Étude préliminaire de modèles de transport des pesticides à l'échelle des bassins versants

Rapport de recherche N° R-774-e1 *Octobre 2004*

Étude préliminaire de modèles de transport des pesticides à l'échelle des bassins versants

Rapport d'étape

Centre Saint-Laurent (CSL) – Environnement Canada (EC)

Préparé par :

Alain N. Rousseau Ph.D., ing.
Pierre Lafrance, D. d'État Sc. Phys.
Renaud Quilbé, D.Sc.
Jean-Pierre Villeneuve, D.Sc.

Centre Eau Terre et Environnement
Institut national de la recherche scientifique (INRS-ETE)
490, rue de la Couronne, Québec (QC), G1K 9A9

Rapport N° R-774-e1

Transmis le 25 octobre 2004
Déposé le 9 novembre 2004

ISBN : 2-89146-236-x

TABLE DES MATIÈRES

1 INTRODUCTION 1

2 MODÉLISATION DU TRANSPORT DE PESTICIDES 3

2.1 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE MODÉLISATION 3

2.2 MODÈLES DE TRANSPORT DE POLLUANTS À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT : FONCTIONNEMENT ET UTILISATION 6

2.3 SPÉCIFICITÉS DE L'APPLICATION AU CANADA 7

2.4 CRITÈRES RETENUS 7

3 INVENTAIRE DES MODÈLES EXISTANTS 11

3.1 MÉTHODE ET RESSOURCES UTILISÉES POUR LA RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE 11

3.2 MODÈLES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT 12

3.3 MODÈLES À L'ÉCHELLE PARCELLAIRE 16

4 CONCLUSION 17

5 RÉFÉRENCES 19

ANNEXE A. PROCESSUS DE TRANSFORMATION ET DE TRANSPORT DES PESTICIDES 27

ANNEXE B. FICHES DESCRIPTIVES DES MODÈLES À L'ÉCHELLE DES BASSINS VERSANTS 39

ANNEXE C. PLAN DE TRAVAIL 106

LISTE DES FIGURES

Figure A.1 : Représentation des principaux processus responsable du devenir des pesticides dans l'environnement (d'après Sarmah *et al.*, 2004). 31

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 : Résumé des principales caractéristiques des modèles 13

Tableau B.1 : ACTMO 40

Tableau B.2 : ADAPT 42

Tableau B.3 : AGNPS 44

Tableau B.4 : ARM 46

Tableau B.5 : BASINS 48

Tableau B.6 : CatchIS 50

Tableau B.7 : CHEMCAN 52

Tableau B.8 : CHEMGL 54

Tableau B.9 : C P M 56

Tableau B.10 : DRIPS 58

Tableau B.11 : DWSM 60

Tableau B.12 : EPA Screening Procedures 62

Tableau B.13 : GIBSI 64

Tableau B.14 : HSPF 66

Tableau B.15 : IWMM 68

Tableau B.16 : LWWM 70

Tableau B.17 : MHYDAS 72

Tableau B.18 : MIKE SHE 74

Tableau B.19 : Le Modèle de Régression 76

Tableau B.20 : NELUP 78
Tableau B.21 : NPS 80
Tableau B.22 : POLA 82
Tableau B.23 : POPPIE 84
Tableau B.24 : PRM 86
Tableau B.25 : SHETRAN 88
Tableau B.26 : SURFACE 90
Tableau B.27 : SWAM 92
Tableau B.28 : SWAT 94
Tableau B.29 : UP 96
Tableau B.30 : WARMF 98
Tableau B.31 : WASCH 100
Tableau B.32 : WATERWARE 102
Tableau B.33 : WINGÉO 104

1 INTRODUCTION

Environnement Canada (EC) a récemment été mandaté par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) pour diriger l'Initiative Nationale d'Élaboration des Normes Agro-environnementales (INÉNA). Le rôle d'EC consiste à définir des normes de performances agro-environnementales idéales (NPI ou IPS en anglais) et atteignables (NPA ou APS en anglais) qui serviront de cadre de référence pour le secteur agricole afin de mieux jauger sa performance environnementale et orienter les actions pour l'améliorer, notamment la mise en œuvre et de le développement de pratiques de gestion bénéfiques (PGB). A cette fin, et compte tenu des difficultés de réaliser des mesures directes à cause du coût élevé de mise en place de PGB à l'échelle du bassin versant et des analyses chimiques de la qualité des sols et de l'eau, le recours à des outils de modélisation devient nécessaire. Au sein de ce projet, le Centre Saint-Laurent (CSL) a pour rôle **d'évaluer les différents outils de modélisation du transport de pesticides à l'échelle du bassin versant, pour ensuite sélectionner le modèle le plus approprié et l'adapter aux besoins de l'étude.**

