par percolation et les eaux de surface par ruissellement (figure 8). Une eutrophisation des eaux superficielles, en particulier par le phosphore, peut survenir tandis qu'à une contamination de l'eau potable peut être entraînée par la présence de nitrates dans les eaux souterraines.

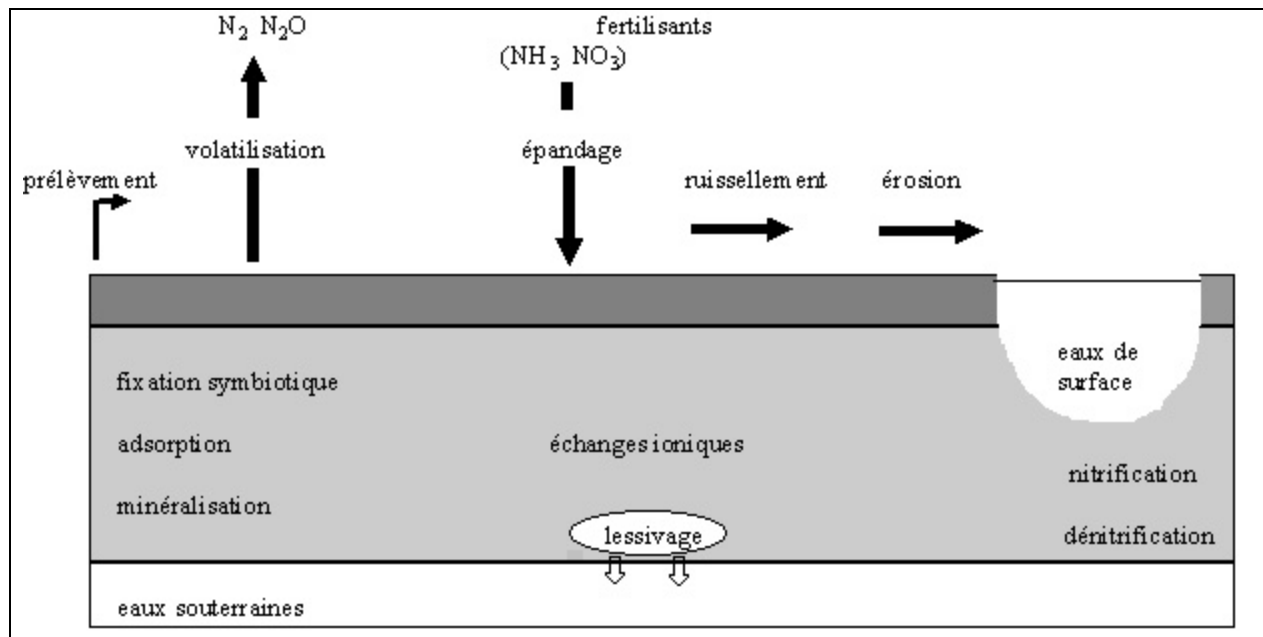


Figure 8 : Cheminement de l'azote provenant des fertilisants

Source : Adapté de Chevalier (1993)

La perte de nutriments par les sols agricoles est difficile à quantifier étant donné que les sources sont diffuses sur le territoire. À l'aide de modèles et d'équations mathématiques, Latreille *et al.* (1993) ont évalué les pertes de phosphore et de nitrates dans les cours d'eau pour différentes cultures de la grande région de Montréal. Ces pertes seraient d'environ 200 tonnes/an de phosphore total et 1 800 tonnes/an de nitrates, et ce uniquement pour la culture du maïs (tableau XIII). Bien que ces valeurs reposent sur une simplification de phénomènes complexes et changeants, elles permettent tout de même d'avoir une idée approximative de la quantité de nutriments perdus par la culture du maïs.

Tableau XIII : Pertes d'azote inorganiques et de phosphore total pour la culture du maïs dans la région de Montréal

Région agricole	Superficie cultivée en maïs (ha)	Taux de pertes de P (kg/ha/an)	Pertes de P ¹ (kg/an)	Taux de pertes de N (kg/ha/an)	Pertes de N (kg/an)
Richelieu (06)	108 400	1,0	108 400	9	975 600
Châteauguay (07)	71 000	1,0	71 000	9	639 000
L'Assomption (10)	23 100	1,0	23 100	9	207 900
Total	202 500	--	202 500	--	1 822 500

1) Une fraction de ces pertes, estimée à 55 %, est exportée dans les principaux cours d'eau.

Source : Latreille *et al.* (1993)

a) Pollution de l'eau souterraine et de l'eau potable par les nitrates

La présence de nitrates dans l'eau souterraine en milieu rural représente un problème de santé publique grandissant. En effet, 20 % de la population québécoise dépendent de l'eau souterraine pour leur approvisionnement en eau potable, et cette proportion est encore plus élevée dans les régions rurales, là où les sources de contamination sont les plus importantes (MSSSQ et MEF, 1994).

L'absorption d'eau contaminée par les nitrates peut entraîner des risques pour la santé humaine. En effet, les nitrates sont transformés en nitrites qui réagissent avec l'hémoglobine dans le système sanguin; celle-ci se transforme alors en méthémoglobine, une molécule qui ne peut capter l'oxygène. L'intoxication entraîne une asphyxie et peut même causer la mort par cyanose, en particulier chez les nourrissons de moins de six mois qui sont plus vulnérables à ce type d'intoxication. De plus, bien que les nitrates ne soient pas directement cancérigènes, ils peuvent se transformer en nitrosamines dans l'eau, les aliments ou l'organisme, ce qui augmente les risques de cancer et de malformation du fœtus (téatogénicité) chez l'être humain (OMS, 1994; Levallois et Phaneuf, 1994). Au Canada, de même qu'aux États-Unis, la norme fixée par les autorités pour les nitrates dans l'eau potable est de 10 mg N-NO₃/L (Santé Canada, 1996a; Gouvernement des États-Unis, 1997). Pour une courte durée toutefois, la consommation d'eau présentant des concentrations de nitrates autour de 10 à 25 mg N-NO₃/L ne présente pas de danger, à l'exception pour les femmes enceintes et les nourrissons (Giroux, 1995).

Les nitrates retrouvés dans les eaux souterraines proviennent de plusieurs sources, dont les principales sont (figure 9) :

- le lessivage d'engrais minéraux et organiques (lisiers, fumiers) appliqués en quantité qui excède la capacité d'absorption des sols;
- les fuites de fosses septiques et sites d'entreposage de déjections animales.

Les régions où se pratiquent une monoculture intensive (e.g., le maïs) et/ou l'élevage en forte concentration sont donc particulièrement vulnérables aux problèmes de contamination, de même que les régions à sols poreux et sableux, comme ceux servant à la culture du tabac et de la pomme de terre (Mercier et Gaudreau, 1997; Giroux, 1993).

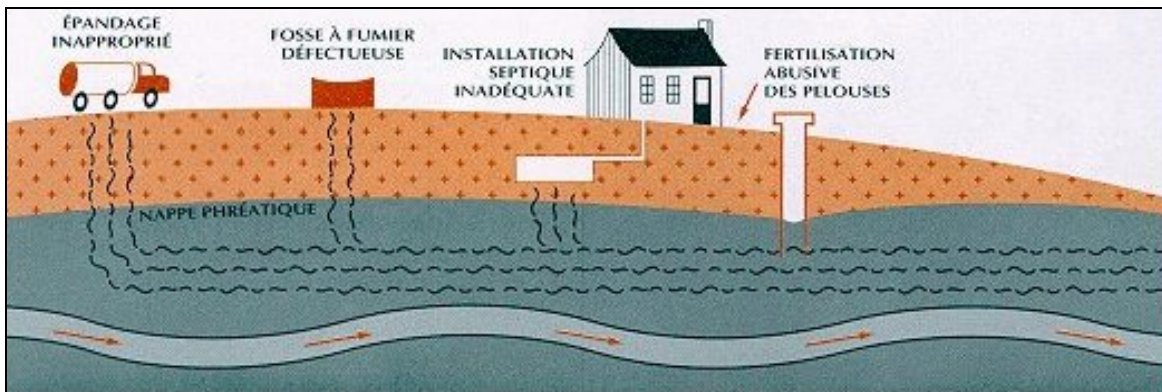


Figure 9 : Sources de contamination des eaux souterraines et des puits par les nitrates

Source : MSSSQ et MEF (1994)

Plusieurs facteurs déterminent l'importance et la vitesse du lessivage des produits agro-chimiques dans les eaux souterraines (Reynolds *et al.*, 1995; Zilliox, 1990):

- le type et l'intensité des activités agricoles;
- les pratiques d'aménagement des terres et des cultures;
- le type et la quantité de produits agro-chimiques utilisés (plus important pour les produits lessivables);
- les caractéristiques du sol (plus important dans un sol perméable comme le sable);
- les conditions météorologiques (abondance et répartition temporelles des précipitations).

Les concentrations de nitrates dans les eaux souterraines montrent une variation annuelle, étant plus élevées au printemps et à l'automne. Pendant ces périodes, le lessivage de l'azote vers les eaux souterraines est favorisé par l'absence de couverture végétale, les températures fraîches qui diminuent l'activité microbienne et les pluies abondantes (Zilliox *et al.*, 1990).

Une étude fut menée en Montérégie en 1997 pour évaluer l'ampleur du problème de contamination de l'eau de puits par les nitrates (Mercier et Gaudreau, 1997). La région étudiée

est particulièrement à risque pour ce type de contamination puisqu'elle comprend 69 % des terres cultivées en maïs-grain du Québec, 39 % de l'utilisation d'engrais et 35 % de la production porcine, en plus d'avoir 30 % de sa population qui s'alimentent par de l'eau souterraine. Parmi les 150 puits échantillonnés dans l'étude, 65 % ne contenaient pas de nitrates et 29 % montraient une concentration entre 0,02 et 5,0 mg N-NO₃/L. Cinq puits avaient des concentrations entre 5,0 et 9,9 mg N-NO₃/L et trois puits contenaient des nitrates en concentrations supérieures à la norme de 10 mg N-NO₃/L (maximum : 28 mg N-NO₃/L). L'étude révèle également que 75 % des puits échantillonnés qui présentaient des concentrations supérieures à 5 mg N-NO₃/L étaient situés à proximité de champs cultivés en maïs.

Une autre étude menée en 1994 dans les régions de culture de maïs révèle que des nitrates ont été détectés dans 30 % des 73 puits échantillonnés dont quatre d'entre eux présentaient des concentrations excédant les 10 mg N-NO₃/L (Giroux *et al.*, 1997).

Une simulation mathématique sur la pollution due aux principales pratiques agricoles dans 10 tributaires du fleuve Saint-Laurent montre que sur une utilisation de 103 600 t d'azote, source de nitrates, 46 % sont perdus dans les eaux de surface (MENVIQ, 1988).

Ces rejets ne sont pas tous dus à la production de maïs-grain mais à une gestion déficiente des fumiers/lisiers. Afin de minimiser les rejets dus à l'érosion, les épandages devraient se faire durant les périodes où les plantes consomment le plus d'éléments nutritifs, i.e., durant les périodes maximales de leur croissance, au printemps et au début de l'été (MENVIQ, 1988). En plus de consommer rapidement les nitrates, la présence des plantes diminue l'effet d'érosion, contrairement à l'épandage à l'automne qui se fait sur un sol nu.

Comme une culture peut prendre une quantité maximale d'éléments nutritifs, la surfertilisation des sols avec les surplus de fumiers/lisiers n'entraînerait pas d'effets bénéfiques, à moins de vouloir volontairement augmenter la concentration des valeurs nutritives du sol. Par contre, il faut savoir que si la quantité d'éléments nutritifs présente dans le sol dépasse la capacité de rétention du sol, les risques de contamination augmentent de façon importante. Pour ce qui est du maïs-grain, l'apport recommandé pour l'azote se situe entre 120-170 kg/ha, selon la température, et 20-50 kg/ha en bande aux semis (CPVQ 1994). Alors les surplus accumulés par les producteurs devraient être transportés, traités et utilisés hors de la zone cultivée. Un entreposage adéquat diminuerait également les pertes de nitrates vers les eaux; par contre, cela aurait pour effet d'augmenter le surplus de fumiers/lisiers (MENVIQ, 1988).

Afin de diminuer la perte de nitrates durant la période d'inter-culture, l'utilisation d'engrais vert (colza, moutarde, graminées, seigle) est recommandée. Ces engrais piègent les nitrates ce qui diminue la perte de nitrates par érosion et réduit, en même temps, l'érosion due aux sols nus (Zilliox *et al.*, 1990).

Dans le cas présent, il faut savoir qu'une production accrue de maïs-grain provoquerait éventuellement un agrandissement des champs. Donc, on aurait un espace additionnel pour étendre le surplus de fumiers/lisiers. Si on tient compte qu'une partie du surplus de fumiers/lisiers est étendue dans les champs et que l'autre partie est expédiée vers l'extérieur de la zone de culture (les quantités restant inchangées), on ne fait que diminuer la concentration de fumiers/lisiers

étendus dans les champs. Par contre, si on diminue le transport vers l'extérieur du fumiers/lisiers au profit de l'épandage sur les nouveaux champs, on augmenterait la quantité totale de fumiers/lisiers utilisée dans les champs sans en modifier les concentrations.

b) *Eutrophisation des lacs et cours d'eau*

Les fertilisants appliqués en excès sur les terres cultivées peuvent se retrouver dans les lacs et cours d'eau et constituer des nutriments pour les végétaux aquatiques. Une surabondance de phosphore et d'azote peut entraîner l'eutrophisation et la désoxygénation des eaux superficielles, deux processus qui perturbent les milieux aquatiques et entraînent l'apparition de problèmes de goût, d'odeur et d'esthétique.

Le phénomène d'eutrophisation des eaux superficielles n'est pas dû uniquement aux activités agricoles; il peut se produire très lentement de façon naturelle ou être accéléré par l'apport anthropique d'éléments nutritifs. Les programmes de dépollution des cours d'eau déployés au cours des deux dernières décennies ciblaient principalement les sources ponctuelles municipales (eaux usées) et industrielles. Ces efforts ont permis une certaine réduction des charges polluantes. Cependant, l'accroissement de l'utilisation des engrais, de la production de fumiers ainsi que des pertes agricoles diffuses d'éléments nutritifs, particulièrement dans des bassins hydrographiques très cultivés le long du Saint-Laurent, mettent en péril le succès escompté des programmes de dépollution actuels (Carpenter *et al.*, 1998; Painchaud, 1997; Environnement Canada, 1996; Ganbazo, 1997; Delisle *et al.*, 1997).

Aujourd'hui, les engrais agricoles représentent la principale source des charges d'éléments nutritifs et de l'eutrophisation du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires. Ganbazo (1997) estime que la pollution agricole diffuse représente, en moyenne, 50 % (variation entre 10 et 90 %) des charges de phosphore total et 55 % (variation entre 20 % et 90 %) des charges d'azote total dans les affluents des rivières l'Assomption, Chaudière et Yamaska. Puisque les concentrations d'azote (nitrates et nitrites) dans l'eau sont environ 30 à 40 fois supérieures à celles du phosphore, c'est ce dernier qui agit comme facteur limitant dans la croissance phytoplanctonique et qui contribue à l'eutrophisation des lacs. Les apports d'azote ne représentent donc pas, pour l'instant, un problème majeur quant à l'eutrophisation des eaux douces, ni d'ailleurs en ce qui concerne leur salubrité, étant donné que les concentrations actuelles dans les eaux de surface sont dix fois inférieures à la norme établie pour l'eau potable (Environnement Canada, 1996). Par contre, les zones côtières marines comme celles de l'Estuaire et du Golfe du Saint-Laurent pourraient être affectées par l'eutrophisation puisque l'azote est l'élément qui contrôle la production primaire du phytoplancton dans ces milieux (Painchaud, 1997; Matson *et al.*, 1997; Vitousek *et al.*, 1997). De tels problèmes sont actuellement rencontrés dans le Golfe du Mexique et la Mer Baltique à cause de déversements massifs de fertilisants (Moffat, 1998).

