

RAPPORT FINAL

Caractérisation des effluents des fermes de canneberges

par

Sébastien Marchand, agronome, M.Sc.

Club d'encadrement technique Atocas Québec (CETAQ)
Notre-Dame-de-Lourdes

Rémi Asselin, ingénieur et agronome, M.Sc.

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
Direction régionale du Centre-du-Québec
Nicolet



Décembre 2006

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Nous tenons à remercier l'équipe de travail qui a permis la réalisation de ce projet, ainsi que les producteurs de canneberges qui ont donné un accès à leur ferme pour l'échantillonnage.

SUPERVISION DE L'ÉCHANTILLONNAGE :

Sébastien Marchand, agronome, Club Environnemental et Technique Atocas Québec (CETAQ)

RÉALISATION DE L'ÉCHANTILLONNAGE :

Isabelle Leduc, biologiste, CETAQ

France Allard, technicienne agricole, CETAQ

Sébastien Marchand, agronome, CETAQ

Caroline Turcotte, agronome, CETAQ

Christian Raby, CETAQ

RÉDACTION DU RAPPORT :

Sébastien Marchand, agronome, CETAQ

Rémi Asselin, ing. agr., Direction régionale du Centre-du-Québec, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ)

PLANIFICATION DE L'ÉCHANTILLONNAGE, CORRECTION DU RAPPORT :

Isabelle Giroux, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP)

Marc Simoneau, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP)

SOUTIEN FINANCIER

Ce projet a été réalisé grâce à la participation financière des organismes suivants :

- ⇒ Conseil pour le Développement de l'Agriculture du Québec (CDAQ),
- ⇒ Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP),
- ⇒ Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ),
- ⇒ Club Environnemental et Technique Atocas Québec (CETAQ),
- ⇒ Association des Producteurs de Canneberges du Québec (APCQ),
- ⇒ Cranberry Institute.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	1
1. PROJET DE CARACTÉRISATION DES EFFLUENTS DE LA CANNEBERGE	2
1.1 Objectifs de l'étude	2
1.2 Protocole expérimental	3
1.3 Échantillonnage : procédure suivie	4
1.4 Les critères de qualité de l'eau	6
2. REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Régie de la culture	7
2.1.1 La fertilisation	7
2.1.2 Le contrôle des mauvaises herbes et des ravageurs	8
2.2 La gestion de l'eau dans la canneberge	10
2.3 Les études sur la qualité de l'eau dans la production de canneberges	13
2.3.1 Lessivage des fertilisants	13
2.3.2 Lessivage du phosphore : cas particulier des sols organiques	14
2.3.3 Le lessivage des pesticides	15
2.4 La rétention de l'eau sur la ferme	19
3. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS D'ANALYSE DES PARAMÈTRES INORGANIQUES	19
3.1 Analyse statistique de l'augmentation des éléments inorganiques dans les rivières en aval des fermes	22
3.2 Fréquence de dépassement des critères de toxicité pour les éléments inorganiques ayant démontrés une augmentation significative sur les fermes	23
3.2.1 Ferme sur sable à circuit fermé	23
3.2.2 Ferme sur sol organique à circuit fermé	25
3.2.3 Ferme sur sol organique à circuit ouvert	27
3.2.4 Ferme sur sable à circuit ouvert	29
4. RÉSULTATS DES ÉCHANTILLONNAGES DES PARAMÈTRES ORGANIQUES	32
4.1 Ferme sur sable à circuit fermé	32
4.2 Ferme sur sol organique à circuit fermé	36
4.3 Ferme sur sol organique à circuit ouvert	38
4.4 Ferme sur sable à circuit ouvert	41

5. DISCUSSION DES RÉSULTATS	44
6. RÉALISATION DE LA GRILLE D'ÉVALUATION DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL	46
6.1 Recommandations selon les niveaux de risques applicables	49
6.2 Recommandations générales	50
CONCLUSION	52
BIBLIOGRAPHIE	54

LISTE DES ANNEXES

- ANNEXE 1 -** ✓ Données brutes de l'échantillonnage des paramètres inorganiques
✓ Plans de ferme à circuits ouvert et fermé
- ANNEXE 2 -** Les pesticides homologués dans la production de canneberge en 2004
- ANNEXE 3 -** Les critères de qualité de l'eau de surface
- ANNEXE 4 -** Quantités de pesticides utilisés par la production de canneberge pour les saisons 2002 à 2005 inclusivement

LISTE DES TABLEAUX

- TABLEAU 1 -** Les périodes d'échantillonnage
- TABLEAU 2 -** Paramètres analysés
- TABLEAU 3 -** Fertilisation appliquée en 2004 et 2005 par les producteurs de canneberge (en kg/ha N-P-K)
- TABLEAU 4 -** Précipitations moyennes au cours des saisons 2002 et 2004
- TABLEAU 5 -** Test de Wilcoxon pour données paires
- TABLEAU 6 -** Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sable à circuit fermé pour les années 2002 et 2004
- TABLEAU 7 -** Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sol organique à circuit fermé pour les années 2002 et 2004
- TABLEAU 8 -** Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sol organique à circuit ouvert pour les années 2002 et 2004
- TABLEAU 9 -** Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sable à circuit ouvert pour les années 2002 et 2004
- TABLEAU 10 -** Évaluation de l'importance relative de la présence des éléments appliqués dans l'eau des effluents et des rivières
- TABLEAU 11 -** Grille de gestion du risque environnemental dans la production de canneberge

LISTE DES FIGURES

- FIGURE 1 -** Aménagement d'une plantation de canneberges
- FIGURE 2 -** Utilisation et recyclage dans la production de canneberges
- FIGURE 3 -** Éléments retrouvés dans un graphique en boîte
- FIGURE 4 -** Atocatière sur sable (circuit fermé) – Azote ammoniacal
- FIGURE 5 -** Atocatière sur sable (circuit fermé) – Phosphore
- FIGURE 6 -** Atocatière sur sol organique (circuit fermé) – N-NH₄
- FIGURE 7 -** Atocatière sur sol organique (circuit fermé) – P total
- FIGURE 8 -** Atocatière sur sol organique (circuit ouvert) – Azote ammoniacale
- FIGURE 9 -** Atocatière sur sol organique (circuit ouvert) – P total
- FIGURE 10 -** Comparaison des rejets d'azote ammoniacal (N-NH₄) dans les effluents de cannebergeraies à l'étude
- FIGURE 11 -** Comparaison des rejets de phosphore total (P total) dans les effluents de cannebergeraies à l'étude

RÉSUMÉ

Les effluents de quatre cannebergeries ont été caractérisés durant les saisons de culture 2002 et 2004. Les éléments inorganiques analysés étaient le phosphore total, l'azote ammoniacal et les matières en suspension. Les pesticides utilisés comme le dichlobénil, le napropamide, le clopyralide, le 2-4D, le glyphosate, le sethoxydime ainsi que les insecticides diazinon et azinphos-méthyl ont également été analysés. Deux exploitations sur sol organique et deux sur sol sableux, dont une avec récupération et recyclage de l'eau et l'autre avec rejet direct à l'émissaire étaient comparées pour vérifier l'effet de la rétention de l'eau sur la qualité des rejets à la rivière.

Les résultats montrent que les rejets de phosphore sont plus élevés dans le cas des fermes sur sol organique comparativement à celles sur le sable. Quant aux pertes d'azote ammoniacal (N-NH_4), elles sont faibles et en dessous du critère de 1,22 mg/l pour les deux types de fermes. En ce qui concerne les pesticides, on a retrouvé du dichlobénil dans l'eau sur toutes les fermes même plusieurs mois après les applications. Quant aux insecticides, le diazinon est le produit le plus utilisé et celui-ci a été retrouvé à la sortie des fermes en concentration dépassant le critère de protection de vie aquatique de 0,002 mg/l. Dans les sols organiques, la rétention de l'eau permet de diminuer le rejet de phosphore à la rivière. Également, la rétention de l'eau permet de réduire le risque de contamination à la rivière après les applications de diazinon dans les deux types de fermes avec système de recyclage. Dans l'échantillonnage à la rivière, on a observé la présence de diazinon dans 85 % des échantillons pour les fermes à circuit ouvert comparativement à 35% des échantillons pour celles à circuit fermé. Les résultats suggèrent de retenir l'eau au moins 15 jours afin de minimiser le risque de rejet à la rivière.

Mots-clés : caractérisation, qualité de l'eau, canneberges, pesticides.

ABSTRACT

Water coming out from four cranberry farms was analysed during the growing seasons of 2002 and 2004. Analyses of total phosphorus, ammonium nitrogen, and suspended solids were performed on water samples from the farm canal, farm reservoir, and at the watercourse upstream and downstream of the outlet. Pesticides used such as dichlobenil, napropamide, clopyralid, 2-4 D, glyphosate, sethoxydim, and the insecticides diazinon and azinphos-methyl, were also analysed. Two farms on organic soil, one with a closed (recycling) and one with an open circuit, and two farms on sand also with a closed and an open system were compared in order to verify the effect of water retention on the quality of drainage water reaching the watercourse.

The results showed that farms on organic soils leached more phosphorus in water compared to those on sand. Ammonium nitrogen (N-NH_4) losses were small and much lower than the criteria of 1.22 mg/l N-NH_4 for aquatic life protection in both types of farms. It has been observed that water retention may allow a decrease of the losses of total phosphorus to the river for farms on organic soils. As for pesticides, water retention showed a reduction of the period of time when there is a risk of river contamination after the applications of diazinon. Frequency where diazinon was observed in water samples from the river was 85% for the open system and 35% of the samples for the closed system where water was retained on the farm. The results suggest that water should be retained in reservoirs for at least 15 days after the application of this insecticide in order to minimize the risk of contamination.

Key-words : water quality, cranberry, pesticides.

1. PROJET DE CARACTÉRISATION DES EFFLUENTS DE LA CANNEBERGE

Ce projet a été initié suite à la formation d'un comité tripartite sur la production de la canneberge regroupant des représentants de l'Association des producteurs de canneberges du Québec (APCQ), du Club d'encadrement technique Atocas Québec (CETAQ), du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).

Les mandats spécifiques du comité sont : 1) d'obtenir les connaissances liées à la culture de la canneberge par rapport à l'environnement; 2) d'informer et de consulter les membres concernant les orientations, les décisions et les actions visant la gestion de l'eau, les milieux humides et autres dossiers pertinents; et 3) de promouvoir les pratiques agricoles respectueuses de l'environnement.

Étant donné que la production de canneberge est relativement jeune, nous n'avons que quelques données fragmentaires sur la qualité des eaux de drainage. C'est pour ces raisons que la présente étude a été entreprise afin d'établir le portrait de la qualité des eaux de drainage des fermes de canneberges en vue d'améliorer les critères d'aménagement et de gestion des entreprises dans le futur.

Le présent rapport couvre les résultats obtenus de deux campagnes d'échantillonnage faites durant les années 2002 et 2004.

1.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

A. Objectif général

L'objectif du projet est l'acquisition de données suite à la caractérisation des effluents de la production de la canneberge dans le but de fournir aux producteurs des outils pour améliorer la gestion agroenvironnementale de cette production.

Les objectifs du projet intègrent les paramètres suivants:

- de caractériser la qualité de l'effluent;
- de mesurer l'impact de l'effluent de deux types de cannebergeries sur le milieu récepteur, en comparant la qualité du cours d'eau récepteur en amont de l'effluent avec celle du cours d'eau en aval de l'effluent durant la saison de végétation;
- de mesurer l'impact des effluents en période de surplus d'eau important, c'est-à-dire lors des vidanges à la fonte des neiges et après la récolte;
- de caractériser la qualité de l'eau des réservoirs qui permettent d'entreposer et de recycler l'eau dans le cas des cannebergeries en circuit fermé, dans le but de valider l'impact positif d'un mode de gestion en circuit fermé et d'établir des critères de conception pour l'établissement de nouvelles plantations.

B. Objectifs spécifiques

Un objectif visé par ce projet est de vérifier si la rétention de l'eau sur la ferme par le recyclage dans les réservoirs permet de réduire la concentration des contaminants par rapport à un système classique et donc engendre des impacts moindres sur la qualité des cours d'eau.

1.2 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Choix des fermes vs modes de culture

La canneberge est produite soit sur sol organique (tourbière) ou sur sol sableux acide. La majorité des exploitations récupèrent l'eau de drainage à la sortie de la ferme et la recyclent vers leurs réservoirs. Le recyclage permet de réutiliser l'eau plusieurs fois, réduisant ainsi le besoin d'en puiser aux rivières. Le recyclage offre en outre l'avantage de récupérer les eaux à la suite de précipitations durant la saison de culture (mai-septembre) période durant laquelle sont appliqués des fertilisants et des produits anti-parasitaires.

Notre hypothèse de départ est que le recyclage de l'eau et la durée du stockage dans des réservoirs permettent la dégradation des pesticides (par hydrolyse, photodégradation et biodégradation) réduisant ainsi leurs concentrations. Quant aux fertilisants, ils peuvent être captés par la végétation présente, notamment dans des réservoirs à faible profondeur. Quatre types de fermes ont été retenus pour l'étude (figures en annexe 1) :

- 1- Ferme sur sable avec recyclage de l'eau (circuit fermé), dont l'effluent se déverse dans la rivière du Moulin (affluent de la rivière Bécancour).
- 2- Ferme sur sable avec rejet direct à l'émissaire (circuit ouvert), dont seul les rejets de l'effluent ont été mesurés (pas de mesure en rivière).
- 3- Ferme sur sol organique avec recyclage de l'eau (circuit fermé), dont l'effluent se déverse dans la rivière Sauvage (affluent de la rivière Gentilly).
- 4- Ferme sur sol organique avec rejet direct à l'émissaire (circuit ouvert), dont l'effluent se déverse dans la sortie du lac Soulard (affluent de la rivière Gentilly).

1.3 ÉCHANTILLONNAGE : PROCÉDURE SUIVIE

Le prélèvement a été fait dans les eaux de surface à l'aide de bouteilles adaptées aux paramètres analysés. La fréquence d'échantillonnage recommandée par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) est présentée au tableau 1. La superficie couverte par l'échantillonnage représentait entre 50 et 100 % de chaque ferme et un minimum de 30 acres (12 ha) par ferme. Nous nous sommes également assurés de mesurer le rejet de tous les champs se jetant dans l'effluent qui avait été sélectionné pour l'étude. Dans la pratique, puisqu'un certain délai est nécessaire pour appliquer chaque produit sur l'ensemble des champs, nous avons établi que l'échantillonnage débutait lorsque plus de 50 % de la superficie à l'étude avait reçu le traitement.

TABEAU 1. Les périodes d'échantillonnage.

ANALYSES	24 H APRÈS APPLICATION	DÉBUT DE LA 1 ^{RE} PLUIE ET AU PIC DU RUISSELLEMENT	3 ^E ET 7 ^E JOUR APRÈS LA PLUIE	VIDANGE DU PRINTEMPS	VIDANGE APRÈS LA RÉCOLTE	AUX DEUX SEMAINES APRÈS APPLICATION
<u>Organiques</u> Herbicides Insecticides	✓	✓	✓			
<u>Inorganiques</u> Azote, phosphore M.E.S., turbidité	✓	✓ ✓		✓ ✓	✓ ✓	✓ ✓

Les produits recherchés sont ceux que les producteurs ont utilisés durant la saison de culture (sans égard à l'année précédente). On retrouvera au tableau 2 les produits recherchés (paramètres analysés). Notons que nous ne retrouverons, dans ce rapport, aucun résultat concernant les herbicides Lontrel (Clopyralide), 2-4 D, Roundup (glyphosate) et Poast (Séthoxydime), car bien qu'ils aient été analysés durant les deux années d'étude, aucune trace n'a été retrouvée dans les eaux de surface. L'annexe 2 présente à titre d'information, la liste des produits homologués au Canada pour la culture de canneberges pour l'année 2004.

TABEAU 2. Paramètres analysés.

PARAMÈTRES	ORGANIKES	HERBICIDES	◆ Napropamide (Devrinol) ◆ Diclobenil (Casoron) ◆ Clopyralide (Lontrel) ◆ 2-4 D ◆ Glyphosate (Roundup) ◆ Séthoxydime (Poast)
		INSECTICIDES	◆ Azinphos-methyl (Guthion) ◆ Diazinon
	INORGANIKES	FERTILISANTS	◆ Azote N-NH₄ ◆ Phosphore (P₂O₄) ◆ Potassium (K₂O)
		AUTRES	◆ M.E.S. ◆ Turbidité

1.4 LES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'EAU

Les valeurs mesurées seront comparées aux deux critères pour la qualité des eaux de surface, soit celui de l'eau potable et le critère de protection de la vie aquatique. On retrouvera à l'annexe 3, les valeurs de ces critères pour chacun des éléments.

Les critères pour l'eau potable sont des concentrations maximales à ne pas dépasser dans l'eau de consommation; ils n'ont pas été définis spécifiquement pour éviter toute contamination possible d'un plan d'eau et peuvent tenir compte de contraintes liées à la capacité de traitement ou d'analyse de la substance (MDDEP, 2006 a).

Deux critères numériques sont déterminés pour assurer une protection à court et à long terme de tous les organismes aquatiques : un critère de vie aquatique aigu et un critère de vie aquatique chronique. Le critère de vie aquatique chronique (CVAC) est la concentration la plus élevée d'une substance qui ne produira aucun effet néfaste sur les organismes aquatiques (et leur progéniture) lorsqu'ils y sont exposés quotidiennement pendant toute leur vie. Le critère de vie aquatique aigu (CVAA) est la concentration maximale d'une substance à laquelle les organismes aquatiques peuvent être exposés pour une courte période de temps sans être gravement touchés (MDDEP, 2006 a).

Partout dans le texte, lorsque l'on mentionne critère de toxicité chronique ou aigu, on fait référence aux deux critères CVAC et CVAA décrits au paragraphe précédent.

2. REVUE DE LITTÉRATURE

L'eau est essentielle à la culture de la canneberge; sans une eau de qualité en quantité suffisante, il est presque impossible de cultiver cette plante de façon commerciale. Dès le début de la saison de végétation, on doit protéger contre les gelées au moyen d'un système d'irrigation; à l'automne, l'inondation des bassins de culture avec une lame d'eau de 30 à 40 cm permet une récolte mécanisée. En décembre, les champs sont inondés de nouveau afin de les recouvrir d'une couche de glace protectrice pour la durée de l'hiver.

Par contre, durant la saison de culture, cette plante exige un sol bien drainé, une fertilisation adéquate et un contrôle des ravageurs. Comme toute autre culture, elle est susceptible de rejeter une certaine contamination dans ses eaux de drainage.

2.1 RÉGIE DE CULTURE

2.1.1 La fertilisation

Comparativement à d'autres productions horticoles, la fertilisation appliquée est plutôt faible. Généralement, l'application de 35-60 kg N/ha par année est recommandée dans les sols sableux, tandis que pour les sols organiques, la fertilisation azotée ne dépasse pas 25 kg N/ha. De plus, cette fertilisation est fractionnée en quatre applications et l'azote utilisé est sous forme ammoniacale, laquelle se lessive peu, si on la compare à l'azote sous forme nitrate (Giroux, 2001).

Le CETAQ offre aussi le service-conseil en agroenvironnement, dont les plans de fertilisation, le bilan phosphore et le plan d'accompagnement agroenvironnemental (PAA). Trente-quatre fermes adhéraient à ce club en 2005. Ce service-conseil mis en place par les producteurs en 1999 a établi la norme phosphore pour cette production, ce qui a permis de réduire les applications d'engrais phosphatés à moins de 60 kg de P_2O_5 en moyenne selon les plus récentes données du CETAQ (Tableau 3).

TABLEAU 3. Fertilisation appliquée en 2004 et 2005 par les producteurs de canneberges (en kg/ha N-P-K).