C'est dans ce contexte que le CSL a confié à l'INRS-ETE le mandat d'identifier, à l'aide d'une revue de littérature des articles scientifiques, les modèles et approches existant faisant la relation entre l'hydrologie, le transport des pesticides et la contamination des eaux de surface et souterraines à l'échelle des bassins versants. La finalité du modèle sélectionné est de permettre, à partir de données recueillies et des NPA, de faire le lien entre les concentrations simulées de pesticides dans les eaux, les critères de qualité de l'eau et les pratiques culturales réalisées à l'échelle de la ferme, afin d'évaluer à l'échelle du bassin versant la performance environnementale des PGB. Cela signifie que le modèle doit prendre en compte l'influence des scénarios de gestion tout en étant simple d'utilisation, facilement transposable et applicable sur plusieurs bassins versants à l'échelle nationale. Ceci étant dit, il est possible qu'il y ait plus d'un modèle sélectionné étant donné le contexte géographique diversifié du Canada et selon les données disponibles dans chacune des provinces. Tout cela sera pris en considération lors de l'analyse comparative des modèles.

L'objectif de ce rapport d'étape est de faire un état de l'avancement de nos travaux, de fournir un inventaire des modèles qui seront pris en compte puis comparés dans la suite du projet afin de proposer une première sélection d'outils de modélisation jugés appropriés. Tel que prévu au calendrier des activités, aucune analyse comparative de ces outils de modélisation n'a été réalisée dans le présent rapport d'étape.

Après avoir présenté brièvement au Chapitre 2 les grands principes de la modélisation du devenir des pesticides, l'inventaire des modèles existants est détaillé au Chapitre 3 et à l'Annexe

B. À cette étape du projet, il est possible que cet inventaire soit incomplet et que d'autres modèles soient recensés au cours des prochains mois. Ils seront alors présentés dans le rapport final. De plus, les modèles sont ici décrits de manière partielle et certaines caractéristiques particulières et/ou peu décrites n'ont pas encore été entièrement documentées : elles seront donc identifiées dans le rapport final. Une description des principaux processus d'émission et de transport des pesticides à l'échelle des bassins versants est présentée à l'Annexe A.

2 MODÉLISATION DU TRANSPORT DE PESTICIDES

2.1 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE MODÉLISATION

Les modèles sont des représentations mathématiques des processus qui contrôlent les modes d'émission, de transport et/ou d'impact des contaminants sur les écosystèmes. De nombreux modèles ont été développés pour simuler le devenir des polluants dans l'environnement. Ils permettent d'abord d'évaluer l'état d'un système. Dans le cas des pesticides, les coûts d'analyse très élevés ainsi que le grand nombre de molécules actives utilisées en agriculture limitent l'acquisition extensive de données sur le terrain et rendent le développement et l'application des outils de modélisation particulièrement intéressants et utiles. Les modèles permettent d'autre part de réaliser une évaluation prédictive de l'effet de certaines modifications dans les paramètres ou les données d'entrée sur les variables de sortie, par exemple l'influence de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. Ils sont utilisés à ce titre dans toutes les démarches d'analyse des risques.

La première étape dans le développement ou le choix d'un modèle consiste à comprendre les processus physiques, chimiques et biologiques à modéliser, et ce, selon l'état des connaissances. Les principaux processus de transformation et de transport des pesticides des sols agricoles vers les milieux aquatiques sont décrits à l'Annexe A. Certains de ces processus, qui conditionnent grandement le devenir des pesticides (comme la dégradation), sont systématiquement pris en compte par tous les modèles. D'autres processus sont parfois négligés (ex : la volatilisation). Cela permet une simplification du modèle mais ceci a pour conséquence de limiter ses possibilités d'application (ex : si le processus de volatilisation est négligé, le modèle est beaucoup moins pertinent pour les composés plus volatils).