Selon une simulation effectuée par le MENVIQ en 1988 (à partir de données de 1985) pour dix tributaires importants du Saint-Laurent, 67 % des rejets agricoles d'azote dans les cours d'eau proviendraient de productions animales alors que 67 % du phosphore proviendraient des pertes de sol et du ruissellement. Les eaux usées des laiteries représenteraient également une source importante de phosphore dans les cours d'eau (Gouvernement du Québec, 1993).

Les milieux eutrophes du bassin du Saint-Laurent se trouvent principalement dans certains affluents qui drainent des bassins hydrographiques agricoles (Gouvernement du Québec, 1993). Selon le bilan des données pour les années 1979-1994 du réseau-rivières (Painchaud, 1997), les rivières des bassins agricoles (Châteauguay, Yamaska, Nicolet, Boyer et l'Assomption) sont caractérisées par de fortes concentrations (0,1 à > 0,2 mg/L) de phosphore total, bien au-delà du seuil d'eutrophisation (0,03 mg/L) déterminé par le ministère de l'Environnement. Toutefois, la tendance serait à l'amélioration puisque 48 stations présentent une tendance à la baisse, deux stations seraient à la hausse alors que dix stations ne montrent aucune tendance significative. Dans le cas des nitrites/nitrates, bien que les concentrations soient généralement faibles, la tendance est à la hausse à plusieurs stations. Comme pour le phosphore, les concentrations de nitrites-nitrates les plus élevées se retrouvent dans les bassins fortement agricoles (Richelieu, Yamaska, Boyer, l'Assomption), ce qui suggère que l'utilisation d'engrais en est la principale source. Enfin, les niveaux de chlorophylle sont particulièrement élevés à plusieurs endroits dans les bassins agricoles du sud-ouest du Québec (Yamaska, Bécancour), ce qui confirmerait un problème d'eutrophisation dans ces régions.

Les principaux impacts de l'eutrophisation découlent de quatre phénomènes: augmentation de la croissance des végétaux aquatiques, diminution de l'oxygène disponible, variation du pH et changement dans la composition des espèces de plantes et son effet sur la chaîne alimentaire (Sharpley *et al.*, 1994). Ces changements provoquent de multiples conséquences, directes et indirectes, sur la vie aquatique et les usages de l'eau:

- la croissance du phytoplancton et des algues entraîne une augmentation de la turbidité de l'eau, dégrade les frayères près des rives et l'habitat de certains poissons, nuit aux pêches commerciale et sportive et à d'autres activités humaines (baignade, navigation de plaisance, etc..) et détériore la qualité de l'eau potable;
- dans certains cours d'eau très productifs et non tamponnés, le cycle respiratoire des algues peut mener à de grandes fluctuations diurnes et nocturnes d'oxygène et de pH. Ce dernier paramètre peut causer la mort de poissons en transformant les ions ammonium en ammoniac toxique;
- la décomposition des plantes entraîne d'importantes diminutions des teneurs en oxygène dans les eaux de fond de certains lacs vers la fin de l'été. Ces nouvelles conditions changent la composition des communautés d'invertébrés et de poissons;
- il peut survenir des changements d'espèces dans les communautés de phytoplancton qui influencent la composition des communautés situées aux niveaux trophiques supérieurs dans la chaîne alimentaire (zooplancton, poissons) (Environnement Canada, 1996; Sharpley *et al.*, 1994; Carpenter *et al.*, 1998).

2.3 Pollution par les pesticides

Au Québec, la culture du maïs est celle où l'on emploie les plus grandes quantités de pesticides, soit près de 1 000 tonnes d'ingrédients actifs par année (Bélangier, 1995). Ceci représente 50 % des pesticides utilisés à des fins agricoles et environ le tiers des pesticides vendus au Québec, tous usages confondus (Grégoire, 1997). L'ampleur des quantités utilisées s'explique à la fois par

l'importance des superficies consacrées à la culture du maïs (17 % du territoire cultivé) et par les besoins de phytoprotection de cette culture (3 kg/ha de matière active par année). Le Québec ne représente pas une exception à ce chapitre puisque le marché des herbicides pour le maïs constitue le plus gros marché agro-chimique mondial.

Plus de 30 pesticides peuvent être utilisés pour la culture du maïs au Québec (tableau XIV) (MEF, 1995). On y retrouve, par ordre d'importance: l'atrazine, le métolachlore, le butylate, le EPTC, le cyanazine, le dicamba, le bromoxynil et le bentazone (Berryman et Giroux, 1994). Les données de vente et d'application pour chaque pesticide ne sont toutefois pas disponibles au Québec, toutefois les données compilées par le département de l'Agriculture américain sont présentées pour les États-Unis (tableau XV). Elles doivent être interprétées avec précaution puisque les conditions écologiques et les pratiques culturales peuvent différer entre les deux régions.

Tableau XIV : Exemples de pesticides recommandés pour la culture du maïs au Québec

Type de produit	Matière active*	Nom commercial
Herbicides	Atrazine	Atrazine, Primextra
	Bentazone	Basagran, Laddok
	Bromoxynil	Pardner, Buctril
	Butylate	Sutan, Sutazine
	Cyanazine	Bladex
	Dicamba	Banvel
	Diclofop-méthyl	Hoe-Grass
	Diméthénamide	Frontier
	EPTC	Eptam, Eradicane
	Fénoxaprop-éthyl	Excel
	Glyphosate	Roundup
	Linuron	Linuron
	MCPB / MCPA	Tropotox
	Métolachlore	Dual
	Pendiméthaline	Prowl
	Rimsulfuron-nicosulfuron	Ultim
Séthoxydime	Poast	
2,4-D / mécoprop / dicamba	Kilmor	
Insecticides	Carbaryl	Sevin
	Carbofuran	Furadan
	Chlorpyrifos	Lorsban
	Cyperméthrine	Cymbush, Ripcord
	Fonofos	Dyfonate
	Phorate	Cygard
	Terbufos	Counter
Traitement des semences	Diazinon / lindane / captane	DLC

* Plusieurs de ces matières actives ne sont pas exclusives au maïs et peuvent être utilisées dans d'autres cultures.

Source : MEF (1995)

Tableau XV : Application des principaux pesticides sur les cultures de maïs aux États-Unis pour l'année 1996

Pesticides	Superficie traitée		Taux d'application (Kg/ha/année)	Quantité appliquée (t/année)
	(000 ha)	(%)		
<i>Herbicides</i>				
Atrazine	20 222	71	1,19	24 252
Métolachlore	8 670	30	2,15	18 659
Acétochlore	6 392	22	2,12	13 540
Cyanazine	3 699	13	2,55	9 432
Alachlore	2 499	8,8	1,85	4 621
Dicamba	7 113	25	0,35	2 515
EPTC	544	1,9	4,27	2 321
2, 4-D	3 130	11	0,47	1 468
Butylate	216	0,8	5,20	1 123
<i>Insecticides</i>				
Chlorpyrifos	2 265	8,0	1,17	2 666
Terbufos	1 677	5,9	1,22	2 048
Carbofuran	313	1,1	1,05	330

Source : USDA (1997)

Les pesticides les plus utilisés dans la culture du maïs sont des herbicides, appliqués quasi systématiquement pour combattre les mauvaises herbes, surtout tôt dans la saison. Différents produits sont employés, seuls ou conjointement, selon le type de mauvaises herbes à éliminer. Par exemple, l'atrazine (l'herbicide le plus utilisé en Amérique du Nord) sert au contrôle des mauvaises herbes à feuilles larges tandis que le métolachlore, le glyphosate, le butylate et le EPTC sont utilisés pour les mauvaises herbes vivaces et les graminées annuelles. Depuis quelques années, une nouvelle génération d'herbicides, comme le diméthénamide et le rimsulfuron-nicosulfuron, est apparue sur le marché; ils contiennent des molécules très toxiques, efficaces à faible dose (MEF, 1995).

Contrairement à la culture du maïs pour consommation humaine, l'usage d'insecticides est peu fréquent dans la culture du maïs-grain et du maïs fourrager (MEF, 1995). Ceux-ci sont appliqués au besoin au cours de la saison; i.e., lors du semis, pour lutter contre les insectes du sol (chrysomèle des racines) ou pendant la croissance contre les épidémies d'insectes qui s'attaquent au feuillage et à l'épi (pyrale du maïs, légionnaire d'automne et ver de l'épi) (Berryman et Giroux, 1994). Pour éviter la pourriture et les dommages causés par les insectes du sol, les semences de maïs sont généralement prétraitées, habituellement avec un produit contenant du diazinon, du lindane (insecticides) ainsi que du captane (fongicide) (Poissant et Koprivnjak, 1996; Berryman et Giroux, 1994).

Après leur application, les pesticides peuvent être absorbés par les végétaux et les organismes au sol, être transformés et décomposés ou se déplacer vers des composantes de l'environnement non ciblées selon différents mécanismes (figure 10). La transformation et la décomposition des composés peuvent être de nature biologique (par des micro-organismes du sol) ou physico-chimique (principalement par photodécomposition et hydrolyse). Les mécanismes de transfert dans l'environnement incluent, pour leur part, la volatilisation et le transport atmosphérique, le ruissellement vers les eaux de surface et la percolation vers les eaux souterraines (Chevalier, 1993; MENVIQ, 1986).

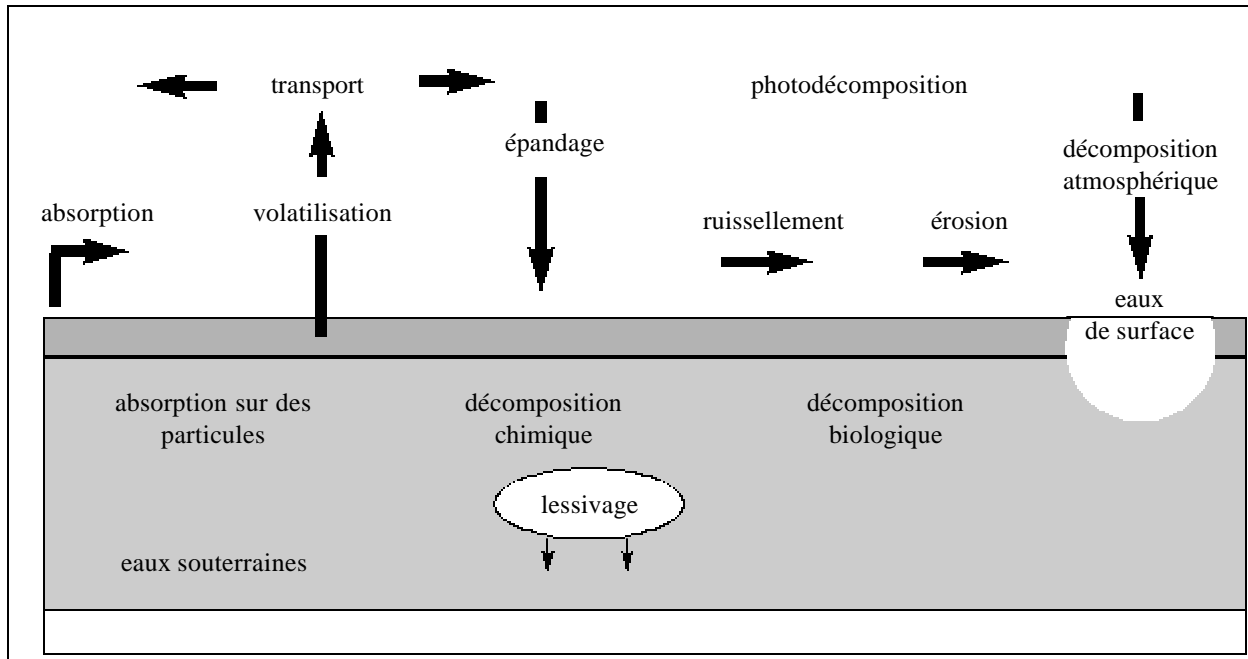


Figure 10 : Principaux mécanismes de transfert des pesticides dans l'environnement

Le devenir environnemental des pesticides après leur application dépend de nombreux facteurs tels que leur formulation, leur mode et leur taux d'application, leurs propriétés physico-chimiques, les conditions micro-climatiques au site d'application (précipitations, vent), le type de sol, etc. La rapidité avec laquelle un pesticide sera décomposé (i.e., sa persistance) dépendra de ses propriétés propres ainsi que des conditions environnementales dans lesquelles il se trouve (température, pH, humidité, etc.). (tableau XVI). Les pesticides organochlorés (e.g., le lindane), et ceux de la famille des triazines (e.g., l'atrazine), ont des demi-vies beaucoup plus longues que les pesticides organophosphorés.

L'atmosphère joue un rôle particulièrement important comme vecteur de dissémination des pesticides dans l'environnement, en particulier pour les pesticides semi-volatils comme le lindane (Poissant et Koprivnjak, 1996; Wania et Mackay, 1996; Simonich et Hites, 1995). Que ce soit sous forme gazeuse, ou particulaire, les composés dans l'atmosphère peuvent y être transformés, dégradés et transportés sur de grandes distances, même jusqu'en Arctique (Kurtz, 1990; Patton *et al.*, 1989; Bidleman *et al.*, 1995; Barrie *et al.*, 1992). Ils peuvent ensuite interagir avec les surfaces

(e.g., sols et l'eau) via les précipitations, les dépôts particuliers et par des processus d'échanges gazeux. Il va sans dire que ces substances toxiques contaminent, à divers degrés, tous les écosystèmes aquatiques et terrestres qu'ils atteignent et, selon leur persistance, pendant plusieurs années. Poissant *et al.* (2000) ont estimé, à l'aide d'un modèle, que la déposition totale sur le bassin versant du fleuve Saint-Laurent du lindane, un insecticide organochloré persistant, serait d'environ 1 300 kg/an et de près de 400 kg/an directement sur le fleuve et le golfe. Les auteurs ont constaté que les concentrations de lindane dans l'air peuvent connaître des épisodes (qui coïncident avec la période de semence) pouvant atteindre plus de 500 pg/m³ dans les régions où se cultive le maïs. Près de 90 % de ces concentrations proviendraient de la volatilisation du lindane récemment appliqué dans les champs (Poissant et Koprivnjak, 1996).

Bien que les ventes des pesticides dans le secteur agricole ont diminué de 16,5 % par rapport à 1992, il en demeure pas moins que les superficies cultivées au Québec représentent plus de 1,6 millions d'hectares sur lesquelles environ 2 300 tonnes d'ingrédients actifs sont utilisés (1 000 tonnes pour le maïs). Ainsi, ~ 3 kg/ha de pesticides sont encore utilisés dans la culture autre que fourragère, notamment celle du maïs. Une portion de cette diminution des ventes vient en partie d'un meilleur usage des pesticides (e.g., programme d'application intégrée). Mais une portion non négligeable vient de l'usage de plus en plus courant dans l'agriculture, d'hybrides de type *Bacillus thuringiensis* (B.t.). Le *Bt* est utilisé comme bio-insecticide notamment contre la pyrale du maïs. Ces nouveaux hybrides sont des grains de maïs génétiquement modifiés (OGM) qui recèlent dans leur génome des gènes du *Bt* et certains autres gènes exogènes qui leur confèrent à la fois une résistance à certains herbicides spécifiques (e.g., roundup®) et des propriétés bio-insecticides. Ainsi, leur usage requiert moins de pesticides, sauf qu'ils soulèvent d'autres questions notamment en ce qui a trait à la santé humaine et des écosystèmes (e.g., la protection de la biodiversité et des insectes non nuisibles (e.g., papillon Monarque)). L'usage de ces hybrides soulève de plus en plus des débats de société.