TYPE DE SOL		DONNÉES	N	P_2O_5	K_2O
SABLE	Moyenne	$\bar{X}$	49	59	127
	Écart-type	σ	11	23	53
	Nombre de données	n	618	619	619
ORGANIQUE		$\bar{X}$	27	54	73
		σ	7	13	20
		n	281	281	281

Source : CETAQ (2006) – Communication personnelle

2.1.2 Le contrôle des mauvaises herbes et des ravageurs

En général, on applique un herbicide granulaire au printemps pour contrôler les mauvaises herbes annuelles et vivaces. Durant l'été, les mauvaises herbes vivaces sont traitées par contact avec une solution de glyphosate.

Des pratiques culturales comme le sablage des champs et l'inondation au printemps et à l'automne peuvent réduire de façon marquée les populations de certains insectes. Le sablage consiste en l'application d'une couche uniforme de sable d'une épaisseur de 1,5 à 2,5 cm à des intervalles de 3 à 5 ans. Cette pratique est recommandée par Averill et Sylva (2005) pour contrôler l'anneleur de la canneberge (*Chrysoteuchiatopiararia Zeller*).

Au Massachusetts, De Moranville et al. (2005) recommande d'inonder pour 2 à 3 semaines en fin avril – début mai pour supprimer certains insectes et réduire le champignon causant la pourriture du fruit; l'inondation à l'automne pendant 4 semaines après la récolte permet de réduire considérablement le nombre de pupes de pyrale de canneberge. Chez nous, des suivis au champ effectués par CETAQ (2006) montrent également qu'une inondation de 4 semaines à l'automne tuait plus de 90 % des pupes de la pyrale (*Acrobasis Vaccini Riley*).

Au Québec, il est de pratique courante pour les producteurs biologiques d'inonder au printemps les champs pour des périodes de 24 à 36 heures; les résultats montrent que cette inondation est très efficace pour le contrôle des larves de lépidoptères telles les arpeuteuses (*Geometridae*) et les noctuelles (*Noctuidae*) (Drolet, 2005). Toutefois, cette pratique n'élimine pas complètement le besoin de pesticides; en production conventionnelle, le contrôle de la tordeuse (*Rhopobota naevana H.*) et de la pyrale de la canneberge (*Acrobasis Vaccini Riley*) peut nécessiter 1 à 2 applications d'insecticide chimique.

Dans le contrôle des ravageurs, la plupart des surfaces en production de fruits font l'objet d'un dépistage des insectes par le Club environnemental et technique Atocas Québec (CETAQ) depuis 1994. En 2005, 31 producteurs étaient membres du CETAQ et le

dépistage des ravageurs était effectué sur 850 ha en production de fruits, soit environ 60 % de la superficie productive. Une autre superficie de 350 ha non-membre du CETAQ était également dépistée par le personnel de l'entreprise selon la même méthodologie. Seulement 120 ha exploités par les producteurs en dehors de la région du Centre-du-Québec ne faisaient pas l'objet d'un dépistage systématique en raison de leur éloignement par rapport au CETAQ. En résumé au Québec, plus de 90 % des surfaces en culture de canneberges sont dépistées. La décision d'appliquer un insecticide est toujours basée sur le dépistage hebdomadaire et une vérification au champ par l'agronome.

Le dépistage systématique de façon hebdomadaire permet de réduire l'utilisation des pesticides par une meilleure synchronisation du traitement en fonction du développement des ravageurs. De façon générale, les producteurs québécois traitent une fois pour la pyrale de la canneberge et selon le besoin pour les autres insectes, ce qui fait 1 ou 2 applications par année en moyenne. Aux États-Unis, on rapporte que la production au Massachusetts requiert de 3 à 5 applications par année et de 2 à 3 applications au Wisconsin. Au New Jersey, en raison d'un solide programme de dépistage, les producteurs font généralement deux applications par année (NEIPMC, 2003).

Au Québec, les pesticides (herbicides granulaires et insecticides) sont appliqués par voie terrestre au moyen d'une rampe ou par un canon (blower); aucune application d'insecticide n'est faite via le système d'irrigation, comme on peut encore le faire dans certains états américains comme le New Jersey où 60 à 65 % des pesticides étaient appliqués en 2002 via le système d'irrigation (NEIPMC, 2003).

Selon les données recueillies par le CETAQ (Annexe 4), l'utilisation totale de pesticides en kg m.a./ha (insecticides, herbicides et fongicides) totalisait des quantités de 5,16 kg, 5,80 kg, 7,5 kg et 8,8 kg pour les années 2002, 2003, 2004 et 2005 respectivement (DEDD, 2006). En comparaison, sur les 5 832 ha de canneberges du Massachusetts, on rapporte pour 1996, des applications moyennes de 9,19 kg/ha d'insecticide, 4,4 kg/ha d'herbicide et 10,35 kg/ha de fongicide (IPM Center, 2001).

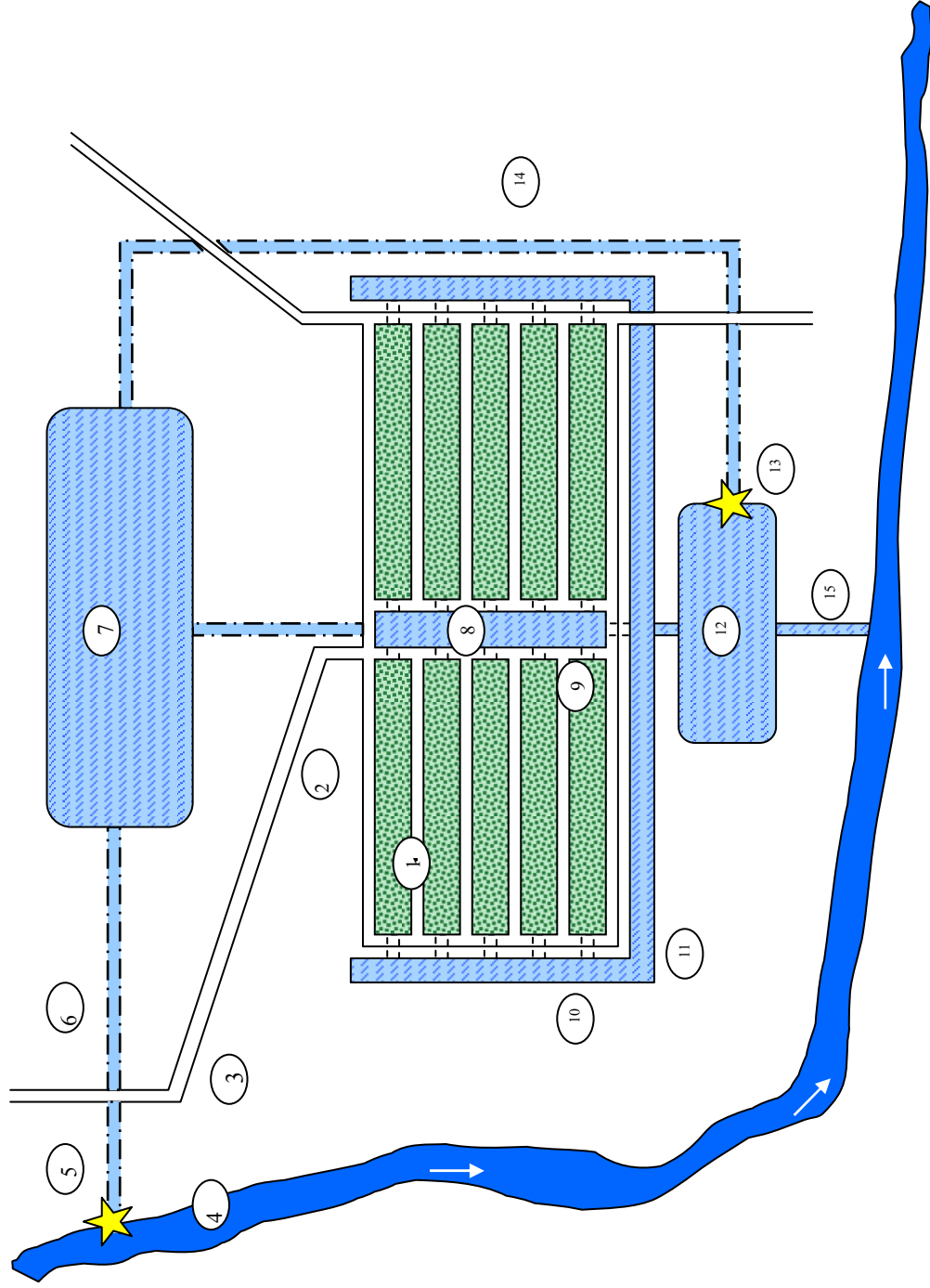
2.2 LA GESTION DE L'EAU DANS LA CANNEBERGE

La production de canneberges nécessite une gestion de l'eau très particulière. La canneberge exige une eau de qualité avec un pH acide. Les exploitations s'approvisionnent des eaux de surface de cours d'eau en milieu boisé ou à proximité des tourbières. Un site de production efficient doit avoir des réserves d'eau permettant de suppléer au besoin au moment opportun et être autonome durant la majeure partie de la saison de production sans avoir recours au pompage des cours d'eau. On profite de l'abondance de l'eau au printemps et à l'automne pour remplir les réservoirs.

Un relevé faisant le portrait environnemental de la production au Québec par Thomas (2003) révèle que 31 fermes sur 36 sont en circuit fermé et peuvent récupérer les eaux de drainage de leurs bassins de culture et les retourner dans les réservoirs durant la saison de végétation. Durant cette période, seul le ruissellement provenant de pluies très abondantes peut être évacué à l'émissaire lorsque les réservoirs sont déjà remplis à pleine capacité.

L'aménagement d'une cannebergeraie et la gestion de l'eau durant la saison de culture sont illustrés aux figures 1 et 2.

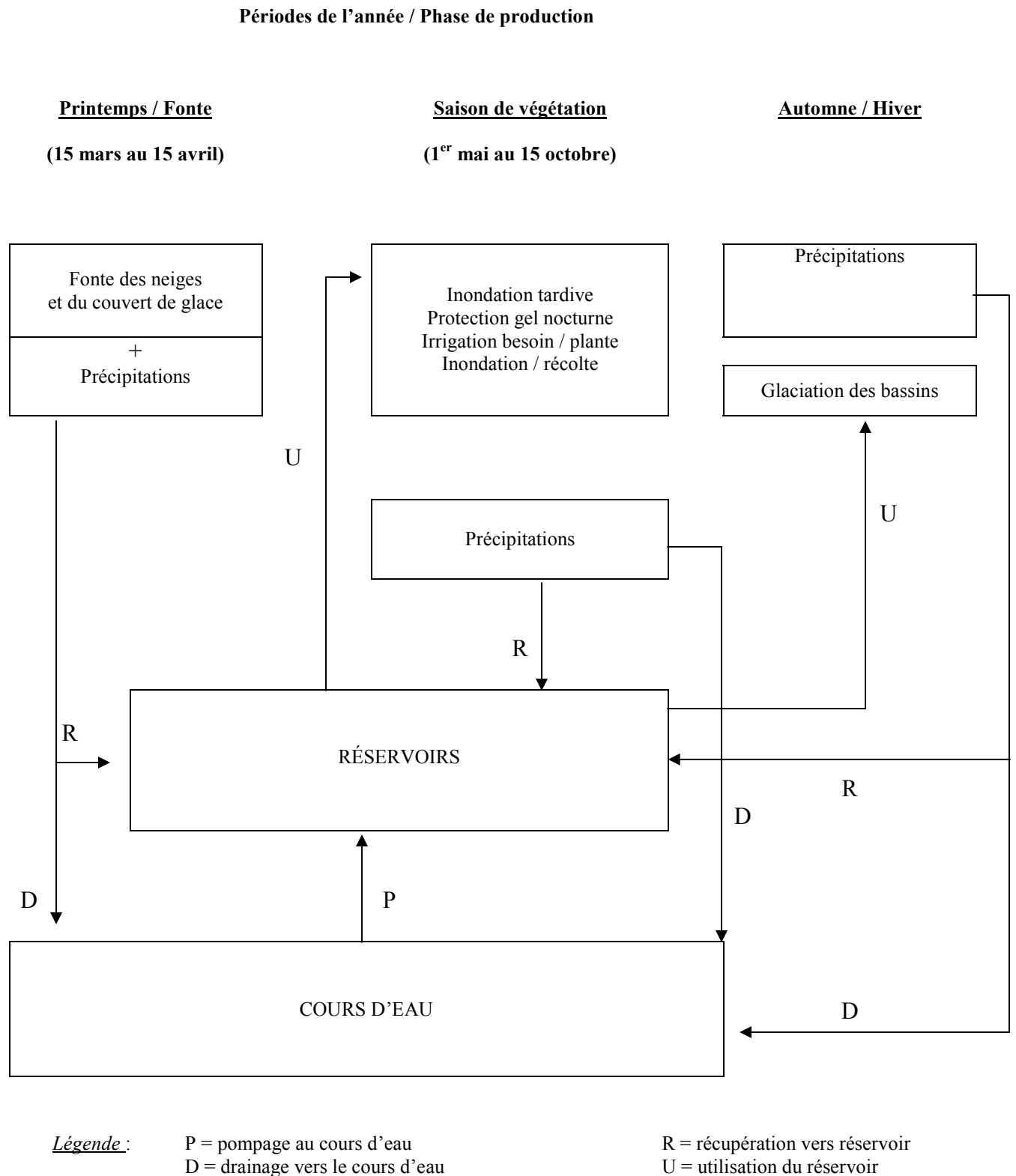
FIGURE1 : AMÉNAGEMENT D'UNE PLANTATION DE CANNEBERGES



Légende :

- | | | | |
|-----|--------------------------------------|------|--------------------------------|
| 1 : | champs de culture de canneberge | 9 : | contrôle d'entrée d'eau |
| 2 : | digues (routes d'accès périphérique) | 10 : | contrôle de sortie d'eau |
| 3 : | chemin de ferme | 11 : | canal de drainage |
| 4 : | rivière | 12 : | réservoir de récupération |
| 5 : | pompe d'alimentation | 13 : | pompe de recyclage |
| 6 : | canalisation | 14 : | canalisation pour le recyclage |
| 7 : | réservoir d'alimentation | 15 : | rejet d'eau |
| 8 : | canal d'inondation | | |

FIGURE 2. Utilisation et recyclage de l'eau dans la production de canneberges.



2.3. LES ÉTUDES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LA PRODUCTION DE CANNEBERGES

2.3.1 Lessivage des fertilisants

Il n'y a que très peu d'études portant sur la qualité des eaux de drainage provenant des cannebergeraies. Une des premières est probablement celle de Karl Deubert de la station de recherche de l'Université de Massachusetts. Ce dernier rapporte que des analyses d'eau provenant des champs de canneberges contenaient moins de 0,2 ppm de nitrate; quant au contenu en phosphore, la moyenne sur 36 échantillons était de 0,038 ppm. Les résultats de Roper (1998) confirment qu'il y a très peu de nitrification de l'azote à cause du pH acide des bassins de culture, et par conséquent, peu de lessivage de cet élément.

En 1997, une étude faite au Québec sur deux cannebergeraies (Asselin, 2001) a montré des taux de lessivage de 1,0 mg/l N-NO₃ et de 0,1 mg/l N-NO₃ pour un sol sableux et pour un sol organique respectivement. Quant à l'azote ammoniacal N-NH₄, le lessivage a été plus élevé en sol organique avec une concentration maximale de 0,87 mg/l. Quant au phosphore, le lessivage s'est révélé beaucoup plus important en sol organique avec des concentrations entre 1 et 2 mg/l, comparativement au bassin de culture en sable où le contenu en P a toujours été inférieur à 0,03 mg/l. Dans cette étude, les échantillons furent prélevés directement à la sortie du drainage souterrain de la parcelle; il n'y avait donc pas d'effet de dilution comme dans un cours d'eau.

L'effet de l'inondation des bassins lors de la récolte sur la qualité de l'eau a été étudié sur onze sites par Davenport et Pitts (1996). Cette étude a démontré, qu'après 48 h de submersion, l'eau quittant les bassins de culture ne montrait pas d'augmentation significative en N, P, K et Cl et que les DBO et DCO de l'eau n'étaient pas modifiés de façon négative. En général, les auteurs concluent que la qualité de l'eau à la sortie des champs est la même que celle provenant des réservoirs. Par contre, Deubert rapportait en 1990 que les concentrations de phosphore dans l'eau pouvaient augmenter suite à l'inondation (dans Woods Hole Group, 2003).

Par ailleurs, dans une étude financée par le Cranberry Institute, Helmer & Logan de l'Université du Rhode Island (1996) qui comparaient la température de l'eau, l'oxygène dissous, le pH, le phosphore et l'azote total n'ont pas trouvé de différence significative entre la qualité de l'eau de dix (10) étangs alimentant ou recevant de l'eau de cannebergeraies comparativement à huit (8) étangs qui n'étaient pas utilisés par cette production. Ils ont également comparé les populations d'insectes aquatiques des deux types d'étangs et celles-ci se sont révélées similaires.

2.3.2 Lessivage du phosphore : cas particulier des sols organiques

Le phosphore est un constituant essentiel des plantes. Les sols organiques sont normalement faibles en phosphore et celui-ci est sous forme organique; il doit être minéralisé pour être absorbé par les plantes. Les sols organiques diffèrent également dans leur capacité de retenir et d'absorber les phosphates qui proviennent de la fertilisation minérale ou de la décomposition de la matière organique. En général, les tourbes vierges ont de faibles contenus en argile, fer et aluminium, et, par conséquent, montrent une forte mobilité du phosphore soluble (Lucas et Warncke, 1985).

Ceci est également observé dans les fermes de canneberges au Centre-du-Québec. En effet, les analyses de sols compilées par le CETAQ (2005) montrent pour les sols organiques des teneurs moyennes de 636 ppm de Al et de 178 ppm de Fe, alors que les sables présentent des teneurs moyennes de 1397 ppm Al et de 272 ppm Fe (méthode Mehlich-III).

Une étude du U.S. Geological Survey a démontré des taux de lessivage du phosphore (ortho) variant de 0,4 à 1,0 mg/l dans les eaux de drainage d'un canal drainant une région de sols tourbeux. Quant au lessivage de l'ammoniac et de l'azote organique, les taux de lessivage se situaient entre 1,9 et 3,5 mg/l (Snyder and Morace, 1997).

Dans une étude portant sur la fertilisation d'une plantation d'épinettes sur un ancien site d'extraction de tourbe, Renou et al. (2000) observèrent qu'une application d'engrais

phosphaté entraînait une augmentation des concentrations de P dans l'eau de drainage avec une concentration moyenne de 318 ug/l sur une période de 7 mois avec des concentrations dépassant les 2 mg/l à l'occasion.

Cet aspect du lessivage du phosphore après fertilisation des tourbières pour la foresterie a été l'objet de nombreuses études en Scandinavie et en Écosse. Une étude de Kenttämies en 1981 (dans Renou et al. 2000) a montré qu'après une fertilisation phosphatée, la concentration du phosphore dans l'eau est passée de 18 ug/l à 128 ug/l en moyenne.

Par ailleurs, Litaor et al (2005) ont observé, dans un sol tourbeux d'une région semi-aride, des variations très importantes dans la capacité d'adsorption maximale du P entre les couches de sols aérobies et anaérobies ainsi que dans les concentrations de phosphore à l'équilibre. Ils ont remarqué que la saturation du sol après un cycle d'assèchement réduisait fortement l'adsorption et augmentait considérablement la concentration de phosphore en équilibre, ce qui conduisait à une plus grande mobilité du phosphore. Martin et al (dans Meissner, 2000) avait déjà montré que les variations d'humidité du sol, passant de sol relativement sec à saturé, favorisaient une augmentation des contenus en P de l'eau de la nappe.

En conséquence, la dynamique du phosphore dans les sols organiques semble très différente de celle des sols minéraux; le phosphore organique est plus mobile et les cycles de séchage ou de saturation peuvent faire varier considérablement soit la capacité d'adsorption du sol soit la mobilité du phosphore selon le cas.

2.3.3 Le lessivage des pesticides

Plusieurs études ont été menées durant les dernières années afin de mieux connaître l'impact des pesticides utilisés dans la canneberge sur la qualité de l'eau.