Par ailleurs, plusieurs types de modèles sont envisageables selon l'utilisation que l'on souhaite en faire et la précision désirée des résultats obtenus. On distingue :

- **les modèles de recherche** qui tentent de représenter l'ensemble des processus (ex. : physiques, chimiques et biologiques) connus afin d'estimer le plus précisément possible et de manière quantitative le devenir des pesticides sous des conditions limites très précises. Ces modèles sont complexes et souvent difficiles à appliquer car ils nécessitent de nombreuses données d'entrée.

- **les modèles de gestion** qui sont davantage conçus pour une utilisation pratique par les gestionnaires, en tenant compte uniquement des processus dominants et en nécessitant moins de données d'entrée. En contrepartie, les estimations sont moins précises et dans certains cas moins représentatives que les modèles de recherche. Ce type de modèle est encore peu utilisé dans le cas des pesticides.
- **les modèles de tri** qui proposent une solution analytique pour comparer le comportement relatif des pesticides sous des conditions limites très précises. Ce type de modèle permet une caractérisation qualitative du devenir des pesticides et des risques qu'ils représentent pour l'environnement.

Ces trois types de modèles seront considérés dans cette étude, même si l'accent sera mis sur les modèles de gestion qui sont clairement les plus adaptés aux besoins de ce projet.

Par ailleurs, comme tout modèle, on peut différencier les modèles de devenir des pesticides selon l'approche mathématique utilisée : probabiliste ou déterministe, mécaniste ou empirique.

- **les modèles probabilistes** utilisent des variables aléatoires pour représenter la variabilité et l'incertitude liées aux processus. Les simulations consistent en une série de tirages aléatoires qui déterminent une valeur différente pour chaque variable d'entrée et/ou paramètre et, après calcul, une valeur pour chaque variable de sortie. À l'issue de la simulation on obtient ainsi une distribution de valeurs pour les variables de sortie. Un exemple de modèle probabiliste utilisé pour le devenir des pesticides est décrit par Beulke *et al.*, 2004.
- **les modèles déterministes** ne font pas appel aux probabilités et sont basés sur l'hypothèse que les mêmes causes (valeurs des données d'entrée, conditions initiales, paramètres) produisent les mêmes effets (variables de sortie). Parmi les modèles déterministes, on distingue :
    - **les modèles mécanistes** qui sont basés sur les lois physiques régissant les processus pris en compte. Ces modèles sont robustes, c'est-à-dire qu'ils peuvent être transposés et appliqués sous des conditions diverses, mais ils sont souvent complexes et nécessitent de nombreuses données d'entrée.
    - **les modèles empiriques** qui font appel à des relations établies entre certaines variables du modèle à partir de données mesurées caractéristiques de chaque condition d'application. Cela engendre un nombre important de paramètres à ajuster par calage. Les modèles de régression multiple sont des exemples de modèles empiriques, qui peuvent donner dans certaines conditions de très bons résultats (Gustafson, 1990).

Il convient de noter que la frontière entre ces types de modèles est parfois mince puisque certains modèles déterministes peuvent être utilisés en tant que modèles probabilistes. La plupart des modèles utilisés dans le transport de polluants sont des modèles déterministes avec une base mécaniste et quelques éléments empiriques permettant de simplifier certaines étapes de calcul.

Les modèles de devenir des pesticides peuvent également être différenciés selon leur échelle spatiale d'application : l'échelle parcellaire (incluant le champ agricole) et l'échelle des bassins versants.

