

INTRODUCTION

L'augmentation considérable de la productivité agricole depuis 1945 n'aurait été possible sans la généralisation des engrais et des pesticides. Cependant ces produits sont actuellement remis en cause du fait de leur impact sur la dégradation de l'environnement.

Si les nitrates font l'objet d'une attention soutenue depuis de nombreuses années quant à leur devenir dans le milieu naturel, la prise de conscience des effets néfastes des pesticides sur l'environnement est bien plus récente. La complexité des mécanismes de transfert et des techniques d'analyses, le coût élevé de ces dernières peuvent expliquer ce retard.

Des programmes de surveillance de la qualité des eaux ont été mis en place au début des années quatre-vingt-dix. C'est à ce titre que le groupe Phyt'Eauvergne a été créée en 1997. L'Auvergne, bien qu'accueillant pour les deux-tiers de sa surface agricole des prairies permanentes, présente des zones de cultures intensives, notamment dans le Val d'Allier (céréales à paille, maïs, tournesol betteraves sucrières, ...). Ces cultures reçoivent des pesticides tout au long de leur cycle et notamment des herbicides dont les doses à l'hectare s'avèrent particulièrement élevées pour le maïs semence. Ce sont d'ailleurs ces herbicides du maïs que l'on retrouve prioritairement sur le bassin versant du Jauron, bassin versant pilote du Groupe Phyt'Eauvergne situé en Limagne et centré sur la ville de Billom.

La pollution par les pesticides se caractérisent par des pics de concentration brefs et intenses souvent consécutifs à des pluies ruisselantes. L'interprétation des résultats est particulièrement difficile et ce d'autant plus que les prélèvements sont peu nombreux en raison du coût élevé des analyses. Etablir un modèle mathématique des variations de concentration permettrait d'apprécier la représentativité de ces résultats d'analyses.

Nous rappellerons tout d'abord les mécanismes de transfert des pesticides dans l'environnement. Puis nous étudierons plus spécifiquement le bassin versant du Jauron. La contamination spatiale de ce bassin versant sera évoquée. Nous essaierons d'établir un modèle statistique décrivant les concentrations en herbicides du maïs (alachlore, métolachlor, nicosulfuron et sulcotrione) dans les eaux superficielles de ce bassin. Enfin une comparaison des modèles déterminés sur d'autres bassins versants auvergnats et des essais de transposition seront effectués.

1^{ère} partie BIBLIOGRAPHIE

1.1 MARCHÉ ET UTILISATION DES PESTICIDES EN FRANCE

1.1.1 HISTORIQUE

Certaines formes de produits de lutte antiparasitaire ont probablement fait leur apparition à l'époque de la Rome ancienne. La désinfection des semences par la chaux a été l'un des premiers traitements phytosanitaires. De 1911 à 1945, des matières actives à base de sels minéraux sont testées (sulfate de zinc, sulfate de fer, nitrate de soude) (Thevenet, 1996). Une avancée considérable est réalisée, en 1930, avec la mise au point des colorants organiques et nitrés, et en 1945 la mise sur le marché des phytohormones marque le début de l'âge d'or des pesticides.

Aujourd'hui la toxicité de ces produits envers le milieu et l'utilisateur est une réelle préoccupation. Les aspects toxicologiques et environnementaux comptent aujourd'hui respectivement pour 50% et 35% du coût de l'homologation d'une spécialité commerciale. Les produits hautement toxiques (organo-chlorés dont le lindane) ont été retirés du marché et de nouvelles molécules à faible dosage sont désormais proposées (cas des sulfonylurées).

1.1.2 DES UTILISATEURS AGRICOLES ET NON-AGRICOLES

En 1999, plus de cent quatre mille tonnes de matières actives (qui se répartissent en 900 spécialités commerciales) ont été épandues sur le territoire français. Cela représente 4,5 kg par hectare de surface agricole traitée. Les fongicides avec 60% du tonnage sont largement majoritaires, les herbicides représentant environ 35%.

Les agriculteurs épandent 95% du tonnage vendu. Plus de 2% du volume est appliqué sur les espaces verts et sur les zones stabilisées (routes, chemin de fer, parkings, aéroports,...). Ce sont généralement des herbicides. En fin près de 3 % des pesticides est épandu par les jardiniers amateurs.

1.2 LA DISPERSION DES PESTICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT

La part de pesticides entrant en contact avec les organismes cibles est minime : elle s'évaluerait à 0,1% selon Pimentel (Pimentel, 1995). Les produits phytosanitaires se disséminent alors dans le sol, dans l'air, et dans l'eau (Schéma 1 ci-contre). Le sol va se comporter comme un filtre actif et sélectif vis-à-vis des pesticides en les dégradant par voie biotique et abiotique (Comejo et al, 2000). Dans la pollution des eaux, la phase aqueuse du sol va jouer un rôle essentiel : c'est à son niveau que va s'instaurer un équilibre entre la quantité de produit dans la solution du sol et celle retenue par les constituants solides (Schiavon, 1996). Quant à la dissipation des pesticides dans l'air, elle fait l'objet de préoccupations plus récentes mais une réelle contamination a déjà pu être mise en évidence.

1.2.1 LES PHENOMENES DE RETENTION ET DE DESORPTION

Les pesticides se présentent sous trois formes dans le sol (Gauvry, 1996) :

- sous forme dissoute ou gazeuse dans la phase liquide du sol : ils sont biodisponibles pour la plante mais peuvent également s'infiltrer en profondeur. Plus une substance est soluble, plus elle gagne facilement la phase liquide du sol.

- adsorbés sur les particules du sol, il s'agit de l'adsorption. (le détachement de la molécule de ces particules de sol est la désorption),
- peu disponibles lorsqu'ils ont gagné la microporosité du sol et se trouvent emprisonnés dans les matières organiques, on parle de sorption. La sorption et l'adsorption constituant le phénomène de rétention.

1.2.1.1 Les mesures de la rétention

La **rétention** d'un pesticide dans le sol dépend de la texture du sol, du taux de matière organique et du pH. Le Koc qui estime cette rétention, s'établit par : $Koc = Kd / \%OC$. Il exprime le rapport entre le coefficient de partage eau-sol (Kd) de la concentration du pesticide et le pourcentage en carbone organique du sol considéré (%OC) (Calvet, 1996). Les propriétés chimiques du pesticide, les caractéristiques du sol (texture, taux de matière organique et pH) jouent un rôle essentiel dans ce phénomène de rétention (Capri et al, 2000). Un pesticide de faible Koc (faible capacité d'adsorption sur la phase solide du sol) présentera une mobilité élevée et un plus grand risque de contamination des eaux.

Toutefois R. Bélamie et V.Gouy ont mis en évidence en 1994 que les valeurs de Kd différaient nettement selon les conditions expérimentales. Des études cinétiques (isothermes de Langmuir et de Freundlich) s'avèrent par conséquent indispensables ([Annexe 1](#)).

1.2.1.2 Les résidus liés : une pollution à retardement

Toutefois certains pesticides ne se désorbent pas. Ayant migré dans les structures micro-poreuses, ils ont établi des liaisons covalentes avec la matière organique et repassent difficilement en solution (Barriuso et al, 1996). On parle alors de résidus liés. L. Loiseau a montré que l'atrazine serait ainsi associée à l'humine (Loiseau et al, 2000).

Ces résidus liés constituent en quelque sorte de "pollution à retardement" car le blocage n'est pas définitif (Novak et al, 1998). La remobilisation induite par les micro-organismes, les végétaux, des modifications chimiques, peut ainsi générer une pollution ultérieure (Barriuso et al, 1996).

1.2.2 DEGRADATION ET PERSISTANCE DES PESTICIDES

Dans le sol, le pesticide subit des dégradations abiotiques et biotiques liées à ces propres caractéristiques physico-chimiques, à la nature du sol, aux conditions de traitement et aux conditions climatiques. Les métabolites obtenus sont prélevés par la flore ou la faune mais ils peuvent également être source de pollution en raison de leur éventuelle toxicité (Tortensson, 2000).

1.2.2.1 Mesure de la DT 50

La persistance ou demi-vie (DT50) exprime l'ensemble de ces dégradations, la DT 50 est le temps nécessaire pour réduire de moitié la quantité de produits phytosanitaires initialement appliquée. Cette DT 50 varie de quelques jours à quelques mois pour les pesticides les plus polluants. Mesurée en laboratoire par marquage des molécules au ¹⁴C (Buys et al, 1991), l'expérimentation au champ s'avère obligatoire. En effet les facteurs propres au champ (perte par volatilisation, par photodécomposition, par la faune et la flore) peuvent accélérer la dégradation et réduisent donc la valeur de la DT50.

1.2.2.2 Dégradations biotique et abiotique

La dégradation microbienne prévaut sur les autres formes de dégradation (Soulas, 2000). On évoque ainsi le pouvoir épurateur du sol essentiellement réalisé par les micro-organismes (bactéries et champignons). Cette capacité à dégrader les pesticides est étroitement dépendante de l'humidité et de la température (à moins de 10°C l'activité est ralentie, à plus de 50 °C une partie de la microflore perd de sa viabilité) (Soulas, 2000).

La **dégradation biotique** requiert un consortium complexe de micro-organismes spécialisés et dotés de système enzymatique spécifique d'une réaction de la chaîne métabolique (Barriuso et al, 1996). Les réactions de dégradation prépondérantes sont l'hydrolyse, l'oxydation puis la déhalogénéisation qui conduisent à la minéralisation. Les micro-organismes ont la capacité de s'adapter au xénobiotique et produire des enzymes capables de le dégrader (Fournier, 1989). De plus ils ont la faculté d'augmenter leur capacité de dégradation en fonction des quantités croissantes de pesticides épandues. Utilisant comme source de carbone et d'énergie les substances qu'ils dégradent, ils se développent avec la fréquence des apports réalisés. La métabolisation de l'atrazine sur une parcelle recevant cette molécule chaque année depuis quinze ans, sera plus rapide que sur une parcelle n'ayant reçu de l'atrazine que l'année de l'expérimentation.

La **dégradation abiotique** s'effectue selon les mêmes réactions que la dégradation biotique, mais ne conduit pas, elle, à la minéralisation. Les métabolites obtenus sont dégradés par les micro-organismes du sol. On distingue la dégradation physico-chimique qui a lieu spontanément sous l'effet de variations de pH, du taux d'humidité, et la photodégradation qui joue un rôle important pour les pesticides peu biodégradables. Toutefois les radiations lumineuses étant incapables de pénétrer dans le sol, cette réaction n'intervient que lorsque les UltraVioletts frappent directement la molécule à la surface du sol ou dans les eaux superficielles (dans le cas où le pesticide a été entraîné par ruissellement) (Tortensson, 2000).

1.2.3 LES MECANISMES DE TRANSFERT

Le devenir des produits phytosanitaires est régi par cinq processus de transfert (Weber, 1991) :

- l'absorption, l'exudation ou la rétention par les cultures et les résidus de cultures qui peut être racinaire, foliaire ou mixte. Les produits lipophiles pénètrent la cuticule des feuilles alors que les herbicides polaires et solubles sont plus facilement entraînés par l'eau de pluie sur les feuilles ou en profondeur dans le sol
- la sorption et la désorption sur les surfaces colloïdales du sol (cf. § 1.2.1)
- la diffusion gazeuse dans les pores du sol et de l'atmosphère
- le mouvement des pesticides (à l'état dissout et adsorbé) sur la surface du sol et par ruissellement
- le transport hydrodynamique dans la phase aqueuse du sol ou par les colloïdes

On ne traitera dans les paragraphes suivants que des trois derniers mécanismes de transfert.

1.2.3.1 Le transfert vers l'atmosphère

Sous-estimé depuis longtemps, le transfert des pesticides dans l'atmosphère est une voie importante de dispersion des pesticides dans l'environnement. Ces transferts peuvent avoir lieu :

- par dérive lors de l'épandage, les produits sont véhiculés par le vent et la chaleur. Le mode de pulvérisation a une influence déterminante : ainsi les pertes de métolachlor seraient réduites de trois-quarts avec un épandage sur le rang de maïs (Prueger et al, 1998),
- par érosion, lorsque les pesticides adsorbés aux poussières du sol sont mis en suspension,
- par volatilisation, les pesticides déposés sur les feuilles et sur le sol peuvent se volatiliser si la température est élevée et si les produits ne sont pas adsorbés (Taylor et Spencer, 1990). Ainsi selon I.Scheunert (2000) la volatilisation serait la principale voie de dissipation pour les pesticides à persistance élevée. La volatilisation est d'autant plus importante que le pesticide est volatil et que sa pression de vapeur saturante est élevée.

Les molécules volatilisées dans l'atmosphère peuvent se redéposer sous forme de précipitations et concourir à la pollution des cours d'eau. B. Rémy (2000) a souligné que les pics de concentrations de pesticides dans les eaux de pluie apparaissent pendant les périodes de traitement. De plus, Capel et al, (1997) a montré une corrélation positive significative entre la concentration en alachlore et atrazine détectées dans les précipitations et celle mesurée dans l'eau.

1.2.3.2 Rappels sur les principales voies de circulation de l'eau

On peut très schématiquement distinguer trois types de circulation de l'eau (schéma 2 ci-contre – CORPEN, 1996) :

- **l'infiltration en profondeur** lorsque la perméabilité du sol et du substrat est suffisante. Toute l'eau de pluie qui n'est pas reprise par l'évapotranspiration reconstitue la réserve en eau du sol. Toutefois lorsque la réserve est pleine, les pesticides peuvent être entraînés en profondeur par lessivage
- le **ruissellement de surface** qui survient lorsque la perméabilité du sol est faible, en présence d'une croûte de battance (due au tassement) ou par des pluies intenses et violentes ou lorsque le sol est saturé en eau
- les **écoulements ou ruissellements hypodermiques** dus à une rupture de perméabilité plus ou moins profonde (présence d'une semelle de labour, couche d'argile imperméable)

Le ruissellement et les écoulements hypodermiques contribuent généralement à la pollution des eaux de surface alors que le lessivage participe surtout à la pollution des eaux souterraines et profondes. On doit ajouter à ces voies de circulation le drainage qui répond à des mécanismes très particuliers .

1.2.3.3 Infiltration et transport vers les nappes

L'infiltration des pesticides dans le sol varie selon des caractéristiques du produit, les propriétés du sol, les conditions climatiques et les pratiques culturales (Vandre, 1995). Ainsi un produit peu volatil et avec un faible Koc a de fortes probabilités d'être entraîné dans les eaux les plus profondes. De même, le froid, en réduisant l'activité dégradatrice des micro-organismes, favorise la migration des polluants en profondeur (Babut et al, 1996).

En revanche, plus la nappe est profonde, moins le risque de contamination est grand : le sol jouant le rôle de filtre épurateur. De même le transfert des polluants en profondeur est réduit dans un sol argileux par rapport à un sol sableux (Novak et al, 1998), et dans un sol riche en matière organique (Cherrier et al, 2000). Dans ces conditions, l'adsorption des pesticides sur les colloïdes est plus importante. De plus les Techniques Culturales Simplifiées permettraient de conserver une meilleure stabilité porale et limiter les pertes de pesticides par lessivage (Belouée, 2001).

Gustafson a défini un indice empirique le GUS (Groundwater Ubiquity Score) pour classer les pesticides en fonction de leur caractère polluant (cf. graphe 1 ci-contre). Il s'exprime par :

$$\text{GUS} = \log(\text{DT } 50) (4 - \log(\text{Koc}))$$

On a déterminé expérimentalement que les pesticides les plus utilisés et les fréquemment détectés dans les nappes ont un GUS supérieur à 2,8 tandis que les polluants dont le GUS est inférieur à 1,8 sont rarement retrouvés dans les eaux (Gustafson, 1989). En raison des grandes variations dans les valeurs de DT 50 et de Koc, cet indice n'est pas complètement satisfaisant. De plus cet indice ne tient pas compte des conditions physiques et climatiques : il est uniquement basé sur des propriétés moléculaires de la matière active. Il ne permet donc qu'une comparaison des potentiels de transfert en absence d'entraînement préférentiel, ce qui est rarement le cas dans les conditions naturelles.

1.2.3.4 Le ruissellement

L'accroissement des surfaces stabilisées en zone urbaine et péri-urbaine, le passage répété des tracteurs et autres engins agricoles dans les campagnes réduit la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol. Des écoulements à la surface du sol peuvent alors survenir et entraîner les pesticides sous forme dissoute, en suspension ou adsorbés sur les sédiments. On distingue toutefois :

- le ruissellement hortonien se produit lorsque l'intensité des précipitations est supérieure à la capacité d'infiltration du sol. Il y a alors refus d'infiltration surtout sur des sols peu perméables comme les argiles et les marnes (Cosandey et Robinson, 2000),
- le ruissellement par saturation préalable du profil se manifeste lorsque la nappe perchée remonte à la surface du sol ou dans les zones hydromorphe

Toutefois et même dans les conditions extrêmement défavorables, en zones agricoles, les exportations de pesticides sont généralement comprises entre moins de 0,5% et 3% et n'excèdent jamais 12% (Schiavon, 1998). L'étude du ruissellement est complexe en raison des nombreuses hétérogénéités de terrain (rigoles, sillons et autres) qui vont influencer sur les écoulements des polluants. Cependant quelques paramètres peuvent être clairement identifiés comme favorisant ou limitant le ruissellement :

- les précipitations, le risque de pollution des eaux superficielles sera favorisé si des précipitations surviennent peu de temps après le traitement phytosanitaire (Ritter et al, 1974). C.Cann a d'ailleurs montré que l'intensité de l'averse plus que sa durée est le paramètre essentiel (Cann, 1995).
- la texture, le taux de matière organique, la teneur en eau du sol et la pente sont des critères essentiels. Ainsi un sol avec un taux de matière organique élevé, à stabilité structurale avérée et sableux est moins propice au ruissellement qu'un sol battant à forte pente
- les sols hydromorphes qui présentent souvent une réserve utile saturée vont favoriser le ruissellement de surface par refus d'infiltration (Dubois de la Sablonnière et al, 1999)
- l'érosion privilégie le départ des particules de sol les plus légères et les moins cohésives. Or les pesticides s'adsorbent facilement sur ce type de particules et peuvent être entraînés par ruissellement érosif (Gouy et al, 1998)
- Enfin les Techniques Culturales Simplifiées (TCS) limiteraient le ruissellement. En laissant plus de matière organique en surface, elles favorisent la formation de colloïdes qui adsorbent les pesticides. De plus les TCS réduisent la formation de la croûte de battance propice au ruissellement

1.2.3.5 Les échanges nappe-rivière

Alors qu'ils n'ont pas fait l'objet de nombreuses études, les relations nappe-rivière sont essentielles car elles ont vraisemblablement un rôle majeur dans les concentrations élevées des pesticides en dehors des périodes de crues. Ainsi Burkhart et Squillace ont montré qu'en période de crue, le gradient hydraulique entraîne l'eau de la rivière et l'atrazine vers la nappe (la contamination de l'aquifère est alors de 100 à 100 000 fois supérieure à l'infiltration de surface). En revanche, en période d'étiage, l'augmentation de la teneur en atrazine est due aux apports de la nappe alluviale (Burkhart, Squillace et al, 1998). Mais ce phénomène concerne surtout les fleuves et très peu les petits cours d'eau.