Tableau XVI : Demi-vie (heures) des principaux pesticides utilisés dans la culture du maïs au Québec, selon certains compartiments de l'environnement

Pesticides	Demi-vie (heures ¹)							
	Air		Sol		Eau		Sédiment	
	Moy.	Écarts	Moy.	Écarts	Moy.	Écarts	Moy.	Écarts
<i>Herbicides</i>								
2, 4-D	17	10-30	550	300-1 000	55	30-100	1 700	1 000-3 000
Atrazine	5	< 10	1 700	1 000-3 000	17 000	10 000-30 000	1 700	1 000-3 000
Bentazone ^a	?	-	< 336	-	< 24	-	?	-
Bromoxynil	?	-	240	-	24	-	?	-
Butylate	?	-	300	240-1 680	?	-	?	-
Cyanazine	?	-	336	288-600	336	-	> 672	-
Dicamba	55	30-100	550	300-1 000	550	300-1 000	1 700	1 000-3 000
Diclofop-méthyl	?	-	720	240-720	?	-	?	-
Diméthénamide	?	-	?	-	?	-	?	-
EPTC	17	10-30	170	100-300	170	100-300	1 700	1 000-3 000
Fénoxaprop-éthyl	?	-	?	-	?	-	?	-
Glyphosate	170	100-300	1 700	1 000-3 000	1 700	1 000-3 000	5 500	3 000-10 000
Linuron	17	10-30	1 700	1 000-3 000	550	300-1 000	5 500	3 000-10 000
MCPA	?	-	20	360-600	?	?	-	1 920-9 600
MCPB	?	-	?	-	?	-	?	-
Mécoprop	17	10-30	170	100-300	170	100-300	1 700	1 000-3 000
Métolachlore	170	100-300	1 700	1 000-3 000	1 700	1 000-3 000	5 500	3 000-10 000
Pendiméthaline ^a	?	-	960	-	?	-	?	-
Rimsulfuron-nicosulfuron ^a	?	-	-	625-1 500	-	360-6 000	?	-
Séthoxydime ^a	?	-	-	120-600	?	-	?	-
<i>Insecticides</i>								
Carbaryl	55	30-100	550	300-1 000	170	100-300	1 700	1 000-3 000
Carbofuran	5	< 10	550	300-1 000	170	100-300	1 700	1 000-3 000
Chlorpyrifos	17	10-30	170	100-300	170	100-300	1 700	1 000-3 000
Cyperméthrine	?	-	720	-	120	-	?	-
Diazinon	550	300-1 000	1 700	1 000-3 000	1 700	1 000-3 000	5 500	3 000-10 000
Fonofos	?	-	960	380-1 440	?	-	?	-
Lindane	170	100-300	17 000	10 000-30 000	17 000	10 000-30 000	55 000	> 30 000
Phorate	?	-	1 080	330-1 970	?	-	?	-
Terbufos	?	-	240	120-650	-	110-370 ^a	?	-
<i>Fongicides</i>								
Captane	17	10-30	550	300-1000	17	10-30	550	300-1000

1) correspondance approximative des périodes en heures : 170 heures ~ 1 semaine
550 heures ~ 3 semaines
1 700 heures ~ 2 mois
5 500 heures ~ 8 mois
17 500 heures ~ 2 ans
55 000 heures ~ 6 ans

Source : Toutes les données proviennent de Mackay *et al.* (1997), sauf a) EXTUNET (1996).

a) *Contamination des écosystèmes aquatiques et de l'eau potable*

La pollution des cours d'eau par les pesticides provient surtout de l'apport de particules de sol auxquelles sont liés les résidus de pesticides non dégradés. Les cours d'eau reçoivent ces particules des eaux de ruissellement provenant de l'érosion des sols traités par les pesticides. Les autres sources comprennent les dépôts atmosphériques, les déversements accidentels et les mauvaises méthodes d'entreposage et d'élimination (MENVIQ, 1986).

Plusieurs facteurs influencent l'entraînement des pesticides par les eaux de ruissellement vers les cours d'eau : les doses, la formulation et le mode d'application des produits, la topographie, la période et l'intensité des précipitations, la persistance de la matière active, la solubilité des produits dans l'eau, la stabilité de leurs liaisons avec les constituants du sol, la structure du sol, les techniques culturales et le type de culture (Schiavon *et al.*, 1995). La culture du maïs est particulièrement sujette à ce problème puisque les pesticides sont principalement appliqués sur sol nu au printemps. Les particules sont ainsi plus facilement entraînées vers les cours d'eau, en particulier lorsque des pluies surviennent peu après l'application sur les champs (MEF, 1995).

Les pertes de pesticides sont estimées à environ 0,5 % de la quantité appliquée pour la plupart des produits, mais elles atteignent 1 % dans le cas des organochlorés et 2 % pour les herbicides appliqués sous forme de poudre soluble. À partir de ces taux, Latreille *et al.* (1993) ont estimé que les sols cultivés en maïs dans la grande région de Montréal perdaient, par année dans les cours d'eau, plus de 12 tonnes de matières actives en provenance des produits tels que l'atrazine, le Dual (métolachlore) et le Bladex (cyanazine).

Une fois introduit dans un écosystème aquatique, les pesticides se comportent de différentes façons, selon leurs propriétés physico-chimiques (solubilité, persistance) (voir tableaux XVI et XVII) et les caractéristiques de l'eau (pH, température, concentrations en matières organiques dissoutes et colloïdales, etc.). Ils peuvent être transportés en aval du cours d'eau, vers d'autres compartiments de l'environnement (atmosphère par volatilisation, sédimentation) ou être transformés par photolyse, hydrolyse, oxydation ou dégradation microbienne. Généralement, les pesticides dans l'eau ont tendance à être adsorbés par les particules qui y sont en suspension. Les plus solubles seront plus susceptibles d'être transportés sur de grandes distances alors que les moins solubles, tels les organochlorés, seront davantage adsorbés par les particules en suspension et séquestrés dans les sédiments (MENVIQ, 1986).

Tableau XVII : Solubilité dans l'eau des principaux pesticides utilisés dans la culture du maïs au Québec

Pesticides	Solubilité (25 °C) (mg/L)	Références
<i>Herbicides</i>		
2, 4-D	400	a
Atrazine	30	a
Bentazone	500 (20 °C)	b
Bromoxynil	130	a
Butylate	45	a
Cyanazine	171	a
Dicamba	4 500	a
Diclofop-méthyl	0,8	a
Diméthénamide	?	
EPTC	370	a
Fénoxaprop-éthyl	0,9	b
Glyphosate	12 000	a
Linuron	75	a
MCPA <i>acide</i>	1605	a
<i>ester</i>	5	
MCPB (<i>acide</i>)	44	a
Mécoprop	620	a
Métolachlore	430	a
Pendiméthaline	0,3 (20 °C)	c
Nicosulfuron	359 (pH 5)	d
	12 200 (pH 7)	
	39 000 (pH 9)	
Séthoxydime	25 (20 °C, pH 4)	b
	4 700 (" , pH 7)	
<i>Insecticides</i>		
Carbaryl	120	a
Carbofuran	351	a
Chlorpyrifos	0,73	a
Cyperméthrine	0,004	a
Diazinon	60	a
Fonofos	16	a
Lindane	7,3	a
Phorate	22	a
Terbufos	5	a
<i>Fongicides</i>		
Captane	5,1	a

Références : a) Mackay *et al.* (1997); b) Royal Society of Chemistry (1987); c) EXTONET (1996); Santé Canada (1996)

Comme le montre la figure 3, plusieurs cours d'eau drainent la région où se cultive le maïs au Québec, dont les rivières Yamaska, Richelieu, Saint-François et l'Assomption. Au cours des dernières années, de nombreuses études ont démontré la présence de pesticides dans ces écosystèmes aquatiques et dans le fleuve Saint-Laurent (tableau XVIII). Deux programmes de mesure à long terme ont été mis en place, soit le *Réseau de surveillance des pesticides dans quelques tributaires du Saint-Laurent* par Environnement Canada (Forrest et Caux, 1990; Rondeau, 1996) et le *Programme de surveillance des pesticides utilisés pour la culture du maïs* par le ministère de l'Environnement du Québec (Berryman et Giroux, 1994; Giroux *et al.*, 1997). Les résultats obtenus jusqu'à maintenant montrent que les produits les plus problématiques sont l'atrazine, le diazinon, le métolachlore et le lindane, dont les concentrations dans les eaux de surface dépassent souvent les critères de qualité pour la protection du milieu aquatique. Dans le cas de l'atrazine, le critère (2 µg/L) est dépassé de 10 % à 60 % du temps selon les différents cours d'eau échantillonnés par le ministère de l'Environnement du Québec. De 1992 à 1995, il ne semble pas que la situation se soit améliorée en ce qui concerne la fréquence de détection, la fréquence de dépassement des critères de qualité de l'eau et les concentrations maximales mesurées.

Berryman et Giroux (1994) ont pu démontrer que les concentrations d'atrazine, de métolachlore et de cyanazine dans les cours d'eau sont directement liées à la superficie cultivée en maïs dans leur bassin versant. Ils ont noté que les dépassements fréquents (> 30 % du temps) du critère de 2 µg/L pour l'atrazine sont observés lorsque le maïs atteint une densité d'occupation du territoire d'au moins 12 à 25 %. Pour d'autres pesticides fréquemment détectés (linuron, carbofuran, chlorpyrifos, diazinon, 2,4-D, mécocrop, dicamba), il est plus difficile d'attribuer leur présence à un type de culture en particulier; puisqu'ils sont généralement utilisés dans plusieurs cultures contrairement aux produits précédents.

Les variations annuelles des concentrations, pour les principaux herbicides décelés, présentent des profils similaires pour toutes les stations échantillonnées et peu importe les régions agricoles. Les concentrations sont faibles en hiver et tôt au printemps, suivies d'une légère et graduelle augmentation vers la fin mai. L'augmentation devient marquée au début de juin avec des pics d'importance variable au cours de l'été, puis d'une diminution graduelle à l'automne pour finalement atteindre les valeurs faibles de l'hiver (Giroux *et al.*, 1997). Par ailleurs, les concentrations en pesticides suivent des patrons différents entre les petits cours d'eau qui drainent les terres cultivées et les rivières plus importantes qui reçoivent les eaux de ces tributaires. En général, les petits ruisseaux présentent des concentrations maximales plus élevées, des pics plus courts et de forte intensité. Dans les plus grandes rivières, les pics sont retardés et plus étalés dans le temps, mais dépassent parfois les critères établis pour le respect de la vie aquatique. Les tributaires principaux (Yamaska, Richelieu, Saint-François, Nicolet) transportent les pesticides jusqu'au fleuve Saint-Laurent où ils contribuent à la contamination de l'eau. Lemieux et Lum (1996) estiment qu'environ 10 % (2-15 % selon la période) de la charge d'atrazine dans le fleuve à Québec proviendrait des apports des tributaires alors que la source principale (généralement plus de 60 %) serait les Grands Lacs.

L'agriculture intensive du maïs peut également entraîner, par percolation, la contamination des eaux souterraines par les pesticides dans les zones où les sols sont perméables et où la nappe phréatique affleure (Environnement Canada, 1996). Cette contamination peut ensuite se transmettre aux eaux de surface par lessivage et par les drains agricoles ainsi qu'aux puits d'eau potable privés. Les sols les plus susceptibles d'entraîner une contamination des eaux souterraines possèdent les caractéristiques suivantes (Villeneuve *et al.*, 1985):

- faible teneur en matières organiques;
- faible teneur en argile;
- forte perméabilité;
- faible profondeur de la nappe phréatique;
- faible capacité de ruissellement.

Par ailleurs, la facilité avec laquelle un pesticide est lessivé de la surface du sol vers la nappe phréatique dépend aussi de ses propriétés, en particulier de sa vitesse de dégradation dans le sol (par volatilisation, photooxydation, hydrolyse, biodégradation) et de sa solubilité. McRae (1991) établit un classement des matières actives des pesticides en fonction de leur potentiel de lessivage vers les eaux souterraines (tableaux XIX et XX). Ce classement se base sur la valeur GUS des composés. Le GUS est un indice tenant compte du coefficient de partage dans le carbone organique du sol et l'eau (K_{oc}) et de la demi-vie du pesticide dans le sol.

Tableau XVIII : Sommaire des campagnes de mesure de pesticides dans les cours d'eau des régions de culture intensive de maïs. Les pesticides présentés sont ceux utilisés pour la culture du maïs-grain

Bassin et sous-bassin	Superficie en maïs (ha)	Pesticides détectés dans l'eau de surface
Fleuve Saint-Laurent		Atrazine et dérivés ^(1,10) , 2, 4-D ⁽¹⁾ , lindane ^(2,3)
Yamaska	85 110	Atrazine et dérivés ^(4,5,7,8,9,10) , 2, 4-D ^(3,8) , lindane ⁽⁸⁾ , métochloré ^(4,5,9) , diazmon ^(4,8,9) , EPTC ^(3,9) , cyanazine ^(3,9) , linuron ^(3,9) , carbofuran ^(3,9) , butylate ^(3,9) , dicamba ⁽³⁾ , MCPA ⁽³⁾
Salvail	5 270	
Chibouet	5 460	
Barbue	4 730	
Noire	16 600	
Saint-François	3 640	Atrazine et dérivés ^(4,7,8,9,10) , métochloré ^(4,9) , diazmon ⁽⁹⁾ , EPTC ⁽⁹⁾ , cyanazine ⁽⁹⁾ , butylate ⁽⁹⁾
L'Assomption	14 190	Atrazine ^(4,5) , lindane ^(4,8) , métochloré ^(4,5) , cyanazine ⁽³⁾ , carbaryl ⁽³⁾ , diazmon ⁽³⁾ , EPTC ⁽³⁾ , MCPA ⁽³⁾ , linuron ⁽³⁾ , dicamba ⁽³⁾ , 2, 4-D ⁽³⁾ , carbofuran ⁽³⁾
Saint-Esprit des Ariges	4 170 728	
Saint-Régis	3 430	Atrazine et dérivés ^(3,8,9) , 2, 4-D ^(3,8) , lindane ⁽⁸⁾ , métochloré ^(3,9) , diazmon ^(3,8,9) , EPTC ^(3,9) , cyanazine ^(3,9) , linuron ^(3,9) , butylate ⁽⁹⁾ , dicamba ^(3,9) , chlorpyrifos ⁽³⁾ , MCPA ⁽³⁾ , carbofuran ⁽³⁾
Richelieu	13 800	Atrazine et dérivés ^(4,5,9,10) , lindane ⁽⁴⁾ , métochloré ^(4,5, 9) , EPTC ^(3,9) , cyanazine ^(3,9) , linuron ^(3,9) , diazmon ⁽³⁾ , butylate ^(3,9) , dicamba ^(3,9) , carbaryl ⁽³⁾ , carbofuran ⁽³⁾ , MCPA ⁽³⁾ , MCPBE ⁽³⁾ , 2, 4-D ⁽³⁾
de la Tortue	8 000	
	2 430	Atrazine et dérivés ^(4,8,9) , 2, 4-D ⁽⁸⁾ , lindane ^(4,8) , métochloré ^(4,8,9) , diazmon ^(4,8,9) , EPTC ⁽⁹⁾ , cyanazine ⁽⁹⁾ , linuron ⁽⁹⁾ , butylate ^(8,9) , dicamba ⁽⁹⁾ , chlorpyrifos ⁽⁹⁾ , carbaryl ⁽⁴⁾
Bayonne	3 190	Atrazine et dérivés ⁽³⁾ , EPTC ⁽³⁾ , cyanazine ⁽³⁾ , métochloré ⁽³⁾
Nicolet	18 797	Atrazine et dérivés ^(4,5) , cyanazine ⁽³⁾ , métochloré ^(4,5) , dicamba ^(4,5) , diazmon ⁽³⁾ , chlorpyrifos ⁽³⁾ , EPTC ⁽³⁾ , MCPA ⁽³⁾ , linuron ⁽³⁾ , 2, 4-D ⁽³⁾
Saint-Zéphirin	2 930	
Saint-Jacques		Atrazine et dérivés ⁽⁸⁾ , 2, 4-D ⁽⁸⁾ , lindane ⁽⁸⁾ , diazmon ⁽⁸⁾
Delisle	6 900	
Beaudette	2 600	
Bécancour	2 310	
Châteauguay	20 291	
des Fèves	2 250	

Remarque : Les pesticides indiqués en caractères gras ont présenté des dépassements du critère de qualité pour la protection de la vie aquatique (toxicité chronique).

Sources : adapté de Rondeau (1996) et Giroux *et al.* (1997). Références citées : 1) Duval et Gauthier (1986); 2) Germain et Langlois (1988); 3) Rondeau (1993); 4) Rondeau (1997); 5) Giroux *et al.* (1997); 6) Primeau et Grimard (1990); 7) Maguire *et al.* (1989); 8) Forrest et Caux (1990); 9) Berryman et Giroux (1994); 10) Lermieux *et al.* (1995).