Dans une recherche faite dans l'état de Washington en 1998, on a observé que l'eau sortant des fermes de canneberges avait des contenus de diazinon, d'azinphos-méthyl et

de chlorpyrifos dépassant les critères de toxicité chronique pour la vie aquatique. Des trois insecticides, le diazinon fut toujours observé en concentration plus élevée par rapport aux deux autres (Anderson and Davis, 2000).

Dans une autre étude dans la région du Pinelands au New-Jersey, Winnett et al. (1990) n'ont pas observé de contamination de la nappe phréatique par le parathion étant donné que ce produit est peu soluble dans l'eau. Ce produit a été retiré en 2003 de l'homologation et n'est plus utilisé dans la canneberge.

Le diazinon est un insecticide très utilisé dans la production de canneberges. En fait, il est le produit actuellement le plus en usage dans la canneberge tant au Québec (CETAQ, 2005), qu'aux États-Unis. En 1998, 70% et 75% des surfaces étaient traitées respectivement au Wisconsin et au Massachusetts avec le diazinon; 79 % des surfaces en canneberge aux États-Unis étaient traitées avec des organophosphorés (Cranberry Institute, 2001). Pour la même année, plus de 90 % des insecticides utilisés au Massachusetts comprenaient le chlorpyrifos, le diazinon et le carbaryl (IPM Center, 2001).

Selon Habeck (2003), la plupart de la contamination environnementale vient de l'agriculture et des foyers qui utilisent le diazinon pour contrôler les insectes. Le diazinon appliqué sur les plantes peut être lessivé dans les eaux par la pluie; jusqu'à 25 % du produit appliqué peut retourner dans l'air. Il peut aussi migrer à travers le sol et éventuellement contaminer l'eau souterraine (Trautmann et al., 1990).

Le diazinon relâché à la surface du sol ou de l'eau est sujet à la volatilisation, la photolyse, l'hydrolyse et à la biodégradation. La biodégradation se produit principalement en conditions aérobies; c'est un processus majeur d'élimination du diazinon associé au sol et à l'eau.

L'hydrolyse est un mécanisme important de dégradation du diazinon. En effet, la demi-vie du diazinon passe de 3 jours en eau acide (pH 4,5) à plus de 70 jours en milieu alcalin

(pH 8,0); les microorganismes et la lumière vont également affecter la demi-vie de ce produit en milieu aqueux (dans U.S. Dept. of Health, 1996). Dans le sol, la dégradation du diazinon dépend également fortement du pH. Schoen et Winterlin rapportent que pour des pH de 4,7 et 10, la demi-vie du diazinon dans un loam sableux est de 69, 208 et 153 jours respectivement et de 49, 124 et 90 dans un loam argileux; alors que dans un loam sableux amendé avec de la tourbe, la demi-vie est de 14, 45 et 65 jours (dans U.S. Dept. of Health, 1996).

Le diazinon est modérément mobile dans les sols dont le contenu en matière organique est inférieur à 3 %. Toutefois, lorsque relâché dans l'eau, ce pesticide ne s'accumule pas de façon significative dans les organismes aquatiques. Cependant, il est reconnu pour être très toxique pour les oiseaux et la faune aquatique, particulièrement les invertébrés (Annexe 2).

Le diazinon est persistant dans le sol durant approximativement 12 semaines. La volatilisation à partir de la surface de l'eau peut être un important processus de transport. Relâché dans l'atmosphère, il peut survivre en phase gazeuse et en phase particulaire. Une campagne d'échantillonnage dans 14 états américains en 1970 a montré que 61 % des 787 échantillons d'air contenaient en moyenne 3,0 ng/m³; un maximum de 62,2 ng/m³ fut mesuré (NTN environmental Health Data Search, www.oztoxics.org).

Szeto et al. (1990) rapporte que le diazinon se dégrade rapidement par hydrolyse en milieu acide (pH < 5), mais est plutôt stable en milieu neutre et légèrement alcalin. Les demi-vies sont de 23 minutes et 30,7 heures pour les pH de 3,1 et 5,0 respectivement. Par contre, à des pH de 7,0, la dégradation peut exiger plus de 50 jours. Cette dégradation par hydrolyse est fortement influencée par la température et le pH.

Dans une étude sur la qualité de l'eau de drainage de deux exploitations de canneberges de la région de Grayland en Oregon, Anderson and Davis (2000) soulignent que des trois insecticides présents dans l'eau, le diazinon était toujours en plus grande concentration par rapport à l'azinphos-méthyl (Guthion) et le Chlorpyrifos. La concentration du

diazinon s'étalait de 0,033 ug/l à 7,0 ug/l après l'application, alors que celle de l'azinphos-méthyl variait de 0,004 ug/l à 1,4 ug/l.

Toujours dans la région de Grayland (Orégon), un suivi de meilleures pratiques de gestion des pesticides n'a pas montré d'amélioration marquée de la qualité de l'eau. Dans cette étude, Cootes (2003) rapporte que le diazinon est retrouvé dans l'eau de drainage à des concentrations dépassant le critère aigu de vie aquatique de 0,083 ug/l 15 fois sur les 18 échantillons analysés. Les concentrations variaient de juste au-dessus du critère jusqu'à 70 fois le critère avec une valeur maximale de 5,7 ug/l. On a même observé qu'avant la période d'application, on retrouvait une concentration de base dans l'eau qui dépassait parfois le seuil de toxicité chronique, soit 0,041 ug/l.

Néanmoins, au niveau des fruits, les résultats d'analyses des résidus de diazinon par Szeto et al (1990) ont montré qu'après un délai de 36 jours après l'application, il n'y avait aucun résidu sur les fruits de diazinon ou de son métabolite, le diazoxon. De façon générale, au Québec, la dernière application d'insecticides se fait vers la mi-juillet, ce qui donne un délai de plus de 60 jours avant la récolte.

Une récente étude du U.S.G.S. (Saad, 2005) montre la présence de pesticides comme le 2,4-D, le carbaryl, le diazinon, le norflurazon et le napropamide dans l'eau de lacs adjacents à des cannebergeries. D'autres pesticides comme l'atrazine et le metolachlor furent également observés (utilisés dans d'autres cultures). On a trouvé dans les sédiments des lacs, le chlorpyrifos et le metolachlor. Des concentrations de 0,014 µg/l de napropamide et de 0,56 µg/l de norflurazon furent retrouvées dans deux des 4 puits investigués dans cette étude; l'atrazine et le diethylatrazine étaient présents aussi.

2.4 LA RÉTENTION DE L'EAU SUR LA FERME

Dans la production de canneberges, il est plausible de penser que le fait de pouvoir récupérer les eaux de drainage et de les stocker dans des réservoirs peut contribuer à réduire la contamination des rivières comparativement aux autres productions agricoles où le drainage des champs est évacué aux cours d'eau de façon directe.

Deubert et Kaczmarek (1989) rapportent qu'après 4 jours de rétention de l'eau dans les fossés, 90 % du parathion était dégradé. Soulignons également dans ce sens, les résultats de Wandrope (1978) qui montraient qu'une pluie de 10 mm dans les 2 semaines suivant une application de pesticides pouvait entraîner jusqu'à 50 % du produit dans le ruissellement. Ces deux recherches supportent l'hypothèse que la rétention de l'eau sur la ferme permet de diminuer la contamination des cours d'eau.

Afin de permettre la dégradation des produits, Bicki (2001) recommande de retenir l'eau pendant un délai de 5 jours dans le cas de l'azinphos-méthyl (Guthion) et du Lorsban et de 3 jours lorsqu'on utilise le diazinon et le fongicide chlorothalonil (Bravo). D'ailleurs, la charte des produits homologués suggère des temps de rétention de l'eau sur la ferme. De façon générale, la plupart des fermes de canneberges peuvent récupérer des eaux de drainage et les emmagasiner dans leurs réservoirs durant la saison de végétation.

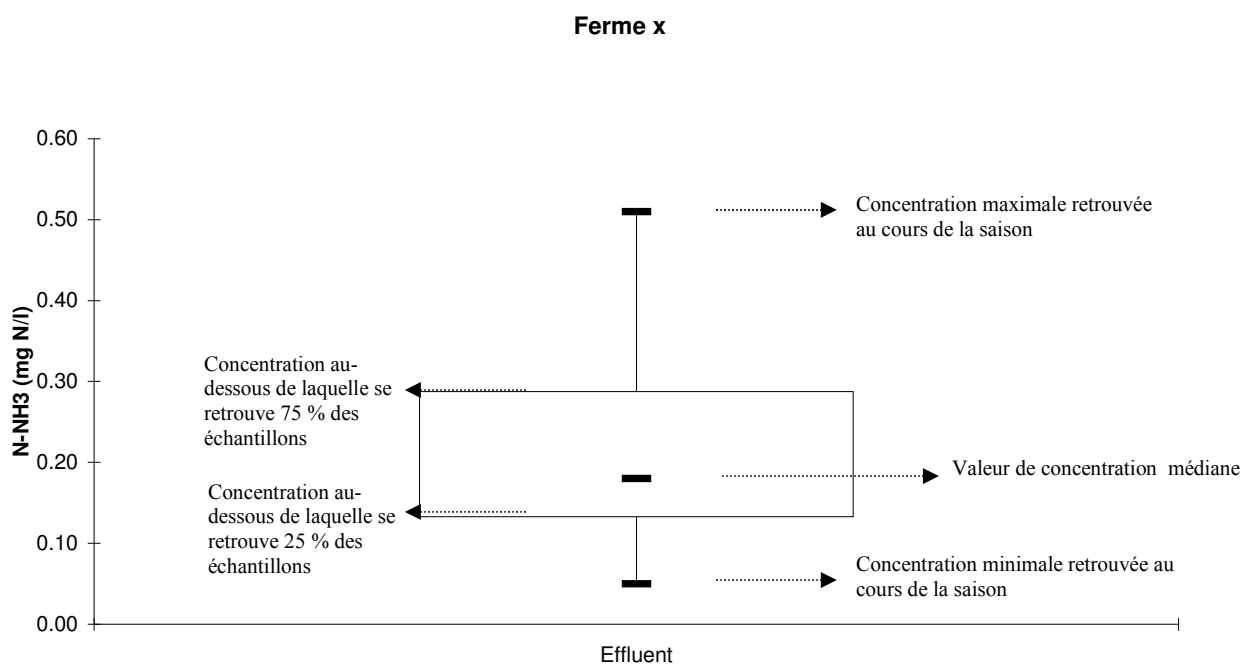
3. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS D'ANALYSE DES PARAMÈTRES INORGANIQUES

Nous présentons les résultats pour chacune des fermes à l'étude. Pour chaque ferme, nous identifions les paramètres pour lesquels on observe une augmentation des concentrations de l'élément dans la rivière en aval par rapport aux concentrations initiales retrouvées en amont ou les paramètres dont les concentrations retrouvées dans la rivière en aval sont supérieures aux normes établies par le MDDEP (Annexe 3).

Afin de faciliter l'analyse des résultats, ceux-ci sont présentés sous forme de graphique appelé graphique en boîte (boxplot). La figure 3 présente les différents éléments contenus dans ce type de graphique. En règle générale, un chevauchement des différentes boîtes d'un graphique indique qu'il n'y a pas de différence significative entre les concentrations retrouvées aux différents points d'échantillonnage. Les données brutes pour l'ensemble des campagnes d'échantillonnage 2002 et 2004 sont présentées à l'annexe 1. Cependant, afin d'alléger la lecture, seuls les graphiques des éléments ciblés seront présentés dans le texte.

Nous avons également combiné les données des deux années d'échantillonnage puisque nous avons deux années très différentes au niveau de la pluviométrie. En effet, il est tombé deux fois plus de pluie en 2004 durant les mois de juillet et d'août, période où étaient prélevés la majorité des échantillons (Tableau 4). Par contre, en septembre 2002 la pluie fut très abondante, les autres mois étant comparables pour les deux années. Le fait de combiner les deux années dans nos graphiques permet donc d'évaluer de façon plus réaliste les risques de rejets au cours d'une année normale. Malgré une tendance globale d'augmentation des quantités d'éléments retrouvées dans l'eau de drainage des fermes lors de l'année pluvieuse (2004), nous n'avons pas été en mesure d'établir une corrélation précise entre la quantité de pluie tombée et la quantité d'éléments retrouvée dans l'eau des fermes ou des rivières. Puisque la majorité de nos échantillonnages se produisait en période de formation et de croissance des fruits, il est possible que l'irrigation effectuée par les producteurs soit venue masquer l'effet de la précipitation sur le lessivage des éléments.

FIGURE 3. Éléments retrouvés dans un graphique en boîte



TABEAU 4 Précipitations moyennes au cours des saisons 2002 et 2004

Mois	2002	2004	Moyenne 1971-2000
Mai	118.8	94.3	91.7
Juin	74	85.5	105.2
Juillet	76.5	165.3	111
Août	43.6	83.2	121.1
Septembre	110	73.2	102.1
Octobre	80.7	71.4	95.3

3.1 ANALYSE STATISTIQUE DE L'AUGMENTATION DES ÉLÉMENTS INORGANIQUES DANS LES RIVIÈRES EN AVAL DES FERMES

Un test de Wilcoxon sur les données acquises au cours des deux saisons d'échantillonnage nous a permis d'évaluer, sur les trois fermes où l'on analysait l'eau dans la rivière, quels éléments variaient de façon significative dans la rivière en aval par rapport à la rivière en amont (Tableau 5). Il est impossible d'indiquer avec ce test seul si cette variation est positive ou négative, c'est pourquoi nous devons le vérifier avec les graphiques en boîte. Dans le tableau 5, seules les données combinées des deux années d'échantillonnage sont présentées. Les éléments ayant subi une variation significative sont indiqués en caractère gras.

Comme nous pouvons l'observer, une plus grande quantité d'éléments inorganiques a tendance à varier de façon significative dans les fermes sur sol organique. Parmi les éléments les plus importants, c'est-à-dire ceux appliqués par les producteurs, l'azote ammoniacal varie de façon significative sur toutes les fermes à l'étude. Pour ce qui est du phosphore, les deux fermes sur sol organique montrent une variation significative globale des niveaux de phosphore dans les rivières en aval par rapport à l'amont. La ferme sur sable à circuit fermé ne démontre pas de variation du niveau de phosphore dans la rivière et ceci peut s'expliquer par la rétention du phosphore par l'aluminium et le fer dans les sols sableux. Maintenant que nous savons de façon globale que l'azote ammoniacal varie de façon significative sur toutes les fermes et le phosphore sur les fermes sur sol organique, nous allons évaluer si cette variation occasionne un dépassement des critères de toxicité et, si c'est le cas, à quelle fréquence ces dépassements ont été observés durant nos campagnes d'échantillonnage.

TABEAU 5. Test de Wilcoxon pour données paires

PARAMÈTRES	TYPE D'ATOCATIÈRE - SAISONS 2002 ET 2004		
	Sol organique	Sable	
	Circuit ouvert	Circuit fermé	Circuit fermé
Azote total	P = 0,9095	P = 0,1259	P = 0,0079
Azote ammoniacal	P = 0,0033	P = 0,0001	P = 0,0001
Phosphore dissous	P = 0,0004	P = 0,1842	P = 0,0679
Phosphore en suspension	P = 0,0017	P = 0,0001	P = 0,2763
Phosphore total	P = 0,0006	P = 0,0015	P = 0,1119
MES	P = 0,7676	P = 0,0003	P = 0,5321
Turbidité	P = 0,0228	P = 0,0002	P = 0,2274

1 : Test de Wilcoxon pour données paires; valeurs significatives (P < 0,05) en gras

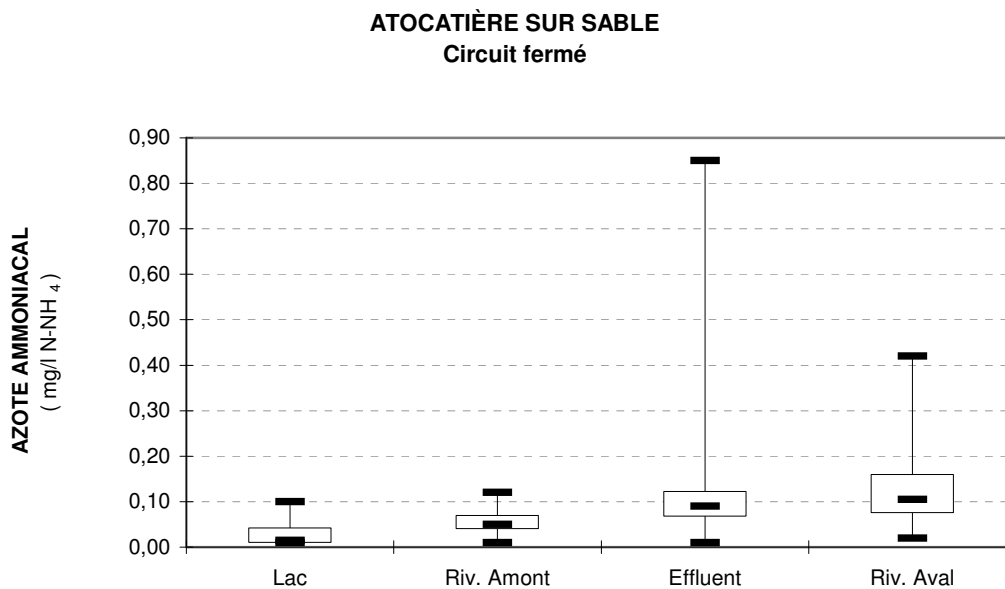
3.2 FRÉQUENCE DE DÉPASSEMENT DES CRITÈRES DE TOXICITÉ POUR LES ÉLÉMENTS INORGANIQUE AYANT DÉMONTRÉS UNE AUGMENTATION SIGNIFICATIVE SUR LES FERMES

3.2.1 Ferme sur sable à circuit fermé

Azote ammoniacal (N-NH₄) :

Comme nous l'avons déterminé par le test de Wilcoxon, nous pouvons observer sur la figure 4 une augmentation moyenne des niveaux d'azote ammoniacal entre la rivière en amont (0,05 mg/l) et la rivière en aval (0,11 mg/l). Bien que cette valeur médiane ait tendance à doubler, le niveau d'azote ammoniacal atteint est loin du critère de toxicité chronique établi ici à 1,22 mg/l. Même lorsque des pics plus élevés surviennent, un maximum de 0,42 mg/l a été observé, ce qui est encore loin du critère de toxicité chronique. Ce maximum se rapproche cependant du critère établi pour l'eau potable qui est de 0,5 mg/l. Ce pic d'azote ammoniacal a été observé le 30 septembre 2004 alors qu'aucune pluie importante n'a été reçue (données en annexe 1). Il s'agit donc probablement de l'eau utilisée pour la récolte qui a permis ce déplacement d'azote ammoniacal vers la rivière.

FIGURE 4.