1.3 LA POLLUTION DES EAUX PAR LES PESTICIDES

1.3.1 LES ORIGINES ET EFFETS TOXIQUES DE LA POLLUTION

1.3.1.1 Les origines de la pollution

Les produits phytosanitaires retrouvés dans les eaux sont la résultante des propriétés intrinsèques des substances, des conditions pédo-climatiques et des pratiques agricoles. Les sources d'entrées des polluants dans le milieu aquatique proviennent de deux types d'entrées (Garric, 1997) :

- des entrées intentionnelles qui consistent en l'application de pesticides (herbicide, larvicide, molluscide) pour le contrôle des organismes aquatiques nuisibles
- des entrées non-intentionnelles où l'on distingue la pollution ponctuelle ou accidentelle et la pollution diffuse (cf. schéma 3 ci-contre)

La **pollution ponctuelle** ou accidentelle est provoquée généralement par une mauvaise utilisation et/ou réglage du matériel, une mauvaise gestion des emballages usagés, par des accidents de débordements lors du remplissage de la cuve du pulvérisateur. Cette pollution se manifeste par une concentration élevée et de courte durée.

Une étude réalisée par l'Agence de l'Eau de Seine-Normandie a montré que les trois-quarts des contaminations des eaux relevaient de ce type de pollution. En prenant quelques précautions (rinçage des bidons vides et épandage des eaux de rinçage sur la parcelle traitée, épandage des eaux de lavage du pulvérisateur également sur la parcelle traitée...), on peut réduire cette pollution. Des opérations ont été mises en place, comme à Ouarville en Beauce, où une forte contamination en pesticides des forages des villages soulevaient des pratiques à risques (Boddaert et al, 2000).

La **pollution diffuse**, moins spectaculaire que la pollution ponctuelle, se traduit par un entraînement des polluants appliqués sur la parcelle vers les eaux superficielles et souterraines. Moins de 1% de la quantité appliquée entraînée suffit à engendrer des effets néfastes sur la qualité de l'eau (Bibard, 2000). La lutte, non généralisable car adaptée au milieu, est ainsi plus complexe : implantation de zones tampons (bandes enherbées, haies), semis perpendiculaire aux pentes, traitement en fonction des conditions météorologiques et implantation d'engrais vert peuvent limiter cette pollution.

1.3.1.2 La toxicité des pesticides

C'est la manque de sélectivité des pesticides qui provoque les effets nocifs sur l'environnement et pour l'homme : effets toxiques létaux, sublétaux, modifications physiologiques. Dans le milieu aquatique, les pesticides peuvent affecter les trois niveaux trophiques (algues, daphnies et poissons) et des phénomènes de bioaccumulation peuvent survenir. De ce fait les études réalisées pour le dépôt du dossier d'homologation sont réalisées pour ces trois niveaux. Les herbicides peuvent provoquer de graves effets sur les écosystèmes en diminuant l'oxygène dissous.

Chez l'homme, les pesticides peuvent générer des effets carcinogènes, mutagènes, neurotoxiques, tératogènes. Ils peuvent également perturber le système immunitaire et endocrinien, notamment les fonctions de la reproduction. On estime à un million par an le nombre d'intoxications par le pesticides dans le monde et à 20 000 le nombre de cas mortels (Garric, 1997).

1.3.2 ETAT DES LIEUX ET REGLEMENTATION

1.3.2.1 Etat des lieux de l'IFEN

Un état de lieux dressé par l'I.F.E.N. (Institut Français de l'Environnement) en 1997-98 a mis en évidence un fort taux de pesticides sur l'ensemble des cours d'eau, y compris à l'aval des grands fleuves où la dilution peut être particulièrement élevée (I.F.E.N., 1999). Ainsi seulement 3% des rivières analysées ne seraient pas touchées. Ce sont les herbicides et notamment l'atrazine qui ont été le plus souvent retrouvée tant dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines (Annexe 2).

1.3.2.2 Réglementation

L'emploi inconsidéré des pesticides peut faire courir des risques à l'utilisateur, au consommateur et peut profondément perturber les écosystèmes. Par conséquent une réglementation a été mise en place dès 1943. trois grands domaines font l'objet d'une réglementation : l'eau potable (Directive 80/778/CEE), l'homologation des produits phytosanitaires et l'utilisation des produits phytosanitaires.

La réglementation du taux de pesticides dans les eaux ne concerne que l'eau destinée à la consommation. Par conséquent en l'absence d'une réglementation sur les eaux brutes, on applique par défaut la norme de l'eau potable qui s'établit à 0,1 µg/l par substance individualisée et 0,5 µg/l pour l'ensemble des pesticides détectés (Directive n°80/778/CEE et décret 89-3 du 3/01/89 modifié).

Contrairement aux normes fixées par l'O.M.S. (Organisation Mondiale de la Santé) où les seuils sont établis en fonction des données toxicologiques de chaque produit, les normes européennes ne sont pas le résultat de considérations scientifiques. Les valeurs correspondent au seuil de détection des molécules à la date du décret, et à la volonté du législateur de faire tendre vers zéro, par principe de précaution, la concentration en éléments chimiques dans les eaux. Ces normes européennes sont donc souvent critiquées car très sévères : elles se situent en effet largement en-dessous des normes fixées par l'OMS même si une dérogation de 20% est admise pour certaines molécules.

1.3.2.3 Les mesures volontaires

Des opérations telles que phyto-mieux ont été mises en place : réglage des pulvérisateurs, collecte de emballages de produits phytosanitaires vides, de produits non utilisés (Sebillotte). A ce titre, le CORPEN (Comité d'Orientation pour la Réduction des Eaux par les Nitrates, les Phosphates et les Produits Phytosanitaires provenant des activités agricoles) propose une démarche de diagnostic parcellaire qui permet d'identifier les voies de contamination et des pratiques à adopter pour éviter la contamination des eaux par des aménagements de zone tampon (CORPEN, 1997 – Patty et Réal, 1996).

1.4 LA MODELISATION MATHÉMATIQUE

L'objectif de ce mémoire est de rechercher un modèle mathématique simple permettant d'expliquer les variations de concentrations en herbicides du maïs dans les eaux superficielles. Le transfert des pesticides dans les eaux est régi par des processus complexes. A ce jour seulement un petit nombre de situations ont été étudiées au laboratoire et au champ. La modélisation mathématique en synthétisant de nombreuses informations et en fournissant une estimation globale des risques potentiels de contamination pourrait s'avérer un outil pertinent pour l'évaluation des risques (Banton et Lafrance, 1996). Un premier modèle a été établi dans les années soixante-dix pour évaluer l'infiltration des pesticides. Il est rapidement utilisé dans la procédure d'homologation des produits phytosanitaires en Hollande.

1.4.1 LES DIFFERENTS TYPES DE MODELES

On peut différencier deux grands types de modèles de principe différent : les modèles mathématiques complexes et les modèles empiriques ou statistiques (cf. § 1.4.2).

On peut également les classer en fonction de leur structure et de leur finalité (Banton et Lafrance, 1996 – Carlier, 1996). Ainsi on distingue en fonction de leur structure :

- le modèle mécaniste et déterministe qui décrit très précisément les processus hydriques grâce à des équations différentielles complexes
- le modèle conceptuel à réservoir : qui est un compromis entre une représentation précise de certain processus et représentation plus empirique dans d'autres

- les modèles probabilistes et stochastiques

Si on considère la finalité des modèles, on différencie :

- modèle de recherche d'une grande précision, leur complexité ne permet pas une application directe sur le terrain
- modèle de gestion ne rendant compte que du comportement global du produit et ne privilégiant que les phénomènes dominants
- modèle de tri qui ont pour objet de classer les substances et les situations. Pour l'homologation des produits phytosanitaires, ce type de modèle est utilisé.

Un Système d'Information Géographique peut être associé à ces modèles. C'est alors un outil de gestion efficace (Hollis et Brown, 1996). Le SIG peut être également utilisé sans l'association à un modèle. Dans ce cas, il ne s'agit que d'une analyse qualitative du risque. Le zonage est effectué par analyse de la répartition géographique des facteurs qui induisent des sensibilités au ruissellement ou à l'infiltration (Dubois de la Sablonnière et al, 1999).

1.4.2 LES MODELES MATHÉMATIQUES COMPLEXES

1.4.2.1 Quelques exemples de modèles complexes

De nombreux modèles ont été développés pour appréhender le transfert des pesticides et le risque de contamination des eaux de surface et souterraines. Le ruissellement, l'infiltration, l'érosion, la sorption, la dégradation des molécules sont estimées par des équations. Le groupe FOCUS (Forum for the Coordination of pesticide fate models and their uses) a ainsi retenu six modèles simulant le ruissellement pouvant être utilisé dans la procédure d'homologation des produits phytosanitaires dans l'Union Européenne (annexe 3) (Andriaanse, 1997).

Les modèles les plus utilisés au monde sont le PZRM et le GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management), ce dernier ayant été validé en France sur des petits bassins versants. Le GLEAMS est un modèle global qui simule le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface (Davis, 2001). Le modèle est constitué de trois composantes : hydrologie, érosion, chimie et éléments minéraux. Aux Etats-Unis, le modèle GLEAMS a été intégré dans le programme NAPRA (National Agricultural Pesticide Risk Analysis) qui consiste en l'évaluation de la perte potentielle de pesticides par infiltration et érosion selon les régions agricoles (Ouyang et al, 1998). Des essais de validation ont été réalisés sur deux petits bassins versants en France. Cependant seuls les pics de concentration important sont reproduits par le modèle mais avec des variations importantes de leur amplitude (Gouy et al, 1998).

Le modèle POLA, un peu plus récent, est développé dans les années 1990. Il comprend également trois modules : cycle de l'eau, érosion et chimie. Il apparaît toutefois plus performant que le GLEAMS car il parvient à reproduire de façon satisfaisante les valeurs quotidiennement observées et les flux annuels (Pinheiro et al, 1996).

1.4.2.2 Les limites des modèles complexes

Les modèles complexes représentent de nombreuses limites. Tout d'abord le modèle requiert de nombreuses données précises sur la climatologie, la pédologie, sur la culture, ..., données qui ne sont toujours pas faciles à rassembler. Les modèles n'intègrent que quelques voies de dispersion des pesticides. Ainsi la volatilisation et la photodécomposition sont rarement intégrés (Comejo et al, 2000).

Les calculs sont souvent effectués à un pas de temps journalier. Or le phénomène d'entraînement des pesticides se déroule à un pas de temps bien plus fin (Voltz et al, 1996). De nombreux modèles ont été établis aux Etats-Unis et dépendent de conditions climatologiques et environnementales de ce pays. Enfin très peu de validations ont été réalisées pour être utilisables en Europe (Vandclooster et al, 1996). Enfin les modèles existant n'intègrent pas les discontinuités du paysage, les différents parcellaires, les aménagements anthropiques. Or ces paramètres s'avèrent indispensables (Banton et Lafrance, 1996 – Voltz et al, 1996).

En conclusion la prédiction des concentrations exactes des pesticides à l'échelle d'un bassin versant paraît difficile.

1.4.3 LES MODELES EMPIRIQUES OU STATISTIQUES

Ces modèles sont établis à partir des régressions statistiques où différentes variables interviennent pour expliquer les variations de concentrations. Avant de présenter plus précisément les modèles (ou régressions multiples), on précisera les relations simples entre une variable et la concentration.

1.4.3.1 Les régressions simples

R.G Reiser a ainsi montré dans le New Jersey que la concentration annuelle en métolachlor est corrélée significativement au **pourcentage des terres agricoles**, essentiellement cultivé en maïs et soja (Reiser, 1999). Par ailleurs une relation logarithmique a été établie entre la teneur en EPTC et atrazine et la quantité en pesticides épanchée sur le bassin versant.

Si les concentrations les plus élevées apparaissent dans les premières eaux de ruissellement survenant après le traitement, aucune relation entre le volume de **précipitations** et la concentration en pesticides n'a pu être déterminée. Toutefois C.Cann a montré que l'intensité des pluies jouent un rôle primordial : une corrélation entre le flux annuel d'atrazine et le nombre de jours de pluie dont les précipitations sont supérieures à cinq millimètres a été établie (Cann, 1995).

Une relation **débit** - concentration a été déterminée par de nombreux auteurs. L'équipe de Ferrari établit ainsi une régression logarithmique significative entre la concentration en atrazine et métolachlor et le débit de rivières de la région en Middle-Atlantic (Ferrari, 1997). Toutefois cette corrélation n'est toutefois établie qu'au printemps et qu'en été, périodes où les débits sont les plus importants. De même R.G. Reiser met en évidence une corrélation significative entre la concentration des pesticides et le débit sur plusieurs rivières du New Jersey (Reiser, 1996). En général les sites où la corrélation s'avère significative sont les régions où l'agriculture est dominante dans l'occupation des sols. Sur le bassin du Coët-Dan, C. Cann a confirmé cette relation « concentration-débit » avec une corrélation significative entre le rapport du débit maximal sur le débit de base et la concentration maximale en atrazine (Cann, 1996).

Enfin de nombreuses parcelles sont drainées. Or ces eaux de drainage après avoir été collectées sont envoyées dans les cours d'eau. Elles contribuent donc à la charge polluante des cours d'eau. L'équipe de Rinella (Rinella et al., 1998) a mis en évidence dans le bassin de Willamette (Oregon) une corrélation significative entre le pourcentage de surface drainée sur le bassin et la concentration mesurée en atrazine et en simazine (coefficient de corrélation de 0,86 pour l'atrazine, et 0,74 pour la simazine).

1.4.3.2 Les modèles ou régressions multiples

L'exemple du Kansas

La régression multiple permet d'étudier la liaison entre la variable dépendante Y (concentration en pesticides dans les eaux de surface) et un ensemble de variables indépendantes X_1, \dots, X_k (quantité de produits épanchée, débit, précipitations,...).

Ainsi Christensen a déterminé les variations de concentration en atrazine grâce à des régressions statistiques sur la « Little Arkansas River » (Christensen et al, 1996). Des régressions multiples ont été réalisées sur les triazines et elles font apparaître les rôles prédominants du débit, de la conductance de l'eau et du temps écoulé entre la date de l'épandage et la date de prélèvements des échantillons. L'équation obtenue est :

$$\text{Log}_{10} [\text{triazines}] = 1,42 e^{-(\text{mois}-6,24)^2/3,75} - 0,0000288Q - 0,000518 SC - 0,104 \quad (\text{éq1})$$

Avec Q le débit, SC : la conductance, et mois : temps séparant l'épandage du prélèvement

Toutefois cette relation n'a pas été validée sur l'atrazine seule, la concentration de cette dernière n'étant pas corrélée aux propriétés physiques de l'eau (dont la conductance). Cette étude montre la spécificité du comportement des variables : au sein d'une même famille chimique, la transposition de l'équation s'avère impossible.

Le bassin du Coët-Dan

L'étude du transfert de l'atrazine sur ce bassin versant a été également réalisée grâce au modèle linéaire (Cann, 1997). Après la mise en évidence par des régressions simples entre la concentration et le rapport Débit maximum de crue/Débit de base avant la crue et entre concentration et intensité des précipitations, une analyse par régression multiple est réalisée afin d'optimiser les relations entre les variables.

L'équation obtenue sur un échantillon de 34 crues est :

$$[\text{Atrazine}]_{\text{max}} = 4(Q_{\text{max}}/Q_{\text{base}})^2 + 521 + 11,84 \text{ IMP}_5 + (1/0,014 - 0,000044 e^t)$$

avec IMP_5 les précipitations supérieures à 5 mm, et t : le temps écoulé entre épandage et analyse

La validation sur l'année précédente donne de mauvais résultats. Ainsi la conclusion principale n'est pas remise en cause (augmentation des concentrations avec l'accroissement des débits), d'autres facteurs interviennent vraisemblablement dans ce transfert. Une analyse plus fine réalisée au printemps est décrite par l'équation :

$$[\text{Atrazine}]_{\text{max}} = 6\,700 + 0,000829(Q_{\text{max}}/Q_{\text{base}})^4$$

La régression multiple met donc en évidence deux modes de transfert différents de l'atrazine : un premier transfert où l'écoulement hypodermique est important et un 2^{ème} transfert qui survient au printemps et où le ruissellement est la composante principale. La transposition de cette équation au bassin versant du Kerouallon (Finistère) souligne que le transfert de l'atrazine s'effectue de façon différente selon la saison. De mai à août, le ruissellement est le phénomène principal : intensité des précipitations et rapport $Q_{\text{max}}/Q_{\text{base}}$ jouent alors un rôle majeur. En revanche le reste de l'année, c'est la réserve d'atrazine dans le sol et le volume d'eau d'écoulement rapide qui ont une influence dominante.

PROBLEMATIQUE

Les concentrations de pesticides dans les eaux varient de manière brusque et dans des proportions importantes. Ces variations se manifestent par des pics de concentrations généralement brefs, intenses et saisonniers. Or le coût très élevés des analyses de pesticides ne permet pas de réaliser un suivi de la pollution par de fréquents prélèvements.

Ainsi depuis 1997, le Groupe Phyt'Eauvergne n'a réalisé qu'une douzaine d'analyses par bassin versant et il est particulièrement délicat d'interpréter ces résultats. Les herbicides du maïs (atrazine, alachlore et métolachlor) ont été détectés sur le bassin versant du Jauron à des teneurs allant de 0 ng/l à 850 ng/l.

Des travaux réalisés sur des bassins versants en Bretagne ont montré que des modèles statistiques basés sur des régressions pouvaient expliquer les variations de concentrations de l'atrazine. Le débit de la rivière, le temps séparant la date du prélèvement de celle du traitement, la quantité de pesticides appliqués sont des paramètres essentiels.

Il s'agit donc de rechercher un modèle explicitant les variations des teneurs en herbicides du maïs (alachlore, métolachlor, sulcotrione et nicosulfuron) sur les bassins versants du Jauron dans un premier temps puis sur les autres bassins versants suivis par le groupe Phyt'Eauvergne.

2^{ème} partie : Matériel et méthode

2.1 LES BASSINS VERSANTS SUIVIS PAR LE GROUPE PHYT'EAUVERGNE

Le 25 octobre 1996, le Ministère de l'Environnement publie une lettre circulaire concernant la mise en place d'un groupe de travail réunissant autour du Service de la Protection des Végétaux l'ensemble des organismes et des acteurs de terrain concernés par le problème de la qualité des eaux par rapport aux produits phytosanitaires. Le groupe Phyt'Eauvergne est créée en 1997. Il réunit une quarantaine de membres représentant les Organisations Professionnelles, l'Administration (D.R.A.F., D.I.R.E.N., D.D.A.S.S.), les collectivités locales (Conseils Généraux et Conseil Régional), et des experts en pollution des eaux par les produits phytosanitaires (annexes 4 et 5).