Tableau XIX : Classement des valeurs GUS

Classes	Indice GUS	Potentiel de lessivage
C	> 2,8	Fort
B	1,8 - 2,8	Moyen
A	1,0 - 1,8	Faible
AA	0 - 1	Très faible
AAA	0	Nul

Source : McRae (1991)

Tableau XX : Potentiel de lessivage des pesticides selon l'indice GUS

Pesticide	Groupe	Potentiel de lessivage
2, 4-D	Chlorophénoxyacétique	C
Atrazine	Triazine	C
Bromoxynil	Dérivé phénolique	AA
Butylate	Thiocarbamate	A
Captane	Dicarboximide	A
Carbaryl	Carbamate	A
Carbofuran	Carbamate	C
Chlorpyrifos	Organophosphoré	AA
Cyanazine	Triazine	B
Diazinon	Organophosphoré	A
Dicamba	Dérivé d'acide benzoïque	B
Diclofop-méthyl	Divers	AAA
EPTC	Thiocarbamate	A
Fonofos	Organophosphoré	A
Glyphosate	Dérivé d'acide aminé	AAA
Lindane	Organochloré	B
Linuron	Urée substituée	B
MCPA	Chlorophénoxyacétique	C
Métolachlore	Acétamide	C
Phorate	Organophosphoré	AA
Séthoxydime	Divers	A

Source : McRae (1991)

Les réservoirs d'eau souterraine sont d'une pureté et d'une qualité qui leur viennent de leur long séjour dans le milieu souterrain où une filtration se fait de façon naturelle. Vu la faible vitesse de déplacement des eaux souterraines, l'apparition de la contamination se fait plus tard que dans les eaux de surface. Les spécialistes reconnaissent toutefois, qu'en raison de l'utilisation abondante et depuis de nombreuses années des pesticides, la probabilité de contamination des aquifères s'en trouve passablement accrue (Villeneuve *et al.*, 1985).

De plus, le phénomène de contamination des eaux souterraines retient l'attention, car le nombre de cas de contamination des puits se fait de plus en plus présent. Des études ont permis de déceler une quinzaine de pesticides dans les eaux souterraines au Québec (Chevalier, 1993). Dans les basses terres du Saint-Laurent où l'on pratique une culture du maïs, cinq puits sur 28 montraient des résidus entre 0,01 et 0,15 µg/L d'atrazine (Giroux, 1995). À Sainte-Catherine, près des cultures de pommes de terres, des résidus de carbofuran et de metribuzine, avec des concentrations supérieures à 10 µg/L, ont été détectés dans des prises d'eau municipales et des puits de faible profondeur (Ministère de l'environnement, 1992). Ces concentrations sont, par contre, inférieures aux normes établies pour la consommation d'eau potable.

Une fois dans les cours d'eau, les pesticides peuvent être séquestrés par les sédiments ou absorbés par les végétaux et la faune aquatique. La contamination des cours d'eau par les pesticides se fait peu de temps après leur application sur les sols, soit en mai et juin, ce qui correspond à la période de frai des poissons. Ainsi, les pesticides peuvent nuire à la survie des œufs (Cossette *et al.*, 1988). Situés au bout de la chaîne alimentaire, il est généralement admis que les poissons absorbent l'ensemble de la contamination qui peut survenir dans l'écosystème (Paul et Laliberté, 1985).

Certaines populations d'insectes aquatiques sont affectées par les organophosphorés et les carbamates, mais elles recommencent à proliférer peu de temps après la disparition des pesticides (Brown, 1978).

Certaines espèces développent des résistances naturelles aux herbicides, ainsi, l'utilisation répétée d'herbicides peut détruire sélectivement les individus qui y sont sensibles et accroître la population des individus résistants.

b) *Contamination des écosystèmes terrestres*

Les sols qui supportent une multitude d'espèces vivantes sont très sensibles aux effets des pesticides. L'impacts des pesticides sur les écosystèmes terrestres dépendront de la nature du sol, de sa faune et de sa flore, de la dose et de la nature chimique du pesticide appliqué sur le sol. Lorsqu'un pesticide entre en contact avec le sol, plusieurs processus chimiques, physiques et biologiques s'activent :

Les processus physiques

- la volatilisation dans l'atmosphère;
- l'absorption plus ou moins réversible par des particules d'argiles ou par des matières organiques;
- la lixiviation avec la percolation de l'eau vers la nappe d'eau souterraine;
- l'érosion de surface avec les eaux de ruissellement.

Les processus chimiques

- la photodécomposition;
- la dégradation chimique.

Les processus biologiques

- l'absorption par les organismes du sol ou par les plantes;
- la biodégradation par des micro-organismes.

Ces processus auront pour but de favoriser la dégradation, la transformation ou le transport des pesticides. L'efficacité de ces processus dépend des caractéristiques physico-chimiques des pesticides, de la nature du sol ainsi que de la faune et la flore qui résident sur ce sol. Mais avant d'être devenus complètement inactifs, d'avoir quitté le sol ou d'être dégradés, les pesticides auront le temps de contaminer le sol et de dégrader l'écosystème.

La persistance des pesticides est affectée, avant tout, par la solubilité et la biodégradabilité du pesticide. Ainsi, un pesticide très peu soluble dans l'eau sera absorbé par les particules et résidera au même endroit pour une plus longue période de temps, contrairement aux pesticides solubles qui seront transportés sur de grandes distances avant de se dégrader complètement. Les caractéristiques des sols affecteront également la mobilité des pesticides.

Le rôle de la microfaune sur la circulation des pesticides dans l'environnement prend son importance dans la formation de galeries souterraines qui permet la circulation de l'air et de l'eau contaminés (MENVIQ, 1986). L'impact des pesticides a un rôle significatif sur la population de la microfaune (Sharom *et al.*, 1981) soit directement par la mort de ceux-ci ou indirectement, en perturbant leur environnement et en éliminant leur nourriture (Calvet *et al.*, 1977). Une fois disparue, cette microfaune ne permet plus la formation de l'humus et la dégradation de la matière organique.

La population microbienne est une source de dégradation naturelle des pesticides présents dans le sol. Une utilisation simultanée ou successive de plusieurs pesticides dans le sol peut donner lieu à des effets synergiques qui augmentent considérablement la toxicité des produits. Ainsi, la dégradation ponctuelle des pesticides peut être considérablement retardée (Kaufman *et al.*, 1970).

c) *Effets sur la santé humaine*

De façon générale, la population n'est exposée qu'à de faibles doses de pesticides dans l'environnement ou par l'ingestion d'aliments. Elle peut être également en contact avec certains pesticides qui sont utilisés dans le domaine de la santé publique. Par contre, on peut entrer en contact avec des pesticides par négligence. Ces expositions sont souvent dues à de mauvaises manipulations des produits: l'utilisation d'ustensiles culinaires pour faire le mélange ou mesurer les doses de pesticides, le mauvais entreposage, l'absence de protection lors d'application des pesticides ou le non respect du dosage recommandé par le manufacturier. Certaines personnes, par leurs activités, peuvent s'exposer à de fortes doses de pesticides et avoir une bioaccumulation: les pêcheurs qui consomment leurs prises faites dans des cours d'eau qui dépassent les normes recommandées de pesticides, les opérateurs agricoles mal protégés qui appliquent les pesticides, les fœtus et les bébés allaités par des mères qui ont bioaccumulé des pesticides.

Le nombre de cas d'empoisonnement aux pesticides signalés est souvent plus petit que le nombre réel. Une étude prospective faite au Java Centrale montre qu'au moins 21 % des opérateurs agricoles qui appliquent les pesticides ont eu au moins un des trois symptômes causés par l'empoisonnement des pesticides : troubles neurologiques, intestinaux et respiratoires. Seulement, 9 % des cas ont été officiellement rapportés (Kishi *et al.*, 1995).

Des études faites sur la santé montrent qu'il y a un lien entre l'exposition aux pesticides et l'augmentation de maladies et de mortalité (Repetto et Baliga, 1996). On peut citer celles sur la mortalité et les pesticides faites aux Philippines, qui montrent que le taux de mortalité augmente chez les fermiers qui ont travaillé dans les champs. En contrepartie, le taux de mortalité a baissé chez les femmes qui sont restées à la maison et les habitants du village. Cette pointe du taux de mortalité chez les cultivateurs coïncide avec la période d'épandage des pesticides (Loevinsohn *et al.*, 1993).

Durant les années 1970-1980, les études cliniques ont mis l'emphase sur les effets des pesticides sur le système immunitaire des personnes exposées. Des mesures ont été faites pour déterminer le potentiel immunotoxique des pesticides en mesurant le rapport d'anticorps des personnes et en dénombrant le nombre de globules blancs. Les résultats ont montré qu'au moins un de ces paramètres avait changé lorsque les groupes d'études étaient exposés aux pesticides. De plus, la présence d'enzymes bactériologiques retrouvés dans la salive et le sang des personnes montre que les défenses extérieures comme la peau et les muqueuses ont été altérées.

Avec un système immunitaire affaibli, les personnes exposées aux pesticides ont un risque plus élevé d'avoir un cancer. Ces cancers se retrouvent habituellement chez les personnes dont le système immunitaire a été volontairement affaibli pour réduire le risque de rejet d'une transplantation.

Un contact aux pesticides peut provoquer une réaction temporaire du système immunitaire, qui sera appelée une allergie. Ces allergies peuvent causer des irrptions cutanées, de l'asthme et dans des cas extrêmes, une perte de conscience.

Les femmes enceintes ayant un système immunitaire déficient sont sujettes à avoir des infections aux systèmes reproductif et urinaire. Le fœtus, dont le système immunitaire n'est pas encore complètement formé, n'est protégé des infections de sa mère que par le placenta. L'utérus produit une substance qui empêche les anticorps de la mère d'attaquer le fœtus, ce qui le rend sujet aux infections.

Les bébés de bas âge ne produisent pas encore tous les anticorps qui leur sont nécessaires et les prennent en grande partie du lait maternel. Si ce lait a une faible teneur en anticorps, l'enfant sera plus sujet aux infections. Chez le bébé, les cellules qui constituent la défense du système respiratoire en éliminant les aérosols des poumons, ne sont pas présentes à la naissance et fonctionnent mal durant les premières semaines. Ainsi, les enfants sujets aux infections pulmonaires fréquentes, possèdent un système immunitaire incapable de répondre aux invasions des bactéries.

d) Autres produits associés aux pesticides

Les pesticides, une fois dispersés dans l'environnement, se dégraderont plus ou moins rapidement par divers moyens (chimique, biologique, photochimique) (tableau XVI). La dégradation de ces produits ne les rendra pas toujours inoffensifs, au contraire. Certains pesticides et leurs dérivés tels les carbamates (se transformant en nitrosamines) et les diazions (se transformant en TEPP, i.e., du pyrophosphate de tetraethyle), se dégraderont en des produits plus toxiques ou plus persistants dans l'environnement que les pesticides d'origine. Selon Lerch *et al.* (1998), l'atrazine peut se dégrader en hydroxyatrazine, composé plus persistant dans le sol que l'atrazine lui-même.

La dégradation des pesticides par les micro-organismes dans le sol peut occasionner deux problèmes. Le métabolisme bactérien peut inactiver le pesticide appliqué, le rendant inutile. Il peut également produire des composés plus toxiques (Brown, 1978). En fait, plusieurs bactéries ou champignons microscopiques utilisent littéralement certains pesticides comme nutriment. Ces groupes possèdent des capacités biochimiques et enzymatiques qui leur permettent de s'attaquer aux BPC et aux pesticides organochlorés.

2.4 Effets de l'agriculture sur la biodiversité

L'urbanisation se fait sentir partout dans le monde et le Québec n'y a point échappé au cours des dernières années. Pour freiner la spéculation des terres agricoles particulièrement fertiles, le gouvernement du Québec a adopté, en décembre 1978, la *Loi sur la protection du territoire agricole*.

Les terres agricoles abritent une grande diversité comparativement aux villes. Les cultures sont souvent sources d'approvisionnement pour des espèces dont la population est en croissance. La grande oie des neiges dont la population était de 3 000, au commencement du siècle, a vu ses effectifs passer à près de 500 000 au début des années 1990. Elle s'alimente, lors de sa migration, dans les champs des cultivateurs. De son côté, le cerf de Virginie a profité du déboisement des forêts denses et de l'expansion des prairies. Son alimentation constituée de bourgeons et de ramilles d'arbres, prend avantage de la disponibilité de pommes, de fraises, de céréales, de trèfles et de luzerne cultivés.

Malgré la croissance de certaines populations d'espèces animales, force d'admettre que leur environnement a complètement changé. Vivant autrefois dans des forêts possédant une diversité de végétaux, de mammifères et d'insectes, ces espèces se retrouvent maintenant dans des champs de monoculture où toute intrusion de peste est contrôlée à l'aide de produits chimiques. Elles sont désormais obligées de quitter les terres agricoles à la recherche de nouvelles sources de nourriture. Les espèces qui persistent autour des terres cultivées, sont susceptibles d'endommager ou de détruire les récoltes, attirant ainsi les foudres des fermiers.

a) Utilisation des diverses pratiques culturales sur la biodiversité en milieu agricole

La productivité exigée des sols arables et le stress qu'a l'utilisation d'engrais, de pesticides et de machineries lourdes constituent les principales causes des effets néfastes des diverses pratiques culturales sur la biodiversité en milieu agricole (Environnement Canada, 1994).

L'utilisation de machineries lourdes et le labourage sur les sols affectent ses propriétés physiques dont sa teneur en eau, son aération, son compactage, sa porosité et sa température. Les plantes réagiront différemment à de telles propriétés physiques modifiées (Environnement Canada, 1994).

Le labour des sols et l'emploi de machineries sur des terres trop humides peuvent entraîner la détérioration de celles-ci et être lourdes de conséquences, surtout en baisse de rendement des récoltes. La perte de la matière organique, causée par l'érosion, favorise le compactage, l'imperméabilité et la dégradation de la structure du sol. L'eau, au lieu de pénétrer dans le sol, ruisselle et provoque l'érosion et une perte de la matière organique. On estime que le sol peut se renouveler normalement à un taux de 0,8 mm par année. Une perte de sol supérieure à ce taux de renouvellement est susceptible d'appauvrir celui-ci. Le ruissellement contribue également à une diminution de la réserve d'eau dans le sol le rendant plus sensible aux sécheresses. Par contre, lorsqu'on utilise le labour dans un but de conservation, on peut voir une augmentation du nombre d'herbes non désirables résultant en un emploi plus abusif des herbicides. On doit atteindre un juste compromis entre la conservation et l'utilisation des herbicides (Environnement Canada, 1994).

- Effets sur la biodiversité végétale

L'incidence sur la croissance de la végétation de l'utilisation de la machinerie varie énormément selon la perturbation effectuée sur le sol. Un labour en profondeur permet aux graines des herbes non désirées de remonter à la surface. Ainsi, on voit une recrudescence de la croissance des végétaux qui ont besoin de lumière pour faire germer leurs graines. Par contre, le compactage du sol et l'abaissement de la réserve d'eau provoquent chez les graines un ralentissement de leur germination et la maturation des plants se fait plus tardivement (Environnement Canada, 1994).

- Effets sur la biodiversité des invertébrés

Le labourage des sols entraîne une baisse importante de la population des invertébrés. Vu la facilité qu'ils ont à se multiplier, leur population revient à la normale dans les six mois suivant le labour. Comme ces invertébrés constituent un maillon important dans la chaîne du recyclage des éléments nutritifs, cette baisse marquée et momentanée de ce mécanisme de recyclage aurait tendance, malgré tout, à provoquer à long terme un appauvrissement des terres (Environnement Canada, 1994).

- Effets sur la biodiversité aquatique

Les particules érodées se retrouvent dans les cours d'eau, accentuant la turbidité. La baisse de lumière causée par la turbidité agit sur la baisse de la production primaire, qui a besoin de lumière pour se développer, et modifie la composition du phytoplancton. Avant de se poser sur le fond des cours d'eau, la matière en suspension obstrue les branchies des poissons, en réduit le bon fonctionnement et peut occasionner la mort des poissons. Une fois déposées au fond des cours d'eau, les particules en suspension devenues sédiments recouvrent les œufs de frais causant leur asphyxie (Environnement Canada, 1994).

b) Utilisation d'engrais

L'utilisation du fumier/lisier est bénéfique pour les sols afin d'en améliorer les caractéristiques physiques et pour son amendement. Étant donné que les sols ont une limitation dans la capacité d'absorption des engrais chimiques et biologiques, une surfertilisation augmente considérablement la probabilité de contamination des cours d'eau par l'érosion et le lessivage des sols (Chevalier, 1993).