- **l'échelle parcellaire :** ces modèles permettent d'évaluer des flux de pesticides en sortie de champ par infiltration, et dans certains cas par ruissellement et érosion. Ils sont donc utiles dans une perspective agronomique et de protection des eaux souterraines (impacts sur la consommation humaine ou animale et sur l'irrigation de certaines cultures). Ils sont cependant limités pour évaluer les impacts au niveau du réseau hydrographique de surface puisque le devenir des pesticides et leur transport vers les eaux de surface ne sont pas évalués. En revanche, compte tenu de l'échelle plus fine, ils peuvent permettre d'évaluer l'effet de pratiques agricoles à l'échelle de la ferme sur les flux sortants de pesticides à l'échelle de la parcelle.
- **l'échelle du bassin versant :** ces modèles permettent de représenter les processus hydrologiques et le devenir des polluants aussi bien au niveau du sol qu'en rivière. L'unité spatiale de calcul est plus grande que celle utilisée pour les modèles à l'échelle parcellaire ce qui implique une simplification des processus simulés. Ils sont basés sur des modèles à l'échelle parcellaire, complétés par des modèles de transformation en rivière et des outils de gestion ou de visualisation à l'échelle du bassin versant. Compte tenu de leur approche plus globale, ces modèles se prêtent bien à la gestion de pratiques culturales à l'échelle régionale, permettant ainsi une approche intégrée de la gestion de l'eau selon les différents usages du sol sur un territoire donné.

Les modèles de devenir de pesticides se différencient également selon le milieu d'application (milieu agricole ou urbain).

Enfin, certains logiciels ont été récemment développés qui dépassent le simple stade de modèles mathématiques et constituent de véritables **systèmes d'aide à la décision** pour évaluer l'effet de pratiques de gestion sur la quantité et la qualité de l'eau. Ils sont constitués d'une interface graphique conviviale, des outils cartographiques (système d'information géographique), des modules de gestion, des outils de traitement et d'analyse des résultats.

2.2 MODÈLES DE TRANSPORT DE POLLUANTS À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT : FONCTIONNEMENT ET UTILISATION

Le principe de fonctionnement de tout modèle est de calculer à un pas de temps déterminé, à partir de conditions initiales, de données d'entrée, de valeurs de paramètres, et selon les équations reproduisant les processus pris en compte, les valeurs de variables de sortie. Les modèles à l'échelle du bassin versant fonctionnent généralement à un pas de temps journalier. Les données d'entrée sont des données météorologiques dynamiques au pas de temps de calcul (précipitations, températures minimum et maximum). Les paramètres concernent les caractéristiques statiques du système (topographie, pédologie, occupation du sol, caractéristiques biophysicochimiques et anthropiques du bassin versant, caractéristiques physicochimiques des polluants, *etc.*). Dans le cas des pesticides, il s'agit notamment des dates, taux et mode d'application, du coefficient de partition, du temps de demi-vie et de la solubilité. Les variables de sortie sont les concentrations ou les flux à l'exutoire du bassin ou sur l'ensemble du réseau hydrographique.

Les modèles hydrologiques et de qualité d'eau à l'échelle du bassin versant peuvent être utilisés en tant qu'outil de gestion ou d'aide à la décision de plusieurs manières :

- Pour évaluer l'effet de pratiques de gestion comme les PGB sur la qualité de l'eau. La prise en compte des scénarios de gestion se fait en changeant les valeurs de certains paramètres. Certains outils d'aide à la décision proposent des modules de gestion facilitant la définition de ces scénarios. L'analyse des résultats se fait de manière relative entre les simulations réalisées avec le scénario de gestion et avec un scénario de référence (voir par exemple Santhi *et al.*, 2001).
- Pour déterminer des charges maximales admissibles en amont permettant d'atteindre un objectif de qualité d'eau en aval du bassin versant. Cette approche a d'abord été développée pour les rejets ponctuels, puis généralisée aux rejets diffus d'origine agricole (*Total Maximum Daily Load* - TMDL – tel que requis par le *Clean Water Act* aux États-Unis). L'utilisation de systèmes de modélisation intégrée à l'échelle du bassin versant est une voie prometteuse pour mettre en œuvre ce type d'approche (voir Rousseau *et al.*, 2002a; Rousseau *et al.*, 2002b).

2.3 SPÉCIFICITÉS DE L'APPLICATION AU CANADA

La première difficulté, lorsque l'on souhaite appliquer des modèles sur divers bassins versants du Canada, c'est la diversité des conditions topographiques, pédologiques, hydrologiques et climatiques. Cela nécessite d'avoir recours à un modèle souple d'utilisation et robuste, c'est-à-dire possédant suffisamment de bases physiques pour être appliqué sous des conditions variées.