La maîtrise d'ouvrage est confiée à la F.R.E.D.E.C. Auvergne, la maîtrise d'œuvre est assurée par le S.R.P.V. de la D.R.A.F. Auvergne. En raison du manque de données, la 1^{ère} mission du groupe a été de constituer un réseau de surveillance de la qualité des eaux superficielles et souterraines vis-à-vis des produits phytosanitaires.

2.1.1 SOIXANTE SIX POINTS DE PRELEVEMENTS EN 2001

Avec 67 % de la S.A.U. auvergnate occupée par les prairies permanentes (surface où l'épandage de pesticides demeure rare et ponctuel), il était nécessaire de privilégier les bassins versants pouvant être potentiellement contaminés par les produits phytosanitaires (cf. carte 1 ci-contre). De 1997 à 2000, des recherches de pesticides dans les échantillons d'eau prélevés dans les cours d'eau sont réalisées dans l'Allier et dans le Puy-de-Dôme. Les prélèvements sont prépondérants dans le Val d'Allier où la part de terres labourables dans la surface agricole est importante.

Les campagnes débutent dès 1997. Les prélèvements sont tout d'abord réalisés à une cadence bisannuelle (juin et décembre), puis en 1999 leur fréquence s'accroît : ils ont lieu en avril, juin, octobre et décembre. Puis les départements de la Haute-Loire et du Cantal rejoignent le Groupe Phyt'Eauvergne en 2001 : 66 points de prélèvements sont alors retenus sur l'ensemble du réseau.

2.1.2 DES NIVEAUX DE CONTAMINATION VARIABLE SELON LES BASSINS VERSANTS

La Région Auvergne présente de fortes disparités géo-pédologiques et agricoles (annexes 6, 7 et 8). Ainsi on rencontre des sols d'origine sédimentaire, granitique et volcanique. Toutefois si les sols bruns, argilo-calcaires et alluvionnaires sont dominants dans le Val d'Allier et confèrent de bonnes potentialités agricoles, les sols d'origine granitique et du socle volcanique sont eux moins favorables aux cultures (faible profondeur de sol, moins d'argile, plus de matériaux grossiers). L'élevage est alors souvent dans ces régions la seule production agricole envisageable.

88% des pesticides détectés sur le réseau sont des herbicides, les herbicides du maïs comptant pour 43% de détections. Cependant les herbicides d'utilisation mixte (agricole et non-agricole) ne sont pas négligeables puisque 30% des détections leur reviennent. La pollution n'est donc pas obligatoirement et exclusivement d'origine agricole. On observe des résultats similaires si on s'intéresse uniquement aux molécules dont la concentration est supérieure à la norme de 0,1 µg/l.

Toutefois les contaminations sont très dépendantes des caractères agro-pédologiques des bassins versants. Ainsi si certains bassins montrent une pollution chronique, d'autres sont rarement affectés. Les bassins de grandes cultures du Val d'Allier, tels que le Litroux, la Morge, le Bedat et le Jauron, apparaissent les plus pollués (annexe 9). Ainsi le groupe Phyt'eauvergne décide-t-il de désigner deux bassins versants pilote, le Luzeray et le Jauron (annexe 10), pour lesquels des études et des plans d'action spécifiques vont être mis en œuvre afin de réduire cette pollution.

2.1.3 LES BASSINS VERSANTS PILOTES DE PHYT'EUVERGNE

Le Groupe Phyt'Eauvergne s'est tout d'abord intéressé au Bassin Versant du Luzeray (8 000 ha), localisé dans l'Allier. Une enquête des pratiques phytosanitaires en zone non-agricole et des bulletins techniques

(notamment sur le désherbage des cultures) ont été réalisés. A l'automne prochain, une collecte des Produits Phytosanitaires Non Utilisés (P.P.N.U.) va être mise en place. Les PPNU récupérés seront incinérés.

Le Bassin versant du Jauron présente de fréquentes contaminations des eaux par les pesticides, et particulièrement les herbicides du maïs (annexe 9 bis). De plus la présence de Billom (ville de moyenne importance de 4000 habitants) incite le groupe Phyt'Eauvergne à choisir le BV du Jauron comme second Bassin Versant pilote dès 1999. Une enquête auprès des utilisateurs agricoles et non-agricoles de pesticides est lancée en 2000. Parallèlement un zonage parcellaire (cultures, pente de la parcelle, proximité d'un point d'eau, présence de haies, bandes enherbées,...) en aval du Bassin est réalisé.

2.1.4 CARACTERISTIQUES DU BV DU JAURON

Le Bassin Versant du Jauron s'étend sur 12 000 ha sur trois Petites Régions Agricoles : la Limagne agricole, la Limagne viticole et le Livradois (annexe 11). Il s'inscrit sur la rive droite de l'Allier à 15 km à l'Est de Clermont-Ferrand (annexe 12). Le Jauron, rivière de 30 km, a des sources multiples situées dans le Parc Naturel Régional du Livradois Forez sur les communes d'Isserteaux et de Fayet le Château (carte 2 ci-contre). Son exutoire est situé en pleine Limagne sur la commune de Beauregard-l'Evêque.

L'altimétrie varie de 817 mètres en amont à 302 mètres en aval. Toutefois des Puys épars sur tout le territoire du Bassin donnent un paysage vallonné où les pesticides peuvent facilement ruisseler sur les versants. Les sols sont très divers (terres noires de Limagne, sols bruns calcaires, rankers, alluvions,...) et offrent des potentialités agronomiques très hétérogènes (annexe 13 - un examen plus précis de ces sols sera réalisé dans la 3^{ème} partie lors de l'étude spatiale de la contamination du Jauron). C'est ainsi que le Bassin Versant présente deux zones bien distinctes : une zone amont d'élevage et de forêt, et une zone aval de grandes cultures et de cultures traditionnelles comme l'ail et la vigne.

Comme dans de nombreuses régions, le nombre d'exploitation a diminué de 4% par an depuis une dizaine d'années (annexe 14) et l'élevage est désormais circonscrit aux zones les plus difficiles. Ainsi en plaine, l'élevage a été abandonné au profit des grandes cultures (annexes 15 et 16). Les cultures dominantes sont aujourd'hui les céréales à paille (blé, orge) et le maïs avec respectivement 49 et 26 % de la S.A.U. La vigne et l'ail sont en perte de vitesse bien qu'une politique de qualité soit actuellement mise en place.

Il s'agit donc de rechercher un modèle explicitant les variations de teneurs en herbicides du maïs (alachlore, métolachlor, sulcotrione et nicosulfuron) sur le bassin versant du Jauron dans un premier temps, puis sur d'autres bassins versants suivis par le Groupe Phyt'Eauvergne.

2.2 L'ENQUETE PRATIQUES PHYTOSANITAIRES

Cette enquête, réalisée en mai 2001, porte sur la campagne 2000-2001 et couvre le Bassin Versant du Jauron. Une enquête, un peu similaire, a été réalisée par courrier pour la campagne 1999-2000 auprès des utilisateurs de produits phytosanitaires agricoles et non-agricoles du bassin versant. Une soixantaine d'agriculteurs avaient répondu et 42% des collectivités locales.

2.2.1 MATERIEL : LES QUESTIONNAIRES

L'enquête 2001 a été effectuée par entretien auprès des agriculteurs, de la coopérative agricole du bassin, des collectivités locales (mairies, D.D.E., S.N.C.F.) et des particuliers via le magasin de produits phytosanitaires implanté à Billom. Cette enquête a pour objet de mieux connaître les conditions d'application des produits grâce à un entretien avec l'utilisateur, et également d'apprécier l'évolution du choix des pesticides et des doses appliquées depuis deux ans. Les données recueillies lors de cette enquête permettront notamment de mettre en relation les quantités détectées dans les eaux sur le bassin versant et celles appliquées sur le maïs. Enfin l'enquête a permis de sensibiliser quelques usagers qui n'avaient pas répondu à l'enquête antérieure aux travaux du groupe Phyt'Eauvergne.

Deux types de questionnaires ont été établis : l'un pour les agriculteurs, l'autre pour les collectivités locales, D.D.E et S.N.C.F. Les questions relatives au matériel de traitement et aux conditions d'utilisation sont posées ainsi que sur les produits, doses et dates d'application. Les agriculteurs sont également interrogés sur leur stratégie de désherbage du maïs (annexes 19 et 20).

2.2.2 METHODE : LA STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE

En raison du grand nombre d'agriculteurs et du temps limité imparti, c'est une enquête par sondage qui a été réalisée pour les usagers agricoles. En revanche, les collectivités locales et les établissements D.D.E. et S.N.C.F. ont tous fait l'objet d'un avis d'enquête.

2.2.2.1 L'enquête en zone non-agricole

On peut estimer que 250 agriculteurs exercent leur activité sur le bassin versant du Jauron (une liste de 1999 établie par la D.D.A.F. nous permet d'effectuer cette estimation). Par conséquent nous nous sommes fixés l'objectif de réaliser un entretien auprès de 10% d'entre eux. Le choix des exploitations a été réalisé en fonction des critères suivants :

- couvrir le bassin versant en privilégiant cependant la zone aval plus orientée vers les cultures et donc plus consommatrice de produits phytosanitaires. Ainsi des exploitations céréalières ont été retenues mais également des exploitations d'élevage
- enquêter 10% des terres labourables et 20 % de la surface en maïs afin de pouvoir extrapoler ces résultats à l'ensemble du bassin versant
- choisir des exploitations de taille variable : ainsi des petites exploitations de moins de 20 ha ont été enquêtées mais également des structures de plus de 150 ha
- sélectionner un panel d'exploitants d'âge différent
- intégrer des agriculteurs qui n'avaient pas répondu lors de la 1^{ère} enquête, mais conserver également des agriculteurs de cette 1^{ère} investigation afin de mettre en évidence les évolutions de leurs pratiques phytosanitaires depuis deux ans

Les résultats de cette enquête en zone agricole seront confrontés aux dires d'expert de techniciens de la coopérative agricole opérant sur le bassin versant.

2.2.2.2 L'enquête en zone non-agricole

Cette enquête peut être qualifiée d'exhaustive puisque toutes les communes ont fait l'objet d'un avis d'enquête. Malheureusement quelques communes n'ont pas répondu et notamment la commune de Billom qui emploie vraisemblablement une grande quantité de pesticides. En revanche, les deux grands utilisateurs que sont la DDE et la SNCF ont répondu.

2.3 TRANSFERT DES PESTICIDES

2.3.1 MATERIEL

2.3.1.1 Les prélèvements

Les prélèvements manuels

Des prélèvements manuels sont réalisés à l'exutoire du Jauron depuis 1997. Les analyses ont révélé une pollution d'origine agricole (herbicides du maïs) mais également une contamination qui pourrait être de nature non-agricole eu égard aux produits détectés. Quatre prélèvements annuels ont été effectués à l'exutoire jusqu'en 2000. L'échantillon est placé dans un flacon de verre teinté. Le verre limite l'adsorption des molécules sur les parois et son aspect teinté réduit la dégradation photochimique. Enfin les échantillons sont placés à basse température afin d'éviter les dégradations de pesticides.

En 2001, cinq points de prélèvements supplémentaires ont été retenus sur le Jauron afin d'étudier la répartition spatiale de la contamination (cf. carte 2 page précédente - points JAU 2 à JAU 6). Distribués de façon judicieuse, ils devraient permettre d'observer des niveaux de contamination différents selon leur localisation. En effet on peut s'attendre que le point JAU 6 couvrant la zone amont du Bassin (où il y a peu de grandes cultures) soit moins contaminé que le point JAU 2 situé au cœur de la Limagne.

Tous les prélèvements manuels sont soumis à une analyse multi-résidus où près de 200 matières actives sont recherchées.

Le préleveur automatique à l'exutoire du Jauron

Début mai 2001, un préleveur automatique – Echantillonneur 3700 de ISCO - a été installé à l'exutoire (point JAU 1). Le préleveur se déclenche avec l'augmentation du niveau de l'eau dans le cours d'eau. On choisit par avance le niveau d'eau à partir duquel le préleveur doit se mettre en marche grâce à une sonde mobile (cf. photographies 1, 2 et 3 ci-contre).

Un programmeur permet de déterminer le pas de temps auquel on désire que les échantillons soient prélevés dès la crue a commencé. Le préleveur est équipé d'une pompe péristaltique avec purge pour éviter les dépôts. Tous les organes au contact de l'eau sont revêtus de téflon (l'adsorption des pesticides est réduite). Le préleveur est doté de 24 flacons de verre d'une contenance de 350 ml chacun. Quatre herbicides du maïs sont analysés dans les échantillons prélevés : alachlore, métolachlor, sulcotrione et nicosulfuron.

2.3.1.2 Les techniques de dosages de pesticides

Deux laboratoires effectuent le dosage des pesticides. Le laboratoire SEHL-CARSO (Lyon) est chargé d'effectuer les analyses dites multirésidus sur les échantillons prélevés manuellement. Le laboratoire Louise Blanquet (Clermont-Ferrand) assure exclusivement le dosage des échantillons provenant du préleveur automatique et des quelques échantillons prélevés manuellement à l'exutoire.

Les analyses multirésidus réalisées par CARSO

Les analyses multirésidus effectuées par CARSO permettent de rechercher 199 matières actives (annexe 17). Les techniques de dosage diffèrent en fonction des caractéristiques de la molécule recherchée (polarité, solubilité, ...). Ainsi sept extractions différentes sont effectuées sur chaque échantillon. Après concentration de l'extrait, les molécules sont détectées par différentes techniques : chromatographie phase gazeuse couplée à une spectrographie de masse ou analyse en H.P.L.C. avec détection fluorimétrique ou détecteur à diode (annexe 18).

Les limites de quantification sont fournies pour chaque molécule et près des deux-tiers des molécules affichent un rendement d'extraction égal ou supérieur à 80%.

Les analyses des herbicides du maïs

L'extraction de l'alachlore et du métolachlor se fait en phase solide sur une silice greffée hydrophobe. L'analyse est réalisée par chromatographie en phase gazeuse avec détection fluorimétrique ou détecteur diode à électrons. Le nicosulfuron subit la même extraction mais la séparation est réalisée par H.P.L.C. suivie d'une détection fluorimétrique. Les rendements d'extraction de ces molécules varient entre 85 et 95%.

Enfin la sulcotrione subit une extraction en phase solide (silice vinyle styrile benzène) en milieu fortement acidifié. L'analyse est réalisée en H.P.L.C. avec détection fluorimétrique. Le taux d'extraction est de 70 à 80%.

2.3.2 METHODE

Des problèmes relatifs à la logistique (préleveur installé avec deux mois de retard), à une météorologie capricieuse (quasi absence de précipitations durant les mois de mai et juin), à des délais d'analyses non respectés (résultats fournis début août) n'ont pas permis d'établir le modèle mathématique sur le bassin versant du Jauron. On exposera tout d'abord la méthodologie prévue puis on présentera ce qui a pu être réalisé.

Deux volets sont à envisager dans cette étude :

- une approche spatiale de la contamination du Bassin du Jauron par les pesticides (cf. les prélèvements supplémentaires JAU 2 à JAU 5 effectués sur la rivière)
- une modélisation de ces transferts par des régressions statistiques, le modèle obtenu devant être ensuite éventuellement calibré et validé sur d'autres bassins versants suivis par le Groupe Phyt'Eauvergne

2.3.2.1 L'étude spatiale de la pollution du Jauron

L'objectif est de rechercher une contamination différentielle fonction de la localisation des points de prélèvement sur le Jauron. Les prélèvements ayant lieu de février à juillet 2001, ils couvrent donc un grande partie de la période d'épandage des pesticides sur les cultures.

Des rapprochements avec les traitements phytosanitaires recueillis lors l'enquête de 2001 seront notamment réalisés. Nous traiterons des échantillons prélevés de février à mai : ceux de juin ne nous étant pas encore parvenus.

2.3.2.2 Le modèle mathématique sur le Jauron

L'objectif de cette étude est d'établir un modèle mathématique simple (à l'aide de régressions statistiques simples et multiples) décrivant la variation de concentration des herbicides du maïs en fonction de variables faciles à obtenir comme les débits, la date du traitement, les précipitations, etc... Il a été mis en évidence par de nombreux auteurs que les précipitations jouent un rôle majeur dans le phénomène de ruissellement et d'entraînement des pesticides dans les rivières

Etablir le modèle lors d'une crue permet de s'affranchir de nombreuses variables (quantité d'herbicides épandue, date de traitement), variables que l'on peut considérer constantes pendant cette courte période. Le modèle doit être établi sur une crue et validé au moins sur une 2^{ème} crue. Il était envisagé d'étudier la validation de cette équation sur d'autres bassins versants auvergnats suivis par Phyt'eauvergne.

Mais cette démarche bien que très séduisante implique des conditions météorologiques propices : des averses de forte intensité doivent survenir pour entraîner des pesticides par ruissellement afin d'observer une variation de concentration de pesticides dans l'eau. Malheureusement la météorologie du printemps 2001 ne s'est pas montrée réellement favorable à cette étude et le modèle n'a pu être établi sur une crue. On a alors cherché à établir des modèles sur des bassins versants présentant fréquemment des concentrations élevés en herbicides du maïs. Ces modèles ont été établis grâce aux analyses des années précédentes. Des essais de transposition de modèle d'un bassin à l'autre ont été alors réalisés.

3^{ème} partie RESULTATS - DISCUSSION

A - L'ENQUETE PRATIQUES PHYTOSANITAIRES

3.1 LA REPRESENTATIVITE DE L'ECHANTILLON ZONE AGRICOLE

L'enquête n'intégrant que 10% des agriculteurs exerçant sur le Bassin versant (soit 26 agriculteurs), il est nécessaire de vérifier si l'échantillon retenu est représentatif de l'ensemble du territoire.

3.1.1 LA TAILLE DES EXPLOITATIONS ENQUETEES

La SAU moyenne de l'échantillon, qui est de 85 ha, est très supérieure à la moyenne des exploitations du Bassin versant qui n'atteint que 39 ha. Plusieurs explications à ce constat :

- d'une part, l'échantillon comprend quelques très grandes exploitations de taille supérieure à 100 ha. Le poids excessif de ces exploitations fait accroître rapidement la SAU moyenne. Mais si on se réfère à la médiane (indice de position souvent plus représentatif dans le cas de petits échantillons), la différence est moindre puisque la médiane n'est que 68 ha (annexes 21 et 21bis).
- d'autre part, le Recensement Général Agricole recense toutes les exploitations répondant au critère de la définition statistique de l'exploitation agricole (annexe 22). Or cette définition inclut les toutes petites structures (dont les exploitations de loisir) qui n'ont pas été enquêtées.
- On notera cependant que 39% de exploitations enquêtées mettent en valeur une surface de moins de 50 hectares. De plus quelques grandes exploitations sont des exploitations d'élevage extensif où l'épandage de pesticides par hectare est très limité.