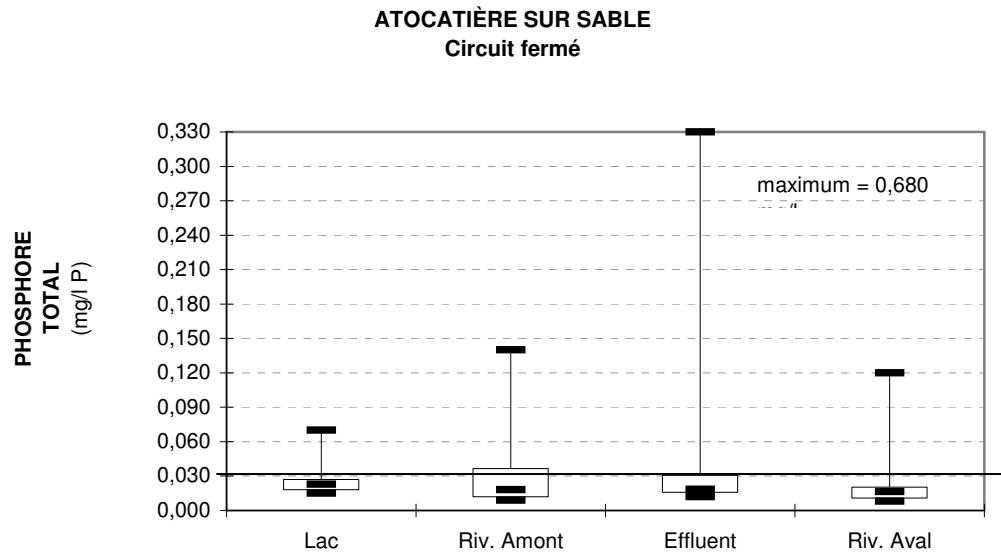


On peut déduire à partir de ce graphique que les niveaux d'azote ammoniacale mesurés dans l'effluent sont responsables de l'augmentation d'azote dans la rivière. Ce qui est intrigant, c'est que le niveau d'azote ammoniacal dans le lac demeure relativement bas alors que la sortie d'eau de la ferme vers la rivière est justement située à l'extrémité de ce lac. Il y aurait donc un transfert de l'azote ammoniacal vers la rivière d'une façon autre que par le point de contrôle de l'eau de la ferme.

Phosphore total :

Afin de valider les résultats du test de Wilcoxon, nous présentons ici les résultats du phosphore total dans la ferme sur sable à circuit fermé. Comme nous pouvons l'observer sur la figure 5, la valeur médiane de la rivière en amont et celle de la rivière en aval ne démontrent pas de différence significative et demeurent sous la limite du critère d'eutrophisation de 0,03 mg/l P. Des pics supérieurs à ce critère ont été cependant observés dans la rivière en aval, mais nous retrouvons également des niveaux très élevés dans la rivière en amont.

FIGURE 5.



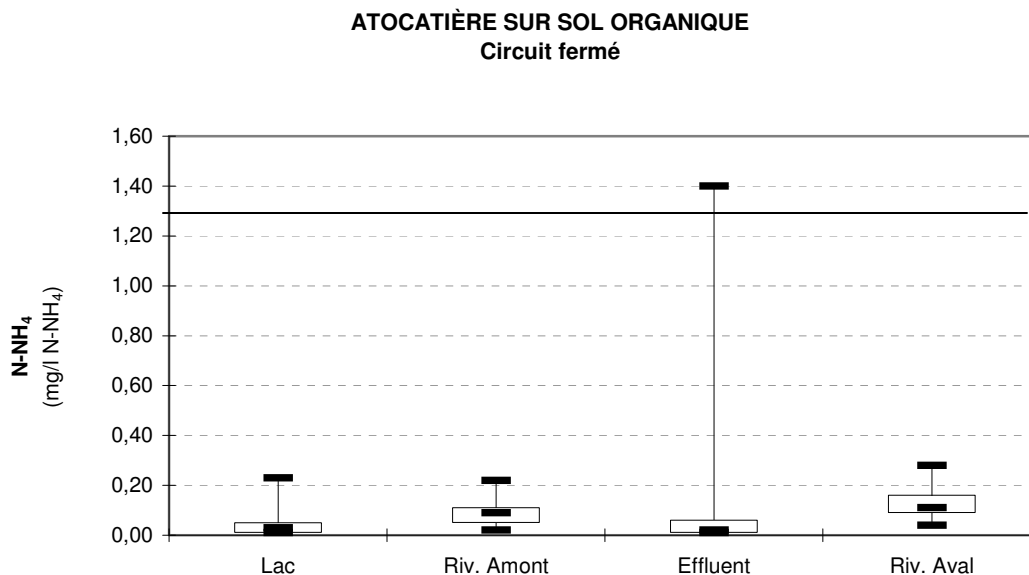
On peut donc conclure que les rejets de cette ferme ne font pas augmenter le niveau de phosphore dans la rivière. Nous pouvons également observer que bien que l'effluent démontre un pic élevé de phosphore (0,680 mg/l), ceci ne se reflète pas dans la rivière.

3.2.2 Ferme sur sol organique à circuit fermé

Azote ammoniacal ($N-NH_4$)

Comme le test de Wilcoxon le démontrait, nous pouvons voir sur la figure 6 qu'il y a bien une augmentation réelle des niveaux d'azote ammoniacal entre la rivière en amont où la majorité des échantillons se situe en dessous de 0,10 mg/l et la rivière en aval où la majorité des échantillons se situe au dessus de 0,10 mg/l. Dans ce cas-ci, bien que des pics dépassant le critère de toxicité chronique soient parfois observés dans l'effluent de la ferme (maximum de 1,4 mg/l), la rivière en aval de la ferme ne dépasse pas 0,28 mg/l d'azote ammoniacal. Ce taux d'azote ammoniacal est également inférieur au critère pour l'eau potable fixé à 0,5 mg/l.

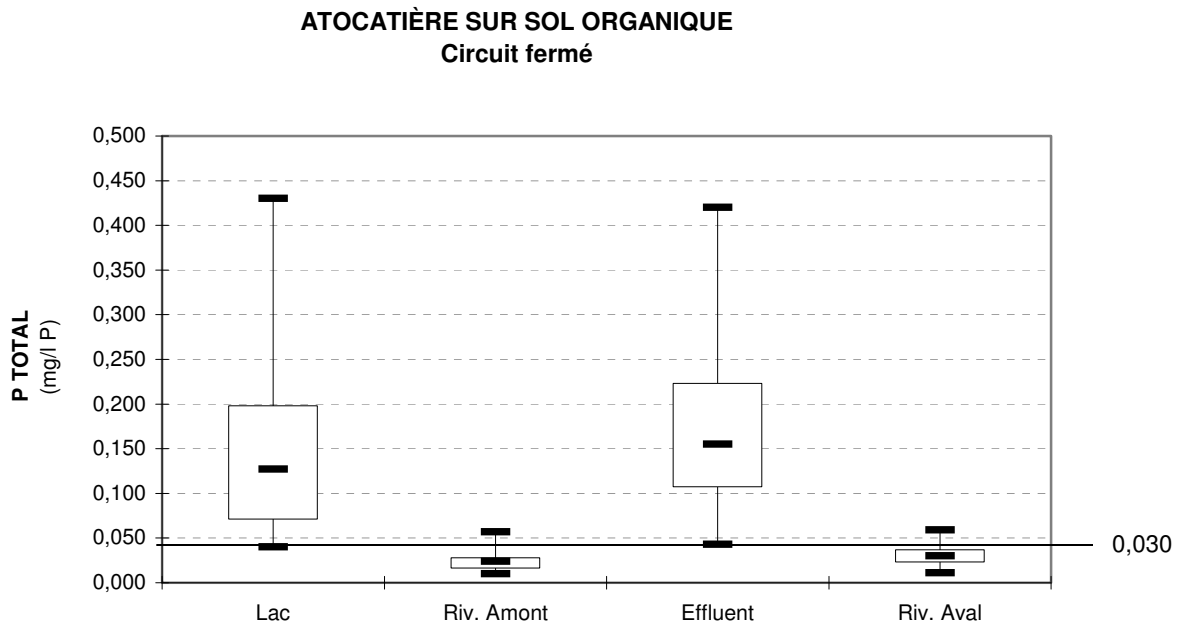
FIGURE 6.



Phosphore total

Même si les niveaux de phosphore en suspension montrent une augmentation significative dans la rivière pour cette ferme, nous analyserons les résultats du phosphore total puisqu'ils incluent également le phosphore en suspension et que le critère d'eutrophisation est basé sur le phosphore total. Dans ce cas-ci, le test de Wilcoxon indiquait une augmentation significative du phosphore total dans la rivière en aval par rapport à l'amont. Nous remarquons, en effet, que la valeur médiane des échantillons se situe à 0,03 mg/l dans la rivière en aval, ce qui indique que la moitié de nos échantillons lors des deux campagnes d'échantillonnage ont dépassé le critère d'eutrophisation, alors que dans la rivière en amont, moins de 25 % des échantillons dépassaient ce critère (Figure 7). Cette variation du niveau de phosphore peut cependant être relativisée par les niveaux élevés de phosphore total retrouvés sur la ferme autant dans l'effluent que dans le lac de rétention. En effet, tous les échantillons pris sur la ferme dépassaient le critère d'eutrophisation, le dépassant même de 15 fois lors de certains épisodes.

FIGURE 7.



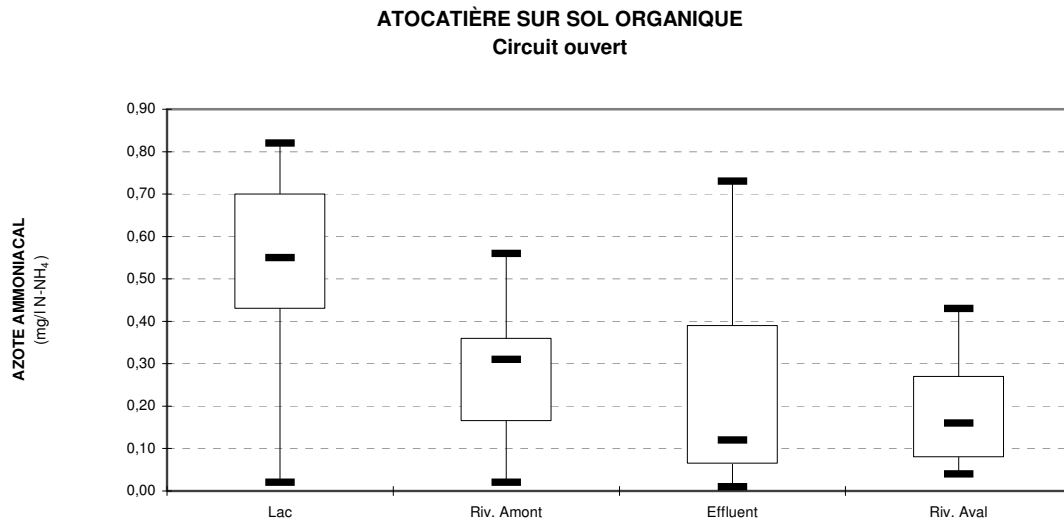
Il faut également noter que sur cette ferme, il y a eu l'excavation du canal de sortie d'eau en 2002, ce qui a occasionné beaucoup de matières en suspension dans l'eau et donc un plus grand potentiel de déplacement de phosphore avec les particules de sol. Durant cette période, les eaux furent conservées dans le canal de drainage ou retournées au lac. Ceci se reflète bien dans les concentrations à la rivière aval qui ne montrent aucune variation significative par rapport à l'amont pour cette période.

3.2.3 Ferme sur sol organique à circuit ouvert

Azote ammoniacal ($N-NH_4$)

Contrairement aux autres fermes, dans ce cas-ci, la variation de l'azote ammoniacal entre la rivière en aval et la rivière en amont est négative (Figure 8). C'est-à-dire que nous avons retrouvé, de façon générale, moins d'azote ammoniacal dans la rivière à la sortie de la ferme (aval).

FIGURE 8.

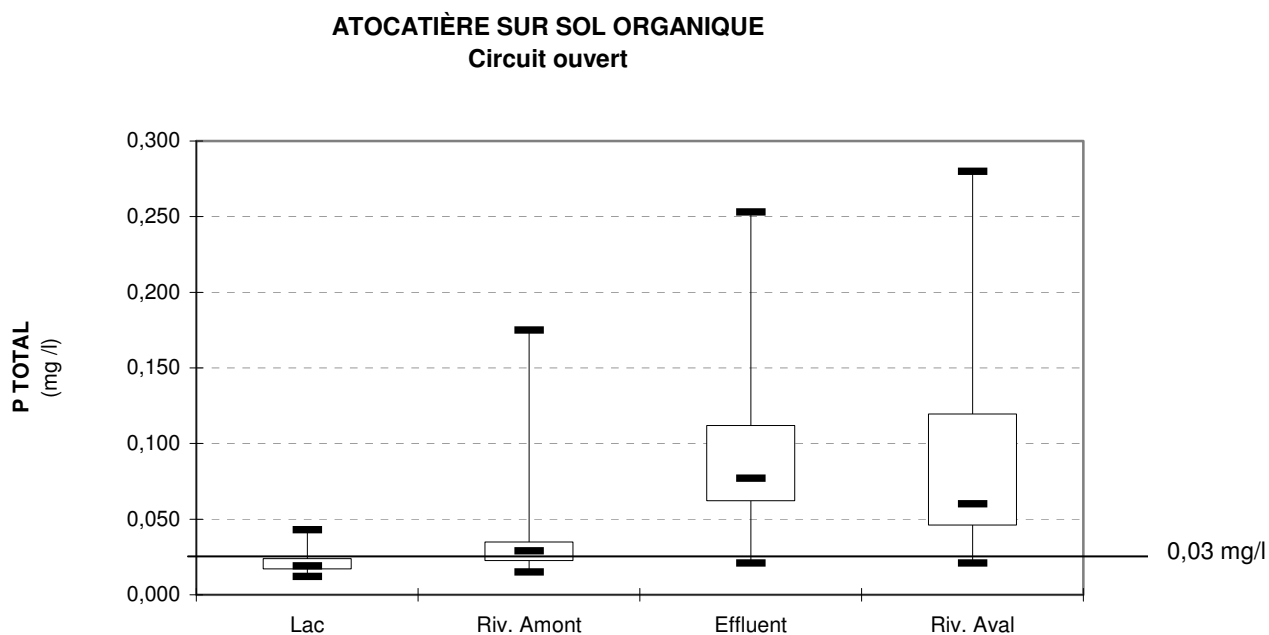


Nos données de débit ayant indiqué une quantité d'eau envoyée vers la rivière au cours de la saison plus importante que les autres fermes, l'hypothèse la plus probable de ce phénomène serait qu'il se produit un effet de dilution par l'eau de l'effluent dont la richesse médiane en azote est plus faible que dans la rivière en amont. Cette eau moins riche en azote ammoniacal viendrait donc diminuer les niveaux moyens d'azote ammoniacal dans la rivière. Quoi qu'il en soit, dans ce cas-ci, la ferme ne contribue pas à faire augmenter le niveau d'azote ammoniacal dans la rivière.

Phosphore total

Dans le cas de cette ferme, les niveaux de phosphore dissous et en suspension démontrent une augmentation significative dans la rivière en aval. Cette augmentation se reflète dans les données de phosphore total (Figure 9). Nous voyons clairement dans cette figure que l'effluent contribue à faire augmenter le niveau de phosphore total dans la rivière en aval de la ferme. Alors que dans la rivière en amont environ la moitié des échantillons démontraient un niveau de phosphore total supérieur au critère de toxicité (0,03 mg/l), dans la rivière en aval, ce sont presque tous les échantillons qui dépassent ce critère. Certains pics retrouvés dans la rivière en aval dépassent même de près de 10 fois le critère.

FIGURE 9.



Ces résultats semblent valider également l'efficacité du recyclage sur l'autre ferme sur sol organique où des niveaux de phosphore également très importants étaient retrouvés dans l'effluent de la ferme sans que ceci ne se reflète dans la rivière.

3.2.4 Ferme sur sable à circuit ouvert

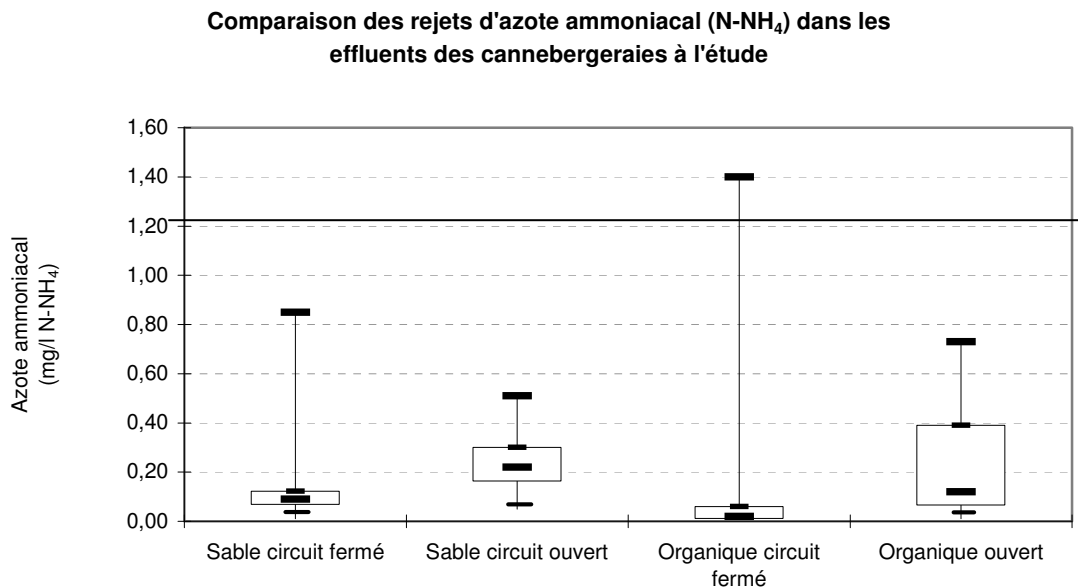
La ferme sur sable à circuit ouvert sera analysée de façon différente des trois autres fermes puisque nous n'avons pas pu effectuer d'échantillonnages dans une rivière. Le rejet de cette ferme se déversait en effet dans un canal situé sur la ferme sur sable à circuit fermé (également analysée dans l'étude) et non dans une rivière. Dans ce cas ci, nous présenterons donc les résultats de l'effluent de cette ferme en comparaison des effluents des trois autres fermes de l'étude. Ceci nous donnera une indication du risque de pertes d'éléments inorganiques vers l'environnement sans toutefois être validé dans un cours d'eau précis.

Azote ammoniacal ($N-NH_4$)

Comme nous pouvons l'observer dans la figure 10, les rejets d'azote ammoniacal dans l'effluent de la ferme sur sable à circuit ouvert sont supérieurs aux deux fermes à circuit fermé et se comparent à la ferme organique à circuit ouvert.

Puisque dans cette dernière ferme le niveau d'azote dans la rivière était moins élevé à la sortie de la ferme (aval) qu'à l'entrée (amont), il est difficile de prédire si les niveaux supérieurs d'azote ammoniacal présents dans l'effluent de la ferme sur sable à circuit fermé feraient augmenter les niveaux d'azote ammoniacal dans une rivière en aval de la ferme. Tout ce que nous pouvons affirmer, jusqu'ici, c'est que le contenu en azote ammoniacal dans l'effluent est inférieur au critère de toxicité chronique (1,22 mg/l) dans tous les échantillons et au critère établi pour l'eau potable (0,5 mg/l) dans plus de 75 % des échantillons.

FIGURE 10.

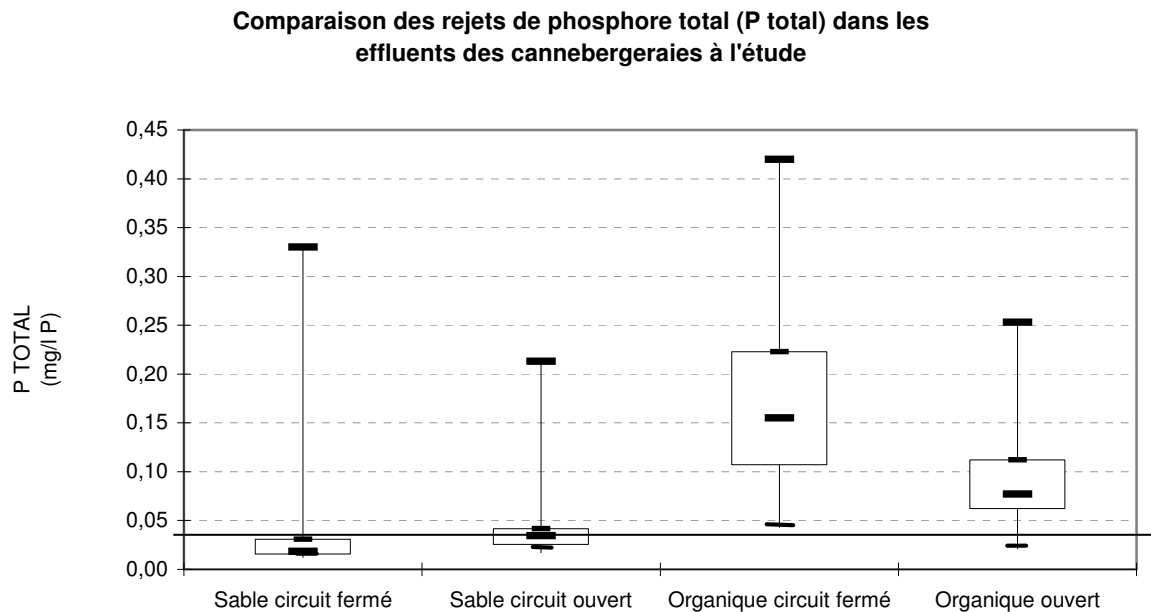


Phosphore total

Comme nous pouvons l'observer dans la figure 11, les rejets de phosphore dans l'effluent de la ferme sur sable à circuit ouvert sont inférieurs aux deux fermes sur sol organique, mais sont cependant supérieurs à la ferme sur sable à circuit fermé. Plus de la moitié des échantillons recueillis dans l'effluent de la ferme sur sable à circuit ouvert au cours des deux années dépassaient le critère de 0,03 mg/l.