Une importante particularité concernant les conditions climatiques est le rôle prépondérant de l'enneigement et de la fonte des neiges dans le comportement hydrologique des bassins versants. Comme nous le verrons plus loin, la majorité des modèles de devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant a été développée et validée aux États-Unis. Certains de ces modèles négligent ainsi les précipitations sous forme de neige et donnent donc de très mauvais résultats lorsqu'ils sont appliqués dans des régions septentrionales.

Pour pouvoir appliquer un modèle sur un bassin versant, il faut que les données permettant de caractériser le bassin versant (ex. : modèle numérique d'élévation, pédologie, *etc.*), les caractéristiques des pesticides (ex. : temps de demi-vie, coefficient de partition), ainsi que les données d'entrée requises (variables météorologiques au pas de temps du modèle) soient disponibles, de même que des données de concentration en rivière pour assurer le calage et la validation du modèle. Certains modèles sophistiqués nécessitent de nombreuses données d'entrée qui sont parfois très difficiles à obtenir (ex : rayonnement solaire), tandis que d'autres modèles, plus simples, requièrent uniquement des séries temporelles de précipitation. Il sera donc nécessaire d'identifier la disponibilité des données météorologiques ainsi que des données de concentration en pesticides en rivières à l'échelle nationale, pour pouvoir appréhender les possibilités d'application des modèles.

2.4 CRITÈRES RETENUS

Les critères retenus pour la description puis l'analyse comparative des modèles de devenir des pesticides à l'échelle du bassin versant sont énumérés ci-dessous. Ces critères concernent la description générale du modèle (ex : nom, auteur, références, pays, année de création, *etc.*), son fonctionnement (processus, composantes, échelles, *etc.*), son applicabilité (facilité d'utilisation, modules de gestion, exemples d'application., *etc.*). Enfin, un résumé des principaux avantages et inconvénients du modèle est réalisé. Les poids attribués à chaque critère en vue de l'analyse comparative et de la sélection d'un modèle restent à définir et seront considérés dans une étape ultérieure du projet.

Description générale :

- **Nom complet :** les noms des modèles sont souvent des sigles qui seront expliqués ici.
- **Auteurs, distributeur :** nom du concepteur du modèle (généralement une compagnie ou un organisme de recherche).
- **Pays :** pays d'origine du modèle, qui détermine également la région géographique d'application pour laquelle il a été créé.
- **Année de création :** certains modèles sont très anciens (années 70) et n'ont plus grand intérêt pour une application aujourd'hui.
- **Évolution :** donne les étapes de conception du modèle, la version en cours ou les perspectives de développement.
- **Site internet :** pour les modèles les plus récents et les plus répandus, un site internet a été créé et regroupe un grand nombre d'informations.
- **Références :** documents (articles, rapports) présentant une description détaillée du modèle, à consulter pour plus de détails.
- **Type, complexité :** système d'aide à la décision, modèle de gestion, de recherche, ou de tri, à base physique ou empirique, simple ou complexe.
- **Objectifs :** décrit ce pour quoi le modèle a été conçu en premier lieu. Parfois, un modèle peut être utilisé pour une autre finalité que l'objectif initial (ex : utilisation de modèles de recherche comme outils de gestion).

Fonctionnement :

- **Composantes :** la plupart des modèles de devenir des pesticides sont constitués de modèles hydrologiques, d'érosion et de transport de polluants. La nature des modèles utilisés sera décrite ici.
- **Échelle spatiale :** tous les modèles présentés dans ce rapport d'étape s'appliquent à l'échelle du bassin versant, mais certains présentent des limites (supérieures ou inférieures) dans la taille des bassins versants d'application.
- **Pas de temps :** détermine l'intervalle de calcul, et donc la fréquence requise pour les données d'entrée et pour les variables de sortie. Un pas de temps plus court va allonger le temps global de calcul. Le plus souvent, le pas de temps est journalier.
- **Processus simulés et hypothèses :** description des processus pris en compte par le modèle pour le transport des pesticides, et des hypothèses simplificatrices éventuelles.