3.1.2 LES PRODUCTIONS AGRICOLES DES STRUCTURES ENQUETEES

L'étude typologique des exploitations a mis en évidence une différenciation de production entre les exploitations : élevage en amont du bassin et polyculture en aval. En choisissant les exploitations enquêtées en fonction de leur localisation géographique, on a pu ainsi retenir des structures à vocation agricole différente (annexe 23). Ceci peut être intéressant car la connaissance des produits phytosanitaires est généralement plus pointue chez les céréaliers que chez les éleveurs. Il peut par conséquent s'en dégager des stratégies, des conduites culturales différentes.

Deux exploitations sur trois se consacrent exclusivement aux productions végétales : céréales, oléoprotéagineux, vigne, pommes de terre, ail... Les autres agriculteurs élèvent des vaches laitières et/ou des bovins allaitants.

3.1.3 DES SURFACES EN CULTURES ENQUETEES REPRESENTATIVES DU B. V.

Les surfaces en terres labourables qui ont été enquêtées doivent être représentatives du Bassin versant. En effet ce sont ces cultures qui reçoivent les plus fortes doses en produits phytosanitaires. Cette représentativité s'avère satisfaisante. Il n'y a notamment pas de différence significative entre l'enquête et le RGA 2000 concernant la surface en maïs sur l'ensemble des terres labourables (cf. graphes 2 et 2 bis ci-contre).

Par conséquent les résultats concernant les traitements sur le maïs peuvent être extrapolés à l'ensemble du Bassin versant.

3.2 LA CONDUITE DES TRAITEMENTS PHYTOSANITAIRES (ZA ET ZNA)

3.2.1 LES BONNES PRATIQUES AGRICOLES : DEFINITION

L'agriculteur, face à une conjoncture économique difficile, essaie d'améliorer ses marges en optimisant l'action de ses intrants. Par ailleurs le consommateur, soucieux de la protection de l'environnement, désire consommer des produits issus d'une culture respectueuse de son milieu. Pour répondre à ses différentes attentes, l'agriculteur doit mettre en place les Bonnes Pratiques Agricoles. Ces B.P.A. sont fondées sur un concept simple : appliquer la bonne dose au bon moment et respecter certaines règles de base. On peut citer par exemple :

- éviter les traitements d'assurance,
- bien régler son pulvérisateur,
- traiter dans de bonnes conditions météorologiques,
- éliminer les emballages vides et les pesticides demeurant dans les cuves du pulvérisateur dans des conditions ne portant pas préjudice à l'environnement

Le respect de ces Bonnes Pratiques Agricoles permet de réduire rapidement (en quelques années) et très sensiblement la pollution d'origine ponctuelle des eaux par les phytosanitaires. Une opération a été ainsi menée en Beauce à Ouarville (Eure-et-Loir) suite à l'observation d'une contamination plus élevée dans les forages du village par rapport à ceux de pleine campagne. En effet c'est souvent lors du remplissage et du rinçage de la cuve (qui sont généralement réalisés sur le siège de l'exploitation) que les risques de pollution sont les plus importants (Boddaert et Pavard, 2001).

Nous avons donc intégré un volet "Bonnes Pratiques Phytosanitaires" au questionnaire pour les zones agricoles et pour les zones non-agricoles.

3.2.2 LES B.P.A. EN ZONES AGRICOLES (Z.A.)

L'enquête révèle que trois exploitants sur quatre (soit 80 % de la surface) disent pratiquer une agriculture raisonnée (application des pesticides en fonction de la pression des adventices et ravageurs – en opposition avec le traitement d'assurance où le traitement est réalisé de façon systématique). Toutefois on n'intègre pas dans ce cas les surfaces en maïs semence où les producteurs effectuent souvent des traitements herbicides en pré-semis, notamment en raison du semis sous plastique. Deux grands volets sont abordés dans le questionnaire : des questions relatives au choix du produit et au matériel, et des questions plus ciblées sur les pratiques mises en œuvre lors de l'application du produit.

3.2.2.1 Le choix des produits et leur stockage (graphes 3 ci-contre)

L'enquête révèle que sur le Bassin du Jauron, les trois-quarts des agriculteurs achètent leurs pesticides à la coopérative locale Domagri. Toutefois de grandes exploitations se procurent leurs produits auprès de distributeurs privés. Pour le choix des produits, le technicien de la coopérative intervient chez plus de 8 agriculteurs sur 10, c'est dire le poids de la coopérative sur le Bassin versant du Jauron. Les techniciens des autres distributeurs conseillent près du tiers des exploitants (certains agriculteurs sont conseillés par la coopérative et le distributeur). Enfin deux agriculteurs décident seuls du choix de leur produit pour des raisons techniques et économiques.

Une étude menée en 1998 sur l'ensemble du territoire français souligne que les conseils émanent de sources différentes selon les régions (Euzen, 1999). Ainsi si les techniciens de la Chambre d'Agriculture sont bien implantés en Languedoc-Roussillon (50% des exploitants font appel à eux), ils n'interviennent aucunement en Pays de Loire, comme sur le Bassin du Jauron d'ailleurs.

La moitié des agriculteurs disposent d'un local spécifique pour entreposer leurs produits (local isolé et cimenté). Toutefois seulement trois d'entre eux ont aménagé un local véritablement aux normes, local limitant les risques de fuite en cas d'accident. Enfin un seul agriculteur a construit une aire de remplissage adaptée (aire bétonnée, en pente permettant de recueillir les flux). Deux envisagent de le réaliser prochainement.

3.2.2.2 Le matériel de pulvérisation

Les pulvérisateurs utilisés sont d'âge variable : environ 40% ont moins de 5 ans, 30 % ont de 5 à 10 ans et 30% affichent plus de dix ans. L'entretien et le réglage de l'appareil est effectué pour plus de neuf agriculteurs sur dix par leurs propres soins. Par conséquent on peut s'attendre à ce que les pulvérisateurs les plus anciens souffrent d'un mauvais réglage, préjudiciable à la qualité de l'épandage et au risque de dérive et de pollution.

L'équipement des pulvérisateurs témoigne de l'âge de ces derniers. Ainsi si 85 % des appareils disposent d'un système anti-goutte (système mis en place depuis déjà de nombreuses années), seul un tiers d'entre eux est doté de buses anti-dérives, cuve tampon et autre cuve de rinçage. Cet équipement particulier concerne évidemment les pulvérisateurs les plus récents. Un pulvérisateur est équipé d'un système d'injection directe.

3.2.2.3 Le devenir des restes de produits (cf. graphes 4 ci-contre).

Le devenir des fonds de cuve et des eaux de rinçage est d'une importance capitale, car épandus sur des surfaces imperméabilisées, ils ruissellent rapidement et peuvent notamment contaminer les eaux superficielles.

Les fonds de cuve sont épandus sur la parcelle qui vient d'être traitée par la moitié des agriculteurs (passage plus rapide sur la parcelle pour réduire la dose à l'hectare). C'est la pratique la moins dommageable pour l'environnement. D'autres épandent sur des jachères ou des friches. On notera cependant que plus d'un quart des exploitants s'en débarrassent sur les chemins et en bordure de champs. Or dans ce cas, les pesticides peuvent rapidement se retrouver dans les fossés

Les eaux de rinçage apparaissent comme une source de pollution souvent peu maîtrisée. Seulement le quart des agriculteurs épandent les eaux de rinçage sur la parcelle traitée. On notera surtout que quatre exploitants sur dix laissent s'écouler ces mêmes eaux dans la cour de la ferme où les pesticides peuvent ruisseler. Les agriculteurs ne considéreraient pas ces eaux comme une réelle source de pollution en raison de la faible teneur en pesticides.

Enfin la moitié des agriculteurs brûle les emballages vides de pesticides (après les avoir rincés). Les emballages restants sont apportés à la déchetterie ou évacués par les ordures ménagères.

3.2.2.4 Les conditions d'application des pesticides

Si on exclue le maïs semence où les herbicides sont épandus en pré-levée, trois-quarts des agriculteurs du bassin versant pratiquent la conduite raisonnée des cultures. Mais les cultures à forte valeur ajoutée comme l'ail, le tabac, la vigne font souvent l'objet d'un traitement d'assurance. Quelques agriculteurs réalisent ce type de traitement même pour les céréales : ils agissent ainsi souvent par manque de temps.

La conduite raisonnée se fait par observation des parcelles avec le technicien pour 80% des agriculteurs. Comme pour le choix des produits, peu d'exploitants font référence à la presse locale ou nationale, aux avertissements agricoles. Les trois-quarts des agriculteurs pratiquent les traitements localisés (traitement spécifique sur les "ronds"). Par ailleurs la lutte biologique connaît un certain succès avec les trichogrammes pour combattre la pyrale du maïs. Quatre agriculteurs la pratiquent, de nombreux autres l'ont essayé mais vraisemblablement la présence de micro-climats au sein du bassin versant rend cette pratique décevante sur de nombreuses parcelles.

Les conditions météorologiques sont particulièrement bien suivies pour effectuer les traitements. Tous les agriculteurs enquêtés disent tenir compte des prévisions de précipitations, du vent et des températures avant d'épandre les produits phytosanitaires. L'hygrométrie demeure actuellement le paramètre le moins bien suivi (annexe 24).

3.2.3 LES TRAITEMENTS PHYTOSANITAIRES EN ZONE NON-AGRICOLE (ZNA)

Le traitement chimique en zone non-agricole est particulièrement sujet à la pollution des eaux. En effet sur ces surfaces généralement imperméables, les herbicides ruissellent facilement et peuvent polluer les fossés, puis les rivières. La plus grande vigilance s'impose quant aux opérations d'épandage, au matériel et au produit utilisé. En effet car même si les quantités d'herbicides épandues sont bien plus faibles que celles des zones agricoles, le risque de pollution, en raison des caractéristiques des surfaces, est bien réel.

3.2.3.1 Les communes

Seulement dix communes épandent des pesticides dans le périmètre du bassin versant. Les communes de Billom et de St-Julien de Coppel n'ont pas répondu à cette enquête. Or Billom serait, en raison de son importance, la commune la plus consommatrice de produits phytosanitaires. Pour cinq communes enquêtées sur huit, les agents ne sont pas formés spécifiquement à l'application de pesticides et ressentent un besoin de formation. Pour les autres communes, les élus ont décidé de confier ces travaux à des agriculteurs de la commune (qui connaissent les produits) ou à une société de service.

Le matériel utilisé est généralement une pompe à dos et les surfaces traitées sont les espaces verts et les surfaces imperméabilisées (trottoirs, abords bâtiments communaux, cimetière, allées,...). Les traitements ont principalement lieu au printemps, période où les averses sont fréquentes, ce qui engendre un risque

supplémentaire pour le ruissellement des produits. Le désherbage mécanique se développe de plus en plus : certains élus étant très sensibilisés aux problèmes environnementaux.

3.2.3.2 SNCF et D.D.E.

Une voie ferrée traverse le Bassin versant de Vertaizon à Billom. Un désherbage est réalisé annuellement au printemps par un train désherbeur. Les agents sont formés pour cette opération et ils disposent d'une certaine latitude pour gérer la date de traitement (la ligne étant utilisée uniquement l'hiver pour apporter du sel pour le salage des routes). Ainsi ils essaient de prendre en compte les prévisions de précipitations avant d'effectuer les travaux. Le train est équipé d'un système Dosatron qui limite les risques de pollution.

Quant à la D.D.E., depuis six ans, les travaux de désherbage sur les ouvrages d'art (ponts) et au niveau des glissières de sécurité sont réalisés par une société prestataire de services. En 2001, le désherbage total a été réalisé avec du flazasulfuron, molécule de nouvelle génération à faible dosage (50 g/ha) mais dont les caractéristiques toxicologiques et environnementales ne sont pas totalement satisfaisantes.

3.3 LES PRODUITS APPLIQUES SUR LE B.V. DU JAURON

Comme nous l'avons souligné au paragraphe 2.1.2.2, des pesticides utilisés à la fois en zone agricole et non-agricole sont retrouvés à l'exutoire. Il est donc important de connaître les quantités de produits utilisés par les différents applicateurs.

3.3.1 LES APPLICATIONS EN ZONE NON-AGRICOLE

3.3.1.1 Collectivités locales et établissements publics (cf. graphes 5 ci-contre).

Les herbicides sont les seuls types de pesticides recensés dans cette enquête. Les matières actives épandues diffèrent : les communes et la D.D.E. utilisent majoritairement le glyphosate. Pour la SNCF, le diuron entre dans près de la moitié du tonnage. Même si deux communes n'ont pas répondu, on peut estimer que moins de deux cent kilogrammes de matières actives sont appliquées par les communes, la D.D.E. et la SNCF.

3.3.1.2 Les particuliers

La détermination des produits phytosanitaires appliqués par les particuliers est beaucoup plus délicate. Seul l'établissement Guillemain de Billom a été enquêté. C'est le plus grand distributeur de pesticides du bassin versant pour les particuliers. Mais les ventes de cet établissement ne doivent vraisemblablement représenter qu'une partie de l'ensemble des achats effectués par la population du bassin.

Près de 50 kg de matières actives sont vendues par cet établissement dont principalement des herbicides. Certains insecticides vendus sont cependant potentiellement dangereux pour l'environnement (phoxime, cyperméthrine et phosalone), risque accru par des utilisateurs souvent sans connaissance sur la toxicité des produits qu'ils appliquent.

3.3.2 LES APPLICATIONS EN ZONE AGRICOLE

En raison de la taille réduite de l'échantillon de l'enquête, il ne nous est pas permis de déterminer le tonnage de l'ensemble des produits appliqués sur le bassin versant. En effet si les quantités recensées pour le blé, le maïs, le tournesol et les betteraves sucrières peuvent être extrapolées, l'ail, la vigne, les pommes de terre ne peuvent l'être en raison des faibles surfaces enquêtées et de conduites culturales souvent hétérogènes. L'enquête SIRIS (Système d'Intégration des Risques par Interaction des Scores, annexe 25) réalisée sur les ventes de pesticides de l'année 2000, apporte des informations complémentaires et permet de comparer les résultats obtenus lors de l'enquête à ceux des ventes sur le bassin versant.

3.4 LE DESHERBAGE DU MAÏS

Désherber une parcelle de maïs doit être aujourd'hui envisagé sous différents aspects : protéger la culture des adventices mais également tenir compte des contraintes économiques et environnementales (Bibard, 2000). A ce titre, de nouvelles molécules plus respectueuses de l'environnement sont apparues sur le marché et plus globalement les stratégies de désherbage ont sensiblement évolué ces dernières années.

3.4.1 QUELQUES RAPPELS

3.4.1.1 Les adventices du maïs

Le maïs est particulièrement sensible aux mauvaises herbes entre le stade 4-5 feuilles et le stade 12-13 feuilles. Les principales adventices rencontrées sur les parcelles de maïs sont les graminées estivales (panic, sétaire, digitale) et des dicotylédones résistantes aux triazines (chénopodes, morelles, amarantes et renouées persicaires). Mais cette flore a évolué notamment avec la réduction des doses d'atrazine. Ainsi sont apparues des mercuriales, des renouées aux oiseaux, des arroches. Le liseron des haies, par son caractère de vivace, demeure l'une des adventices la plus difficile à combattre. Les agriculteurs du Bassin font généralement des rotations sur leur parcelle en maïs : très peu d'entre elles demeurent en monoculture d'une année à l'autre. De plus cette pratique limite le développement d'adventices : les mauvaises herbes sont facilement maîtrisées.

3.4.1.2 Les triazines en sursis ?

Les triazines, très efficaces sur les adventices, ont été utilisées pendant plus de quarante ans, tant en zone agricole qu'en zone non-agricole. L'atrazine souffre d'une image négative en raison des taux élevés détectés dans les eaux (l'atrazine est très rémanente) et de son risque de favoriser l'apparition de certains cancers. Ainsi le Ministre de l'Agriculture a saisi en mai 2001 la Commission des Toxiques pour évaluer la pollution des eaux de surfaces et souterraines par les triazines.

Les triazines sont réservées à un usage strictement agricole (interdite en usage non-agricole JO 15/2/97) et les doses homologuées se sont considérablement réduites ces dernières années (1 l/ha pour l'atrazine aujourd'hui). La nouvelle problématique des agriculteurs consiste à mieux cibler les adventices classiques et à s'affranchir de la flore qui réapparaît dès que les doses d'atrazine diminuent. Les nouvelles molécules répondent encore difficilement à ce challenge et l'atrazine reste employée dans 90% de programmes de désherbage. Son faible coût et son efficacité expliquent encore son succès.

3.4.2 DES STRATEGIES DIFFERENTES REVELEES PAR L'ENQUETE

Du maïs grain, du maïs fourrage et du maïs semence sont cultivés sur le Bassin du Jauron. La proximité de Limagrain associée à une pression modérée des ravageurs a favorisé le développement de maïs semence : 400 hectares sont cultivés sur la partie aval du Bassin.

3.4.2.1 Le désherbage en pré-semis et prélevée

Le maïs semence fait l'objet d'un désherbage particulier : de nombreuses variétés sont cultivées en plasticulture ce qui impose l'application de désherbants en pré-semis. Par conséquent les stratégies de désherbage vont être fort différentes s'il s'agit d'un maïs semence ou d'un maïs grain ou fourrage. La moitié des herbicides du maïs est appliquée avant le semis (graphes 6 ci-contre et annexe 26). Pour être efficaces, les traitements en pré-semis et pré-levée doivent répondre à trois principes essentiels (Ravanel et al., 1996) :

- une concentration critique de l'herbicide dans l'eau du sol doit être atteinte. Des essais en laboratoire ont montré qu'entre 50 et 200 µg/l d'atrazine dans la solution du sol est nécessaire pour que la matière active ait une efficacité sur l'adventice
- une durée critique : période pendant laquelle la concentration critique doit être maintenue
- la profondeur critique : il faut que l'herbicide soit présent dans les dix premiers centimètres du sol pour être actif envers l'adventice

Ce type de traitement de prélevée et pré-semis supposent une certaine mobilité du produit dans l'eau du sol permettant le transfert vers et dans les plantes. Il en résulte une possibilité de contamination des horizons plus profonds et ce d'autant plus que les doses appliquées sont particulièrement élevées sur le Bassin du Jauron (5,5 kg/ha contre 1 kg/ha pour les applications en post-levée).

3.4.2.2 Le désherbage en post-levée

L'intérêt de cette technique est, d'une part d'alléger la charge de travail au semis, et d'autre part d'assurer une meilleure sélectivité des herbicides racinaires. On distingue la post-levée précoce où l'on intervient à un stade moins de 4 feuilles du tir-à-vue qui est beaucoup plus sélectif puisque l'on choisit les pesticides en fonction de la flore présente.

Sur le bassin du Jauron, même si le désherbage en pré-levée est toujours prédominant, le désherbage en post-levée est appliqué sur le tiers des surfaces en maïs grain et maïs fourrage. En général, le tir-à-vue intègre deux passages successifs et le coût est alors supérieur à un traitement en pré-levée.

Toutefois et de plus en plus souvent, les agriculteurs font un rattrapage foliaire après une application en prélevée et pré-semis : 0,6 kg/ha d'herbicides sont alors épandus.