- Effets sur la biodiversité végétale

L'apport d'engrais favorise la croissance des végétaux, mais semble favoriser les espèces hautement compétitives en entraînant la mort des autres espèces par étouffement. À l'opposé, les sols moins fertiles abritent un plus grand nombre d'espèces mais en moins grande quantité pour chacune d'entre elle (Environnement Canada, 1994).

- Effets sur la microfaune du sol

Selon certaines études, l'application d'engrais chimiques diminue la microfaune qui recycle les éléments nutritifs. Par contre, l'utilisation d'engrais organiques tels que le fumier/lisier augmente considérablement la microfaune qui s'occupe de leur décomposition (Environnement Canada, 1994).

- Effets sur la biodiversité des vertébrés

La croissance et l'augmentation du couvert végétal due à l'application des engrais profitent aux animaux brouteurs et semblent être appréciées par divers mammifères sauvages et oiseaux si on se fie à l'augmentation sensible de leur population dans ces conditions (Environnement Canada, 1994).

- Effets sur la biodiversité aquatique

La surfertilisation et la monoculture augmentent la probabilité de lessivage des sols. Ainsi, les engrais se retrouvent dans les cours d'eau. Le phosphore entraîné dans les sédiments contribue à l'eutrophisation des plans d'eau tandis que les nitrates sont une source de danger pour la santé humaine et animale (Environnement Canada, 1994).

c) Utilisation de pesticides (effets sur des organismes non visés)

Lorsqu'on applique des pesticides, ceux-ci peuvent atteindre des organismes que l'on ne voudrait pas atteindre. Les effets d'une exposition aux pesticides chez les organismes non visés sont très variables, allant de la simple irruption cutanée à la mort. Le paramètre le plus utilisé pour évaluer la toxicité d'un pesticide est le CL_{50} (concentration létale médiane), défini comme la concentration d'une substance dans l'eau. Il permet d'expliquer, estime-t-on, la mort chez 50 % des organismes exposés. Les données sur la toxicité (tableau XXI) ne peuvent à elles seules indiquer l'impact réel d'un pesticide sur les organismes non visés (Matsumura, 1975). L'exposition soudaine et temporaire aux pesticides n'entraînent pas d'effets permanents sur les systèmes atteints. Ce sont les expositions prolongées et répétées qui poseront des risques sur l'environnement et l'écosystème (Matsumura, 1975).

Tableau XXI : Toxicité des pesticides sur les organismes non visés

Pesticide	Abeille	Crustacé	Insecte	Mollusque	Plant	Poisson	Oiseau
Herbicide							
2, 4-D	bas à médium		bas			bas à très élevé	bas à élevé
Atrazine	médium	élevé	bas à haut	sévère		médium à très élevé	bas à médium
Bentazon	non dangereux					bas	médium
Dicamba	médium à élevé	élevé				bas à médium	médium
Mecoprop	bas à médium						
Insecticide							
Carbaryl	très élevé	haut à très élevé	très élevé	médium à élevé	toxique	médium à très élevé	bas à haut
Chloropyrifos	très élevé	très élevé	très élevé		toxique	très élevé	élevé à très élevé
Diazinon	très élevé	très élevé	très élevé		toxique	très élevé	très élevé
Fongicide							
Captane	bas à élevé					médium à très élevé	bas à médium

Source : Rainer et French (1985)

- Effets sur la biodiversité végétale

Pour ce qui est de la flore, il existe trois voies d'entrées des herbicides dans les plants : par le feuillage, la tige et les racines. L'utilisation massive de pesticides n'est pas sans causer des interférences dans le métabolisme des végétaux et de la photosynthèse. Étant donné que ces processus jouent un rôle important dans la croissance des plants, toute modification à ces processus est susceptible d'apporter des modifications dans le rendement des plants (Murthy, 1983). L'effet phytotoxique est complexe et n'est pas complètement connu (Brown, 1978). L'utilisation des herbicides peut entraîner la disparition de plusieurs espèces végétales, autant du côté aquatique que terrestre, souvent utile du point de vue environnemental. Par contre, elle peut avoir des effets contraires à ceux voulus: 8 à 10 % des agriculteurs ont déjà subi des pertes totales ou partielles de leurs récoltes, en raison d'un mauvais taux d'application de pesticides (MENVIQ, 1986).

- Effets sur la faune et la microflore du sol

Les pesticides affectent non seulement les espèces considérées comme nuisibles, mais également celles qui sont utiles à l'environnement. Les insectes entomophages (qui se nourrissent d'insectes dont certains sont nuisibles) ainsi que les lombriciens (e.g., ver de terre) sont des espèces affectées par les pesticides (MENVIQ, 1986).

Il est difficile d'énoncer les effets généraux des pesticides sur la microflore du sol, car, ceux-ci peuvent, dans certains cas, avoir des effets stimulants, neutres ou dépressifs, de courte ou de longue durée (Calvet *et al.*, 1977). Il est démontré que certains pesticides, en détruisant la microflore et la faune du sol, peuvent intervenir sur le processus naturel de dégradation des pesticides dans le sol en les rendant inutiles, ou produire des composés plus toxiques (Brown, 1978).

- Effets sur la biodiversité des invertébrés (insectes, ...)

Les insecticides ne tuent pas seulement l'organisme visé et considéré comme nuisible, mais peuvent également éliminer une variété d'autres organismes, incluant des insectes bénéfiques et divers prédateurs naturels.

Les pesticides peuvent agir également de façon indirecte sur les insectes bénéfiques en éliminant les populations d'insectes nuisibles qui sont la source de leur nourriture et également celle des oiseaux et des mammifères. Non seulement, les insectes prédateurs sont affectés par les pesticides, mais leur approvisionnement en nourriture devient problématique. Lorsque l'effet actif du pesticide est terminé, la population d'espèces nuisibles se rétablira plus rapidement que la population de prédateur, en raison des différences dans l'approvisionnement en nourriture. Les insectes nuisibles peuvent alors se multiplier et créer une seconde infestation (Brown, 1978).

Parmi les insectes bénéfiques, nous comptons les insectes pollinisateurs qui représentent une grande valeur économique. La contamination des insectes pollinisateurs peut se faire par contact direct avec le pesticide ou par contact au pollen, nectar ou à l'eau contaminée. Ces produits, sources de nourriture pour les insectes, une fois contaminés et apportés à la colonie, pourront mettre cette dernière en péril.

- Effets sur la biodiversité des vertébrés (oiseaux, mammifères, amphibiens, reptiles)

Pour ce qui est des oiseaux, des études *in vitro* permettent de constater qu'il y a de grandes différences d'une espèce à l'autre et également au sein de mêmes espèces. A titre d'exemple, le tableau XXII montre la quantité de carbaryl requise pour obtenir une toxicité aiguë (DL₅₀) chez plusieurs espèces d'oiseaux.

L'utilisation des pesticides a causé le déclin de nombreuses populations aviennes (Brown, 1978). En Amérique du Nord, on dénombre beaucoup de cas de mortalité due à l'ingestion de nourriture contaminée par des organochlorés chez plusieurs espèces d'oiseaux. Les organophosphorés sont caractérisés par une toxicité chronique importante résultant en une perte de poids chez les poussins et parfois la mort (Brust *et al.*, 1971).

Tableau XXII : Toxicité aiguë chez plusieurs espèces d'oiseaux

Espèces d'oiseaux	Quantité de Carbaryl par poids d'oiseau (mg/kg) pour atteindre le DL ₅₀
Mallard	2179
Faisan	707
Coturnix	2 290
Pigeon	1 000-3 000
Oie du Canada	1 790

Source : Tucker et Cabtree (1970)

Plusieurs cas de mortalité due aux pesticides ont été signalés chez certaines espèces de mammifères. Mentionnons notamment que des cas d'empoisonnement accidentels d'animaux domestiques surviennent assez fréquemment, en raison de la manipulation, de l'entreposage et de l'utilisation non sécuritaire des pesticides (McEwen et Stephenson, 1979).

De nombreuses études effectuées en laboratoire montrent que l'exposition des mammifères à de fortes doses de pesticides entraîne une modification de la production d'enzymes, le rythme de croissance, la reproduction, le niveau général d'activité et l'apparition de tumeurs. Par contre, dans les milieux naturels, l'épandage normal de pesticides organophosphorés et de carbamates a peu d'influence sur le taux de mortalité des populations de petits mammifères sauvages vivant dans des environnements agricoles ou forestiers (Brown, 1978). Les seules réductions significatives de population sont dues aux effets indirects, soit la baisse de nourriture disponible.

- Effets sur la biodiversité aquatique

La quantité de pesticides que les poissons vont accumuler à l'intérieur de leurs tissus, après une exposition, est fonction du niveau et de la durée de l'exposition, de la voie d'exposition, de la nature du pesticide et de la capacité du poisson à éliminer ou à métaboliser le produit (Matsumura, 1975).

L'effet de toxicité du pesticide dépend de divers facteurs : la température de l'eau, l'âge du poisson, la durée de l'exposition, le degré de salinité, la quantité et la nature des pesticides. La toxicité des pesticides varie également selon les différentes espèces (McEwen et Stephenson, 1979). En plus de causer la mort de certaines espèces (tableau XXIII) les pesticides peuvent affecter le fonctionnement des organes sensoriels des poissons. Chez le saumon de l'Atlantique, sa perception de la température de l'eau ambiante est changée, ce qui l'amène à frayer dans des eaux plus chaudes diminuant la chance de survie des alevins. La truite arc-en-ciel sera hyperactive lors de contacts avec du diazinon et le rythme respiratoire change chez certaines espèces de poissons à la suite d'exposition à des pesticides organophosphorés (MENVIQ, 1986).

Tableau XXIII : Concentration létale médiane chez plusieurs espèces de poissons, valeur du CL₅₀ pour 96 heures en ppb

Espèce	Carbaryl	Lindane	Captane
Barbue de rivière	15 800	44	77,5
Crapet arlequin	6 760	68	72
Barbotte brune	2 000	64	
Omble de fontaine			34
Cyprin doré	13 200	131	
Tête de boule	14 600	87	65
Carpe	5 280	90	
Perchaude			120
Centrarchidae	11 200	83	
Achigan à grande bouche	6 400	32	
Truite arc-en-ciel	4 340	27	
Truite brune	1 950	2	
Saumon coho	764	41	
Perche jaune	745	68	

Source : Macek et McAllister (1970)

d) Problème du développement de résistance aux produits

Les insectes représentent la forme de vie la plus imposante sur la terre et possède une très grande diversité. Cette diversité est attribuée à leur grande capacité d'adaptation. Plusieurs d'entre eux présentent un taux de reproduction très élevé. La succession des générations s'effectue à un rythme très rapide favorisant ainsi la sélection naturelle. Les insectes possédant la capacité de résister aux divers pesticides se reproduiront plus facilement et donneront leur bagage génétique à leur descendance. C'est ainsi que se fait l'adaptation des insectes aux milieux de vie et aux divers pesticides utilisés (Van den Bosch, 1978).

Chez les plantes, certaines espèces développent une résistance naturelle aux pesticides. L'utilisation répétée de ces herbicides peut détruire sélectivement les individus qui y sont sensibles et accroître la population des individus résistants.

Chapitre 3. Évaluation de l'impact environnemental de la culture de maïs à des fins de production d'éthanol

L'éthanol est un alcool qui provient de la fermentation de biomasse. Cet alcool peut servir comme carburant ou comme additif dans l'essence ordinaire. L'utilisation d'une proportion de 10 % d'éthanol dans l'essence peut réduire jusqu'à 10 % les émissions de dioxyde de carbone et 30 % du monoxyde de carbone. À l'heure actuelle, le maïs est utilisé à 95 % comme matière première dans les usines de production d'éthanol en Amérique du Nord.

Dans ce chapitre, on abordera brièvement la problématique de la production d'éthanol, pour des fins énergétiques, les méthodes de production de l'éthanol, ses répercussions sur la production de maïs et ses effets environnementaux.

3.1 Projet de production d'éthanol au Québec

L'activité agricole à des fins énergétiques (énergie verte) est de plus en plus généralisée dans certains pays. Le cas le plus connu est celui du Brésil qui produit à partir de la culture de la canne à sucre une portion importante de sa demande en énergie. Depuis quelques années, des cultures de céréales et de maïs servent aux États-Unis et au Canada à la production d'éthanol.

La province de l'Ontario compte déjà deux usines. La première usine est située à Tiverton produisant 23 millions de litres d'éthanol par année à partir du maïs, tandis que la seconde se trouve à Chatham et produit actuellement 150 millions de litres/année (figure 11). Une troisième usine, située à Cornwall, est en cours de planification.

Au Québec, l'énergie verte devient également intéressante pour répondre aux prérogatives environnementales et économiques liées aux problèmes du réchauffement global et à la pollution urbaine en plus d'assurer un marché domestique stable pour le maïs-grain tout en acquérant une certaine indépendance énergétique.

Dans ce contexte, le Québec annonçait l'implantation en banlieue de Montréal (Varenes) d'une usine de production d'éthanol. Cette usine aurait la capacité de produire 150 millions de litres d'éthanol par année à partir de grains de maïs. L'usine produirait au départ 115 millions de litres d'éthanol combustible par année et 35 millions de litres d'alcool industriel. Pour se faire, l'usine achèterait 375 000 tm (15 millions de boisseaux) de maïs des agriculteurs du Québec par année.



Figure 11 : Usine de production d'éthanol de Chatham en Ontario

Source : Commercial alcohols inc., sans autorisation

3.2 Production d'éthanol à partir du maïs

L'éthanol peut être produit à partir de plusieurs matériaux, provenant de la biomasse, contenant des hydrates de carbone. Les matières de base les plus souvent utilisées sont composées principalement d'amidon et d'autres sucres simples. L'usine prévue au Québec compte utiliser le maïs comme matière de base pour sa production.

L'hydrate de carbone est la substance la plus abondante dans la plante et constituant la partie essentielle du système de vie pour leur structure cellulaire, leur fonctionnement et leur production d'énergie. La classification des hydrates de carbone est basée sur le nombre d'unités de monosaccharide (e.g., mono -, di -, tri -, tétra -, et polysaccharides). Presque tous les monosaccharides contiennent cinq ou six atomes de carbone, connus respectivement sous le nom de pentose et hexose. Ce sont ces monosaccharides qui peuvent être fermentés. Pour des molécules telles que des di -, tri -, tétra, et des polysaccharides, la molécule doit être décomposée en monosaccharides par hydrolyse avant d'être fermentée. L'hydrolyse est définie comme le processus chimique qui dédouble le lien glycosidique entre deux monosaccharides par l'ajout de l'eau. Le sucrose, un disaccharide, peut être hydrolysé en deux sucres de six carbones, glucoses et fructoses. Le glucose et le fructose peuvent alors être fermentés en alcool (BRIC, 1997).

La biomasse peut également contenir des quantités variables de cellulose, d'hémicellulose, de lignine et d'autres extractifs. La biomasse cellulosique est une chaîne homogène de polysaccharide (polymère d'hydrate de carbone). La cellulose est généralement la plus grande fraction représentant environ 40 à 50 % de la biomasse en poids. La partie d'hémicellulose, quant à elle, représente de 20 à 40 % du poids du matériel. Une molécule de cellulose se compose d'une chaîne linéaire d'au moins 500 molécules de glucose en covalence jointe à une autre par les liens glycosidiques. En revanche, l'hémicellulose est un polysaccharide embranché hétérogène qui est lié étroitement mais non-covalent sur la surface de chaque micro-fibre de cellulose (BRIC, 1997).