Notons que le pic est survenu le 3 août 2004 lors de l'échantillonnage fait 3 jours après une pluie très importante (63 mm), et est un événement isolé. Le niveau de phosphore maximal, à l'exception de ce pic, ne dépasse pas 0,092 mg/l P au cours des autres échantillonnages, ce qui représente tout de même 3 fois plus que le critère reconnu. Le risque de dépassement du critère en rivière pour une ferme sur sable à circuit ouvert demeure donc présent et ne doit pas être négligé.

FIGURE 11.



4. RÉSULTATS DES ÉCHANTILLONNAGES DES PARAMÈTRES ORGANIQUES

Présentation des résultats

Les résultats des paramètres organiques (herbicides et insecticides) ne seront pas présentés de la même manière que les paramètres inorganiques. Nous n'utiliserons pas les graphiques en boîte pour les paramètres organiques puisque contrairement aux paramètres inorganiques où il est normal de retrouver naturellement dans l'eau un certain niveau d'azote ou de phosphore, il n'est pas normal de retrouver des pesticides de façon naturelle dans une rivière ou dans un effluent. Ainsi, chaque échantillonnage où l'on retrouve des pesticides dans la rivière, l'effluent ou le lac est important et doit être considéré. Les résultats seront donc présentés pour chaque ferme et nous évaluerons ainsi la fréquence relative des échantillonnages dans lesquels nous retrouvons des pesticides ainsi que l'importance des dépassements du critère de toxicité. Ces dépassements sont inscrits en caractère gras dans les tableaux.

4.1 FERME SUR SABLE À CIRCUIT FERMÉ

Dichlobénil (Casoron)

Notons, dans un premier temps que pour cette cannebergeraie, le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (37 µg/l) n'a jamais été atteint dans aucun des échantillons au cours des deux années d'échantillonnage (Tableau 6). Le maximum retrouvé dans l'effluent de la ferme a été de 0,93 µg/l atteint immédiatement après l'application en 2002. En 2004, le maximum observé dans l'effluent a été de 0,49 µg/l retrouvé 8 jours après l'application de dichlobénil dans les champs. Dans la rivière en aval de la ferme, le maximum de dichlobénil a été de 0,15 µg/l en 2002, 30 jours après l'application, et de 0,3 µg/l en 2004, cinq jours après l'application.

Bien que l'on ne dépasse jamais le critère de protection de la vie aquatique chimique, nous remarquons que le dichlobénil se retrouve dans l'eau durant une longue période de temps après les applications. En effet, nous retrouvons encore du dichlobénil dans la rivière en aval de la cannebergeraie le 29 juillet 2002, soit 3 mois après l'application et le 14 juin 2004, soit près d'un mois après l'application. Dans le lac de cette entreprise, le dichlobénil est également retrouvé jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage de chaque année. Ceci peut expliquer pourquoi l'on en retrouve si tardivement dans la rivière. Rappelons que sur cette cannebergeraie, la sortie d'eau vers la rivière est située à l'extrémité du lac et non au bout de l'effluent. L'eau de l'effluent est pompée dans le lac. Donc, malgré qu'il n'y ait pas d'eau évacuée de façon importante vers la rivière durant la saison de croissance, il semblerait qu'une partie du dichlobénil retrouvée dans le lac puisse s'échapper vers la rivière. Le système de recyclage, dans ce cas-ci, n'est pas efficace à 100 % pour éviter les pertes de dichlobénil vers les cours d'eau puisque la dégradation de ce produit est plus lente.

TABEAU 6. Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sable à circuit fermé pour les années 2002 et 2004

	2002															
	Mai								Juin		Juillet					Août
	1	2	2	9	25	26	31	31	3	7	24	25	28	29	31	5
Événement	Application dichlobénil				Application napropamide						Application diazinon					
Produit (µg/l)																
<u>Riv. Amont</u>																
Dichlobénil(H)	-					-	-						-			
Napropamide (H)						-	-						-			
Diazinon (I)	-					-	-						0,07			
<u>Effluent</u>																
Dichlobénil(H)	0,93	0,8	0,2		0,1	-	0,17		-	-	-	-	-	-	-	
Napropamide (H)					3,7	0,25	2,4		-	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon (I)	-	-	-		-	-	-		-	-		0,08	0,07	0,07	-	-
<u>Riv. Aval</u>																
Dichlobénil(H)	0,04	0,1	0,1		0,1	0,15	0,05		0,1	0,08		0,05	-	0,11	-	
Napropamide (H)					1,3	0,53	0,19		0,2	0,14		-	-	0,11	-	-
Diazinon (I)	-	-	-		-	-	-		-	-		0,1	-	0,7	-	-
<u>Lac (réserve)</u>																
Dichlobénil(H)	0,04	0,1	0,3		0,2	0,12	0,12		0,06	0,06		0,07	0,05	0,04	0,04	
Napropamide (H)					0,2	-	0,14		0,16	-		-	-	-	-	-
Diazinon (I)	-	-	-		-	-	-		-	-		0,49	0,49	0,52	0,42	0,34

	2004																	
	Mai						Juin					Juillet				Août		
	19	20	20	23	24	27	31	7	7	10	14	19	27	27	28	31	3	7
Événement	Application dichlot						Application diazinon						Application diazinon					
Produit (µg/l)	Application napropamide																	
<u>Riv. Amont</u>																		
Dichlobénil(H)	-	0,08			-			-				-	-	-	-			
Napropamide (H)	-	-			-							-	-	-	-			
Diazinon (I)	-	-			-			-				0,03	-	-	-			
<u>Effluent</u>																		
Dichlobénil(H)	0,25	0,16			0,11	0,49	0,07	0,06	0,05	0,09	0,05		-	-	0,19	-	-	
Napropamide (H)	-	-			-	2	0,11	-	-	-	-		-	-	1,3	-	-	
Diazinon (I)	-	-			0,92	12	0,08	0,05	0,02	-	0,04		-	-	0,06	-	-	
<u>Riv. Aval</u>																		
Dichlobénil(H)	0,15	0,19			0,3	0,1	0,08	0,06	0,04	0,06	-		-	-	-	-	-	
Napropamide (H)	-	0,1			-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	
Diazinon (I)	-	-			0,15	0,11	0,2	0,05	-	-	0,05		-	-	-	-	-	
<u>Lac (réserve)</u>																		
Dichlobénil(H)	0,41	0,45			0,63	0,72	0,55	0,4	0,44	0,26	0,2		-	0,05	0,04	0,08	0,07	
Napropamide (H)	-	-			-	2	0,35	0,18	-	-	-		-	-	-	-	-	
Diazinon (I)	-	-			0,58	4	2,8	1,7	2,2	1,3	1,3		0,07	0,09	0,07	0,08	0,06	

Napropamide (Dévriol)

Dans le cas du napropamide, aucun critère de qualité de l'eau n'a été établi jusqu'à maintenant. La concentration de napropamide retrouvé dans l'effluent en 2002 a été de 3,7 µg/l une journée après l'application. La même journée d'échantillonnage, nous avons également observé une concentration maximale de napropamide de 1,3 µg/l dans la rivière.

Nous avons retrouvé du napropamide dans les échantillons jusqu'au 29 juillet 2002 dans la rivière en aval et au 31 juillet 2002 pour le lac ce qui représente deux mois suivant l'application. Notons cependant que dans l'effluent, nous avons retrouvé du napropamide jusqu'au 31 mai seulement. Ceci indique que le napropamide ne provenait plus des champs après le mois de mai, mais qu'il demeurait présent dans l'eau du lac sans être totalement dégradé et qu'il pouvait donc être rejeté vers la rivière.

Pour l'année 2004, le maximum de 2 µg/l de napropamide dans l'effluent a été retrouvé le 27 mai 2004 soit 8 jours après l'application. Nous avons retrouvé du napropamide dans la rivière en aval lors d'un seul échantillonnage, soit le 20 mai 2004 à un niveau de 0,1 µg/l. À cette date nous n'avons pas retrouvé de napropamide ni dans l'effluent, ni dans le lac. Dans le lac, nous avons retrouvé du napropamide jusqu'au 7 juin soit environ 3 semaines après l'application. Les rejets de napropamide ont donc été moins importants en 2004 comparativement à la saison 2002.

Diazinon

Comme nous pouvons l'observer sur le tableau 6, les concentrations de diazinon mesurées au cours des deux années d'échantillonnage ont toujours dépassé le critère de qualité de l'eau établi à 0,002 µg/l. La raison est que le critère de qualité de l'eau est inférieur à la limite de détection du diazinon par le laboratoire d'analyse. Ainsi, dès que la présence de diazinon était détectée, le niveau dépassait automatiquement le critère. Notons cependant que pour cette cannebergeraie, la norme pour l'eau potable (20 µg/l), n'a jamais été atteinte. En 2002, nous avons effectué l'échantillonnage suite à une seule application de diazinon à la fin juillet. Le niveau maximal de diazinon retrouvé dans l'effluent a été de 0,08 µg/l le lendemain de l'application. Cependant des niveaux plus importants ont été détectés dans le lac (0,52 µg/l) et dans la rivière (0,7 µg/l) 5 jours après l'application. Nous avons retrouvé du diazinon dans le lac jusqu'à 12 jours après l'application, cependant dans la rivière, nous n'avons pas retrouvé de diazinon au-delà du 5^e jour suivant l'application.

En 2004, nous avons suivi 3 applications de diazinon réparties en mai, juin et juillet. Un maximum de 12 µg/l a été retrouvé dans l'effluent 3 jours après l'application du mois de mai. Dans le lac, un maximum de 4 µg/l a été retrouvé cette même date. Cependant, dans la rivière en aval, le maximum retrouvé a été de 0,15 µg/l et il a été atteint le lendemain de l'application du mois de mai.

Notons que pour les deux années d'échantillonnage, le lac présentait une fréquence élevée de présence de diazinon avec 100 % des échantillons (24/24) qui en contenait suite à la première application. Dans l'effluent, 40 % des échantillons (10/24) contenaient du diazinon suite à la première application alors que dans la rivière, la fréquence était de 28 % (7/24).

4.2 FERME SUR SOL ORGANIQUE À CIRCUIT FERMÉ

Dichlobénil (Casoron)

Notons, dans un premier temps que sur cette cannebergeraie, le critère de qualité pour le dichlobénil (37 µg/l) n'a jamais été atteint dans aucun des échantillons au cours des deux années d'échantillonnage (Tableau 7). Le maximum de dichlobénil retrouvé dans l'effluent de la ferme a été de 1,8 µg/l atteint 5 jours après l'application en 2002. En 2004, le maximum retrouvé dans l'effluent a été de 0,7 µg/l. Notons qu'en 2004, aucune application généralisée de dichlobénil n'a été effectuée, il semble donc y avoir un relâchement de dichlobénil accumulé dans le sol lors des applications des années précédentes. En 2004, cependant, aucune trace de dichlobénil n'a été détectée dans la rivière en aval de la ferme. En 2002, dans la rivière en aval de la ferme, le maximum de dichlobénil a été de 0,25 µg/l, 9 jours après l'application.

Diazinon

Comme nous pouvons l'observer sur le tableau 7, les niveaux de diazinon retrouvés au cours des deux années d'échantillonnage ont toujours dépassé le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique établi à 0,002 µg/l. Notons cependant que pour cette cannebergeraie, la norme de 20 µg/l pour l'eau potable n'a jamais été atteinte dans la rivière, mais a été dépassée à l'effluent suite à la première application de 2004. Nous pouvons remarquer que la fréquence des échantillons et le taux de diazinon retrouvé dans les échantillons sont beaucoup plus élevés en 2004 qu'en 2002.

Rappelons que les précipitations des mois de juin, juillet et août ont été supérieures en 2004, ce qui peut expliquer la présence accrue de diazinon dans les échantillons.

En 2002, le niveau maximal de diazinon retrouvé dans l'effluent a été de 7,3 µg/l cinq jours après l'application. Cependant des niveaux élevés de diazinon ont également été détectés dans l'effluent le deuxième jour suivant l'application (6 µg/l et 6,3 µg/l). Dans la rivière, le taux maximal de diazinon retrouvé a été de 0,04 µg/l 5 jours après l'application pour l'année 2002. En 2004, nous avons suivi 3 applications de diazinon réparties en juin et juillet. Un maximum de 89 µg/l a été retrouvé dans l'effluent le lendemain de l'application du mois de juin. C'est cette même journée qu'a été atteint le maximum de diazinon retrouvé dans la rivière, soit 0,06 µg/l. Nous pouvons observer que la rétention de l'eau sur la ferme entraîne une diminution appréciable des teneurs de diazinon dans la rivière comparativement à celles mesurées dans l'effluent.

TABEAU 7. Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sol organique à circuit fermé pour les années 2002 et 2004.

	2002																	
	Mai						Juin					Juillet	Août					
	8	9	13	14	17	21	25	26	27	27	30	4	1	1	6	7	9	15
Événement	Application dichlobénil						Application diazinon						Application diazinon					
Produit (µg/l)																		
<u>Riv. Amont</u>																		
Dichlobénil(H)	-						-						-					
Diazinon (I)	-						-						-					
<u>Effluent</u>																		
Dichlobénil(H)	1,2	1,8	1,5	1,1	0,4		-	0,26	0,22	0,4	-	0,13	-	-	-	-	-	
Diazinon (I)	-	-	-	-	-		1,5	6,3	6	7,3	3,4	-	-	-	-	-	-	
<u>Riv. Aval</u>																		
Dichlobénil(H)	-	0,05	0,07	0,25	0,04		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Diazinon (I)	-	-	-	-	-		0,03	0,03	-	0,04	-	-	0,02	-	-	-	-	
<u>Lac (réserve)</u>																		
Dichlobénil(H)	-	-	-	-	-		0,31	-	-	-	0,2	0,09	-		-	-	-	
Diazinon (I)	-	-	-	-	-		0,36	1,3	1,2	0,6	-	-	-		-	-	-	

	2004															
	Juin					Juillet						Août				
	6	7	10	14	19	21	22	23	26	27	28	30	31	3	7	
Evénement	Application diazinon					Application diazinon						Application diazinon				
Produit (µg/l)																
Riv. Amont																
Dichlobénil(H)	-				-	-	-				-		-			
Diazinon (I)	-				-	-	-				-		-			
Effluent																
Dichlobénil(H)	0,68	0,43	0,29	0,29		0,06	0,05	0,05		0,04	-	0,21	0,4	0,1		
Diazinon (I)	89	18	6,7	3,7		0,05	0,03	0,07		0,07	0,04	0,11	0,04	-		
Riv. Aval																
Dichlobénil(H)	-	-	-	-		-	-			-	-	-	-	-		
Diazinon (I)	0,06	-	-	0,03		0,02	-			-	-	-	-	-		
Lac (réserve)																
Dichlobénil(H)	0,32	0,37	0,21	0,17		0,12	0,1	0,1		0,06	0,04	0,07	0,45	0,1		
Diazinon (I)	0,96	2,5	1,5	6,5		0,08	0,06	0,06		0,02	-	0,03	0,04	-		

Pour les deux années d'échantillonnage, le lac présentait une fréquence élevée de présence de diazinon avec 70 % des échantillons (14/21) qui en contenait suite à la première application. Dans l'effluent, 80 % des échantillons (16/21) contenaient du diazinon suite à la première application alors que dans la rivière, la fréquence était de 35 % (7/21).

4.3 FERME SUR SOL ORGANIQUE À CIRCUIT OUVERT

Dichlobénil (Casoron)

Notons, dans un premier temps que sur cette cannebergeraie, la limite de toxicité chronique pour le dichlobénil (37 µg/l) n'a jamais été atteinte dans aucun des échantillons au cours des deux années d'échantillonnage (Tableau 8). Le maximum de dichlobénil retrouvé en 2002 dans l'effluent de la ferme a été de 5,3 µg/l et, ce niveau a été observé au début du mois d'août soit plus de 3 mois après l'application. Le niveau maximal de dichlobénil détecté dans la rivière en aval a été de 1,4 µg/l en 2002 retrouvé également à l'échantillonnage du mois d'août. Nous voyons donc que le dichlobénil peut être relâché plusieurs mois après son application comme nous l'avons observé précédemment.

TABLEAU 8. Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sol organique à circuit ouvert pour les années 2002 et 2004

	2002						
	Avril			Août			
	24	25	25	1	1	6	7
Evénement	Application dichlobénil			Application diazinon			
Produit (µg/l)							
Riv. Amont							
Dichlobénil(H)		-	-			-	
Diazinon (l)		-	-			0,48	
Effluent							
Dichlobénil(H)		0,81	0,89		0,24	0,05	5,3
Diazinon (l)		-	-		-	1,2	0,63
Riv. Aval							
Dichlobénil(H)		0,22	0,22		0,09	0,04	1,4
Diazinon (l)		-	-		7,4	1,3	0,14
Lac (réserve)							
Dichlobénil(H)					-	-	-
Diazinon (l)					0,4	0,43	0,33

	2004																
	Mai							Juin					Juillet				
	12	13	15	18	19	22	26	6	7	10	14	19	21	22	23	26	30
Evénement	Application dichlobénil						Application diazinon	Application diazinon					Application diazinon				
Produit (µg/l)																	
Riv. Amont																	
Dichlobénil(H)	-	-	-	-				-				-	-	-			
Diazinon (I)	-	-	-	-				-				-	-	-			
Effluent																	
Dichlobénil(H)	11	11	3,5	8,6	19	0,77		0,65	0,49	2,4	0,3		0,25	0,2	0,17	0,13	
Diazinon (I)	-	0,05	-	-	48	1,1		1,6	20	1,3	0,22		0,08	0,08	0,06	0,04	
Riv. Aval																	
Dichlobénil(H)	2		3,1	3,6	10	0,28		0,44	0,2	1,9	0,35		-	-	0,05	0,04	
Diazinon (I)	-		-	-	22	0,4		0,81	2,7	1,9	0,26		-	0,03	-	-	
Lac (réserve)																	
Dichlobénil(H)	-	0,2	0,15	0,1	0,1	0,04		-	-	-	-		-	-	-	-	
Diazinon (I)	-	-	-	-	0,2	0,11		0,05	0,07	0,04	0,04		-	-	-	-	

En 2004, le maximum retrouvé dans l'effluent a été de 19 µg/l atteint 10 jours après l'application. Un niveau de 11 µg/l a également été détecté le lendemain de l'application en 2004. Dans la rivière, le niveau maximal de dichlobénil a été de 10 µg/l retrouvé également 10 jours après l'application. Sur cette cannebergeraie, nous avons retrouvé du dichlobénil dans la presque totalité de nos échantillons au cours des deux années.