3.4.2.3 Le désherbage mécanique

Le binage du maïs, outre une aération du sol et une augmentation de la capacité d'infiltration, permet de réduire les doses de pesticides épandues. Ce peut donc être une technique intéressante limitant les impacts indésirables sur l'environnement. Ainsi une équipe de l'INRA de Rennes (Manceau et al, 2000) a mis en évidence que la lutte chimique dans le rang et le désherbage mécanique entre rang permet de réduire de deux-tiers les quantités d'herbicides apportées. De plus le désherbage mécanique recrée une structure favorable à l'infiltration dans le sol et réduit les exportations de pesticides lors des premières averses ruisselantes.

Sur la Bassin du Jauron, le désherbage mécanique vient en complément d'un désherbage chimique (généralement après l'application d'herbicides). Ce binage est réalisée par 60% des agriculteurs. Si ce chiffre apparaît peu élevé, c'est que la plasticulture empêche le passage de la bineuse (ou alors il faut retirer le plastique, opération parfois réalisée mais pénible et "chronophage"). De plus quelques agriculteurs ont déclaré avoir renoncé au binage par manque de temps ou encore par inefficacité (ils déclarent que le binage fait remonter à la surface et germer des graines d'adventices enfouies dans le sol).

3.4.3 LES HERBICIDES DU MAÏS EPANDUS SUR LE BV DU JAURON

Les produits épandus sont spécifiques de la stratégie choisie. Des évolutions peuvent être observées avec la mise sur le marché de nouvelles molécules.

3.4.3.1 Une ultra-protection pour le maïs semence

Le maïs semence, culture très rémunératrice, fait l'objet d'une haute protection phytosanitaire. Avec sa stratégie de prélevée, le maïs va recevoir des herbicides racinaires souvent en association : métolachlor, alachlore, atrazine. Puis comme nous l'avons souligné, un rattrapage foliaire avec du pyridate, bentazone, sulcotrione ou nicosulfuron survient généralement. Par conséquent les quantités d'herbicides à l'hectare sont très élevées puisque l'enquête permet de les estimer à plus de 5 kg/ha.

En revanche, le maïs grain (et le maïs fourrage) sont moins protégés : 1,7 kg d'herbicides serait épandu par ha (soit trois fois moins que le maïs semence) (cf. graphes 7 ci-contre). L'atrazine est de loin prédominante dans ces traitements, y sont associés l'alachlore, l'acétolachlore, le métolachlor, sulcotrione et nicosulfuron.

3.4.3.2 Evolution du désherbage depuis 1999

Nous avons comparé les herbicides utilisés sur le Bassin en confrontant les résultats de l'enquête de 1999 avec ceux de 2001 (annexe 27). Toutefois le type de maïs (grain, ensilage, fourrage) n'était pas précisé en 1999. Par conséquent la comparaison ne peut porter que sur l'ensemble des herbicides appliqués sur le maïs quelque soit sa destination. On rappellera qu'il s'agit d'un échantillon constant : dix-huit agriculteurs (soit 51% de la surface enquêtée en 1999) ont été soumis aux deux enquêtes.

La quantité totale d'herbicides du maïs par hectare a diminué depuis deux ans. Elle se chiffrait à plus de 3 kg/ha en 1999, elle n'est que de 2,2 kg/ha en 2001. Par ailleurs, de sensibles variations peuvent être observées :

- la diminution de l'alachlore (- 67% du tonnage épandu par hectare),
- la régression de la bentazone (-70%)
- la disparition du 2,4-D
- l'apparition de l'acétochlore et du glyphosate
- la légère progression de la sulcotrione et du nicosulfuron
- Ces résultats méritent toutefois une confirmation, qui a été réalisée par un entretien avec un agent technico-commercial de la Coopérative DOMAGRI, fournisseur de plus de 80% des agriculteurs du Bassin du Jauron.

3.4.3.3 L'enquête auprès de la coopérative

Les tendances observées en comparant les herbicides épandus en 1999 et en 2001 ont été globalement validées par la Coopérative.

Depuis quelques années, le maïs semence reçoit moins d'alachlore et d'atrazine. Les programmes de rattrapage foliaires se généralisent désormais avec notamment l'application de nicosulfuron et de sulcotrione. Les stratégies en post-levée (pour le maïs grain et pour le maïs fourrage) se développent : elles associent les matières actives sulcotrione et nicosulfuron à l'atrazine.

La réduction de la dose homologuée pour l'atrazine a conduit les agriculteurs à se tourner certes vers les produits de substitution mais également vers une stratégie de désherbage automnal. Ainsi après un blé ou un orge, il est devenu courant de faire un passage de glyphosate à l'automne, traitement qui va réduire les levées d'adventices ultérieures. Enfin les agriculteurs pratiquant généralement une rotation dans leurs cultures, il n'y a guère d'adventices particulièrement résistantes : peu de foyers de liserons des haies sont à déplorer.

Comme nous avons pu le constater, le désherbage mixte (associant désherbage chimique et désherbage mécanique) est relativement bien suivi. Toutefois l'entretien auprès de la Coopérative révèle que très peu d'agriculteurs réalisent le désherbage chimique sur le rang. Mais il est vrai que les petites structures d'exploitations de Limagne ne favorise pas l'investissement de ce type d'engins permettant les traitements localisés.

3.4.3.4 Peu d'aménagements pour réduire le transfert des pesticides dans les eaux

Les agriculteurs ne sont pas encore très sensibilisés aux aménagements du parcellaire (bandes enherbées, talus, ...) pouvant réduire le transfert des pesticides vers les eaux et peu d'exploitants envisagent dans un futur proche de réaliser ces aménagements. Quelques parcelles en bordure du Jauron ont toutefois fait l'objet cette année de la mesure Jachère Bande Enherbée.

Cette enquête Pratiques Phytosanitaires a révélé que de très fortes doses d'herbicides sont épandues sur le maïs semence (5 kg/ha). La pratique de la plasticulture est étroitement liée à cette conduite de désherbage en pré-semis. Or dans ces conditions où le couvert végétal est absent, les herbicides peuvent facilement transférés vers les eaux superficielles lors d'une pluie ruisselante.

Les herbicides épandus en zone non-agricole ne doivent pas être négligés. Même si les quantités sont limitées, le risque demeure car les herbicides sont épandus majoritairement au mois d'avril et de mai sur des surfaces imperméables et les pluies peuvent être intenses à cette période de l'année.

B. Le transfert des herbicides du maïs

4.1 L'ETUDE SPATIALE DE LA CONTAMINATION DU JAURON

Comme nous l'avons déjà signalé le bassin du Jauron présente une forte hétérogénéité géo-pédologique et agricole. Par conséquent, la détection de pesticides à l'exutoire ne reflète qu'une pollution localisée du bassin. Les concentrations observées plus en amont ne se retrouvent pas forcément à l'exutoire et vice-versa. Ainsi les différents phénomènes interviennent :

- en raison du caractère plus herbager de l'amont du bassin, on peut s'attendre à un gradient de pollution de l'amont vers l'aval
- la dilution de la teneur en polluants lorsque le Ranquet et l'Angaud se jettent dans le Jauron,
- la dégradation des pesticides par hydrolyse et par photodégradation lors de leur transfert de l'amont vers l'aval
- une sensibilité plus ou moins grande des sols au risque de ruissellement

4.1.1 PRECISIONS GEOLOGIQUES ET PEDOLOGIQUES SUR LE BV DU JAURON

Connaître les caractéristiques des sols du bassin versant est essentiel lors de l'étude du transfert des pesticides dans la rivière. Ainsi si le sol est perméable, il y aura infiltration avec rôle épurateur du sol. Au contraire si le sol est imperméable, de forts risques de ruissellement sont à craindre avec la probabilité de contaminer le ruisseau.

4.1.1.1 La géologie (annexe 28)

Le sous-sol de l'amont du bassin versant est constitué de roches granitiques à l'Est du bassin (régions de Fayet-le Château et d'Isserteaux) et de roches plutôt volcaniques à l'Ouest (autour de St Julien de Coppel). A l'Ouest de Billom, ce sont des formations oligocènes : des marnes et calcaires stampiens alors qu'à l'Est, on observe des roches à dominante volcanique (colluvions basaltiques).

Les formations quaternaires se rencontrent également à l'Ouest de Billom mais surtout plus au Nord (de Bouzel à Beauregard l'Évêque). Ce sont les fameuses terres noires de Limagne encore appelées terres de marais. Elles sont constituées par les vases déposées au fond de l'ancien lac de Limagne. L'accumulation de débris végétaux a permis un enrichissement en humus, et associé à une forte teneur en calcaire, ces terres offrent de très grandes potentialités agricoles.

4.1.1.2 Caractéristiques agro-pédologiques

Comme le sous-sol, les sols du Bassin versant présente de fortes disparités. On présentera ces sols par rapport aux sous-bassins déterminés par les points de prélèvement en débutant par l'amont.

Deux toposéquences caractéristiques de cette région de buttes et de puys vont être retrouvées assez souvent (cf. schémas 4 et 5 ci-contre). La 1^{ère} toposéquence ci-contre montre la succession des différents types de sol sur une formation oligocène marno-calcaire. Le plateau est constitué de rendzines, puis des sols bruns calcaires affleurent le long des versants, alors que les terres noires fertiles se sont déposées dans la vallée. La 2^{ème} toposéquence d'une butte marneuse de la région de Billom précise la formation très localisée des sols d'origine volcanique (lithosols et sols andiques). Sur les flancs du coteau, ce sont des colluvions basaltiques ou de sols calcimagnésimorphes.

Le **sous-bassin JAU 3** présente des sols variés, où les prairies sont prépondérantes (annexe 29). En amont, les rankers sur granites d'érosion, sols superficiels de texture sablo-caillouteuse, n'accueillent que des prairies permanentes et des bois. Les sols colluviaux présentent les mêmes caractéristiques.

Plus en aval, ce sont des sols à éclat calcaire de faible pente. Dans cette zone vallonnée, vont se succéder du sommet au bas de pente des sols filtrants : des rendzines, des sols caillouteux puis des terres noires dans les parties les plus basses. Si les terres noires sont labourées, au sommet les prairies permanentes sont majoritaires. On observe également la toposéquence lithosol et sols colluviaux (décrite ci-dessus). Sols acides filtrants, de texture grossière, leur faible épaisseur ne permet guère d'être cultivés. Des associations de sols calcimorphes (sols bruns calciques et sols bruns calcaires sur marnes et colluvions basaltiques de texture argileuse) se caractérisent par une faible perméabilité et peuvent présenter en surface des zones d'hydromorphie importantes. Enfin localement on peut rencontrer des sols lessivés : l'horizon filtrant à sables

grossiers repose sur un horizon d'accumulation d'argile à 70 cm de profondeur qui peut engendrer une zone hydromorphe. L'écoulement hypodermique peut avoir lieu.

Les surfaces en culture sont circonscrites à la partie aval de ce sous-bassin et ne concernent qu'un hectare sur six. Les sols sont généralement filtrants. D'ailleurs la surface drainée ne compte que pour 4% de la S.A.U. Par conséquent le ruissellement de pesticides n'est pas réellement à craindre.

Certains des sols du **sous-bassin JAU 6** sont similaires à ceux du sous-bassin JAU 3 comme les rankers sur granite et les calcimorphes peu perméables. On y rencontre également des rendzines riches en argile et limon (respectivement 50% et 20%) et en fragments calcaires, qui peuvent engendrer du ruissellement sur les pentes. Mais dans cette zone sensible où la prairie naturelle abonde, le risque de transfert des pesticides demeure très limité (4% de la SAU est drainée).

Le **sous-bassin JAU 5** présente également des associations de sols calcimorphes et des rendzines. On note aussi plus en aval des sols argileux gris de dépression marno-calcaires, à tendance isohumique et hydromorphe. Ces sols moins filtrants sont par conséquent plus propices au ruissellement (7% de la SAU du sous-bassin JAU 5 est drainée). Enfin les sols bruns calcaires de la dépression de Billom (qui se rapprochent des terres noires) sont profonds, très argileux et non caillouteux. Grâce à leur bonne structure, l'eau s'y infiltre aisément. Sur ces sols de bonne potentialité agronomique, on cultive maïs semence, betteraves sucrières, et céréales à paille. Le sous-bassin JAU 5 oppose ainsi deux zones : une zone d'élevage en amont et une zone de grandes cultures à l'aval.

Les sols du **sous-bassin JAU 4** ont été précédemment décrits : ce sont les associations de sols calcimorphes, les sols calcaires de la dépression de Billom. Au niveau du petit Turluron, on retrouve la description de la 2^{ème} toposéquence : lithosol au sommet et sols calcimagnésimorphes sur les coteaux. La perméabilité est variable en fonction du type de sol : limitée pour les sols calcimorphes, elle est très bonne pour les sols calcaires de Billom (le drainage représente 22% de la S.A.U.). Les cultures sont majoritaires sur ce sous-bassin : le maïs entre dans 20% de la S.A.U..

C'est au niveau du **sous-bassin JAU 2** que l'on va rencontrer les fameuses terres noires de Limagne. Ces sols isohumiques présentent une forte teneur en matière organique et un taux d'argile élevé (plus de 45%). Les terres noires sont généralement profondes mais dans cette zone la profondeur n'excède pas 50 cm. L'irrigation y est par conséquent pratiquée. Ces sols peuvent être engorgés en périodes humides (lorsque la nappe phréatique remonte) mais hors de ces périodes, l'eau va s'infiltrer facilement. On y rencontre toutefois des sols hydromorphes humifères où la formation d'un horizon de gley en profondeur (80% d'argile à 80 cm) va constituer une semelle imperméable. Un écoulement hypodermique pourra avoir lieu. Enfin les sols calcaires de la dépression de Billom et les sols d'association calcimorphes sont également observés. C'est une zone de grandes cultures.

Région de grandes cultures, les sols autour de Beauregard l'Evêque (**sous-bassin JAU 1**) sont constitués de l'amont vers l'aval des terres noires, de sols bruns lessivés, des sols calcaires de Billom et des sols bruns des basses terrasses de l'Allier. Ces derniers sont des sols très filtrants (60 à 80% de sables grossiers, et seulement 4 à 5 % d'argile) : l'eau va pénétrer facilement. La surface drainée est par conséquent plus faible que dans les deux sous-bassins précédents (9% de la SAU).

Ruissellement, écoulement hypodermique et infiltration doivent se produire sur le Bassin du Jauron : les différents types de sol l'attestent. Le risque de ruissellement de pesticides dans les sous-bassins est sensiblement différent même si tous présentent plus ou moins ponctuellement de forts risques. Ainsi les sols des sous-bassins de l'amont (JAU 5, JAU6 et JAU3) constitués d'association de sols calcimorphes, de sols lessivés sont propices au ruissellement. Cependant ce risque est limité du fait que les prairies et bois y sont majoritaires.

La région de grandes cultures de l'aval présente un moindre risque de ruissellement grâce aux sols filtrants des terres noires, des sols calcaires de Billom et des sols des basses terrasses de l'Allier. Toutefois la présence de sols hydromorphes et calcimorphes doit attirer l'attention sur un risque tout à fait réel. De plus dans cette région vallonnée où la pente peut être forte, l'incidence d'une forte averse peu de temps après l'épandage peut entraîner des pesticides dans le ruisseau même dans les sols filtrants.

4.1.2 DES POLLUTIONS D'ORIGINE AGRICOLE MAIS EGALEMENT NON-AGRICOLE

Des matières actives d'usage agricole et non-agricole ont été détectées sur les différents sites de prélèvements. Les molécules d'usage strictement agricole qui ont été détectées (cf. tableau 1 ci-contre) ont toutes été recensées lors de l'enquête sur le terrain. En revanche les substances homologuées pour les deux types usages (agricole et non-agricole) n'ont pas toutes été répertoriées lors de l'enquête. Il est ainsi difficile d'identifier la provenance de la pollution lorsque par exemple des herbicides sont homologués pour la vigne, mais aussi pour le désherbage en zone non-agricole (cas de l'oxadiazon, de l'aminotriazole).

Dans l'incertitude, nous avons classé en "pollution d'origine mixte" les molécules à double usage non recensées dans l'enquête. La procymidone (fongicide de l'ail) qui a été recensée dans l'enquête en zone agricole, a toutefois été classée en pollution d'origine mixte en raison de la culture traditionnelle de l'ail effectuée par les jardiniers amateurs de la région de Billom.

Si la grande majorité des molécules détectées ont été épanchées par les agriculteurs, une pollution d'origine non-agricole est bien réelle sur le bassin versant. La moitié des détections reviennent aux herbicides du maïs et leur concentration dans les eaux y est particulièrement élevée (cf. graphes 8 et 9 ci-contre).

4.1.3 EVOLUTION SPATIO-TEMPORELLE DE LA CONTAMINATION GLOBALE

4.1.3.1 Evolution temporelle de la contamination de février à mai

De février à mai, le nombre de molécules détectées s'est fortement accru : on recense ainsi cinq molécules en février et quarante-deux en mai. Cette variation est liée :

- tout d'abord aux traitements qui sont plus nombreux au printemps qu'à la fin de l'hiver. Le maïs, le tournesol, la vigne reçoivent leur traitement à compter de mars-avril seulement. Il en est de même pour beaucoup de phytosanitaires épanchés en zone non-agricole,
- aux traitements des céréales à paille qui ont lieu en février au tallage et non pas sur une terre nue. De plus les produits les plus utilisés (mécoprop, dichlorprop, 2,4-MCPA) ont une courte demi-vie (15 jours environ). Par conséquent la probabilité de les retrouver dans les eaux est peu élevée
- aux débits : il y a une plus forte probabilité de détecter des pesticides si le prélèvement est réalisé en période de crue. Ainsi la crue du 12 mars (cf. graphe 11 p 29) souligne que des précipitations importantes sont survenues et les produits fraîchement épanchés ont pu ruisseler pour se retrouver dans les eaux. Les prélèvements de février, avril et mai n'ont pas été effectués en période de crue.

En février, ne sont détectés que la procymidone (fongicide des cayeux des aulx) et la phoxime (insecticide). En mars la procymidone est toujours présente et les herbicides du maïs (alachlore, métolachlor, atrazine) apparaissent. L'oxadiazon, désherbant total fréquemment utilisé en zone non-agricole, est détecté. En avril, cinq points de prélèvement sur six sont contaminés par les herbicides du maïs. La trifluraline (herbicide du colza et tournesol) apparaît. L'oxadiazon est toujours présent. Enfin en mai, les herbicides du maïs sont détectés sur tous les points, les herbicides de la betterave et ceux de la vigne apparaissent. L'oxadiazon est encore présent. On notera que les herbicides du maïs comptent pour plus des deux-tiers de la concentration totale en pesticides détectés.