La production d'éthanol, à partir de la biomasse, exige la conversion des composés organiques en sucres par l'hydrolyse, suivie de la fermentation des sucres et de la séparation de l'alcool. Il y a deux méthodes existantes pour produire de l'éthanol (figure 12) :

a) Mouture sèche

Dans le procédé de la mouture sèche, la matière de base est broyée sous sa forme sèche afin d'obtenir une fine poudre. La poudre est mélangée avec de l'eau et des enzymes amylase-alpha et passée au four jusqu'à ce que le mélange liquide devienne homogène. La température du four atteint à son sommet 120-150 °C et à la base 95 °C. Après le refroidissement du liquide, des enzymes de glucoamylase sont alors ajoutées pour hydrolyser l'amidon en glucose. Le produit est alors brassé jusqu'à fermentation complète, ce qui est normalement exécuté par la levure sur une période de 48 à 72 heures. Après la fermentation, le liquide contient près de 10 % d'alcool. Ce liquide est alors pompé dans différentes colonnes afin de séparer l'alcool du reste du liquide (distillation). Après la distillation finale, on trouve 96 % d'alcool au sommet de la dernière colonne et les résidus sont évacués à la base des colonnes. L'alcool est alors déshydraté afin d'en retirer la partie restante d'eau avant de mélanger cet alcool avec de l'essence. Cette méthode de production d'éthanol crée deux sous-produits soit du bioxyde de carbone (recueilli et revendu pour fins industrielles) et des solides qui peuvent être séchés et vendus principalement pour l'alimentation du bétail. Le résultat du broyage à sec produit environ 2,6 gallons d'éthanol, 17,5 livres de sous-produits, et de 17 livres d'anhydride carbonique par boisseau de maïs (BRIC, 1997).

b) Mouture humide

Dans le procédé de la mouture humide, seulement l'amidon est fermenté, à la différence de la mouture sèche où tout le maïs est utilisé. L'objectif de la mouture humide est d'obtenir autant de sous-produits du grain de maïs que possible tout en utilisant seulement la fraction la plus aisément fermentable (l'amidon) pour la production d'éthanol. Cette méthode est plus élaborée parce que l'amande peut se séparer en différentes composantes : le germe, la coque, le gluten et l'amidon. Le germe est l'embryon de l'amande du maïs. La coque est la couche dure qui entoure l'amande. Le gluten et l'amidon font un mélange qui forme l'endosperme, ce qui constitue l'intérieur de l'amande.

Dans le broyage par voie humide, le maïs est trempé dans une solution d'eau et de bioxyde de soufre pour une période de 24-48 heures pour relâcher les germes de la coque fibreuse. Les germes sont alors retirés de l'amande et de l'huile de maïs est alors produit avec les germes. L'amidon est retiré de l'endosperme, avant que le processus de fermentation ne commence, et utilisé pour produire de l'éthanol. L'hydrolyse de l'amidon, la fermentation et la distillation sont similaires à la méthode utilisée lors du broyage à sec. L'amidon, lorsqu'il n'est pas utilisé dans la fabrication de l'éthanol, est directement utilisé dans l'alimentation, ou modifié pour une utilisation dans le papier ou pour d'autres fins industrielles. Normalement, un boisseau de maïs utilisé dans le broyage par voie humide peut produire 2,5 gallons d'éthanol, 13,5 livres de fourrage de gluten de maïs à 21 % de protéine, 3 livres de farine de gluten de maïs et 1,55 livres d'huile de maïs. Chaque boisseau utilisé dans le broyage par voie humide contient 5,4 livres de fibre et 1,9 livres de germe (BRIC, 1997).

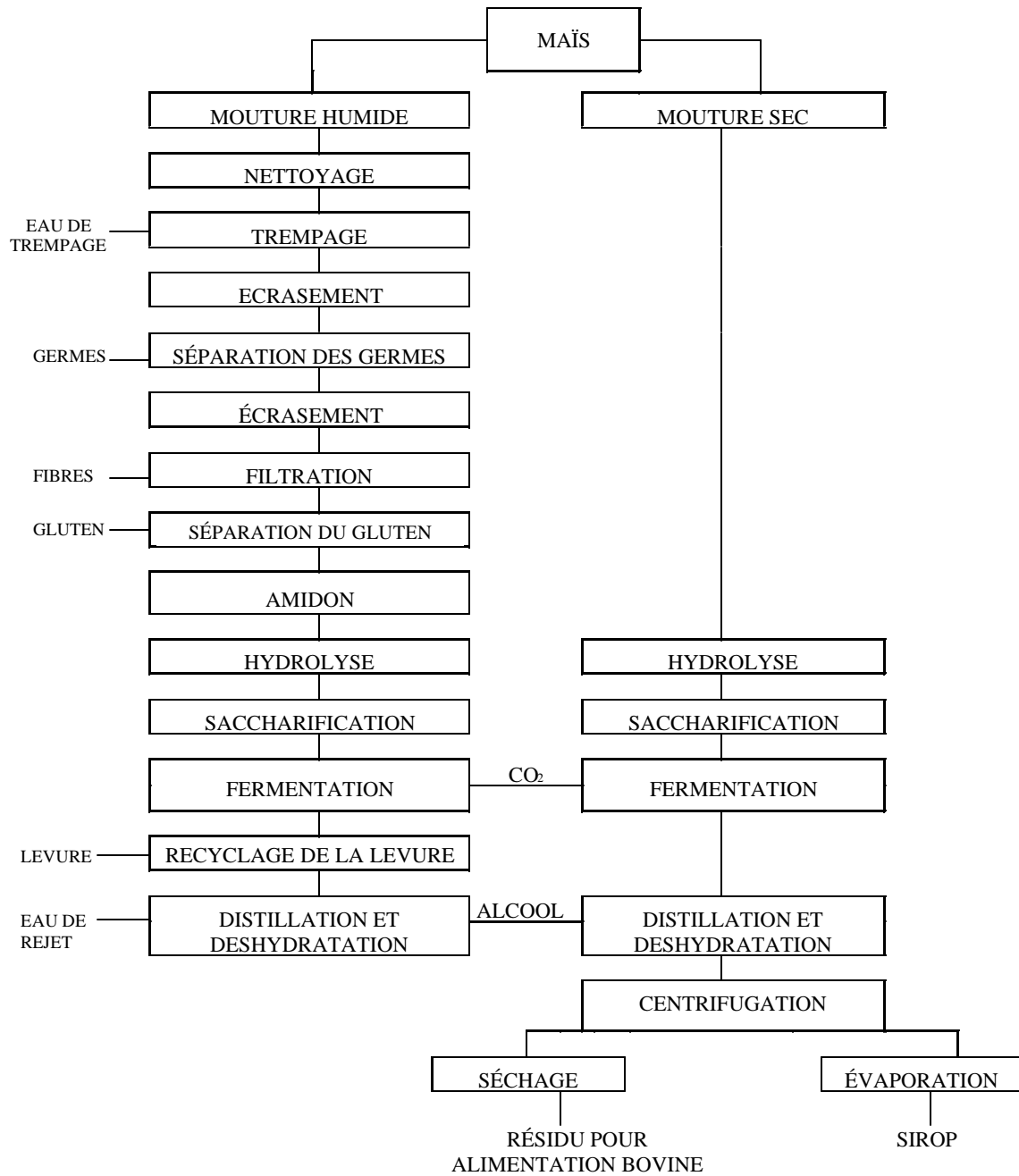


Figure 12 : Production d'éthanol à partir de maïs

Source : BRIC (1997)

3.3 Effets attendus sur la production de maïs au Québec

Selon les analystes des marchés à Agriculture Canada, l'utilisation intérieure du maïs en 1997-1998 aurait été beaucoup plus importante suite à l'essor de la production d'éthanol en Ontario (FPCCQ, 1997b).

La nouvelle demande de 400 000 tm de maïs-grain signifie que les agriculteurs du Québec (plus de 300 producteurs) devront augmenter leur production de près de 19 %, par rapport à la production de 1996-1997, sur une courte période de temps afin de satisfaire à la demande régionale d'approvisionnement en maïs-grain de l'usine d'éthanol. Cette demande pourra être comblée de diverses façons :

a) L'augmentation du rendement des cultures par hectare :

Ce rendement¹ semble difficile à augmenter avec les conditions climatiques présentes au Québec. Le choix d'hybrides plus productifs est possible, car ils sont déjà catalogués (CPVQ, 1998). Le groupe qui prépare ces listes d'hybrides recommande déjà aux producteurs de les utiliser, ainsi on ne pourra pas dans un avenir proche augmenter les rendements à l'aide de ces nouveaux hybrides.

b) Le changement de culture céréalière pour une culture de maïs-grain :

Entre 1984 et 1997, les superficies de cultures de l'avoine, du blé et de l'orge ont subi de légères baisses, soient respectivement, 92 000 ha (56%), 14 000 ha (37%) et 10 000 ha (11%). Pendant ce temps, la superficie du maïs-grain augmentait de 117 000 ha (56%) et l'on commençait la culture du soya (120 000 ha en 1997). Comme le maïs-grain est la plus rentable des plantes industrielles, on peut s'attendre à assister encore à la migration de certaines zones agricoles vers la culture du maïs-grain. Ceci aura un impact sur l'environnement.

c) Le développement de nouveaux champs pour la culture du maïs-grain :

Cet empiétement des champs sur les prairies et les forêts semble inévitable. Entre 1984 et 1997, la superficie des terres consacrées à la culture des céréales à paille a augmenté de 121 000 ha. Un tel empiétement soulève des inquiétudes environnementales.

3.4 Impacts environnementaux potentiels

L'utilisation de l'éthanol comme carburant ou comme additif au carburant ordinaire comporte des avantages environnementaux. Le *Canadian Renewable Fuels Association* (www.greenfuels.org) mentionne qu'une essence composée de 10 % d'éthanol pourrait mener à :

- une réduction nette de 6 % à 10 % du dioxyde de carbone (CO₂) émis vers l'atmosphère en considérant le recyclage du CO₂ lors de la croissance des végétaux;
- une baisse de 30 % des émissions de monoxyde de carbone (CO);

¹ Le rendement au Québec des cultures de maïs par hectare était de 6,6 tm/ha en 1995-1996 et de 7,0 tm/ha en 1996-1997 (comparativement à 7,25 tm/ha et 6,92 tm/ha dans le reste du Canada).

- une réduction des émissions de gaz à effet de serre, responsable du réchauffement de la planète;
- une baisse des précurseurs de l’ozone troposphérique, causant le smog urbain;
- une augmentation de l’indice d’octane de l’essence, réduisant les additifs toxiques utilisés actuellement (e.g., aromatiques);
- une énergie produite à partir de sources entièrement renouvelables, de rejets industriels et de produits des végétaux tels que le grain, le bois et la canne à sucre dans les pays tropicaux.

Bien que la majorité des répercussions atmosphériques connues de l’utilisation de l’éthanol soient bénéfiques¹, on ne doit pas oublier les pressions environnementales additionnelles que l’augmentation des superficies des cultures requises pour la production d’éthanol aura sur l’environnement, la faune et la flore au Québec soient :

- les pratiques agricoles liées à des monocultures comme le maïs-grain contribuent à une dégradation des sols causée par la modification de la structure du sol, la surfertilisation, la perte de matières organiques, l’acidification, l’érosion et la pollution par les métaux lourds (section 2.1);
- les effets néfastes d’une utilisation accentuée des fertilisants et des pesticides (sections 2.2 et 2.3) et;
- les répercussions de l’agriculture sur la biodiversité (section 2.4).

3.5 Mesures de mitigation

a) Dégradation des sols

La dégradation du sol est un problème relié à sa mauvaise utilisation. Certaines mesures peuvent être prises afin de limiter ces impacts et favoriser la production à long terme des terres (tableau XXIV). Il est possible de réduire le compactage des sols, diminuant ainsi la pression exercée par le passage de la machinerie dans les champs, en diminuant la charge par essieu et en employant des pneus à grande portance et des roues tandems. Un bon système de drainage souterrain permet de pouvoir retirer l’humidité du sol tôt au printemps sans avoir à faire des sillons dans le sens de la pente du terrain, afin de faire écouler l’eau, ce qui diminue l’érosion. Une terre moins humide au printemps permettrait de faire passer la machinerie sans compacter le sol, de semer tôt au printemps, et d’allonger la période de culture. L’objectif du travail minimal doit être également visé. En plus de réduire la fréquence du passage de la machinerie, les résidus laissés permettraient d’augmenter la quantité de la matière organique tout en diminuant les risques de compactage et d’érosion.

La matière organique a plusieurs effets bénéfiques pour le sol. C’est pourquoi que l’on doit favoriser des méthodes qui y apportent naturellement de la matière organique. La mise en jachère

¹ De nouvelles études indiquent qu’une augmentation des concentrations de l’éthanol dans l’environnement pourrait augmenter la co-solubilité des composés organiques dans l’eau (e.g., benzène). Cette co-solubilité pourrait ainsi augmenter les transferts de ces polluants vers les milieux aquatiques (source ES&T, janvier 2001).

permet au sol de se régénérer. Au contraire, l'érosion d'un sol à nu emporte la matière organique. La rotation des cultures en utilisant des plantes fourragères et légumineuses permet un apport de matières organiques. Grâce à leur système racinaire important, ces plantes laissent en se décomposant leurs matières organiques dans le sol. Durant la mise en jachère de la terre, la culture d'engrais verts tels que le sarrasin, le millet et l'herbe de Soudan permet de stimuler l'activité des micro-organismes et d'augmenter la teneur en azote du sol tout en diminuant l'érosion. Cette culture d'engrais verts peut être également faite durant les périodes d'inter-cultures. L'apport de matières organiques peut être également fait en ajoutant du fumier/lisier, des boues usées ou des déchets industriels. Par contre, ces derniers contiennent souvent des métaux lourds et divers produits toxiques pour les plantes, les animaux et les humains. On doit donc s'assurer de leur innocuité (Chevalier, 1993).

L'érosion de la matière organique devient un problème lorsque l'on laisse la terre sans protection face aux facteurs d'érosion. Le maintien d'un couvert végétal permanent permet de ne pas laisser le sol à nu et diminue les effets érosifs du vent et de l'eau. L'utilisation de brise-vents permet de diminuer la force des vents et l'érosion éolienne. Ces brise-vents peuvent être constitués de clôtures inertes ou de végétaux. L'utilisation de résineux permet de diminuer efficacement le vent. La culture en bande alternée de deux espèces de végétaux de hauteur différente peut également jouer le rôle de brise-vent. Pour les terrains plats, l'aménagement de rigoles gazonnées permet d'évacuer les eaux à l'extérieur des champs. Ces petites canalisations sont à ciel ouvert et on y cultive des plantes fourragères afin de limiter l'érosion. Pour les terrains possédant une faible pente, la formation de sillon et la culture faite perpendiculairement à la pente réduit la vitesse d'écoulement de l'eau. La présence de sillons empêche l'eau de suivre le sens de la pente et réduit son effet d'érosion. Par contre, cette méthode ne peut s'appliquer sur de fortes pentes où les sillons peuvent se briser et causer des ravinements. La modification du paysage peut être efficace dans ces cas. La création de terrasses dans les pentes réduit les dommages causés par un ruissellement rapide de l'eau.

Tableau XXIV : Relation entre diverses techniques de protection et les principales formes de dégradation des sols

Formes de dégradation	Apport d'amendements organiques	Pratique culturale de conservation	Rotation de culture	Culture de couverture	Culture en bandes alternées	Culture en travers de la pente	Voie d'eau gazonnée	Bassin de captage	Bande riveraine	Terrasse	Brise-vent
Perte de matières organiques	*	*	*								
Dégradation de la structure et compactage	*	*	*								
Érosion hydrique		*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Érosion éolienne		*	*	*	*						*

b) *Contamination des eaux souterraines par les nitrates*

La contamination des eaux souterraines par les nitrates est due à la surfertilisation, aux pertes de lisiers par les fosses et la percolation des eaux nitratées du sol vers les nappes d'eau souterraines. Afin de diminuer le besoin d'ajout de l'engrais, l'utilisation de rotation de culture et de culture d'engrais vert est approprié.