Le fait que l'on retrouve du dichlobénil dans l'eau longtemps après l'application du produit, peut s'expliquer par la persistance du produit. Selon le PMEP (1985), le dichlobénil peut demeurer efficace de 2 à 6 mois et parfois jusqu'à 1 an dans certaines conditions.

Diazinon

Comme nous pouvons l'observer sur le tableau 8, les niveaux de diazinon retrouvés au cours des deux années d'échantillonnage ont toujours dépassé le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique – CVAC établi à 0,002 µg/l. Notons que pour cette cannebergeraie, la norme de 20 µg/l pour l'eau potable a été atteinte dans la rivière à une reprise suite à la première application de 2004.

En 2002, le niveau maximal de diazinon retrouvé dans l'effluent a été de 1,2 µg/l cinq jours après l'application. Dans la rivière, cependant, le taux maximal de diazinon retrouvé a été de 7,4 µg/l le jour même de l'application pour l'année 2002. À cette même date, nous n'avions pas retrouvé de diazinon dans l'effluent.

En 2004, nous avons suivi 3 applications de diazinon réparties en mai, juin et juillet. Un maximum de 48 µg/l a été retrouvé dans l'effluent le lendemain de l'application du mois de mai. C'est cette même journée qu'a été atteint le maximum de diazinon retrouvé dans la rivière, soit 22 µg/l, qui dépassait le critère pour l'eau potable. En comparant cette cannebergeraie à son homonyme ayant un circuit fermé, nous voyons que le système à circuit ouvert laisse échapper une quantité supérieure de diazinon vers la rivière (22 µg/l sur la ferme à circuit ouvert vs 0,06 µg/l sur la ferme à circuit fermé).

Deux échantillons réalisés au cours des deux années nous laissent perplexes. En 2002, nous avons détecté une certaine quantité de diazinon (0,48 µg/l) dans la rivière en amont de la ferme au cours du mois d'août et en 2004, nous avons détecté du diazinon (0,05 µg/l) dans l'effluent de la ferme alors que les applications de diazinon n'avaient pas débuté sur la ferme. Ces données concordent avec les observations faites dans une étude en Oregon où on observait des concentrations de diazinon dans l'eau avant que les applications aient débuté (dans Cootes, 2003).

Notons que pour les deux années d'échantillonnage, malgré le fait que le lac ne serve pas ici à la récupération des eaux de drainage, il présentait tout de même une fréquence élevée de présence de diazinon avec 72 % des échantillons (9/13) qui en contenaient suite à la première application. Dans l'effluent, 95 % des échantillons (12/13) contenaient du diazinon suite à la première application alors que dans la rivière, la fréquence était de 80 % (10/13). Nous voyons donc que comparativement aux deux fermes à circuit fermé où la fréquence des échantillons contenant du diazinon dans la rivière se situait autour de 30 %, la ferme à circuit ouvert présente une fréquence des échantillons contenant du diazinon de 2,5 fois supérieure. La rétention de l'eau sur la ferme et son recyclage vers un réservoir semble limiter de façon significative les pertes de diazinon vers l'environnement tout en réduisant également les niveaux maximums de diazinon retrouvés dans la rivière.

4.4 FERME SUR SABLE À CIRCUIT OUVERT

Comme il en a été le cas pour les paramètres inorganiques, nous n'avons pas d'analyse dans la rivière pour les paramètres organiques. Dans le tableau 9, nous présentons donc les résultats d'échantillonnage dans l'effluent pour les deux années.

Dichlobénil (Casoron)

Notons, dans un premier temps que sur cette cannebergeraie, la limite de toxicité chronique pour le dichlobénil (37 µg/l) n'a jamais été atteinte dans aucun des échantillons

de l'effluent au cours des deux années d'échantillonnage (Tableau 9). Le maximum retrouvé dans l'effluent de la ferme a été de 1,2 µg/l atteint immédiatement après l'application en 2002. En 2004, le maximum retrouvé dans l'effluent a été de 2,3 µg/l retrouvé 17 jours après l'application de dichlobénil dans les champs. En 2004, la fréquence des échantillons supérieurs au maximum retrouvé en 2002 (1,2 µg/l) est élevée durant le mois de mai. En effet, durant le mois de mai 2004, sur 10 échantillonnages effectués, nous avons retrouvé 6 fois un niveau de dichlobénil supérieur à 1,2 µg/l.

TABEAU 9. Données d'échantillonnage des paramètres organiques sur la ferme sur sable à circuit ouvert pour les années 2002 et 2004

	2002											
	Juin		Juillet				Août					
	26	27	4	4	7	11	1	1	6	6	9	13
Événement	Application dichlobénil						Application guthion					
Produit (µg/l)	Application napropamide											
Effluent												
Dichlobénil(H)		1,2	0,11	0,12	0,11	0,29	0,16	0,1	0,12			
Napropamide (H)		0,46	0,12	0,12	-	0,21	0,11	-	0,1	0,12	-	
Guthion (l)		-	-	-	-	-	0,29	0,21	0,22	-	-	

	2004																	
	Mai											Juillet				Août		
	14	15	18	19	20	20	21	22	24	26	27	31	26	27	28	31	3	3
Événement	Application dichlobénil						Application guthion						Application guthion					
Produit (µg/l)	Application napropamide																	
Effluent																		
Dichlobénil(H)		0,24	1,6	1,7	1	0,58		1,5	0,75	1,3	1,5	2,3		0,13	0,16	1,7	0,87	0,23
Napropamide (H)		0,1	0,38	0,4	0,45	0,53		0,68	0,33	3,7	6,5	6,1		0,21	0,15	1,1	0,1	-
Guthion (l)		-	-	-	-	-		3,4	0,17	0,64	0,34	-		-	-	1,9	0,18	-

Bien que l'on ne dépasse jamais le critère de toxicité chronique, nous pouvons remarquer que le dichlobénil est retrouvé durant une longue période de temps dans les échantillons. En effet, nous retrouvons encore du dichlobénil dans l'effluent de la cannebergaie le 6 août 2002, soit un mois et demi après l'application et le 3 août 2004, soit deux mois et demi après l'application.

Puisque cette ferme a un rejet direct vers l'environnement, la fréquence potentielle de rejet vers une rivière est élevée sans toutefois occasionner un risque de dépassement de la limite de toxicité chronique.

Napropamide (Dévrinol)

Le niveau maximal de napropamide retrouvé dans l'effluent en 2002 a été de 0,46 µg/l une journée après l'application. Nous avons retrouvé du napropamide dans les échantillons jusqu'au 9 août 2002 soit près d'un mois et demi après l'application.

Pour l'année 2004, le maximum de 6,5 µg/l de napropamide dans l'effluent a été retrouvé le 27 mai 2004 soit 13 jours après l'application. La fréquence des échantillons où nous avons retrouvé du napropamide est presque identique à celle du dichlobénil. Les deux types d'herbicides se comportent donc de la même façon et peuvent donc être relâchés plusieurs mois après leur application.

Azinphos-méthyl (Guthion)

Comparativement aux autres fermes de cette étude, la cannebergeraie sur sable à circuit ouvert utilisait l'azinphos-méthyl (Guthion) comme insecticide et non le diazinon. Le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique pour l'azinphos-méthyl est de 0,005 µg/l, alors que la norme pour l'eau potable est établie à 20 µg/l. Comme nous pouvons l'observer au tableau 9, à chaque fois que nous avons détecté de l'azinphos-méthyl dans nos échantillons, le niveau dépassait le critère. Cependant, la norme établie pour l'eau potable n'a jamais été atteinte dans les échantillons.

En 2002, le maximum d'azinphos-méthyl retrouvé était de 0,29 µg/l la journée même de l'application. Notons que pour cette année, nous avons retrouvé de l'azinphos-méthyl jusqu'à 5 jours suivant l'application. En 2004, le maximum d'azinphos-méthyl a été de 3,4 µg/l retrouvé le lendemain de la première application. Deux applications ont été effectuées en 2004. Nous avons retrouvé de l'azinphos-méthyl jusqu'à 6 jours après la

première application et 4 jours après la deuxième application. En regroupant les données des deux années, nous observons que l'azinphos-méthyl peut donc être présent dans les eaux de drainage de la ferme entre 4 et 6 jours suivant l'application.

5.0 DISCUSSION DES RÉSULTATS

Les rejets d'azote ammoniacal (N-NH_4) mesurés dans les rivières en aval ont toujours été inférieurs au critère de protection de la vie aquatique chronique fixé à 1,22 mg/l. Cependant, sur les deux fermes en circuit fermé, les niveaux d'azote ammoniacal ont augmenté dans la rivière allant jusqu'à doubler dans la période de récolte. Étant donné que la concentration approchait dans certains cas le critère pour l'eau potable, il serait souhaitable lors de la vidange des champs après la récolte, que le surplus d'eau allant à la rivière soit relâché graduellement.

En ce qui a trait au phosphore, les cannebergeries sur sol organique sont susceptibles de rejeter de plus grandes quantités de phosphore que celles sur le sable. De plus, nous remarquons dans les fermes de canneberges sur sol organique que le déplacement de phosphore vers la rivière peut-être important lors de la récolte (Annexe 1). Ceci est particulièrement observable dans la ferme sur sol organique à circuit ouvert. Le temps de la récolte qui est caractérisé par une inondation des champs de quelques jours permettrait de rendre le phosphore plus facilement lessivable comme l'ont montré les publications de Litaor (2005) et Meissner (2000). Lorsque nous tenons compte des quantités de phosphore présentes dans les effluents pour les deux fermes sur sol organique par rapport aux quantités mesurées dans la rivière en aval, le recyclage semble efficace pour diminuer le rejet de phosphore à la rivière même s'il ne l'empêche pas complètement.

En ce qui concerne les pesticides, particulièrement le diazinon, nous constatons que les rejets peuvent être importants par rapport au critère de qualité pour la protection de la vie aquatique de 0,002 µg/l. Les concentrations observées dans les rejets des cannebergeries du Québec sont comparables à celles rapportées dans les études de l'Orégon, où le diazinon était le pesticide le plus souvent retrouvé par rapport au nombre d'observations. Notons que ce produit

est également utilisé dans plusieurs autres productions agricoles et il a été observé dans 4 rivières en zone de production de maïs et de soya lors d'un suivi fait entre 1999 et 2001 par le MDDEP (Giroux, 2002). Un bilan des cours d'eau agricoles pour les années 2002, 2003 et 2004 montre des concentrations de diazinon variant de 0,05 µg/l à 0,1 µg/l pour les rivières des Hurons et Chibouet; le Carbaryl ainsi que le chlorpyrifos y sont mesurés en quantités dépassant souvent le critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique (MDDEP, 2006 b).

Les résultats obtenus montrent que des concentrations de pesticides dont le diazinon se retrouvant dans les rivières en aval des fermes dépassent le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique; ces concentrations sont plus élevées pour les fermes à circuit ouvert, comparativement aux fermes retenant l'eau de drainage dans leurs réservoirs. Les données permettent de voir une certaine diminution des concentrations des pesticides pour les fermes en circuit fermé.

En effet, dans les deux fermes à circuit fermé nous avons retrouvé du diazinon dans l'effluent 12 jours après l'application pour la ferme sur sable et 8 jours après l'application pour la ferme organique. Cependant dans la rivière en aval, pour les 2 fermes, il n'y avait plus de diazinon détecté après 5 jours. Par contre pour la ferme à circuit ouvert, le diazinon était retrouvé 12 jours après l'application autant dans l'effluent que dans la rivière en aval. Pour le diazinon, la rétention de l'eau sur la ferme permet donc de réduire la période de risque de contamination à la rivière.

Toutefois, compte tenu du seuil très bas de 0,002 µg/l (diazinon) pour la protection de la vie aquatique, il nous apparaît presque impossible d'atteindre ce critère de qualité de l'eau, si on considère la demi-vie de ce produit selon les pH de l'eau normalement observés dans cette production. D'ailleurs, les recherches en Oregon ont montré qu'une concentration de base de diazinon était mesurée dans l'eau même avant les applications. Nous avons également observé la présence de ce produit dans le lac alimentant la cannebergeraie à circuit ouvert (sol organique) et pourtant aucun recyclage n'y est fait, ceci laisse supposer qu'il y a dérive ou transport du produit dans l'air et déposition par la suite.

6. RÉALISATION DE LA GRILLE D'ÉVALUATION DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL

Un objectif important de ce projet est de réaliser une grille d'évaluation de risque environnemental utilisable par les producteurs de canneberges. En fonction de chaque type de cannebergeraie, le producteur sera en mesure d'évaluer si l'élément qu'il est en train d'appliquer représente un risque important de pertes vers l'environnement et par conséquent de prendre les mesures permettant de limiter ces risques.

Afin de faciliter la préparation de la grille de risques de contamination pour les différents sites de canneberge, nous allons résumer les résultats des deux années d'échantillonnage de ce projet (Tableau 10). Nous identifions, dans un premier temps, parmi les différents paramètres évalués ceux dont nous avons observé une augmentation significative ou un dépassement des critères établis dans l'effluent et dans la rivière en aval de la ferme.

Par la suite, nous serons en mesure d'établir la grille finale d'évaluation du risque environnemental associé aux éléments appliqués par les producteurs de canneberge (Tableau 11). Cette grille comporte quatre niveaux de risque soit faible, moyen, élevé et très élevé. Le niveau faible sera indiqué lorsque nous n'avons retrouvé aucune trace de l'élément lors de nos échantillonnages, le niveau moyen indiquera une présence fréquente de l'élément soit dans les eaux de drainage (effluent) ou dans la rivière, le niveau élevé sera associé à l'observation de dépassement du critère de toxicité chronique dans la rivière et le niveau très élevé sera associé à l'observation de dépassement du critère pour l'eau potable dans la rivière. Pour chaque élément, des recommandations de gestion seront également présentées suite aux observations effectuées lors des échantillonnages. Ainsi, pour les éléments qui ont un risque élevé et très élevé de contamination, nous recommanderons un temps de rétention de l'eau sur la ferme associé à la durée d'observation de la présence de l'élément dans nos échantillonnages.

TABEAU 10. Évaluation de l'importance relative de la présence des éléments appliqués dans l'eau des effluents et des rivières

	SOL SABLEUX AVEC RECYCLAGE		SOL SABLEUX SANS RECYCLAGE	SOL ORGANIQUE AVEC RECYCLAGE		SOL ORGANIQUE SANS RECYCLAGE	
	Effluent	Rivière aval	Effluent	Effluent	Rivière aval	Effluent	Rivière aval
Azote ammoniacal	+	+	+	++	+	+	+
Phosphore total	++	+	++	++	++	++	++
Dichlobenil	+	+	+	+	+	+	+
Napropamide	+	+	+	NA	NA	NA	NA
Glyphosate	-	-	-	-	-	-	-
2-4 D	-	-	-	-	-	-	-
Lontrel	-	-	-	-	-	-	-
Diazinon	++	++	NA	+++	++	+++	+++
Guthion	NA	NA	++	NA	NA	NA	NA

Légende : NA : Pas d'application de l'élément sur cette ferme

- : Pas de présence dans les échantillons

+

 : Présence sans dépassement de critère de toxicité

++ : Dépassement du critère de toxicité chronique

+++ : Dépassement de la norme pour l'eau potable

TABEAU 11. Grille de gestion du risque environnemental dans la production de canneberges

	Sol sableux avec recyclage	Sol sableux sans recyclage	Sol organique avec recyclage	Sol organique sans recyclage
Azote ammoniacal	MOYEN	MOYEN	MOYEN	MOYEN
Phosphore total	MOYEN	ÉLEVÉ	ÉLEVÉ	ÉLEVÉ
Dichlobenil	MOYEN	MOYEN	MOYEN	MOYEN
Napropamide	MOYEN	MOYEN		
Glyphosate	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE
2-4 D	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE
Lontrel	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE	FAIBLE
Diazinon	ÉLEVÉ		ÉLEVÉ	TRÈS ÉLEVÉ
Guthion		ÉLEVÉ		

Légende :

- FAIBLE** = Pas de présence de l'élément dans l'eau des effluents et des rivières
- MOYEN** = Présence fréquente de l'élément dans les eaux de drainage et des rivières sans dépassement de critères de toxicité dans la rivière
- ÉLEVÉ** = Présence fréquente de l'élément dans les eaux de drainage et des rivières avec dépassement du critère de toxicité chronique dans la rivière
- TRÈS ÉLEVÉ** = Présence fréquente de l'élément dans les eaux de drainage et des rivières avec dépassement du critère pour l'eau potable dans la rivière

6.1 RECOMMANDATIONS SELON LES NIVEAUX DE RISQUES APPLICABLES

Lorsque le producteur a établi le niveau de risque lié à l'application qu'il s'apprête à effectuer, il doit ensuite tenir compte des recommandations liées à ce risque qui sont :

Risque **FAIBLE** :

Suivre les recommandations générales liées aux applications de l'élément en question.

Risque **MOYEN** :

Suivre les recommandations générales liées aux applications de l'élément en question.

Risque **ÉLEVÉ** ou **TRÈS ÉLEVÉ** :

En plus des recommandations générales, suivre les recommandations particulières suivantes :

⇒ **Pour le phosphore :**

- Absolument fractionner le phosphore en plusieurs applications (au moins 4 applications).
- Maintenir l'eau sur la ferme durant toute la période couvrant les applications.
- Limiter les applications d'eau d'irrigation selon la capacité du sol afin de ne pas créer de pertes par ruissellement ou par lessivage.
- Pour les fermes sur sol organique, prévoir des réservoirs permettant le recyclage de l'eau de drainage sortant des champs vers des réservoirs entre le 15 mai et la fin de la récolte.

⇒ **Pour le diazinon :**

- Maintenir l'eau sur la ferme pour une période de 14 jours (2 semaines) suivant l'application.

⇒ **Pour le guthion :**

- Maintenir l'eau sur la ferme pour une période de 7 jours (1 semaine) suivant l'application.

⇒ **Pour tous les autres insecticides :**

- Maintenir l'eau sur la ferme pendant une période minimale de 7 jours.

6.2 RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES

Aménagement des fermes

- Prévoir le recyclage obligatoire des eaux de drainage.
- Prévoir à la sortie des fermes un bassin de décantation.
- L'aménagement d'une bordure forestière (zone tampon d'au moins 15 m de largeur) autour des fermes afin de réduire la dérive.

Gestion de la culture

- Procéder à l'application d'insecticides seulement lorsque le seuil de dépistage est atteint.
- Les pulvérisations d'insecticides devraient toujours s'effectuer à la nuit tombante et en absence de vent.
- Offrir aux producteurs un suivi agronomique au niveau du contrôle des mauvaises herbes, de façon à appliquer les herbicides granulaires au besoin. Un guide d'identification serait un outil à développer et à rendre accessible.
- Choisir le type de produit en fonction du moindre impact – sélectivité – vitesse de dégradation. Un tableau identifiant les produits devrait être publié à chaque année aux producteurs.
- S'assurer d'avoir une période d'au moins 6-12 h sans pluie après l'application.
- En prévision de l'application, abaisser le niveau de l'eau des canaux de drainage afin de recevoir éventuellement les eaux de drainage d'une précipitation subséquente.

- Réduire au maximum les applications préventives de pesticides.

Au niveau de la recherche appliquée

- Voir à définir un seuil d'intervention pour la pyrale (*Acrobasis Vaccini Riley*) autre que le stade phénologique de la plante (basé sur la présence réelle de l'insecte).
- Identifier et/ou réévaluer les seuils de dépistage pour l'arpenteuse noire (*Macaria argillacearia* (Packard)). L'arpenteuse Olive (*Ematurga amitaria*), le charançon des atocas (*Anthonomus musculus Say*) et la cécidomyie des atocas (*Dasineura oxycoccana* (Johnson)).
- Accroître les recherches et les essais permettant l'homologation de produits plus sélectifs, moins nocifs et classés comme produit à risque réduit par l'Agence de Réglementation de la Lutte Antiparasitaire (ARLA).
- Accroître les essais et la recherche pour le développement et l'homologation de produits biologiques.
- Essais pour déterminer la fertilisation phosphatée optimale en sol organique.
- Essais au champ pour déterminer une gestion optimale des irrigations limitant le lessivage.