4.1.3.2 Une contamination croissante de l'amont vers l'aval

Le nombre de détections de pesticides dans les eaux est étroitement liée à la surface en terres labourables des sous-bassins. Ainsi une corrélation négative (- 97%) a été mise en évidence entre le nombre de détections et la STH (Surface Toujours en Herbe) (annexe 30, graphe a). Ainsi la partie supérieure du bassin (**JAU3** et **JAU6**) montre une moindre contamination (respectivement quatre et cinq molécules détectées seulement). Dans ces zones d'élevage et de forêt (annexe 29), les pesticides sont peu employés. Les prélèvements sur l'Angaud en amont de Billom (point **JAU5**) ont révélé quinze détections positives : ce sous-bassin présente une agriculture plus variée avec à l'Est de Billom, une zone de grandes cultures dans la plaine (blé, maïs, betteraves, ail), et de la vigne sur les versants. Toutefois en amont de ce sous-bassin, le paysage est plus vallonné et l'élevage plus présent.

Le point **JAU4** permet d'apprécier la pollution de l'agglomération de Billom, des pollutions d'origine non-agricole ont d'ailleurs été décelées. Au niveau de ce point, l'Angaud et le Ranquet se sont rejoints.

A proximité de Chignat (point **JAU2**), des polluants ont été analysés dès février. Ils proviennent certes des points plus en amont, mais comme nous le verrons dans les prochains paragraphes, d'autres contaminations sont apparues dans cette zone agricole de Limagne. La même remarque peut être faite pour l'exutoire à Beauregard l'Evêque (point **JAU1**).

4.1.4 LA POLLUTION PAR LES HERBICIDES DU MAÏS

Les précipitations importantes de mars et avril ont retardé les semis. Ainsi le désherbage pré-semis et post-semis s'est étalé de la mi-mars à début mai cette année alors que d'ordinaire le désherbage est plus précoce : il a lieu à la 2^{ème} décennie de mars. Le métolachlor, l'alachlore et l'atrazine, pesticides souvent

épanchés en pré-semis et prélevée, apparaissent toutefois dans quatre sous-bassins à la mi-mars (cf. graphe 10 ci-contre).

4.1.4.1 Corrélation entre surface en maïs et détections en herbicides maïs

Les concentrations en herbicides du maïs sont sensiblement moins élevées en amont du Bassin par rapport à l'aval. On a pu mettre en évidence une forte corrélation positive entre le nombre de détections positives (alachlore, métolachlor, atrazine et dérivé) et la surface en maïs pour les sous-bassins étudiés. De même la somme des concentrations en herbicides est étroitement corrélée à la surface en maïs (annexe 30, graphe b).

Ceci s'explique tout d'abord par le fait que les herbicides utilisés sur le maïs ne sont homologués que pour cette culture. De plus le maïs semence, qui est très protégé contre les adventices, est localisé dans la partie aval, zone où les surfaces en maïs sont également les plus importantes.

4.1.4.2 Des contaminations observées sur l'ensemble du Jauron (graphe 10 ci-contre)

➤ Le **métolachlor** (famille des chloroacétanilides) est détecté sur l'Angaud et sur Ranquet (point JAU 5 et JAU 6) à la faible concentration de 25 ng/l dès février. On le retrouve au point JAU 2 à 47 ng/l à cette même période. En avril, quatre points (JAU 5, JAU 4, JAU 2 et JAU 1) sont affectés par cette pollution. et les quantités décelées sont élevées puisqu'elles dépassent 100 ng/l. Des concentrations du même ordre sont observées pour le mois de mai.

Le métolachlor est une molécule soluble (annexe 31), dotée d'une faible capacité d'adsorption qui augmente cependant si le sol est bien pourvu en matière organique et en argile (cas des terres noires de Limagne et des sols calcaires de Billom). Sa dégradation (principalement microbienne) est lente puisque la demi-vie de la molécule peut atteindre 6 mois. La molécule ne présente pas de grand risque toxicologique et écotoxicologique.

➤ La contamination du Jauron par **l'alachlore** est proche de celle du métolachlor : il est vrai que les matières actives sont souvent épanchées en association en pré-semis. Ainsi l'alachlore apparaît en mars sur deux points de prélèvement (JAU5 et JAU1). En avril, cette contamination est plus nette : quatre points sont touchés et les concentrations sont toutes supérieures à la norme. En mai l'alachlore est détecté dans tous les échantillons mais les points JAU3 et JAU6 présentent une plus faible teneur.

En revanche les propriétés physico-chimiques de l'alachlore sont nettement différentes de celles du métolachlor. Moins soluble que le métolachlor, l'alachlore est rapidement dégradé par les micro-organismes : sa DT50 plein-champ n'est que d'une dizaine de jours. Présentant un classement toxicologique sévère, il n'est pas toutefois pas considéré agressif envers le milieu.

➤ L'**atrazine** apparaît de plus en plus fréquemment sur les points de prélèvement au fur et à mesure du développement du maïs. Contrairement au métolachlor utilisé uniquement lors du semis, l'atrazine peut être utilisée en pré-levée et post levée, il est épanché régulièrement jusqu'à la mi-juin. On notera que les sous-bassins où le maïs semence entre pour une faible proportion dans la SAU, montre une contamination plus élevée en atrazine qu'en métolachlor : avec le développement du tir-à-vue (atrazine associée à sulcotrione et nicosulfuron), le traitement du maïs grain et fourrage par le métolachlor est en effet limité. Les teneurs détectées sont du même ordre que l'alachlore et le métolachlor. On notera, en mai, la présence du métabolite de l'atrazine, la déséthyl atrazine, sur tous les sites sauf en JAU6 où les teneurs en atrazine ont toujours été très faibles. La déséthyl atrazine est toujours décelée à une faible concentration (moins de 30 n/l).

L'atrazine est reconnue pour sa grande persistance. Peu soluble dans l'eau mais stable, de faible capacité d'adsorption et très utilisée, l'atrazine est logiquement la molécule la plus fréquemment retrouvée dans le Jauron.

➤ De ces observations, on conclura que la contamination des herbicides du maïs n'est pas le fait d'une pollution ponctuelle que l'on va retrouver en aval par écoulement naturel mais de contaminations diffuses observées sur l'ensemble des sites retenus de l'étude. Cette pollution est certes moindre sur les sous-bassins à vocation plus herbagère mais les teneurs peuvent toutefois approcher voire dépasser la norme de 0,1 µg/l, et ce, principalement au mois de mai.

4.1.5 LES AUTRES CONTAMINATIONS AGRICOLES

4.1.5.1 Un fongicide : la procymidone

Les analyses de février et de mars révèlent la présence de procymidone. Comme nous l'avons déjà signalé la **procymidone** (famille des dicarboximides) est couramment utilisée sur les caïeux des aulx à la plantation

pour inhiber la germination des spores de *Botrytis allii*. Une concentration de 166 ng/l est détectée au point JAU 5 (Est de Billom) sur le Ranquet, région où l'ail est cultivé (cf. RGA 2000 et enquête terrain). La diminution régulière de la teneur en pesticides d'amont en aval (de 166 à 35 ng/l) peut s'expliquer par dilution (le Ranquet et l'Angaud se jettent dans le Jauron au-dessus de Billom) et par dégradation : la procymidone est en effet peu soluble dans l'eau et instable (demi-vie d'hydrolyse de 3 jours).

On ne peut cependant pas exclure qu'une pollution en aval de Billom se soit également produite : la molécule a d'ailleurs été détectée en JAU2 en mars. Cette pollution est liée vraisemblablement à un traitement d'hiver : la procymidone ayant une DT50 au champ de plus d'un mois. Enfin grâce à une bonne capacité d'adsorption, les teneurs dans les eaux demeurent modérées.

4.1.5.2 Un insecticide : la phoxime

La **phoxime** (organo-phosphorés) a été détectée sur l'Angaud au point JAU 5 à 87 ng/l en février et à l'exutoire en mars à 120 ng/l. C'est un insecticide dirigé contre la pyrale maïs également un produit utilisé en traitement de sol contre les taupins, noctuelles et vers blancs. Ces dernières propriétés lui confèrent un usage pour les jardiniers amateurs ; cette substance est d'ailleurs mise en vente à la graineterie de Billom. Toutefois la période hivernale de détection correspondrait plus à une protection de l'ail contre les vers.

Molécule très toxique, notamment pour les poissons, cette matière active est très persistante dans l'eau (DT50 de 70 jours). Sa disparition des points situés plus en aval est certainement liée au phénomène de dilution. Toutefois grâce à sa dégradation très rapide dans le sol (DT50 de 6 jours), les risques de pollution ultérieurs sont limités.

4.1.5.3 Des herbicides pour oléagineux et betteraves

La **trifluraline** (Dinitroanilines), herbicide du colza et tournesol, est décelé en avril à des doses élevées sur différents sites de prélèvement. L'enquête-terrain a révélé que cette matière active est fréquemment utilisée en pré-semis du tournesol. La trifluraline est décelée sur le Ranquet au point JAU 6 en amont de Billom à 191 ng/l. On la retrouve au point JAU 4 (en aval) à 109 ng/l puis en JAU2 et à l'exutoire. La diminution de concentration s'explique plus par dilution consécutive à l'apport des eaux de l'Angaud que par dégradation de la molécule. En effet la trifluraline est peu soluble et s'hydrolyse lentement.

Particulièrement persistante (DT50 de plus de 3 mois), cette molécule est très toxique pour les poissons et elle aurait la capacité de s'accumuler dans leur organisme. Toutefois le risque de contamination des eaux est limité par une forte capacité d'adsorption (8000 cm³/g).

Le **métazachlore**, décelé à l'exutoire en mars, est homologué pour le colza au stade cotylédon, pour le tournesol et pour les pépinières. On peut raisonnablement penser que cette pollution a pour origine un traitement du tournesol. C'est une molécule très soluble, mobile se dégradant dans le sol en quelques jours : c'est d'ailleurs la seule contamination observée.

Les herbicides de la betterave (**éthofumesate** et **métamitron**) présentent des caractéristiques physico-chimiques similaires (faible capacité d'adsorption, persistance modérée et stabilité dans l'eau) bien que la métamitron soit bien plus soluble. Détectées sur tous les sites sauf en JAU3 et JAU6 (où il y a peu de betteraves) ces molécules épanchées à forte dose et d'indice GUS élevé vont facilement être entraînées dans les ruisseaux en l'absence de couvert au moment du traitement. Un risque existe donc, surtout pour la métamitron qui peut s'avérer toxique pour la faune aquatique.

En mai, de la **simazine** en concentration notable est détectée sur les quatre "sous-bassins non-herbagers". Homologuée seulement sur les petits fruits, on peut toutefois supposer qu'une utilisation sur maïs est réalisée. La simazine présente les mêmes caractéristiques que l'atrazine : persistante, mobile et stable dans l'eau.

4.1.5.4 Les herbicides d'utilisation mixte : oxadiazon et aminotriazole

Tout d'abord il convient de rappeler que les traitements des zones non-agricoles sont réalisés principalement de mars à avril sur des zones peu perméables. De faibles quantités suffisent donc pour engendrer une pollution décelable.

➤ L'**oxadiazon** (oxadiazoles) se caractérise par une pollution très particulière. Elle est décelée trois mois consécutifs au point JAU 4 (situé en aval de l'agglomération de Billom) à une concentration notable de 100ng/l en mars et en avril. Herbicide homologué pour le traitement de la vigne, du tournesol, il est également utilisé en zone non-agricole pour le désherbage des allées et trottoirs. Sa présence spécifique au point JAU 4 laisse supposer une pollution non-agricole. La mairie de Billom n'ayant pas répondu à l'enquête, on ne peut affirmer s'il s'agit d'une pollution d'origine communale ou individuelle par les particuliers. et présentant un profil écotoxicologique sensible

L'oxadiazon, peu soluble, s'adsorbe facilement sur les particules du sol et affiche une grande persistance. Toutefois si on la détecte en avril et en mai sur les points situés plus en aval (JAU 2 et JAU 1), on ne la retrouve pas en février sur ces mêmes points.

➤ L'**aminotriazole** est décelé en aval de l'agglomération de Billom (point JAU 4) à 170 ng/l au mois d'avril. Herbicide aux nombreux usages (sur arbres fruitiers, vigne, zones cultivées et en traitement total en zone non-agricole), on peut envisager que la pollution a été générée par des utilisateurs non-agricoles. Il a probablement remplacé le diuron dans de nombreux traitements. Très soluble dans l'eau, de courte durée de vie (quelques jours seulement dans le sol et en eau superficielle), la molécule s'adsorbe peu sur les particules de sol. Il est donc logique que cette molécule n'apparaissent pas dans les prélèvements situés plus en aval. Toutefois on notera son mauvais profil toxicologique et écotoxicologique.

Cette étude a mis en évidence une réelle contamination différentielle le long du bassin du Jauron. L'amont, zone d'élevage, est peu pollué par rapport à l'aval. Les herbicides du maïs sont prioritairement retrouvés mais d'autres herbicides (tournesol, betteraves) sont également décelés.

On a pu également souligner une pollution d'origine non-agricole à la sortie de l'agglomération de la ville de Billom. Deux herbicides (aminotriazole et oxadiazol) y ont été détectés à des teneurs élevée.

4.2 L'ETUDE DES CRUES DU JAURON

Comme nous l'avons précisé dans la méthodologie, nous allons recherché à établir un modèle explicitant la concentration de pesticides analysés en fonction de variables simples à partir d'une crue. Une étude similaire réalisée par C.Cann sur le Bassin versant du Coët-Dan en Bretagne a mis en évidence que les débits et les précipitations permettaient d'explicitier un modèle sur l'atrazine. Les débits sont connus en mode quasi continu grâce à la station hydrométrique installé à l'exutoire du Bassin par la DIREN. Des échantillons d'eau sont prélevés par l'échantillonneur à des pas de temps prédéfinis, puis analysés par le laboratoire Louise Blanquet. On peut ainsi connaître le couple concentration – débit pour chaque prélèvement.

4.2.1 DES CONCENTRATIONS EN HERBICIDES TRES ELEVEES

Le laboratoire chargé des analyses a détecté de fortes teneurs en métolachlor et alachlore, que ce soit en période de crues ou hors-crue et du mois d'avril à la fin juin. Des concentrations de plus de 5 à 20 µg/l sont courantes. On peut parler d'une pollution de fond très élevée. Toutefois de telles concentrations n'ont jamais été observées sur ce cours d'eau depuis cinq ans par les autres laboratoires. Les techniques utilisées étant des méthodes référencées (EN ISO 6468 pour le métolachlor et pesticides chlorés pour l'alachlore), on explique difficilement ces différences. Serait-il possible que cette pollution de fond existait les années précédentes et n'ait pas été décelée ? Il est vrai que seuls deux prélèvements printaniers (avril et juin) étaient alors effectués.

Il aurait été nécessaire de faire analyser un échantillon par les deux laboratoires afin de déterminer d'éventuelles différences. Mais les résultats nous étant parvenus très tardivement (début août), ceci n'a pu s'avérer possible. Un prélèvement manuel effectué en mai (trois jours après le prélèvement automatique) et analysé par CARSO (laboratoire qui effectue les analyses depuis cinq ans) indique une concentration bien moindre. Mais les concentrations de pesticides variant rapidement dans le temps, il est difficile d'en tirer une conclusion. Cette forte pollution de base a été très compromettante pour la suite de l'étude car même en période hors-crue (sans précipitations), les concentrations sont élevées et l'amplitude observée lors de la crue est donc réduite. On présentera les différentes crues observées pendant la période de mai à juin 2001 et on expliquera en quoi il a été impossible d'établir le modèle à partir de ces crues.

4.2.2 LA CRUE DU 5 MAI : UNE AMPLITUDE DE 7 M³/S

L'année 2001 est marquée par une forte crue qui s'est déroulée début mai (cf. graphe 11 ci-contre). Les crues qui vont suivre présentent de faibles amplitudes et vont remettre en cause la méthodologie consistant à établir le modèle à partir d'une crue.

La crue du 5 mai, dont le débit maximal a atteint plus de 7 m³/s à partir d'un débit de base inférieur à 1 m³/s., a provoqué le débordement du Jauron sur quelques parcelles agricoles. Il est difficile de relativiser l'importance de cette crue car la station hydrométrique de la DIREN n'est en fonctionnement que depuis fin janvier et nous ne disposons donc pas des chroniques de débits des années antérieures. On notera cependant que les bassins versants proches du Jauron ont également suivi cette crue et des phénomènes similaires ont été enregistrés sur ces bassins versants lors des cinq dernières années pour une période de retour de crue annuelle ou bisannuelle selon les bassins versants.

Peu d'échantillons ont été recueillis par le préleveur automatique durant cette crue. Un retard dans la réception du préleveur a entraîné une installation tardive. Seuls des échantillons de fin de crue, du 9 et du 12 mai, ont été analysés. Les concentrations en alachlore et métolachlor (molécules utilisées en pré-semis et pré-levée) sont du même ordre pour les deux dates de prélèvement. L'alachlore et le métolachlor ont été épandus de fin mars à fin avril cette année et les fortes précipitations qui ont généré cette crue ont vraisemblablement entraîné de nombreuses molécules dans les eaux du Jauron. On notera que la teneur en pesticides des échantillons de fin de crue demeure élevée : 6 µg/l pour l'alachlore et 20 µg/l pour le métolachlor. On ne peut attribuer cette différence aux quantités appliquées puisque la dose appliquée à l'hectare est à peu près du même ordre de grandeur. La sulcotrione et le nicosulfuron n'ont pas été décelés : au début mai, les traitements n'étaient pas encore réalisés (cf. Annexe 32).

4.2.3 LA CRUE DU 23 MAI

4.2.3.1 Pas d'échantillons recueillis pour le début de crue

Le déclenchement de l'échantillonneur a eu lieu plus d'une heure après le début de la crue (cf. graphe 12 ci-contre). Nous rappellerons que l'échantillonneur se met en marche lorsque le niveau d'eau dépasse un seuil préalablement fixé. Or toute la difficulté est de déterminer ce seuil : il ne doit pas être fixé trop bas pour éviter un déclenchement inopportun consécutif à de petites variations de débit. Mais de même il ne doit pas être fixé trop haut pour pouvoir enregistrer une crue de moyenne importance. C'est donc une technique quelque peu empirique, qui a été compliquée par l'absence d'enregistrements de débits des années antérieures, et donc par une mauvaise connaissance du fonctionnement du bassin versant.

Ainsi lorsque l'échantillonneur se déclenche le 23 mai, la phase ascendante de la crue est déjà bien avancée : on se situe à 88% du pic de crue ou maximum de débit. L'échantillon recueilli ne contient donc pas les premières eaux de ruissellement. Or c'est souvent dans ces premières eaux que sont emportés les pesticides présents à la surface du sol. Seuls l'alachlore et le métolachlor sont décelés dans cette crue : ceci est tout à fait cohérent car peu de sulcotrione et de nicosulfuron ont été épandus à cette époque.

4.2.3.2 Deux pics de concentrations identifiés

On peut distinguer deux pics de concentration lors de cette crue :

- le premier qui a lieu à 18 heures 24, soit dix minutes avant le pic de débit : les teneurs en alachlore et en métolachlor sont alors du même ordre
- le deuxième pic pour l'alachlore survient trois heures après le pic de débit et cinq heures après pour le métolachlor. Toutefois le pas de temps de prélèvement de l'échantillonneur est trop grand à cette période (il est de deux heures) pour déterminer précisément l'heure à laquelle le pic de concentration s'est réellement produit.