L'utilisation de fumiers/lisiers dans l'agriculture a deux fonctions. L'une est d'éliminer les rejets des animaux qui s'entassent près des fermes et l'autre est de fournir de la matière organique au sol. La mauvaise gestion des applications du fumier/lisier peut n'avoir que de faibles effets bénéfiques sur la culture. Ainsi, l'application du fumier/lisier et des autres engrais chimiques est recommandée de se faire au printemps, lorsque les plantes ont besoin des éléments nutritifs, contrairement à l'automne où les engrais seront simplement lessivés à la fin de l'hiver. L'utilisation de la dose recommandée des fumiers/lisiers limite la contamination des cours d'eau par les nitrates et les micro-organismes due au lessivage. Le surplus de fumiers/lisiers peut être composté pour être utilisé et transporté plus facilement pour des usages domestiques.

c) *Eutrophisation*

L'apport à l'eutrophisation est principalement dû à l'érosion. Les méthodes de prévention de l'érosion réduisent l'apport d'une trop grande quantité de matières en suspension, d'engrais chimiques et organiques et de pesticides qui sont les causes de la détérioration des cours d'eau. L'application des fertilisants et des pesticides devrait se faire en respectant les quantités optimales nécessaires et les distances minimales recommandées.

d) *Contrôle des pesticides*

Les pesticides sont de plus en plus toxiques et dommageables pour l'environnement et la santé humaine. Une agriculture centrée sur la lutte intégrée est de plus en plus envisagée pour mitiger leurs impacts. Cette méthode consiste à gérer les populations des pestes plutôt que de les éliminer (Sill, 1982).

Trouver un pesticide efficace contre chaque ennemi est un but qui est presque impossible à atteindre, c'est pourquoi on se tourne vers une stratégie phytosanitaire. L'application aveugle des pesticides est le premier niveau de lutte qui a été remplacé par le dépistage des insectes ravageurs. Ce n'est qu'une fois dépistés que les produits chimiques sont utilisés aux endroits propices des cultures pour contrer les insectes nuisibles. La lutte dirigée se situe à un point central entre les méthodes d'élimination d'insectes traditionnels et alternatifs. Elle consiste à accepter la détérioration d'une partie des récoltes jusqu'au point économiquement viable avant d'utiliser les produits chimiques. De l'autre côté, il y a la lutte intégrée qui fait appel aux moyens biologiques et biochimiques et qui ne permet qu'une utilisation limitée des produits chimiques.

Un réseau phytosanitaire permet de surveiller la propagation des insectes et des maladies reliées aux plantes et d'en avertir les cultivateurs avant leur entrée dans les champs. Il faut comprendre que ce réseau a peu d'influence sur l'utilisation des herbicides, qui représentent 60 % de tous les pesticides vendus au Québec, car les mauvaises herbes n'ont pas tendance à migrer facilement et elles se trouvent déjà à l'intérieur des sols.

La lutte biologique consiste à utiliser des organismes vivants afin de contrôler les insectes. Cette pratique peut se faire en réduisant le potentiel biotique des insectes, en modifiant leurs comportements et en utilisant des bio-insecticides qui causent leur mort.

La modification du comportement des insectes se fait en plaçant diverses sources de phéromone sexuelle synthétique qui désorientent les mâles reproducteurs. Cette technique comporte certaines limites parce qu'elle est liée aux différentes conditions climatiques et que les caractéristiques du comportement de tous les insectes ne sont pas complètement comprises. L'introduction de mâles stériles ou possédant des caractéristiques génétiques pouvant causer la mort rapide des espèces est particulièrement efficace, mais elle fait l'objet de nombreuses études.

Le bio-insecticide utilise des organismes autres que ceux qu'on veut atteindre pour sa destruction. Parmi les micro-organismes entomopathogènes, on compte deux ou trois virus qui peuvent s'attaquer aux insectes, dont la pyrale du maïs et leur causer une mort rapide. Parmi les bactéries, l'espèce la mieux connue est *Bacillus thuringiensis* (B.t.) qui occupe 90 % du marché. Il existe près de 700 espèces de champignons qui peuvent infecter les insectes sans avoir à être absorbé par le tube digestif. Les vers nématodes, les insectes parasitoïdes et les insectes entomophages s'alimentent des insectes ou leur nuisent empêchant ainsi leur développement.

En plus des produits chimiques et biologiques, le mode de culture peut également affecter la présence des insectes. Choisir un endroit propice à la culture des espèces voulues est le premier facteur dont il faut tenir compte. L'utilisation de certains hybrides peut permettre de modifier la période de semis pour faire coïncider l'arrivée des insectes avec celles de leurs prédateurs naturels. Certains hybrides permettent de récolter les plants durant une période où sont plus sensibles les insectes. Ainsi leurs habitudes seront perturbées. La rotation des cultures permet également d'affecter certaines espèces d'insectes qui se déplacent peu et qui verront leur source de nourriture disparaître. L'utilisation de plantes accompagnatrices qui repoussent naturellement certains insectes font diminuer le nombre d'insectes dans les récoltes.

Il existe également des méthodes biologiques pour se débarrasser des mauvaises herbes. Pour les méthodes culturales, on peut citer la rotation des cultures qui perturbe le cycle des végétaux et prévient leur prolifération. Un labour en profondeur permet de faire remonter à la surface des racines ou des graines de plantes annuelles qui ont besoin de lumière pour commencer leur croissance. Par contre, si le labour n'est pas effectué, ce sont des herbes plus résistantes qui apparaîtront. L'utilisation d'ennemis naturels tels que des mammifères herbivores, des insectes phytophages et de micro-organismes phytopathogènes permet d'éliminer les mauvaises herbes de façon efficace, mais les espèces choisies ne doivent pas être attirées par les cultures à protéger.

En vue de minimiser l'impact sur l'environnement de l'utilisation des produits chimiques, une application sélective ou une pulvérisation en bandes aux endroits affectés doit être utilisée. L'utilisation de ces produits doit être faite de façon à ce qu'ils ne se retrouvent pas dans les points d'eau environnants.

3.6 Intérêts et enjeux

La production de l'éthanol a des implications économiques et sociales. La rentabilité actuelle des projets de production d'éthanol repose sur l'exemption (partielle ou totale) de la taxe d'assises pour l'utilisation de l'éthanol carburant. Aux États-Unis, le Congrès a voté au printemps 1998 le prolongement du programme d'exemption partielle de taxe, qui demeurera en place jusqu'en 2007. Jusqu'à l'an 2000, la taxe était de 0,184 \$US/gallon et le rabais de taxe de 0,054 \$US/gallon (FPCCQ, 1998). La nouvelle loi réduit l'escompte de 0,001 \$US/gallon tous les deux ans (FPCCQ, 1998). Au Canada, une exemption de la taxe d'assises de 0,10 \$/litre est remise sur l'essence remplacée par l'éthanol carburant. En Ontario, une exemption de taxe provinciale de 0,147 \$/litre est accordée sur l'essence remplacée par l'éthanol (CPVQ, 1995).

Ce nouveau débouché industriel, pour l'utilisation du maïs-grain, permettra aux agriculteurs du Québec de stabiliser leurs revenus. Par contre, ils devront réussir à augmenter leurs productions de 19 % afin de satisfaire la demande. Si cette demande n'est pas satisfaite par les agriculteurs du Québec, l'industrie de l'éthanol devra soit diminuer leur production ou chercher de nouveaux fournisseurs.

La production de 150 millions de litres d'éthanol, telle que proposée dans le projet d'usine québécois, demanderait un investissement de 100 millions de dollars sur une période de 18 mois et créerait directement et indirectement 300 emplois, dont 95 dans l'usine. Comparée à la consommation de 7,5 milliards de litres d'essence et au raffinement de 20,3 milliards de litres d'essence faits au Québec, cette production d'éthanol ne représente que 2 % de la consommation et moins de 1 % du raffinement. Ce qui porte à croire que les pertes d'emplois dans le domaine du raffinement seraient nulles ou négligeables. Afin de pouvoir écouler la quantité d'éthanol produit, on aurait besoin de 20 % du marché de l'essence qui contiendrait 10 % d'éthanol (CPVQ, 1995).

L'intérêt que portent les automobilistes à la consommation d'essence contenant de l'éthanol va en s'agrandissant. En 1994, le Québec ne comportait que 6 stations qui distribuaient de l'éthanol dans son essence, à la fin de 1995, on en comptait plus de 80. Du côté de l'Ontario, l'éthanol est disponible dans plus de 200 stations. Cet engouement pour l'éthanol par les automobilistes n'est pas étranger aux avantages que comporte l'utilisation de cet alcool (CPVQ, 1995) :

- elle est approuvée par les manufacturiers automobiles jusqu'à une concentration de 10 %;
- elle augmente l'indice d'octane;
- elle peut remplacer l'essence sans-plomb, plus et super sans plomb;
- elle permet des économies de prix versus l'essence plus et super sans plomb;
- elle est moins polluante;
- elle possède une plus grande efficacité de combustion.

D'un point de vue atmosphérique les bénéfices de l'utilisation de l'éthanol ont été démontrés. Cependant, de nouvelles études indiquent qu'une augmentation des concentrations de l'éthanol dans l'environnement pourrait augmenter la co-solubilité des composés organiques dans l'eau (e.g., benzène). Cette co-solubilité pourrait ainsi augmenter les transferts de ces polluants vers les milieux aquatiques (source ES&T, 2001). Les agriculteurs favorisent l'emploi du maïs-grain comme matière première dans sa fabrication. Par contre, la mauvaise utilisation de pesticides et d'engrais dans cette production de matière première risque de nuire à l'environnement et d'effacer les bienfaits de l'éthanol.

3.7 Voies d'avenir

La production de l'éthanol peut provenir du maïs, mais également de plantes herbacées pérennes (ex. : *switchgrass*), d'arbres cultivés à rotation courte, de patates, de déchets domestiques et de résidus provenant des industries de papier. L'utilisation de copeaux de bois et de déchets permettrait d'utiliser au maximum les matières qui sont inutiles en produisant un combustible écologique sans avoir à produire une matière première qui risque de contaminer l'environnement. Les processus de fabrication de l'éthanol à l'aide des produits autres que le maïs sont semblables à celles du maïs; par contre, ils ne permettent pas d'avoir toujours un mélange homogène et certains produits supplémentaires doivent, être ajoutés ce qui rend plus difficile la production de l'éthanol.

La mise au point de nouveaux pesticides moins rémanents et mieux ciblés permettrait de réduire de façon marquée les charges de pesticides rejetées dans l'environnement par la culture du maïs-grain. Par contre, ces nouveaux produits sont souvent plus toxiques pour les écosystèmes. Différents programmes agricoles font la promotion de la gestion intégrée des pesticides et des techniques d'épandage d'engrais à dose variable. Ces programmes offrent des avantages économiques et écologiques. Toutefois, ils comportent des aspects hautement techniques (systèmes de repérage permettant de définir les dosages optimums d'épandage et de choisir le meilleur moment pour cet épandage; épandages localisés et différenciés, etc.) et on ignore encore dans quelle mesure ils seront acceptés. L'usage de semences d'hybrides de maïs de type *Bacillus thuringiensis* (B.t.), qui sont des grains de maïs génétiquement modifiés (OGM), requiert moins de pesticides pour leur culture, sauf qu'ils soulèvent des questions notamment en ce qui a trait à la santé des écosystèmes et la protection de la biodiversité. L'usage de ces hybrides soulève de plus en plus des débats de société.

D'après une étude réalisée par le Conseil des sciences du Canada (1992), une forme d'agriculture de pointe déréglementée comportant certains aspects de réglementation et des activités de recherche et de planification subventionnées par des fonds publics, constitue le scénario le plus plausible en ce qui concerne l'agriculture viable de demain (Environnement Canada, 1996).

Conclusion

La *Commission mondiale sur l'environnement et le développement (Commission Brundland)* identifia clairement que des problèmes environnementaux menacent directement le développement de plusieurs pays et qu'il était impératif de proposer des stratégies environnementales à long terme pour obtenir un développement durable. Ainsi, le paradigme du **“pensons globalement et agissons localement”** prend dans cette vision une signification indéniable.

Le projet de la culture du maïs aux fins énergétiques s'inscrit dans cette pensée globale. Considérant qu'il y avait en 1994 plus de 3 700 producteurs de maïs, qu'un accroissement des superficies de 400 % a été noté entre 1971 et 1991 et selon la perspective d'une culture de maïs accrue pour la fabrication d'éthanol (servant à la production du « gazol ») dans un proche avenir, la pression pour une utilisation accrue des pesticides axés sur la culture du maïs deviendra très forte. Bien que les ventes des pesticides dans le secteur agricole ont diminué de 16,5 % par rapport à 1992, il en demeure pas moins que les superficies cultivées au Québec représentent plus de 1,6 millions d'hectares sur lesquelles environ 2 300 tonnes d'ingrédients actifs sont utilisés. Ainsi, 2,7 kg/ha de pesticides sont utilisés dans la culture autre que fourragère, notamment celle du maïs. Les recherches ont clairement démontré que les pesticides liés à la culture du maïs peuvent contaminer l'environnement régional et global.

Il devient donc essentiel de bien comprendre la problématique et d'évaluer l'impact environnemental potentiel de la production de maïs à des fins de production énergétique (e.g., éthanol) permettant des choix stratégiques durables liés à la planification environnementale liée à la culture de maïs au Québec.

Références

- ACTON, D.F., et L.J. GREGORICH (1995), *La santé de nos sols - vers une agriculture durable au Canada*. Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Ottawa. 138 p.
(version internet: http://res.agr.ca/CANSIS/PUBLICATIONS/HEALTH/~_overview.html)
- AGRICULTURE ET AGRO-ALIMENTAIRE CANADA (1998), *Le Bulletin bimensuel*, vol. 11 n° 4. Version internet: <http://www.agr.ca/>
- BARRIE, L.A., D. GREGOR, B. HARGRAVE, R. LAKE, D. MUIR, R. SHEARER, B. TRACEY ET T.F. BIDLEMAN (1992), Arctic contaminants : Sources, occurrence and pathways. *Sci. Total Environ.* 122: 1-74.
- BÉLANGER, B. (1995), Estimation de la quantité de pesticides (matières actives) appliquée sur les principales cultures au Québec. *Bulletin Info-ressources* vol. 2, n° 4, Direction de l'environnement et du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.
- BERRYMAN, D., ET I. GIROUX (1994), *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec. Campagne d'échantillonnage de 1992 et 1993*. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec, 133 p.
- BIDLEMAN, T.F., R.L. FALCONER ET M.D. WALLA. (1995), Toxaphene and other organochlorine compounds in air and water at Resolute Bay, N.W.T., Canada. *Sci. Total Environ.* 160/161 : 55-63.
- BRIC (1997), *An Assessment of Biomass Resources for Ethanol Production in Wisconsin*. Site internet: http://rredc.nrel.gov/biomass/doe/rbep/wis_ethanol/wis_eth_index.html#toc
- BROWN, A.W.A (1978), *Ecology of pesticides*, New York, John Wiley & son, 525 p. dans MENVIQ 1986.
- BRUST, R.A. MIYAZAKI S. ET HODGSON G.C. (1971), *Effect of Dursban in the drinking water of chicks*.
- CALVET, R., A. BESSARD, DESAYMARD P. FOURNIER J.-C., JAN P. LESCAR L., RAFFRAY B., SIMON-SYLVESTRE G. ET G. SOULAS. (1977), *Les herbicides et le sol Association de coordination technique agricole*. (ACTA), Comité de lutte contre les mauvaises herbes (COLUMA) 143 p.
- CARPENTER, S., N. F. CARACO, D. L. CORRELL, R. W. HOWARTH, A. N. SHARPLEY ET V. H. SMITH. (1998), Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* : 8.