CONCLUSION

Ce projet de recherche nous a permis d'évaluer, dans un premier temps, quels éléments sont les plus susceptibles d'être rejetés dans l'environnement lors de leur application dans les champs de canneberges. Lorsque nous comparons nos résultats, nous remarquons qu'ils concordent avec les résultats des autres recherches dans la canneberge. En effet, notre recherche a permis de valider que le diazinon est un insecticide fréquemment retrouvé dans les eaux de drainage et dans les rivières suite à son application. Comme dans les études américaines citées précédemment, le diazinon se retrouvait en plus grande concentration que le guthion dans les échantillons prélevés.

La fréquence de détection du diazinon dans la rivière en aval à la suite de l'application est plus élevée dans la ferme sur sol organique à circuit ouvert (80 %), comparativement aux deux fermes à circuit fermé où 28 et 35 % des échantillons en contenaient. Le recyclage de l'eau de drainage bien qu'il ne soit pas parfait permet tout de même un contrôle des risques de pertes vers l'environnement.

Ce projet nous a également permis de constater que les temps de rétention de l'eau sur la ferme généralement recommandés de 3 à 5 jours dans la charte des produits homologués sont insuffisants pour prévenir la contamination dans les rivières en aval des cannebergeraies. L'augmentation des temps de rétention de l'eau dans les réservoirs pourrait améliorer la situation. Nous suggérons idéalement 7 jours pour l'azinphos-méthyl et 14 jours pour le diazinon. Pour le diazinon en particulier, la rétention de l'eau sur la ferme a permis de réduire de 13 jours à 5 jours après l'application, la période où ce produit était retrouvé dans la rivière.

Au niveau des fertilisants, nous avons constaté que l'azote ammoniacal apporté ne représente pas un risque de contamination important puisque bien qu'il soit présent dans l'eau échantillonnée, il ne dépasse pas les critères dans les rivières. Le phosphore quant à lui est surtout rejeté dans les fermes sur sol organique et le recyclage permet tout de même un certain

contrôle. Il est important de noter que ce rejet est naturel dans les milieux organiques comme plusieurs études scandinaves le montrent.

La grille de risque environnemental que nous avons produite suite à cette recherche est un point de départ permettant aux producteurs de connaître les principaux risques de contamination associés aux éléments qu'ils appliquent au cours de la saison de production. Il est important de noter que ces risques de contamination doivent également être limités par les quantités appliquées par les producteurs et que même si l'on évite de rejeter l'eau de drainage vers les cours d'eau, une surapplication d'un élément va toujours augmenter les risques de contamination de l'environnement. Une application raisonnable de chaque élément constitue donc la première pratique que chaque producteur doit adopter. Chaque élément ne doit être apporté que si cela est nécessaire et c'est pourquoi le suivi des besoins de la plante en éléments nutritifs au cours de la saison ainsi que le dépistage des insectes ravageurs pour n'appliquer un pesticide que si nécessaire constituent des pratiques obligatoires dans une optique de protection de l'environnement.

En plus de la quantité d'éléments apportés, il ne faut jamais oublier que l'eau est le transporteur principal de ces éléments vers les cours d'eau. Une gestion précise de l'irrigation afin d'éviter les risques de ruissellement ou de lessivage vers les cours d'eau doit être adoptée par chaque producteur. La gestion de l'irrigation mérite d'être investiguée davantage dans la production de la canneberge; des efforts doivent être mis pour améliorer les connaissances et la pratique dans ce domaine.

BIBLIOGRAPHIE

- ANDERSON, P. and Dale Davis, 2000. Évaluation of efforts to reduce pesticide contamination in cranberry bog drainage. Publication n° 00-03-041, Washington State Department of Ecology.
- ASSELIN, R., 2001. Suivi de la qualité de l'eau dans la production de canneberges. Rapport 31820-221-04011, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), Nicolet.
- AVERIL, A.L. and M. M. Sylva, 2005. Insect management 2005. In : Cranberry 2005 Chart Book Management guide for Massachusetts. University of Massachusetts, pp. 6-15.
- BICKI, Thomas J., 2001. Best Management Practices to protect surface water quality. Publication de Ocean Spray Cranberries.
- CETAQ, 2006. Inondation automnale. Le CETAQ vous informe. 12 septembre.
- CETAQ, 2005. Communication personnelle avec Frédérique Duquet, agronome.
- COOTS, Randy, 2003. Pesticide Reduction Evaluation for cranberry bog drainage in the Grayland Area. Publication 03-03-034, Washington State Department of Ecology.
- CRANBERRY INSTITUTE, 2004. Charte des pesticides homologués dans la production de canneberges.
- CRANBERRY INSTITUTE, 2002. Cranberry Pest Management Strategic Plan. pdf. Cranberry Institute. Org.
- DAVENPORT, Joan R. and Matthew T. Pitts, 1996. The effect of cranberry bog flood water on ambient water quality. Final project report to the Cranberry Institute. Ocean Spray inc. 25 march 1996.
- DE MORANVILLE, C.J., A.L. Averill, F.L. Caruso and H.A. Sandler, 2005. Late Water and Cranberry Management. In : Cranberry 2005 Chart Book Management guide for Massachusetts. University of Massachusetts, pp. 42-45.
- DEUBERT, Karl H., _____. Cranberry production and water quality. In. Cranberry Magazine.
- DEUBERT, K. and F.L. Caruso, 1989. Bogs and cranberry bogs in Southeastern Massachusetts. Cranberry Experiment Station. Research Bulletin No 277, University of Massachusetts.

- DEUBERT, K.H. and G.Z. Kaczmarek, 1989. Quantification of non-point source pollution associated with cranberry production in Massachusetts. Proceedings : Pesticides in Terrestrial and Aquatic Environments – edited by D.L. Weigman. P. 214-219.
- DEDD, 2006. Compilation des matières actives, CETAQ. Communication personnelle.
- DEZIEL, G., 1996, The Massachusetts stream study. Cranberry Institute, East Wareham MA 02538. www.cranberryinstitute.org.
- DROLET, Isabelle, 2005. Inondations printanières des bassins de canneberge de 24 à 36 h pour lutter contre les larves d'arpeuteuses et de noctuelles. Dans : Rapport Projets Biologiques 2005. Club Environnemental et technique Atocas. Québec.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2003. Diazinon-Water quality criteria for aquatic life. W.S. Environmental Protection Agency, EPA-822-F-03-004, December.
- GIROUX, Isabelle, 2002. Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture de maïs et de soya au Québec. Compagnes d'échantillonnage de 1999, 2000 et 2001 et évolution temporelle de 1992 à 2001. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'État de l'environnement, Envirodoq n° EN/2002/0365, rapport n° QE/137, décembre, 45 p.
- GIROUX, M., P. Enright, 2001. Concentrations et charges d'azote et de phosphore dissous dans les drains souterrains. Colloque en agroenvironnement.
- HABECK, M., 2003. Diazinon.Eco-SA.net. www.eco-usa.net/toxics/diazinon.sh/ml
- HELMER, L. & Pat Logan, 1996. The diversity of Macroinvertebrates in Ponds associated with Cranberry production in Southern Massachusetts. Technical Report to the Cranberry Institute, Warcham, MA.
- IPM CENTER, 2001. Crop profile for Cranberries in Massachusetts. www.ipmcenters.org/cropprofiles/docs/macranberry.html
- KORTELAJINEN, P. et S. Saukkonen, 1977. Long-term leaching of nutrients, organic carbon and Iron from Finnish forestry lands. Brogeomon :vol.2, n° 2.
- LITAOR, M.I., O. Reichmann, A. Haim, K. Auerswald and M. Shenker, 2005. Sorption Characteristics of Phosphorus in Peat Soils of a semiarid Altered Wetland. Soil Science Society of America Journal, 69 :1658-1665. Published online, August 25, 2005.
- LUCAS, R. et Darry Warncke, 1985. Managing organic soils to reduce non-point pollution. Michigan State University extension. Water quality – 03, 8/1985, 5 p.

- MEISSNER, R., H. Rupp and K. Kalbitz, 2000. Influence of re-wetting on phosphore behavior.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2002. Utilisation des pesticides dans les vergers à pommiers. www.mddep.gouv.qc.ca/pesticides/vergers/pesticid.htm
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, 430 p.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, ENVIRONNEMENT ET PARCS, 2006 a). Fondements des critères de qualité pour chaque usage de l'eau. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/critères_eau/fondements.htm
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, ENVIRONNEMENT ET PARCS, 2006 b). Présence de pesticides dans l'eau au Québec : Bilan dans les cours d'eau de zones en culture de maïs et de soya en 2002, 2003 et 2004 et dans les réseaux de distribution d'eau potable. Envirodoq No ENV/2006/013. www.mddep.gouv.qc.ca/pesticides/maïs_soya/pl_pesticides_maïs_soya_2002_2004.pdf
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, ENVIRONNEMENT ET PARCS, 2004. Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. www.menv.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global2004/etat2004.htm.
- NEIPMC, 2003. Crop profile for cranberries en New Jersey. www.neipmc.org/cdisplay.cfm?filename=njcranberries
- NIEMINEN, M., 2004. Export of dissolved organic carbon, Nitrogen and Phosphorus following clear-cutting of three Norway Spruce Forest Growing on drained Peatlands in Southern Finland. Silva Fennica 38(2). Pp. 123-132. mika.nieminen@metha.fi.
- PMEP, 1985. Dichlobénil (Casoron) Herbicides Profile 2/85. University of Cornell. <http://pmp.cce.cornell.edu/>
- RENOU, F., S. Jones and E.P. Farrel, 2000. Leaching of phosphorus fertiliser applied on cutaway peatland forests recently established in Central Ireland. Proceedings of the 11th International Peat Congress, Quebec City, August 6-12, 2000. Vol. 11, pp. 984-990.
- ROPER, T. (1998). Nitrogen transformation in low pH soils. Summary a research report to the Wisconsin Cranberry Board. www.wiscran.org/rsch98sum.htm.
- SAAD, David.A., 2005. Pesticides in surface water, bed sediment and Ground water adjacent to commercial cranberry bags, Lac du Flambeau Reservation, Vilas County, Wisconsin. Scientific Investigations report 2005-5262; U.S. Geological Survey (<http://pubs.usgs.gov/sir/2005/5262>).

- SNYDER, D.T. and Jennifer L. Morace, 1997. Nitrogen and Phosphorus Loading from Drained Wetlands Adjacent to Uppur Klamath and Agency Lakes, Oregon. U.S. Geological Survey, Water-resources Investigations Report 97-4059.
- SZETO, S.Y., M.T. Wan, P. Price and Jens Roland, 1990. Distribution and persistence of Diazinon in a cranberry bog. J. Agric. Food Chem. 38. 281-285.
- TEAL, J. M. and B. L. Howes, 1995. Nitrogen balance in a Massachusetts Cranberry bog and relationship to coastal eutrophication, Environ Sci. Tech. 29 : 960-974.
- THOMAS, Caroline, 2003. Portrait environnemental de la production de canneberge au Québec. Mémoire de stage d'études. ENITA – Clermont Ferrand. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Direction régionale Centre-du-Québec. www.agrireseau.qc.ca/petitsfruits/documents/portrait%20canneberge.pdf
- TRAUTMANN, N.M. and K.S. Porter and R.J. Wagenet, 1990. Pesticides and Groundwater : a guide for the pesticide user. Natural Resources, Cornell Cooperative Extension. <http://pmep.cce.cornell.edu/facts-slides-self/facts/pest-gr-gud-grw89.html>
- UNIVERSITY OF MAINE, 2005. Flooding in cranberries for Pest Control. Coopérative extension service. www.umaine.edu/umext/cranberries/organic14.htm
- WINNETT, G., P. Marucci, S. Reduker and C.G. Uchrin, 1990. Fate of Parathion in Ground water in Commercial Cranberry Culture in the New Jersey Pinelands. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 45 :382-388.

ANNEXE 1

DONNÉES BRUTES DE L'ÉCHANTILLONNAGE DES PARAMÈTRES INORGANQUES

Niveaux d'azote ammoniacal en 2002

Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv,Amont	Effluent	Riv, Aval	Lac	Effluent	Riv, Amont	Effluent	Riv, Aval	Lac	Riv, Amont	Effluent	Riv, Aval	Lac
N-NH₄ (mg/l)													
16-avr	0,01	0,06	0,03	0,10	0,05					0,12	0,06	0,04	0,01
21-avr						0,05	0,03	0,11	0,02				
31-mai					0,37								
16-juin										0,34	0,43	0,41	0,01
17-juin					0,23								
26-juin						0,1	0,02	0,10	0,05				
27-juin	0,07	0,85	0,11	0,01									
01-juil					0,11								
02-juil										0,56	0,55	0,41	0,04
15-juil	0,05	0,18	0,09	0,01	0,34	0,16	0,01	0,15	0,01	0,42	0,36	0,33	0,01
29-juil	0,05	0,11	0,1	0,04	0,2	0,06	0,01	0,08	0,03	0,31	0,39	0,37	0,01
05-août						0,05	0,02	0,07	0,04				
12-août	0,04	0,04	0,06	0,01	0,05					0,32	0,05	0,05	0,01
26-août	0,06	0,09	0,11	0,03	0,15	0,06	1,40	0,22	0,01	0,45	0,08	0,21	0,04
09-sept	0,04	0,09	0,08	0,01	0,16	0,04	0,46	0,11	0,05	0,02	0,02	0,05	0,33
23-sept	0,02	0,13	0,04	0,01	0,27	0,02	0,58	0,04	0,23	0,28	0,15	0,07	0,01
07-oct	0,03	0,27	0,11	0,07	0,51	0,02	0,14	0,09	0,02	0,43	0,57	0,12	0,01
16-oct					0,14								
21-oct	0,05	0,07	0,10	0,04		0,09	0,07	0,12	0,01	0,17	0,07	0,05	0,02
30-oct	0,03	0,02	0,02	0,06						0,33	0,11	0,21	0,05

Niveaux d'azote ammoniacal en 2004

Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv,Amont	Effluent	Riv, Aval	Lac	Effluent	Riv, Amont	Effluent	Riv, Aval	Lac	Riv, Amont	Effluent	Riv, Aval	Lac
N-NH₄ (mg/l)													
22-avr						0,03	ND	0,06	ND	0,09	0,39	0,08	ND
26-avr	0,04	ND	0,06	0,09									
07-juin					0,23					0,19	ND	0,12	ND
16-juin						0,1	0,04	0,16	ND				
19-juin					0,31	0,15	ND	0,21	0,22	0,37	0,16	0,31	0,13
05-juil					0,33	0,21	ND	0,26	0,03	0,35	0,67	0,23	0,11
08-juil	0,12	0,09	0,16	0,02									
19-juil	0,06	0,05	0,1	0,02	0,18	0,15	ND	0,2	ND	0,19	0,18	0,08	0,01
03-août	0,12	0,12	0,16	ND	0,21	0,04	0,04	0,1	ND	0,17	0,03	0,12	0,03
18-août	0,11	0,12	0,21	ND	0,26	0,11	ND	0,14	0,04	0,16	ND	0,14	0,04
02-sept	0,09	0,13	0,25	ND	0,31	0,22	0,05	0,28	0,13	0,33	0,11	0,18	0,07
16-sept	0,07	0,07	0,11	ND	0,17	0,06	ND	0,07	ND	0,15	0,12	0,16	ND
30-sept	0,05	0,07	0,42	ND	0,18	0,11	0,02	0,16	0,05	0,43	0,08	0,17	0,07
21-oct	0,06	0,08	0,29	0,05	0,24	0,09	0,06	0,11	0,03	0,16	0,73	0,43	0,07

ND : Non détecté

Niveaux de phosphore dissous en 2002

Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Effluent	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac
P dissous (mg/l)													
16-avr	0,005	0,005	0,005	0,005	0,015					0,005	0,010	0,005	0,005
21-avr						0,015	0,010	0,010	0,005				
31-mai					0,01								
16-juin										0,020	0,180	0,07	0,010
17-juin					0,015								
26-juin						0,01	0,090	0,040	0,040				
27-juin	0,005	0,26	0,005	0,005									
01-juil					0,015								
02-juil										0,015	0,045	0,02	0,005
15-juil	0,005	0,005	0,005	0,02	0,01	0,01	0,025	0,010	0,040	0,020	0,070	0,02	0,005
29-juil	0,005	0,005	0,005	0,005	0,01	0,015	0,060	0,020	0,045	0,010	0,060	0,04	0,010
05-août						0,02	0,025	0,010	0,040				
12-août	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005					0,010	0,020	0,025	0,005
26-août	0,06	0,005	0,005	0,06	0,005	0,01	0,030	0,015	0,020	0,020	0,015	0,025	0,010
09-sept	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,020	0,010	0,090	0,005	0,020	0,02	0,015
23-sept	0,005	0,01	0,005	0,005	0,01	0,005	0,025	0,000	0,015	0,010	0,120	0,065	0,005
07-oct	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,035	0,010	0,025	0,010	0,130	0,075	0,005
16-oct					0,035								
21-oct	0,005	0,005	0,005	0,005		0,005	0,040	0,010	0,030	0,010	0,090	0,195	0,005
30-oct	0,005	0,005	0,005	0,005						0,010	0,035	0,025	0,005

Niveaux de phosphore dissous en 2004

Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Effluent	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac
P dissous (mg/l)													
22-avr						0,01	0,090	0,030	0,01	ND	0,070	0,01	ND
26-avr	ND	ND	ND	ND	ND								
07-juin										0,015	0,035	0,025	ND
16-juin						0,01	0,040	0,010	0,03				
19-juin					ND	ND	0,015	ND	0,010	ND	0,020	0,01	ND
05-juil					ND	ND	0,010	ND	0,01	0,01	0,050	0,02	ND
08-juil	0,01	ND	ND	0,01									
19-juil	ND	0,01	ND	ND	ND	0,01	0,04	0,010	0,050	ND	0,030	0,03	0,010
03-août	0,02	0,02	0,015	0,01	0,11	0,01	0,310	0,01	0,290	0,040	0,050	0,02	ND
18-août	0,01	0,01	0,01	ND	0,01	0,01	0,04	0,020	0,090	0,010	0,010	0,01	0,01
02-sept	ND	ND	ND	ND	ND	0,045	0,045	0,015	0,060	ND	0,08	0,09	0,010
16-sept	0,01	0,01	0,01	0,01	0,015	0,02	0,130	0,030	0,035	0,015	0,080	0,04	0,015
30-sept	0,014	ND	ND	ND	0,015	ND	0,024	ND	ND	ND	0,129	0,1	ND
21-oct	ND	ND	ND	ND	0,04	0,01	0,171	0,013	0,166	0,013	0,136	0,06	0,012

ND : Non détecté

Niveaux de phosphore en suspension en 2002

Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Effluent	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac
P en suspension (mg/l)													
16-avr	0,012	0,012	0,013	0,013	0,037					0,014	0,021	0,016	0,012
21-avr						0,012	0,033	0,012	0,036				
31-mai					0,024								
16-juin										0,010	0,073	0,04	0,015
17-juin					0,027								
26-juin						0,016	0,250	0,019	0,070				
27-juin	0,05	0,42	0,017	0,019									
01-juil					0,028								
02-juil										0,016	0,026	0,026	0,013
15-juil	0,007	0,018	0,007	0,023	0,025	0,018	0,185	0,024	0,063	0,015	0,038	0,022	0,012
29-juil	0,007	0,011	0,006	0,020	0,028	0,013	0,210	0,024	0,140	0,019	0,03	0,03	0,008
05-août						0,011	0,056	0,048	0,250				
12-août	0,006	0,028	0,035	0,012	0,018					0,021	0,022	0,024	0,007
26-août	0,0005	0,007	0,004	0,010	0,015	0,005	0,075	0,015	0,115	0,028	0,013	0,021	0,007
09-sept	0,013	0,008	0,004	0,016	0,012	0,005	0,240	0,013	0,260	0,010	0,043	0,04	0,028
23-sept	0,016	0,02	0,011	0,016	0,024	0,025	0,088	0,026	0,056	0,025	0,038	0,061	0,012
07-oct	0,004	0,012	0,004	0,020	0,019	0,007	0,085	0,010	0,033	0,014	0,073	0,038	0,007
16-oct					0,057								
21-oct	0,005	0,007	0,003	0,025		0,01	0,065	0,012	0,053	0,018	0,026	0,085	0,019
30-oct	0,005	0,017	0,004	0,018						0,012	0,039	0,220	0,020