Les molécules détectées proviennent-elles d'un ruissellement ou d'un écoulement hypodermique ultérieur à une infiltration préalable ? En l'absence de données sur les premières minutes de la crue, on peut difficilement conclure pour le premier pic de concentration. Mais pour le second pic, il s'agit vraisemblablement d'un écoulement hypodermique. La teneur en alachlore de ce « second pic » est encore moins élevée que pour celle du métolachlor.

On n'a pas pu établir de corrélation significative entre le débit et les concentrations observées (tableau 2 ci-dessous). Le déclenchement tardif du préleveur, l'amplitude modeste de la crue peuvent expliquer en partie ce résultat. Mais le transfert des pesticides est très complexe (ruissellement, écoulement hypodermique et infiltration) et parvenir à définir un modèle sur une crue implique que les échantillons doivent être collectés tout au long de la crue et ce, dès les premières minutes.

Tableau 2 : Etude des corrélations lors de la crue du 23 mai

variables	Alachlore			Métolachlor		
	Qi et [alachlore]	Qmax/Qi et [alachlore]	Qmax - Qi et [alachlore]	Qi et [métolachlor]	Qmax/Qi et [métolachlor]	Qmax - Qi et [métolachlor]
Coeff. de corrélation	40%	40%	47%	- 49%	43%	49%
R ²	23%	13%	23%	24%	18%	23%

L'absence de postes météorologiques sur le bassin versant nous empêche de considérer la variable précipitations, ce qui est regrettable. En effet l'intensité de l'averse peut avoir un rôle très important sur le phénomène de ruissellement (Cann, 1997). On peut certes se référer aux précipitations des stations proches du Bassin, mais les pluies printanières sont souvent consécutives à des orages, phénomènes très localisés. Par conséquent nous avons décidé d'abandonner la variable précipitations.

4.2.4 LES CRUES DE LA PERIODE DU 8 AU 12 JUIN

Cette crue se caractérise par l'apparition de sulcotrione et de nicosulfuron dans les analyses. Ce résultat est pertinent puisque les épandages de ces produits ont lieu lors de la 3^{ème} décennie de juin et de la 1^{ère} décennie de juin, donc peu de temps avant les pluies provoquant la crue. Cette période du 8 au 12 juin où ont été collectés 24 échantillons comporte deux phases que l'on va décrire successivement.

4.2.4.1 La 1^{ère} phase : du 8 au 9 juin (graphe 13 ci-contre et annexe 33)

Pour l'alachlore, on observe une augmentation de la concentration en pesticides concomitante à la crue, précédant même le pic de crue. Ainsi la teneur enalachlore passe de 0,5 à 10,7 µg/l de 20 heures 03 à 20 heures 18 sans même augmentation de débit. On peut donc supposer qu'il s'agit de pesticides entraînés par ruissellement. L'étude des corrélations entre concentration et débit ne donne pas de résultat significatif. Le coefficient de corrélation entre le rapport du débit maximal et du débit de base avant la crue (soit Q_{max}/Q_{base}) et la concentration enalachlore est de -55%.

La concentration en métolachlor s'accroît avec l'augmentation de débit. Toutefois la teneur initiale est déjà très élevée dans le 1^{er} échantillon (plus de 15 µg/l). Les débits n'ayant pas évolué depuis la fin mai, on peut difficilement attribuer cette contamination à un épisode pluvieux. (aucune pluie n'a d'ailleurs été observée sur les postes météorologiques de Maringues et d'Aulnat, postes proches du Bassin Versant). S'agirait-il d'un artefact d'échantillonnage ou d'analyse ? On notera que la teneur en herbicide a diminué de moitié quinze minutes après. Comme pour l'alachlore, aucune corrélation statistiquement significative n'a pu être mise en évidence entre les débits et les concentrations.

Le nicosulfuron apparaît sur un seul échantillon, 45 minutes avant le pic de débit et à une concentration élevée (0,37 µg/l). La sulcotrione est détectée dans trois échantillons, à un niveau beaucoup plus faible, proche de la limite de détection. La différence observée quant aux concentrations pour les deux molécules peut s'expliquer par le pouvoir de rétention de la sulcotrione plus élevé que celui du nicosulfuron. Mieux retenu par les particules de sol et de matière organique, la sulcotrione est moins facilement entraînée dans les eaux.

4.2.4.2 La 2^{ème} phase du 9 au 10 juin

La deuxième crue, dont le pic de débit a lieu quatre heures après le pic de débit de la 1^{ère} crue, est de plus forte amplitude (débit maximum de 0,745 m³/s). Mais les prélèvements sont alors effectués toutes les deux heures et il est difficile de déterminer si la concentration observée est maximale ou pas. Quelques heures après une nouvelle petite crue survient.

Les teneurs enalachlore et en métolachlor apparaissent plus élevées dans cette 2^{ème} phase. Le nicosulfuron est encore détecté une fois à une teneur très élevée (2,4 µg/l) tandis que la sulcotrione est décelée dans plusieurs échantillons mais toujours à très faible concentration.

On a déterminé une relation entre les débits et la concentration enalachlore pour cette 2^{ème} phase.

$$[\text{alachlore}] = \exp(3,7 - 0,705 Q_{max}/Q_i) \quad \text{coefficient de corrélation} = 74\% - R^2 = 54\%$$

Pour le métolachlor, la corrélation est moins évidente et varie en sens inverse :

$$[\text{métolachlor}] = \exp(3,3 - 0,7 Q_{max}/Q_i) \quad \text{coefficient de corrélation} = -64\% - R^2 = 40\%$$

Toutefois le faible nombre de points ne permet pas de d'envisager des conclusions de différences de comportement entre les deux molécules.

4.2.5 LA CRUE DU 27 JUIN

La dernière crue qui a déclenché l'échantillonneur s'est manifesté à la fin juin (annexe 34). Peu d'échantillons ont été recueillis lorsque la phase ascendante de la crue s'est réellement déclarée. Les concentrations en métolachlor et enalachlore demeurent encore élevées (elles sont supérieures à 2 µg/l). Cependant sachant que l'alachlore est homologué pour une application en post-levée (bien que cette pratique n'ait pas été relevée dans l'enquête), on peut supposer que des traitements ont été réalisés au cours du mois de juin, d'autant plus que les conditions météorologiques du mois d'avril ont retardé les semis de maïs. Cette hypothèse peut être confortée par une concentration plus élevée enregistrée une demi-heure avant le pic de crue : il peut s'agir de molécules encore présentes sur le sol et ayant été entraînées par les eaux de ruissellement.

Un tel phénomène n'est pas observé pour le métolachlor. Epandu en pré-semis, peu de molécules doivent rester à la surface du sol : elles ont soit déjà été entraînées par le ruissellement, soit été photodégradées ou bien encore ont migré vers les horizons plus profonds. On notera toutefois que les concentrations sont inférieures à celle des crues précédentes. Le nicosulfuron est toujours décelé à des teneurs notoires supérieures à 700 ng/l et de façon ponctuelle. Les faibles doses appliquées à l'hectare (matière active homologuée à 40 g/ha) et de très courte demi-vie (4 jours) sont vraisemblablement responsable de ce comportement particulier. Quant à la sulcotrione, les concentrations détectées se situent toujours autour de la limite de détection.

En raison du très petit nombre d'échantillons, on n'a pu établir de modèle sur cette crue de fin juin. De plus survenant près de trois mois après l'épandage de métolachlor, cette crue s'avère difficilement exploitable pour cette molécule.

La détermination d'un modèle à partir d'une crue implique qu'un certain nombre de conditions soit réalisées. La crue doit tout d'abord présenter une amplitude suffisante. De plus la détermination du seuil du niveau d'eau provoquant le déclenchement du préleveur automatique est particulièrement délicate et peut être qualifiée d'empirique (il faut en quelque sorte prévoir l'intensité des averses à venir). Cette difficulté aurait pu être levée en partie si la station hydrométrique était équipée pour une interrogation téléphonique à distance. Connaissant ainsi en temps réel l'évolution des débits, on aurait pu, si nécessaire, se rendre sur le site pour modifier le niveau de seuil.

4.3 LES MODELES DES BASSINS VERSANTS AUVERGNATS

N'ayant pu établir de modèle sur le Jauron à partir des crues de l'année 2001, on a décidé de rechercher à établir des modèles sur les bassins versants suivis par Phyt'eauvergne pour lesquels une contamination en herbicides du maïs était avérée. Ces modèles ont été établis pour trois matières actives (atrazine, métolachlor et alachlore) avec seulement deux variables : les débits et le temps séparant le traitement phytosanitaire du prélèvement. Nous n'avons pas intégré la variable précipitations car comme pour le Jauron, les postes météorologiques sont rarement situés sur le Bassin. On notera que tous les bassins versants n'étaient pas équipés d'une station hydrométrique (annexe 35). Par conséquent nous avons attribué aux bassins déficitaires les débits spécifiques enregistrés sur des bassins proches d'un point géographique et géo-péologique.

Après avoir rappelé la contamination différentielle en herbicides maïs des bassins versants, nous présenterons tout d'abord les régressions linéaires simples obtenues avec les deux variables. Puis les régressions multiples où les deux variables interviennent seront évoquées. Enfin des essais de transposition d'un bassin à l'autre seront effectués

4.3.1 CONTAMINATIONS DES BASSINS VERSANTS EN HERBICIDES MAÏS

Nous avons tout d'abord décidé de ne retenir que les bassins versants de taille « modeste » et dont le périmètre se situe entièrement sur le territoire auvergnat. Nous disposons ainsi des analyses effectués sur ces bassins versants et des résultats de l'enquête SIRIS. Ainsi les Bassins Versants du Cher, de la Loire, de la Sioule et de la Dore qui ont de nombreux affluents n'ont pas été retenus.

4.3.1.1 Classification des bassins versants selon leur niveau de contamination

Une classification des bassins versants a été effectuée par la méthode de Classification Ascendante Hiérarchique ou ACH. Cette méthode consiste en la construction d'une typologie d'un ensemble d'individus en classes telles que les individus appartenant à la même classe sont proches tandis que ceux appartenant à des classes différentes sont éloignés. En considérant la variable « somme des concentrations en herbicides maïs détectés depuis 1997 », on a pu établir quatre classes distinctes :

- 1^o) 1^{ère} classe : le Litroux
- 2^o) 2^{ème} classe : Bedat, Morge, Jauron
- 3^o) 3^{ème} classe : Andelot, Valençon, Buron, Mourgon
- 4^o) 4^{ème} classe : Artière, Bouble, Eau-mère, Luzeray, Acolin, Chambon, Pavin, Veyre, Auzon, Besbre et Couze d'Ardes

Une ACH avec la variable « somme des concentrations en atrazine » distingue de même les bassins versants les plus contaminés (ceux correspondant aux classes 1, 2 et 3). Un résultat presque similaire est obtenu avec la variable « somme des concentrations en alachlore » car dans ce cas, le Valençon n'apparaît pas. Cependant la contamination par le métolachlor ne fait apparaître que quatre bassins versants plus pollués que les autres : le Litroux, la Morge, le Bedat et le Jauron. Il s'agit de zones où le maïs semence est particulièrement bien implanté (graphes 14 ci-contre et annexe 35).

Une analyse en composante principale (ACP) met en évidence une classification similaire.

4.3.1.2 Les régressions linéaires

Afin de mieux caractériser les dix-neuf bassins versants, nous avons recherché des relations entre diverses variables : surface en maïs, vente d'herbicides, concentrations en herbicides détectés. Les surfaces en maïs proviennent du RGA 2000, les ventes d'herbicides ont été déterminées par l'enquête SIRIS et les concentrations en herbicides sont les résultats d'analyses de Phyt'Eauvergne de 1997 à 2001. Les surfaces en maïs n'ayant pas évolué de façon très importante entre 1997 et 2001, nous avons appliqué la surface en maïs du RGA 2000 pour toute la période considérée (soit de 1997 à 2000). Ces régressions ont été réalisées sur les dix-neuf bassins versants pour une série de douze analyses de pesticides.

Pour la variable **surface en maïs** : on a établi une corrélation positive significative seulement entre la surface en maïs du Bassin et la somme des détections positives (supérieures à la limite de détection). La relation surface en maïs et somme des concentrations en herbicides détectés n'est pas significative. En raison des doses élevées épandues sur le maïs semence, il nous est apparu intéressant d'étudier les corrélations entre surface en maïs semence et concentrations en herbicides. Une corrélation significative est observée pour le métolachlor (coefficient de corrélation de 75%). Pour l'alachlore, le coefficient de corrélation est de 70%. Mais il n'y a pas de corrélation significative pour l'atrazine. On explique ce résultat par le fait que l'atrazine est utilisé sur tout type de maïs alors que le métolachlor et l'alachlore sont prioritairement utilisés sur le maïs semence.

La relation entre les **ventes d'herbicides** et la somme des détectées positives pour l'année 2000 est moins évidente. Seul le métolachlor affiche un coefficient de corrélation de 63%.. Quant à la relation vente d'herbicides et concentration, les coefficients sont inférieurs ou égal à 50%. Mais le petit nombre de bassins étudiés (19 seulement) et la grande variabilité des concentrations en pesticides (majorée par l'analyse de seulement douze prélèvements) peuvent expliquer ces résultats.

4.3.2 REGRESSIONS LINEAIRES SIMPLES ENTRE VARIABLES A EXPLIQUER ET VARIABLES EXPLICATIVES

Avant d'établir le modèle mathématique décrivant la concentration en herbicides en fonction des deux variables retenues, temps entre épandage et prélèvement et débit, on va tout d'abord s'intéresser aux régressions simples.

4.3.2.1 Concentration en herbicides et temps séparant épandage et prélèvement

Cette relation est importante car elle permet d'apprécier la dégradation de la molécule après qu'elle ait été épandue. Les prélèvements étant effectués d'avril à décembre, une cinétique de disparition des molécules peut être définie. On a fixé arbitrairement que les traitements (atrazine, métolachlor et alachlore) étaient réalisés au 1^{er} avril de chaque année afin de simplifier les calculs.

Les régressions linéaires obtenues après optimisation et présentant un R² supérieur à 25% sont consignées dans les tableaux suivants. On notera la variable temps comme le "temps séparant l'épandage du prélèvement".

➤ pour la **concentration en atrazine** : [atz] (exprimée en µg/l), temps en mois

Bassins versants	équation (optimisée si nécessaire)	coeff. corrélation	R ²
Buron	[atz] = 0,87 – 0,11 temps	76 %	58 %
Jauron	[atz] = 1 – 0,126 temps	54 %	29 %
Bedat	[atz] = (0,94 – 0,105 temps) ²	84 %	72 %
Morge	[atz] = (0,83 – 0,92 temps) ²	64 %	41 %
Litroux	[atz] = (1,2 – 0,11 temps) ²	58 %	34 %

Pour le Jauron et le Buron, la régression optimale est la régression linéaire. Les autres bassins sont optimisés quand leur modèle s'exprime par la racine carrée de la concentration en atrazine ($\sqrt{Y} = aX+b$). La disparition de l'herbicide est alors légèrement plus rapide qu'avec un modèle linéaire (graphe 15 ci-contre)

➤ pour la concentration en métolachlor : [mét]

Bassins versants	équation obtenue	coeff. corrélation	R ²
Bedat	[mét] = -0,06 + 0,45 / temps	98 %	96 %
Morge	[mét] = -0,11 + 0,59 / temps	77 %	59 %
Litroux	[mét] = -0,06 + 0,50 / temps	66 %	44 %
Jauron	[mét] = -0,023 + 0,136 / temps	60 %	37 %

Toutes les modèles sont ajustés par une réciproque en X ($Y = a + b/X$). La disparition de la molécule est alors très rapide. En deux mois, la concentration est inférieure à 0,1 µg/l (une perte de près de 80 % est enregistrée).

➤ pour la concentration en alachlore : [ala] en µg/l

Bassins versants	équation obtenue	coeff. corrélation	R ²
Jauron	[ala] = -0,036 + 0,244 / temps	80 %	65 %
Buron	[ala] = 0,16 – 0,02 temps	70 %	49 %
Morge	[ala] = 0,2 – 0,03 temps	-63 %	40 %

La concentration d'alachlore en fonction du temps s'exprime par une droite pour le Buron et la Morge. Un modèle réciproque en X optimise la relation pour le Jauron.

En conclusion, l'atrazine disparaît relativement lentement par rapport aux autres molécules. Sa demi-vie élevée, son emploi généralisé en sont les raisons principales. Le métolachlore se caractérise par une disparition très rapide. Ce constat est plus étonnant car le métolachlor a une demi-vie de trois mois dans le sol et est très stable dans l'eau. Mais les droites ont été établies à partir d'un petit échantillon (une douzaine de valeurs) où les prélèvements ne sont réalisés que quatre fois dans l'année. Ainsi on recherche les molécules 15 jours après le traitement, puis deux mois, six mois et huit mois après.

Le métolachlore est souvent présent en juin (deux mois après le traitement), mais est généralement absent lors du prélèvement suivant qui est réalisé en automne, six mois après. Ceci est pertinent car seule l'atrazine qui est très rémanente peut encore y être décelée. Si un prélèvement avait lieu en été (avec une éventuelle détection), les résultats seraient peut être différents : la disparition du métolachlore serait alors plus lente. La cadence d'échantillonnage générerait donc un artefact qui expliquerait ces résultats.

Quant à l'alachlore, même si la régression linéaire établie pour le Buron et la Morge tend à souligner une lente disparition de la molécule, il convient de préciser que la matière active n'a été détectée qu'en avril et en juin. La demi-vie de l'alachlore serait comprise entre 3 et 4 mois.

4.3.2.2 Concentration et débits

On rappellera tout d'abord les stations hydrométriques rattachées aux bassins versants qui en sont dépourvus (annexe 35). Ainsi le Jauron et le Litroux sont associés au Bedat, le Mourgon et le Valençon à l'Andelot et enfin le Buron à la Morge. Les régressions entre les concentrations en herbicides et le débit sont toujours des droites. Ainsi l'augmentation de teneurs en pesticides dans les eaux est (au coefficient de détermination près) proportionnelle à la variation de débit (Q_{max}/Q_{base} ou $Q_{max}-Q_{base}$). (graphe 16 ci-contre) Nous n'avons retenu dans le tableau que les bassins versants présentant un coefficient de corrélation supérieur ou égal à 60%.