- CCME (1996), *Recommandation pour la qualité des eaux au Canada*, CCME pagination multiple.
- CHEVALIER, P. (1993), *Gestion des ressources renouvelables - Secteurs agricole et forestier*. Université du Québec, Télé-Université, Sainte-Foy. 558 p.
- CONSEIL DES SCIENCES DU CANADA (1992), *L'agriculture durable : perspectives et enjeux économiques* : rapport de synthèse d'un atelier organisé les 6 et 7 mai 1991 à Winnipeg (Manitoba) / Ron Thomas. Éditeur Ottawa : conseil des science sdu Canada/Science Council of Canada, c1992.
- COSSETTE, D. GIROUX, I., POULIN, R. (1988), *Recueil des principaux pesticides en usage au Québec*. volume 1 - Rapport synthèse. Étude réalisée par SAGE Ltée pour Environnement Canada, 57 p.
- CPVQ (1998), *Résultats des essais de maïs-grain 1997 et recommandations de cultivars de plantes oléoprotéagineuses et de céréales 1998*, Conseil des productions végétales du Québec 38 p.
- CPVQ (1995), *Colloque sur le maïs-grain, le maïs et son avenir*. Conseil des productions végétales du Québec 230 p.
- CPVQ (1994), *Grille de référence en fertilisation*. Conseil des productions végétales du Québec 91 p.
- DELISLE, F., S. GARIÉPY ET Y. BÉDARD (1997), *Bassin versant de la rivière l'Assomption: l'activité agricole et ses effets sur la qualité de l'eau*. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec et Saint-Laurent Vision 2000. 110 p.
- DUVAL, D. ET R. GAUTHIER (1986), *Présence des herbicides dans le fleuve Saint-Laurent et ses tributaires*. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1996), *L'État de l'environnement au Canada*. Environnement Canada, pagination multiple.
- ENVIRONNEMNT CANADA (1994), *La biodiversité au Canada Évaluation scientifique*. Environnement Canada, 276 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA (1991), *L'État de l'environnement au Canada*. Environnement Canada, pagination multiple.
- EXTONET (1996), *Pesticide information profiles*. Extension Toxicology Network (Cornell University, Oregon State University, University of California at Davis, University of Idaho, Michigan State University). (<http://ace.ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/ghindex.html>)
- ES& T (2001) Section A, numéro de janvier.

- FAAIJ, A. P.C. (1997), *Energy from biomass and waste*. Thèse de Doctorat. Université d'Utrecht, Hollande. ISBN 90-393-1592-2.
(version internet: <http://www.chem.uu.nl/nws/www/publica/97046.htm>)
- FORREST, S.I. ET P.-Y. CAUX. (1990), *Pesticides in tributaries of the St-Lawrence River 1987-1988*. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada - Région du Québec. 134 p.
- FPCCQ (1998a), *Grandes Cultures*. Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec, Supplément de *La Terre de chez nous*, Vol. 8 - No 1.
(version internet: <http://www.fpccq.qc.ca/>)
- FPCCQ (1998b), *Dossier éthanol*. Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec. Site internet: <http://www.fpccq.qc.ca/>
- FPCCQ (1998c), *Information sur les prix*. Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec. Site internet: <http://www.fpccq.qc.ca/>
- FPCCQ (1997a), *Grandes Cultures*, Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec, Supplément de *La Terre de chez nous*, Vol. 7 - No 1.
(version internet: <http://www.fpccq.qc.ca/>)
- FPCCQ (1997b), *Grandes Cultures*, Fédération des producteurs de cultures commerciales du Québec, Supplément de *La Terre de chez nous*, Vol. 7 - No 2.
(version internet: <http://www.fpccq.qc.ca/>)
- GANBAZO, G. (1997), Contrôle de la pollution diffuse agricole par l'approche des objectifs environnementaux de rejet. *Vecteur Environnement* 30: 25-30.
- GERMAIN, A. ET C. LANGLOIS (1988), Contamination des eaux et des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent par les pesticides organochlorés, les biphenyles polychlorés et d'autres contaminants organiques prioritaires. *Water Pollut. Res. J. Can.* 23: 602.
- GIROUX, I., M. DUCHEMIN ET M. ROY (1997), *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec. Campagne d'échantillonnage de 1994 et 1995*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. 54 p.
- GIROUX, I. (1995), *Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions de culture de pommes de terre*. Envirodoq EN950125. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
- GIROUX, M., M. ROMPRÉ, D. CARRIER, P. AUDESSE ET M. LEMIEUX. (1992), Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. *Agrosol* 5 (2): 46-55.

- GOSSELIN, B. ET R. ASSELIN (1986), *La dégradation des sols agricoles au Québec: causes, effets, prévention et correction*. MAPAQ. 147 p.
- GOUVERNEMENT DES ÉTATS-UNIS (1997), “National Primary Drinking Water Regulations”. *Code of Federal Regulations*, vol. 40, part. 141.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC (1993), *État de l’environnement au Québec, 1992*. Guérin, Montréal. 550 p.
- GRÉGOIRE. F. (1997), *Bilan des ventes de pesticides au Québec en 1995*. Direction des politiques des secteurs agricole et naturel, Ministère de l’environnement et de la faune du Québec. 88 pages.
- GREGORICH, E.G., D.A. ANGERS, C.A. CAMPBELL, M.R. CARTER, D.F. DRURY, B.H. ELLERT, P. GROENEVELT, D.A. HALLSTROM, C.M. MONREAL, H.W. REES, R.P. VORONEY ET T.J. VYN. (1995), « Modification de la matière organique du sol », dans Acton, D.F., et L.J. Gregorich (dir. de publ.), *La santé de nos sols - vers une agriculture durable au Canada*. Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Ottawa, p. 41–50.
- KAUFMAN, D.D., KEARNEY P.C., VON ENDT D.W. ET D.E. MILLER (1970), *Methylcarbamate inhibition of phenylcarbamate metabolism in soil*.
- KISHI. M., and others (1995), *Relationships to pesticide spraying to signs and symptoms in Indonesian farmers*. Scandinavian journal of work, environment & health, APR01 1995 v 21 n 2 123.
- KURTZ. D.A. (éd.). (1990), *Long range transport of pesticides*. Lewis Publishers, Chelsea (MI). 462 p.
- LATREILLE. A., W. SMORAGIEWICZ ET A. BOUTARD (1993), La pollution agricole diffuse: une évaluation pour la grande région de Montréal. *Sciences et techniques de l’eau* 26: 103-107.
- LEMIEUX. C. ET K. LUM (1996), Sources, distribution and transport of atrazine in the St-Lawrence River (Canada). *Water, Air and Soil Pollution* 90: 355-374.
- LEMIEUX. C., B. QUÉMERAIS ET K. LUM (1995), Seasonal patterns of atrazine loading for the St. Lawrence River (Canada) and its tributaries. *Wat. Res.* 29: 1491-1504.
- LERCH, R.N. and others (1998), *Contribution of Hydroxylated Atrazine Degradation Products to the Total Atrazine Load in Midwestern Streams*. Environ. Sci. Technol. 32 p. 40-48.

- LEVALLOIS, P. ET D. PHANEUF (1994), La contamination de l'eau potable par les nitrates: analyses des risques à la santé. *Revue canadienne de santé publique*, vol. 85, no. 3, p. 192-196.
- LOEVINSOHN, M.E. BANDONG, J.B., ALVIOLA II, A.A (1993), A synchrony in cultivation among Philippine rice farmers : cause and prospects for change Agricultural systems. v. 41 n. 4, 419.
- MACEK. K.J. ET MCALLISTER W.A. (1970), *Insecte susceptibility of some common fish family representatives*.
- MACKAY. D., W.-Y. SHIU ET K.-C. MA (1997), *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Vol. 5 - Pesticide chemicals*. Lewis Publishers, New York. 812 p.
- MAGUIRE, J.R. MAGUIRE, J.R., A. GERMAIN, R.J. TKACZ ET S.I. FORREST. (1989), *PCBs and pesticides in water at the mouths of the Yamaska and Saint-François Rivers, Quebec in 1987*. Rivers research Branch, National Water Research Institute, Canada Center for Inland Waters, Burlington, Ontario.
- MAPAQ (1993), *Stratégie phytosanitaire, Profil sectoriel, Maïs*. Direction du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. 28 p.
- MATSON, P. A., W. J. PARTON, A. G. POWER ET M. J. SWIFT. (1997), Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277 : 504-509.
- MATSUMURA. F. (1975), *Toxicology of Insecticides*, New York, Plenum Press, 503 p.
- MCEWEN. F.L. ET G.R. STEPHENSON (1979), *The use and significance of pesticide in the environment*. New York, John Wiley & son, 538 p.dans MENVIQ 1986.
- MCRAE. B. (1991), *Caractérisation et identification des pesticides susceptibles d'être lessivés et des zones potentielles de contamination de l'eau souterraine par les pesticides au Canada*. Direction des pesticides, Agriculture Canada. Article de documentation B91-01. 39 p.
- MEF (1995), *La culture du maïs et les pesticides*. Direction des écosystèmes aquatiques, Ministère de l'environnement et de la faune, Envirodoq EN950504. 8 p.
- MENVIQ (1988), *Contribution des activités agricoles à la pollution de certains tributaires du fleuve Saint-Laurent*. Direction de l'assainissement agricole, Ministère de l'environnement du Québec. 17 p.

- MENVIQ (1986), *Pour une utilisation rationnelle des pesticides au Québec*. Ministère de l'environnement du Québec, Envirodoq 860357. Pagination multiple.
- MERCIER. M. ET D. GAUDREAU (1997), *La contamination de l'eau des puits privés par les nitrates en milieu rural en montérégie*. Direction de la santé publique de la Montérégie. 64 p.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE DES PÊCHERIES ET DE L'ALIMENTATION, site internet, <http://www.gouv.qc.ca/minorg/indexf.htm>
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (1992), *Contamination du milieu aquatique et des eaux souterraines par les pesticides au Québec*. Revue des différentes activités d'échantillonnage, réalisées de 1980 à 1991. 74 p.
- MOFFAT. A. S. (1998), Global nitrogen overload problem grows critical. *Science* 279 : 988-989.
- MSSSQ ET MEF (1994), *Aux propriétaires de puits : Attention aux nitrates dans l'eau potable*. Dépliant réalisé par le Ministère de la santé et des services sociaux et le Ministère de l'environnement et de la faune du Québec.(<http://www.cspq.qc.ca/cse/pub/doc/text10.htm>)
- MURTHY. C.S.H.N (1983), Effect of pesticide on Photosynthesis.
- OMS (1994), *Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol. 1 Recommandations*. Organisation mondiale de la santé, Genève. 202 p.
- PAINCHAUD J. (1997), Tendances de la qualité de l'eau des rivières du Québec, 1979-1994, *Vecteur Environnement*, vol.30, no.2, avril 1997, p.43-50.
- PATTON. G. W. and others (1989), Airborne organochlorines in the canadian high arctic. *Tellus* 41 B : 243-255.
- PAUL. M. ET D. LALIBERTÉ (1985), *Réseaux de surveillance de substances toxiques 1983 : teneur en BPC, pp'DDE, HCR, heptachlore, aldrine, mirex et HAP de six bassins versant du Québec méridional*. Ministère de l'environnement, direction générale des ressources hydriques, direction des relevés aquatiques, Sainte-Foy, 78 p.
- POISSANT. L., J.-F. KOPRIVNJAK ET M. FECTEAU (2000), *Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent*. SMC, Environnement Canada - Région du Québec. 298 p.
- POISSANT. L. ET J.-F. KOPRIVNJAK (1996), Fate and atmospheric concentrations of α - and γ -hexachlorocyclohexane in Québec, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 30 : 845-851.
- PRIMEAU. S. ET Y. GRIMARD (1990), *Rivière Yamaska 1975-1988. Volume 1 : Description du bassin versant et qualité du milieu aquatique*. Direction de la qualité des cours d'eau, Ministère de l'environnement du Québec, Rapport QE-66-1. 136 p.

- RAINER. M. ET C.T. FRENCH (1985), *Pesticide in contract Lawn Maintenance*. Rachel Carson Council, Maryland, 16 p.
- REPETTO. R., BALIGA S.,S. (1996), *Pesticide and the immune system : the public health risk*, World Ressources Institute, 103 p.
- REYNOLDS, W.D., C.A. CAMPBELL, C. CHANG, C.M. CHO, J. EWANEK, R.G. KACHANOSKI, J.A. MCLEOD, P.H. MILBURN, R. SIMARD, G.R.B. WEBSTER ET B.J. ZEBARTH. (1995), «Contamination agrochimique des eaux souterraines», dans Acton, D.F., et L.J. Gregorich (dir. de publ.), *La santé de nos sols - vers une agriculture durable au Canada*. Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Ottawa, p. 97–109.
- RONDEAU B. (1996), *Pesticides dans les tributaires du fleuve Saint-Laurent 1989-1991*. Centre Saint-Laurent, Conservation de l'environnement, Environnement Canada - Région du Québec, Rapport scientifique et technique ST-62. 58 p.
- RONDEAU B. (1993), *Qualité des eaux du fleuve Saint-Laurent 1985-1990. Tronçon Cornwall-Québec*. Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. 239 p.
- ROYAL SOCIETY OF CHEMISTRY (1991), *The agrochemicals handbook*. 3^e édition. Pagination multiple.
- SANTÉ CANADA (1996a), *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. 6^e édition. 102 p.
- SANTÉ CANADA (1996b), *Nicosulfuron*. Document des décisions E96-01. Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada. 44 p.
- SCHIAVON M., C. PERRIN-GANIER ET J.-M. PORTAL. (1995), La pollution de l'eau par les produits phytosanitaires : État et origine. *Agronomie* 15 : 157-170.
- SHAROM M.S., MCEWEN F.L. ET HARRIS C.R. (1981), *Mouvement of insecticides in the environment and biodegradability*.
- SHARPLEY, A.N., S.C. CHAPRA, R. WEDEPOHL, J.T. SIMS, T.C. DANIEL ET K.R. REDDY. (1994), Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters : issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 23(3) : 37–45.
- SILL W.H. (1982), Plant protection, an integrated interdisciplinary approach. *The Iowa State Uiniversity Press*, Ames, Iowa, USA 297 p. dans chevalier 1993.
- SIMONICH S.L. ET R.A. HITES (1995), Global distribution of persistent organochlorine compounds. *Science* 269 : 1851-1854.

- TABI, M., L. TARDIF, D. CARRIER, G. LAFLAMME ET M. ROMPRÉ. (1990), *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec : rapport synthèse*. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Québec. 71 p.
- TOPP, G.C., M.R. CARTER, J.L.B. CULLEY, D.A. HOLMSTROM, B.D. KAY, G.P. LAFOND, D.R. LANGILLE, R.A. MCBRIDE, G.T. PATTERSON, E. PERFECT, V. RASIAH, A.V. RODD, K.T. WEBB ET K.C. WIRES. (1995), « Modification de la structure du sol », dans Acton, D.F., et L.J. Gregorich (dir. de publ.), *La santé de nos sols - vers une agriculture durable au Canada*. Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Ottawa, p. 51-60.
- TUCKER, R.K. et CRABTREE D.G. (1970), Handbook of toxicity of pesticides to wildlife, U.S. Fish and Wildlife Service Bureau of Sport Fisheries and Wildlife Resource Publication no 84.
- USDA (1998), *Grain : World market and trade*. United States Department of Agriculture, Foreign Agricultural Service. Site internet: <http://www.usda.gov/>
- USDA (1997), *Agricultural chemical usage : 1996 field crop summary*. United States Department of Agriculture, National Agricultural Statistics Service and Economic Research Service, Ag Ch 1 (97).
- VAN DEN BOSH R. (1978), *The Pesticide Conspiracy*, Doubleday, New York 226 p.
- VILLENEUVE, J.P., P.G.E. CAMPBELL, D. ISABEL ET L. WILSON. (1985), *Problématique de la contamination des eaux souterraines au Québec par les pesticides*. INRS-eau pour le ministère de l'Environnement, rapport no RD-01, 131 p.
- VITOUSEK P. M., and others (1997). Human Alteration of the global nitrogen cycle : Causes and consequences. *Ecological Applications* 7 : 737-750. (<http://www.sdsc.edu/ESA/>)
- WALL, G.J., E.A. PRINGLE, G.A. PADBURY, H.W. REES, J. TAJEK, L.J.P. VANVLIET, C.T. STUSHNOFF, R.G. EILERS ET J.-M. COSSETTE. (1995), « Érosion », dans Acton, D.F., et L.J. Gregorich (dir. de publ.), *La santé de nos sols - vers une agriculture durable au Canada*. Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Ottawa, p. 61-76.
- WANIA F. et D. MACKAY (1996), Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30 : 390A-396.
- WEBBER M.D. et S.S. SINGH (1995), «Contamination des sols agricoles», dans Acton, D.F., et L.J. Gregorich (dir. de publ.), *La santé de nos sols - vers une agriculture durable au Canada*. Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agro-alimentaire Canada, Ottawa, p. 87-96
- ZILLIOX, L., C. SCHENCK, H. KOBUS ET B. HUWE. (1990), Pollution par les nitrates : Quels remèdes? *La Recherche*, Supplément no 227, 18-21.