Niveaux de phosphore en suspension en 2004

Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Effluent	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac
P en suspension (mg/l)													
22-avr						0,012	0,017	0,023	0,03	0,013	0,033	0,014	0,012
26-avr	ND	0,032	0,015	0,014	0,018								
07-juin										0,010	0,031	0,021	0,013
16-juin						0,01	0,081	0,018	0,053				
19-juin					ND	0,014	0,128	0,03	0,057	0,046	0,041	0,04	0,016
05-juil					0,025	0,011	0,163	0,014	0,135	0,024	0,027	0,041	0,014
08-juil	0,01	0,007	0,115	0,016									
19-juil	ND	0,006	0,009	0,01	0,024	0,016	0,17	0,027	0,092	0,018	0,015	0,026	0,013
03-août	0,02	0,014	0,016	0,028	0,103	0,016	0,11	0,019	0,14	0,014	0,026	0,025	0,016
18-août	0,01	0,028	0,008	0,012	0,029	0,014	0,15	0,016	0,170	0,011	0,011	0,015	0,014
02-sept	ND	0,009	0,016	0,011	0,019	0,012	0,11	0,014	0,067	0,022	0,024	0,065	0,01
16-sept	0,01	0,014	0,01	0,013	0,015	0,013	0,093	0,015	0,163	0,023	0,01	0,03	0,013
30-sept	0,014	0,015	0,007	0,012	0,025	0,005	0,032	0,006	0,044	0,17	0,037	0,041	0,013
21-oct	ND	0,025	0,012	0,03	0,019	0,009	0,054	0,014	0,038	0,009	0,038	0,092	0,012

ND : Non détecté

Niveaux de phosphore total en 2002

Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Effluent	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac
P total (mg/l)													
16-avr	0,012	0,012	0,013	0,013	0,052					0,014	0,031	0,016	0,012
21-avr						0,027	0,043	0,022	0,036				
31-mai					0,034								
16-juin										0,03	0,253	0,11	0,025
17-juin					0,042								
26-juin						0,026	0,34	0,059	0,11				
27-juin	0,05	0,68	0,017	0,019									
01-juil					0,043								
02-juil					0					0,031	0,071	0,046	0,013
15-juil	0,007	0,018	0,007	0,043	0,035	0,028	0,21	0,034	0,103	0,035	0,108	0,042	0,012
29-juil	0,007	0,011	0,006	0,02	0,038	0,028	0,27	0,044	0,185	0,029	0,09	0,07	0,018
05-août						0,031	0,081	0,058	0,29				
12-août	0,006	0,028	0,035	0,012	0,018					0,031	0,042	0,049	0,007
26-août	0,06	0,007	0,004	0,07	0,015	0,015	0,105	0,03	0,135	0,048	0,028	0,046	0,017
09-sept	0,013	0,008	0,004	0,016	0,012	0,005	0,26	0,023	0,35	0,01	0,063	0,06	0,043
23-sept	0,016	0,03	0,011	0,016	0,034	0,025	0,113	0,026	0,071	0,035	0,158	0,126	0,012
07-oct	0,004	0,012	0,004	0,02	0,019	0,007	0,12	0,02	0,058	0,024	0,203	0,113	0,007
16-oct					0,092								
21-oct	0,005	0,007	0,003	0,025		0,01	0,105	0,022	0,083	0,028	0,116	0,28	0,019
30-oct	0,005	0,017	0,004	0,018						0,022	0,074	0,245	0,02

Niveaux de phosphore total en 2004

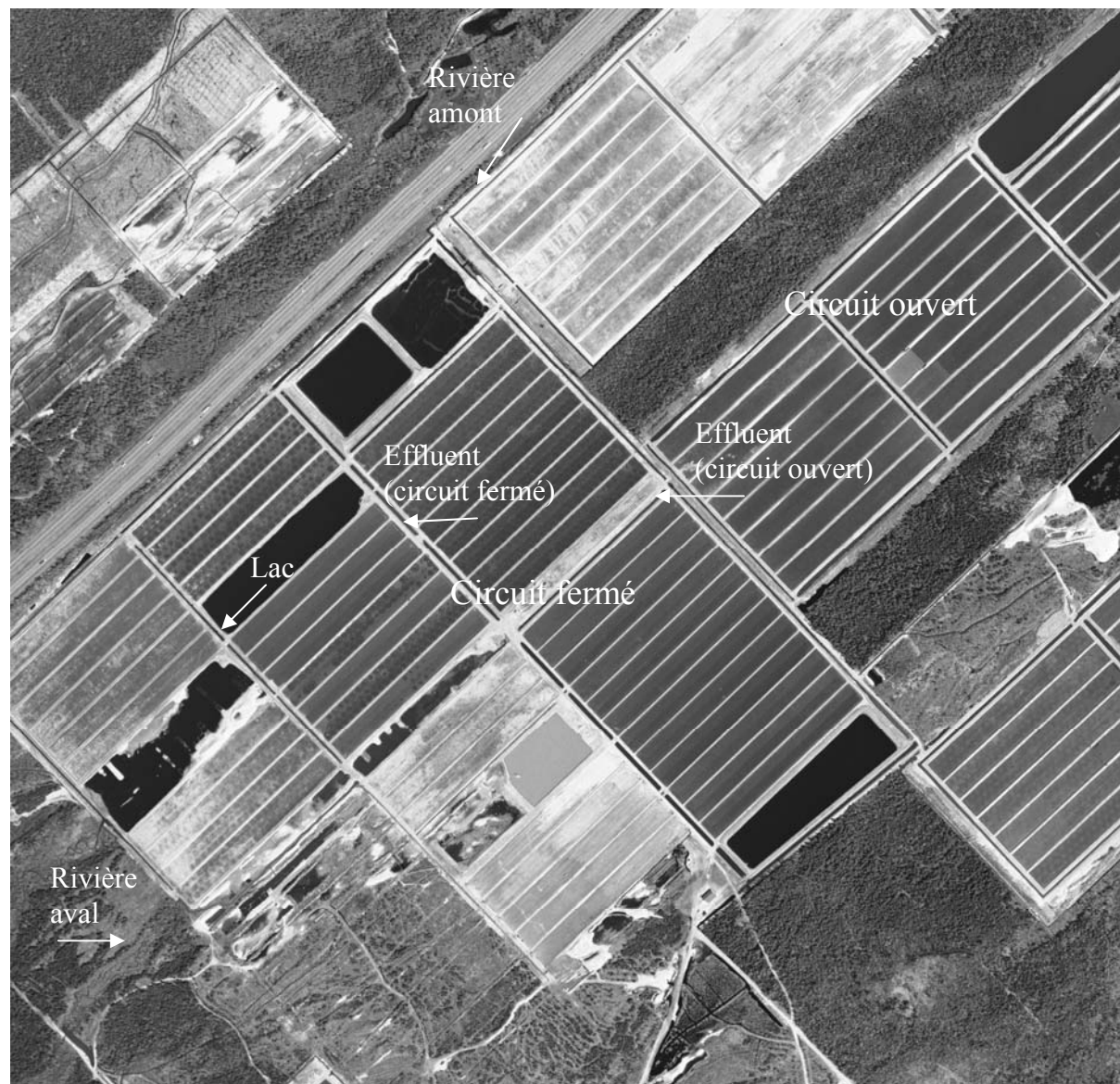
Date	Sable Circuit fermé				Sable Circuit ouvert	Organique Circuit fermé				Organique Circuit ouvert			
	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Effluent	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac	Riv. Amont	Effluent	Riv. Aval	Lac
P total (mg/l)													
22-avr						0,022	0,107	0,053	0,04	0,013	0,103	0,024	0,012
26-avr	ND	0,032	0,015	0,014	0,018								
07-juin					0,018					0,025	0,066	0,046	0,013
16-juin						0,02	0,121	0,028	0,083				
19-juin					ND	0,014	0,143	0,03	0,067	0,046	0,061	0,05	0,016
05-juil					0,025	0,011	0,173	0,014	0,145	0,034	0,077	0,061	0,014
08-juil	0,02	0,007	0,115	0,026									
19-juil	ND	0,016	0,009	0,01	0,024	0,026	0,21	0,037	0,142	0,018	0,045	0,056	0,023
03-août	0,04	0,034	0,031	0,038	0,213	0,026	0,42	0,029	0,43	0,054	0,076	0,045	0,016
18-août	0,02	0,038	0,018	0,012	0,039	0,024	0,19	0,036	0,26	0,021	0,021	0,025	0,024
02-sept	ND	0,009	0,016	0,011	0,019	0,057	0,155	0,029	0,127	0,022	0,104	0,155	0,02
16-sept	0,02	0,024	0,02	0,023	0,03	0,033	0,223	0,045	0,198	0,038	0,09	0,07	0,028
30-sept	0,028	0,015	0,007	0,012	0,04	0,005	0,056	0,006	0,044	0,17	0,166	0,141	0,013
21-oct	ND	0,025	0,012	0,03	0,059	0,019	0,225	0,027	0,204	0,022	0,174	0,152	0,024

ND : Non détecté

FERME SUR SOL ORGANIQUE À CIRCUIT OUVERT



FERMES SUR SABLE À CIRCUIT OUVERT ET FERMÉ



ANNEXE 2 : Les pesticides homologués dans la production de canneberge en 2004

(source : Cranberry Institute)

TOXICITÉ	PRODUIT	TAUX D'APPLICATION À L'HECTARE	DÉLAI PRÉ-RÉCOLTE (jours)	DÉLAI D'ENTRÉE AU CHAMP (heures)	RÉTENTION DE L'EAU DE DRAINAGE (jours)
	INSECTICIDES				
	NÉMATODES	Selon fabricant	0	---	---
	3 M Sprayable Pheromone Mating Disruption for Blackhead Fireworm	222 ml	---	---	---
	DIPEL	0,55 à 1,0 kg	0	---	---
	CONFIRM 240 F	1,2 l	---	---	---
	IMIDAN 50 WP INSTAPAK	2,2 kg	---	---	---
					
	DIAZINON 50 WP DIAZINON 50 EC	4,5-7,25 kg 4,0-7,0 l	7	24	3
	SEVIN XLR SEVIN 500 WP	6,4 – 7,6 l 6,25 – 7,0 kg	1 1	12 12	---
					---
	GUTHION 22 SC GUTHION 50 WP	2,2 – 4,7 l 1,1 – 2,5 kg	21	48	5
					
	MALATHION 50 EC MALATHION 50 EC MALATHION 85 EC	7,5 – 12,5 kg 1,2-2,5 l/100 l eau 1,0 l/1000 l eau	3	--	3
					
	ORTHENE 75 %	0,75 kg	75	---	---
	HERBICIDES				
	CASORON – 4 g	110-175 kg	---	---	---
	DEVIRINOL – 10 g	45-67 kg	---	---	---
	GHYPHOSATE	Dilution 1 :4 eau	30	---	---
	TOUCHDOWN	Solution 20 %	50	---	---
	POAST ULTRA	---	60	---	---
	SULFATE DE FER	900 KG	---	---	---
	HUILE HERBICIDE	3500-16 000 l	---	---	---
	AMSOL, 2,4 D amine	1 :2	50	---	---
	LONTREL 360	Solution 2 %	60	---	---
	FONGICIDES				
	OXYCHLORURE DE CUIVRE	4,0 kg	1	---	---
	DYRENE	6,75 kg	---	---	---
	FERBANE 76 WDG	6,75 kg	---	---	---
	BRAVO 500	6,8 – 11,6 l	50	---	---
	FUNGINEX 190 EC	3,0 l	60	---	---
	FOLPET 50 WP	10 kg	30	---	---
	TOPAS 250 E	0,5 l	45	---	---

Légende :

	Extrêmement toxique aux poissons		Extrêmement toxique aux abeilles		Extrêmement toxique aux oiseaux		Extrêmement toxique à l'homme
	Modérément toxique aux poissons		Modérément toxique aux abeilles		Modérément toxique aux oiseaux		Modérément toxique à l'homme

ANNEXE 3 : Les critères de qualité de l'eau de surface.

ÉLÉMENTS INORGANIQUES	NORME POUR L'EAU POTABLE (mg/l)	VIE AQUATIQUE (mg/l)	
		Critère vie aquatique chronique (CVAC)	Critère vie aquatique aiguë (CVAA)
N-NO ₃	10	< 40	2000
N-NH ₄	0,5 ¹	1,2 ²	19 ²
Phosphore	---	0,03 ³	---
Magnésium	50	---	---
Manganèse	0,05	---	---
Fer	0,3	0,3	---
Potassium	---	---	---
Calcium	---	---	---
Matières en suspension (m.e.s.)	---	25	5
ÉLÉMENTS ORGANIQUES	NORME POUR L'EAU POTABLE (µg/L)	VIE AQUATIQUE (µg/L)	
		Critère vie aquatique chronique (CVAC)	Critère vie aquatique aiguë (CVAA)
Insecticides			
Carbaryl	90	0,2	---
Diazinon	20	0,002	---
Malathion	190	0,1	---
Parathion	50	0,013	0,065
Parathion-Méthyl	7	---	---
Azinphos-méthyl (Guthion)	20	0,005	---
Herbicides			
Dichlobénil (Casoron)	---	37	---
Glyphosate	280	65	---
Napropamide (Devrinol)	---	---	---

¹ Au-delà de 0,5 mg/l N-NH₄, le traitement de l'eau potable est difficile.

² Critère qui varie en fonction du pH et de la température de l'eau. Valeurs pour un pH de 7,0 et température 20 °C.

³ Critère pour l'eutrophisation du milieu aquatique (rivières et ruisseaux).

(---) Aucun critère retenu.

Source : Ministère de l'Environnement, 2001.

ANNEXE 4- Quantités de pesticides utilisés par la production de canneberge pour les saisons 2002à 2005 inclusivement.

Saison	Surface traitée (hectares)	N ^{bre} de fermes /matière active	Matière active utilisée	Mat. Active totale (kg)	Matière active (kg/ha)	Nom Commercial de la matière active
2002	12,50	1	2, 4-D	16,75	1,34	MCPA Amine 500
2002	471,36	6	Azinphos-méthyl	656,58	1,39	GUTHION SC, GUTHION SOLUPAK
2002	230,60	10	Captan	916,83	3,98	Captan 80 WDG
2002	237,28	2	Carbaryl	104,64	0,44	SEVIN XLR PLUS
2002	162,58	2	Chlorothalonil	278,76	1,71	BRAVO 500
2002	58,90	2	Clopyralid	2,34	0,04	LONTREL 360
2002	614,05	21	Diazinon	1 412,47	2,30	DIAZINON 500; 500 E; 500 EC (# homol. 25 926), DIAZINON 600EW
2002	895,83	19	Dichlobénil	912,14	1,02	CASORON 4G
2002	793,30	20	Glyphosate	253,23	0,32	ROUNDUP, ROUNDUP TRANSORB
2002	609,74	12	Napropamide	522,19	0,86	DEVRIOL 10G (# 20 124), DEVRIOL10G (# 25 230), DEVRIOL 50W
2002	725,23	13	Sethoxydim	92,27	0,13	POAST ULTRA
TOTAL				5 168,20		
Surface totale traitée* (ha)				999,7		
Utilisation moyenne (kg m.a./ha)					5,17	
2003	7,40	1	2,4-D	0,94	0,13	2,4-D Amine 500
2003	13,59	1	Azinphos-méthyl	24,00	1,77	GUTHION SC
2003	206,18	4	Carbaryl	665,76	3,23	SEVIN XLR PLUS
2003	73,90	3	Clopyralid	1,56	0,02	LONTREL, LONTREL 360
2003	726,24	21	Diazinon	1 868,21	2,57	DIAZINON 600 EW, DIAZINON 500; 500 EC (# 24 418)
2003	637,03	20	Dichlobénil	507,37	0,80	CASORON 4G
2003	452,99	22	Glyphosate	209,58	0,46	ROUNDUP, ROUNDUP TRANSORB
2003	351,33	9	Napropamide	384,93	1,10	DEVRIOL 10G (# homol. 20 124)
2003	184,74	7	Sel potassium, Pyrethrines	1 203,35	6,51	Safer's trounce insecticide
2003	443,78	10	Sethoxydim	49,41	0,11	POAST ULTRA
TOTAL				4 915,11		
Surface totale traitée (ha)				847,4		
Utilisation moyenne (kg m.a./ha)					5,80	

Saison	Surface traitée (hectares)	N ^{bre} de fermes /matière active	Matière active utilisée	Mat. Active totale (kg)	Matière active (kg/ha)	Nom Commercial de la matière active
2004	28,57	2	2,4-D	5,17	0,18	2,4-D amine 500
2004	109,21	4	Azinphos-méthyl	82,01	0,75	GUTHION SC
2004	324,39	7	Carbaryl	502,27	1,55	SEVIN XLR PLUS
2004	254,84	8	Chlorothalonil	553,24	2,17	BRAVO 500
2004	60,25	3	Clopyralid	5,18	0,09	LONTREL 360
2004	676,53	23	Diazinon	2 374,72	3,51	DIAZINON 500; 500 E; 500 EC (# homol. 25 926), DIAZINON 600EW
2004	495,72	16	Dichlobénil	450,84	0,91	CASORON 4G
2004	530,68	20	Glyphosate	218,06	0,41	ROUNDUP, ROUNDUP DRY, ROUNDUP TRANSORB
2004	89,00	1	Malathion	27,65	0,31	MALATHION 50 EC
2004	333,75	11	Napropamide	378,80	1,13	DEVIRINOL 10G (# homol. 20 124), DEVIRINOL 10G (# homol. 25 230)
2004	40,90	1	Oxychlorure de cuivre	10,50	0,26	COPPER SPRAY
2004	152,11	8	Sel potassium, Pyrethrines	1 511,49	9,94	Safer's trounce insecticide
2004	143,34	5	Sethoxydim	4,91	0,03	POAST ULTRA
TOTAL				6 124,84		
Surface totale traitée (ha)				818,5		
Utilisation moyenne (kg m.a./ha)					7,48	
2005	29,62	2	2,4-D	18,80	0,63	2,4-D amine 500
2005	388,68	8	Carbaryl	764,16	1,97	SEVIN XLR PLUS
2005	65,18	3	Clopyralid	1,67	0,03	LONTREL 360
2005	637,43	17	Diazinon	3 199,45	5,02	DIAZINON 500; 500 E; 500 EC (# homol. 25 926), DIAZINON 600EW
2005	667,19	19	Dichlobénil	901,66	1,35	CASORON 4G
2005	513,01	20	Glyphosate	240,63	0,47	ROUNDUP, TRANSORB, WeatherMax, IPCO FACTOR® liquid herbicide
2005	174,10	2	Malathion	137,00	0,79	MALATHION 500 E
2005	392,97	7	Napropamide	1 010,21	2,57	DEVIRINOL 10G (# homol. 20 124), DEVIRINOL 10G (# homol. 25 230)
2005	167,95	9	Sel potassium, Pyrethrines	1 034,04	6,16	Safer's trounce insecticide
2005	134,53	4	Sethoxydim	9,41	0,07	POAST ULTRA
2005	162,00	1	Tébufénozide	43,90	0,27	CONFIRM 240 F
TOTAL				7 360,93		
Surface totale traitée (ha)				837,7		
Utilisation moyenne (kg m.a./ha)					8,79	

* surface totale des fermes membres du Cetaq pour l'année visée.

Source: Compilation des données de pesticides des fermes membres du réseau de dépistage