Matière active	Bassins versants	équation obtenue	coeff. corrélation	R ²
ATRAZINE	Andelot	[atz] = -0,6 + 0,7 (Q_{max}/Q_{base})	80 %	63 %
	Litroux	[atz] = - 0,52 + 2,94 ($Q_{max}-Q_{base}$)	77 %	59 %
	Valençon	[atz] = - 0,59 + 0,73 (Q_{max}/Q_{base})	71 %	49 %
	Bedat	[atz] = -0,046 + 3,77 ($Q_{max}-Q_{base}$)	60 %	36 %

Matière active	Bassins versants	équation obtenue	coeff. corrélation	R ²
ALACHLORE	Andelot	[ala] = -0,04 + 49,9 (Qmax-Qbase)	71 %	50 %
	Morge	[ala] = - 0,017 + 0,16 (Qmax-Qbase)	73 %	54 %
	Buron	[ala] = - 0,23 + 0,24 (Qmax/Qbase)	60 %	35 %

Aucune régression significative n'a été établie pour le métolachlor. Par ailleurs sur certains bassins versants une régression est définie pour l'atrazine mais elle ne l'est pas pour l'alachlore ou inversement. Nous avons déterminé les variations de débits à partir de la moyenne des débits journaliers et ce paramètre n'est peut être pas le plus représentatif. Idéalement il faudrait associer le débit horaire de la crue en fonction de l'heure à laquelle le prélèvement a eu lieu.

Enfin en conclusion il convient d'observer la plus grande prudence sur ces résultats car les régressions ont été déterminées à partir d'un échantillon de petite taille (douze prélèvements seulement constituent la population).

4.3.3 LES MODELES OU REGRESSIONS MULTIPLES

Les modèles des sept bassins versants retenus (Jauron, Bedat, Litroux, Morge, Valençon, Andelot et Mourgon) ont été établis à partir des variables temps épandage-prélèvement et débit. Nous avons considéré deux études :

- la 1^{ère} étude où la variable à expliquer est la concentration de la molécule détectée dans les analyses depuis 1997. On l'appellera analyse quantitative,
- la 2^{ème} étude où la variable à expliquer est la présence ou l'absence d'une contamination supérieure à 1 µg/l. On la notera analyse qualitative.

On présentera uniquement les modèles présentant des coefficients de détermination supérieurs à 60%. Les autres modèles ne pouvant être considérés comme pertinents en raison de leur faible signification.

4.3.3.1 Les modèles de l'étude quantitative

➤ Pour l'**atrazine**, deux modèles seulement ont été retenus :

Bassin versant	Equation de la régression	% de variabilité expliquée par		
		modèle ou R ²	variable temps	variable débit
LITROUX	[atz] = -1,46 -0,017 temps +1,38exp(Q max-Qbase)	71%	27%	73%
BEDAT	[atz] = 0,296-0,16log[temps]+0,045 (Qmax-Qbase) ²	61%	78%	22%

Les coefficients de détermination n'étant pas très élevés, il est délicat de conclure. La variabilité est cependant principalement expliquée par la variable débit pour le Litroux et par la variable temps pour le Bedat. Il est vrai que le Bedat montrait déjà une bonne corrélation entre la variable temps et la concentration dans la régression simple (cf. § 5.2.3.1).

➤ Pour l'**alachlore**, quatre modèles sont présentés ci-dessous :

Bassin versant	Equation de la régression	% de variabilité expliquée par		
		modèle ou R ²	variable temps	variable débit
ANDELOT	[ala] = -0,31+0,05/temps + 0,245 (Qmax/Qbase)	83 %	82,6 %	0,4%
MORGE	[ala] = 0,14 - 0,02temps +0,05 (Qmax-Qbase) ²	71%	27%	73%
LITROUX	[ala] = -0,018 + 0,012temps +3,16 (Qmax-Qbase) ³	95 %	86 %	9 %
BURON	[ala]=0,04 -0,051Log(temps) +0,038(Qmax/Qbase) ³	70 %	44%	26 %

Pour trois bassins versants sur quatre, la variable temps épandage-prélèvement a plus apparemment plus d'importance que le débit. Ce constat s'accorde avec les caractéristiques physico-chimique de l'alachlore. En effet pour une molécule à faible durée de vie, il est logique que cette variable temps ait une grande importance.

➤ Pour le **métolachlor**, deux modèles sont retenus :

Bassin versant	Equation de la régression	% de variabilité expliquée par		
		modèle (ou R ²)	variable temps	variable débit
LITROUX	[met] = -0,238+0,4 temps +0,238exp(Qmax/Qbase)	67 %	62 %	38 %
MORGE	[met] = 0,30 + 0,6/temps +0,3(Qmax/Qbase)	60 %	58 %	2 %

La variable temps expliquerait également pour le métolachlor une grande part de la variabilité.

4.3.3.2 Les modèles de l'étude qualitative

Les conclusions de l'analyse de l'étude qualitative sont similaires à celle de l'étude quantitative. pour l'atrazine et le métolachlor, la variable temps épandage-prélèvement est capitale dans l'explication de la variabilité. Il semblerait que les coefficients de détermination soient meilleurs dans l'étude qualitative que dans l'étude quantitative. Toutefois pour le Litroux, ce serait l'inverse. Il est donc difficile de juger si l'une prévaut sur l'autre (tableau ci-dessous).

Bassin versant	Equation de la régression déterminant le nombre de détections > 0,1 µg/l	% de la variabilité expliquée par		
		modèle ou R ²	variable temps	variable débit
Pour l'atrazine				
Bedat	= 0,065 – 0,0166 temps ² +0,0173exp(Qmax/Qbase)	64%	38%	26%
Buron	= 1,1 – 0,35 temps + 0,074 (Qmax/Qbase)	75%	74,6%	0,4%
Pour l'alachlore				
Litroux	= 0,45 – 2,32 log temps+0,158 (Qmax/Qbase) ⁴	62%	47%	15%
Jauron	= 0,38 – 0,37 log temps +0,301 (Qmax/Qbase)	79%	77,4%	1,6%
Pour le métolachlor				
Litroux	= -0,238 +0,4/temps + 0,238 exp(Qmax/Qbase)	66%	41%	25%
Jauron	= -0,117 + 0,545 temps+ 0,0018 (Qmax/Qbase)	99%	88%	11%

Donc la composante temps semblerait essentielle dans l'explication de la variabilité des modèles. Toutefois l'attribution de chroniques de débits n'est vraisemblablement pas toujours appropriée et d'autre part comme nous l'avons déjà signaler il vaudrait mieux faire référence à des débits horaires que journaliers.

4.3.4 LA TRANSPOSITION DES MODELES D'UN BASSIN A L'AUTRE

On peut dans un premier temps signaler les faibles teneurs des coefficients de détermination (surtout pour les modèles transposés en étude quantitative(annexes 37)). Il ne semble pas qu'il y ait de relation entre la proximité des bassins versants, leur typologie (surface en maïs) et les quantités d'herbicides épandues. Il semblerait que les bassins sensiblement plus contaminés en herbicides du maïs ^réentent des coefficients de détermination plus élevés. pour la molécule d'atrazine, la transposition de l'analyse qualitative semble toutefois meilleure que celle de l'analyse quantitative. Ainsi si on recense seize transpositions où le R² est supérieur à 50% dans le cas de l'analyse qualitative, on n'en compte que huit pour l'analyse quantitative.

Pour conclure sur ces modèles établis sur les bassins versants, il apparaît que la variable temps "épandage-prélèvement" ait une importance capitale dans l'explication de la variabilité des modèles. Les transpositions de modèle d'un bassin versant à l'autre ne se révèlent pas évidentes. la particularité de fonctionnement de chaque bassin versant en est vraisemblablement une des raisons principales.

CONCLUSION

Tout d'abord cette étude a mis en évidence une contamination spatiale différentielle sur le Jauron. La zone amont, où les prairies et les forêts dominent, est peu polluée par rapport à l'aval, zone de grandes cultures. Par ailleurs une contamination d'origine non-agricole a été soulignée à la sortie de l'agglomération de la ville de Billom.

La pollution des eaux superficielles par les herbicides du maïs, alachlore et métolachlor, (l'atrazine n'a pas fait l'objet de cette campagne d'analyse) se révèle particulièrement élevée. Une pollution de base supérieure à 1 µg/l est encore enregistrée trois mois après l'application des pesticides. Il est vrai que ces deux matières actives, alachlore et métolachlor, sont épandues à forte dose sur le maïs semence. De plus ce traitement réalisé en pré-semis ou post-semis, période où le couvert végétal est absent, va favoriser le transfert des pesticides dans les eaux.

L'objectif de cette étude était de déterminer un modèle statistique expliquant la concentration en herbicides en fonction de variables simples telles que le débit, la période d'épandage des herbicides, ... sur le petit bassin versant du Jauron. Mais un retard dans l'installation du dispositif et les faibles précipitations enregistrées après que celui-ci ait été mis en place n'ont pas été favorables à la réalisation de cette étude. Il n'a donc pas été possible de déterminer un modèle statistique à partir des petites crues observées.

Par défaut, des modèles ont été établis à partir des résultats d'analyses des années antérieures sur des bassins versants auvergnats où le maïs est cultivé. L'atrazine, l'alachlore et le métolachlor ont été testés. Mais peu de modèles s'avèrent statistiquement significatifs. L'absence de données de débit sur certains bassins versants, la petite taille de l'échantillon (une douzaine de mesures seulement ont été réalisées) et les phénomènes complexes de processus de transfert peuvent expliquer ces résultats. Toutefois on a pu mettre en évidence l'importance du poids de la variable temps séparant l'épandage du prélèvement sur de nombreux bassins versants. Les débits sembleraient avoir une moindre importance mais cette hypothèse mériterait d'être confirmée du fait de l'absence de chroniques de débits sur certains bassins versants. Des essais de transposition de modèles d'un bassin versant à l'autre ne se sont pas montrés réellement pertinents. Les problèmes évoqués précédemment mais aussi la spécificité du fonctionnement des bassins versants en sont les principales raisons.

La mise en évidence d'un gradient de contamination des eaux de l'amont vers l'aval permettra de cibler les zones d'intervention pour des mesures éventuelles à mettre en place : diagnostic parcellaire, mise en place d'aménagements réduisant le transfert des pesticides dans les eaux... De même la pollution d'origine non-agricole établie dans l'agglomération de Billom devrait permettre de sensibiliser les utilisateurs non-agricoles de pesticides sur leurs pratiques phytosanitaires.

Enfin la forte pollution par les herbicides du maïs enregistrée en aval du bassin versant souligne bien les risques de transfert de pesticides lorsqu'ils sont appliqués sur certaines cultures et notamment sur le maïs semence. Si de nouvelles stratégies de désherbage plus respectueuses de l'environnement comme le tir-à-vue, sont de plus en plus développées pour le maïs grain et le maïs fourrage, le désherbage du maïs semence est toujours réalisé en pré-levée (la plasticulture limitant souvent d'autres stratégies). Toutefois le rattrapage foliaire avec des molécules de faible dosage et/ou de profil toxicologique et écotoxicologique favorable pour l'environnement (nicosulfuron, sulcotrione et vraisemblablement prochainement la mésotrione) tendent à se généraliser, réduisant en conséquence les doses épandues à l'hectare, même si celles-ci demeurent encore très élevées.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION.....	1
1^{ERE} PARTIE BIBLIOGRAPHIE.....	2
1.1 MARCHÉ ET UTILISATION DES PESTICIDES EN FRANCE.....	2
1.1.1 Historique.....	2
1.1.2 Des utilisateurs agricoles et non-agricoles.....	2
1.2 LA DISPERSION DES PESTICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT.....	2
1.2.1 Les phénomènes de rétention et de désorption.....	2
1.2.1.1 Les mesures de la rétention.....	3
1.2.1.2 Les résidus liés : une pollution à retardement.....	3
1.2.2 Dégradation et persistance des pesticides.....	3
1.2.2.1 Mesure de la DT 50.....	3
1.2.2.2 Dégradations biotique et abiotique.....	3
1.2.3 Les mécanismes de transfert.....	4
1.2.3.1 Le transfert vers l'atmosphère.....	4
1.2.3.2 Rappels sur les principales voies de circulation de l'eau.....	4
1.2.3.3 Infiltration et transport vers les nappes.....	5
1.2.3.4 Le ruissellement.....	5
1.2.3.5 Les échanges nappe-rivière.....	6
1.3 LA POLLUTION DES EAUX PAR LES PESTICIDES.....	6
1.3.1 les origines et effets toxiques de la pollution.....	6
1.3.1.1 Les origines de la pollution.....	6
1.3.1.2 La toxicité des pesticides.....	6
1.3.2 Etat des lieux et réglementation.....	7
1.3.2.1 Etat des lieux de l'IFEN.....	7
1.3.2.2 Réglementation.....	7
1.3.2.3 Les mesures volontaires.....	7
1.4 LA MODELISATION MATHÉMATIQUE.....	7
1.4.1 Les différents types de modèles.....	7
1.4.2 Les modèles mathématiques complexes.....	8
1.4.2.1 Quelques exemples de modèles complexes.....	8
1.4.2.2 Les limites des modèles complexes.....	8
1.4.3 Les modèles empiriques ou statistiques.....	9
1.4.3.1 Les régressions simples.....	9
1.4.3.2 Les modèles ou régressions multiples.....	9
PROBLEMATIQUE.....	11
2^{EME} PARTIE : MATERIEL ET METHODE.....	12
2.1 LES BASSINS VERSANTS SUIVIS PAR LE GROUPE PHYT'EAUVERGNE.....	12
2.1.1 Soixante six points de prélèvements en 2001.....	12
2.1.2 Des niveaux de contamination variable selon les bassins versants.....	12
2.1.3 Les bassins versants pilotes de Phyt'Euvergne.....	12
2.1.4 Caractéristiques du BV du Jauron.....	13
2.2 L'ENQUÊTE PRATIQUES PHYTOSANITAIRES.....	13
2.2.1 Matériel : les questionnaires.....	13
2.2.2 Méthode : la stratégie d'échantillonnage.....	14
2.2.2.1 L'enquête en zone non-agricole.....	14
2.2.2.2 L'enquête en zone non-agricole.....	14
2.3 TRANSFERT DES PESTICIDES.....	14
2.3.1 Matériel.....	14
2.3.1.1 Les prélèvements.....	14
2.3.1.2 Les techniques de dosages de pesticides.....	15
2.3.2 Méthode.....	15
2.3.2.1 L'étude spatiale de la pollution du Jauron.....	15
2.3.2.2 Le modèle mathématique sur le Jauron.....	16

A - L'ENQUETE PRATIQUES PHYTOSANITAIRES.....17

3.1 LA REPRESENTATIVITE DE L'ECHANTILLON ZONE AGRICOLE.....	17
3.1.1 La taille des exploitations enquêtées.....	17
3.1.2 Les productions agricoles des structures enquêtées.....	17
3.1.3 Des surfaces en cultures enquêtées représentatives du b.v.....	17
3.2 LA CONDUITE DES TRAITEMENTS PHYTOSANITAIRES (ZA ET ZNA).....	18
3.2.1 Les bonnes pratiques agricoles : définition.....	18
3.2.2 Les b.p.a. en zones agricoles (z.a.).....	18
3.2.2.1 Le choix des produits et leur stockage.....	18
3.2.2.2 Le matériel de pulvérisation.....	18
3.2.2.3 Le devenir des restes de produits.....	19
3.2.2.4 Les conditions d'application des pesticides.....	19
3.2.3 Les traitements phytosanitaires en zone non-agricole (zna).....	19
3.2.3.1 Les communes.....	19
3.2.3.2 SNCF et D.D.E.....	20
3.3 LES PRODUITS APPLIQUES SUR LE B.V. DU JAURON.....	20
3.3.1 Les applications en zone non-agricole.....	20
3.3.1.1 Collectivités locales et établissements publics.....	20
3.3.1.2 Les particuliers.....	20
3.3.2 Les applications en zone agricole.....	20
3.4 LE DESHERBAGE DU MAÏS.....	20
3.4.1 Quelques rappels.....	21
3.4.1.1 Les adventices du maïs.....	21
3.4.1.2 Les triazines en sursis ?.....	21
3.4.2 des stratégies différentes révélées par l'enquête.....	21
3.4.2.1 Le désherbage en pré-semis et prélevée.....	21
3.4.2.2 Le désherbage en post-levée.....	21
3.4.2.3 Le désherbage mécanique.....	22
3.4.3 Les herbicides du maïs épandus sur le bv du jauron.....	22
3.4.3.1 Une ultra-protection pour le maïs semence.....	22
3.4.3.2 Evolution du désherbage depuis 1999.....	22
3.4.3.3 L'enquête auprès de la coopérative.....	22
3.4.3.4 Peu d'aménagements pour réduire le transfert des pesticides dans les eaux.....	23

B. LE TRANSFERT DES HERBICIDES DU MAÏS.....24

4.1 L'ETUDE SPATIALE DE LA CONTAMINATION DU JAURON.....	24
4.1.1 Précisions géologiques et pédologiques sur le Bv du Jauron.....	24
4.1.1.1 La géologie.....	24
4.1.1.2 Caractéristiques agro-pédologiques.....	24
4.1.2 Des pollutions d'origine agricole mais également non-agricole.....	25
4.1.3 Evolution Spatio-temporelle de la contamination globale.....	26
4.1.3.1 Evolution temporelle de la contamination de février à mai.....	26
4.1.3.2 Une contamination croissante de l'amont vers l'aval.....	26
4.1.4 La pollution par les herbicides du maïs.....	26
4.1.4.1 Corrélation entre surface en maïs et détections en herbicides maïs.....	27
4.1.4.2 Des contaminations observées sur l'ensemble du Jauron.....	27
4.1.5 Les autres contaminations agricoles.....	27
4.1.5.1 Un fongicide : la procymidone.....	27
4.1.5.2 Un insecticide : la phoxime.....	28
4.1.5.3 Des herbicides pour oléagineux et betteraves.....	28
4.1.5.4 Les herbicides d'utilisation mixte : oxadiazon et aminotriazole.....	28
4.2 L'ETUDE DES CRUES DU JAURON.....	30
4.2.1 Des concentrations en herbicides très élevées.....	30
4.2.2 La crue du 5 mai : une amplitude de 7 m ³ /s.....	30
4.2.3 La crue du 23 mai.....	31
4.2.3.1 Pas d'échantillons recueillis pour le début de crue.....	31
4.2.3.2 Deux pics de concentrations identifiés.....	31
4.2.4 Les crues de la période du 8 au 12 juin.....	31
4.2.4.1 La 1 ^{ère} phase : du 8 au 9 juin.....	32
4.2.4.2 La 2 ^{ème} phase du 9 au 10 juin.....	32
4.2.5 La crue du 27 juin.....	32

4.3 LES MODELES DES BASSINS VERSANTS AUVERGNATS	33
4.3.1 <i>Contaminations des bassins versants en herbicides maïs</i>	33
4.3.1.1 Classification des bassins versants selon leur niveau de contamination.....	33
4.3.1.2 Les régressions linéaires	34
4.3.2 <i>Régressions linéaires simples entre variables à expliquer et variables explicatives</i>	34
4.3.2.1 Concentration en herbicides et temps séparant épandage et traitement.....	34
4.3.2.2 Concentration et débits	35
4.3.3 <i>Les modèles ou régressions multiples</i>	36
4.3.3.1 Les modèles de l'étude quantitative.....	36
4.3.3.2 Les modèles de l'étude qualitative	37
4.3.4 <i>La transposition des modèles d'un bassin à l'autre</i>	37
CONCLUSION	38