- **Discrétisation spatiale :** le plus souvent, le bassin versant est divisé en unités de calcul homogènes de taille fixe ou variable (sous-bassins).
- **Données requises :** description des variables d'entrée et des paramètres pour caractériser le bassin versant et les pesticides pris en compte.
- **Variables de sortie :** les variables de sortie du modèle peuvent être la concentration ou la charge, horaire, journalière ou mensuelle, à l'exutoire du bassin ou en tout point du réseau hydrographique.

Applicabilité :

- **Applications, résultats :** les cas inventoriés d'application du modèle avec les résultats obtenus en terme de qualité des prédictions par rapport à des données mesurées.
- **Pesticides pris en compte :** la plupart des modèles peut prendre en compte n'importe quel pesticide à partir du moment où ses caractéristiques physico-chimiques sont connues. Toutefois, en fonction des processus pris en compte, le modèle peut donner de mauvais résultats pour certaines molécules. Par ailleurs, certains modèles permettent de simuler plusieurs pesticides en même temps, et d'autres un seul à la fois.
- **Autres paramètres de qualité d'eau simulés :** les modèles de devenir de pesticides sont pour la plupart des modèles plus généraux de devenir des polluants agricoles et permettent de simuler le devenir des sédiments et des nutriments (azote, phosphore) ainsi que d'autres paramètres de qualité d'eau comme la DBO par exemple.
- **Module de gestion :** la présence de modules de gestion rend plus facile l'évaluation de l'effet de PGB par exemple. Ces modules sont intégrés aux systèmes d'aide à la décision.
- **Prise en compte des plans de ferme :** indique si l'échelle du modèle et les modules de gestion permettent de prendre en compte des modification à l'échelle de la ferme. Pour tous les modèles inventoriés, la réponse est non.
- **Outils cartographiques, SIG :** le couplage des modèles avec un Système d'Information Géographique permet une modélisation distribuée, et une meilleure visualisation spatiale des données et des résultats de simulation. Toujours présent dans les systèmes d'aide à la décision.
- **Interface d'utilisation :** la présence d'une interface facilite grandement l'utilisation du modèle et la définition des scénarios de gestion.

- **Outils d'analyse :** certains modèles proposent des outils d'analyse et de traitement des résultats de simulation : analyses statistiques plus ou moins sophistiquées ou analyse économique des scénarios de gestion testés par calcul des ratios avantages/coûts.
- **Calage :** le calage d'un modèle consiste à ajuster les valeurs de certains paramètres pour faire en sorte que les résultats des simulations se rapprochent le plus possible de des données mesurées sur un bassin versant d'application. Certains modèles ont de nombreux paramètres et nécessitent un calage fastidieux, tandis que d'autres sont conçus pour être appliqués sur des bassins versants non jaugés, donc ne nécessitent en théorie aucun calage.
- **Disponibilité :** indique si le logiciel est disponible gratuitement (domaine public) ou s'il est payant (c'est le cas des modèles conçus pour des sociétés privées).

<u>Synthèse :</u>

- **Avantages** : synthèse des principaux avantages du modèle, dans l'optique des objectifs projet. Déterminé pour l'instant en fonction des informations réunies et donc à compléter pour la plupart des modèles.
- **Inconvénients :** synthèse des principaux inconvénients du modèle, dans l'optique des objectifs du projet. Déterminé pour l'instant en fonction des informations réunies et donc à compléter pour la plupart des modèles.

3 INVENTAIRE DES MODÈLES EXISTANTS

3.1 MÉTHODE ET RESSOURCES UTILISÉES POUR LA RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

Cette revue de littérature a été réalisée en plusieurs étapes. Tout d'abord, l'inventaire des modèles a été réalisé à partir d'ouvrages de référence que nous possédions, d'une recherche sur des bases de données bibliographiques et la consultation de revues spécialisées.

- Les principaux ouvrages (livres, thèses) consultés, concernant aussi bien les processus de transformation et de transport des pesticides dans le sol que les modèles hydrologiques et de pollution diffuse, sont : Cheng, 1990; Ghadiri et Rose, 1992; Hemond et Fechner, 1994; Honeycutt et Schabaker, 1994; Heatwhole, 1995; Singh, 1995; Belamie *et al.*, 1996; Shoemaker *et al.*, 1997; Payraudeau, 2002; Singh et Frevert, 2002.
- Les bases de données bibliographiques consultées sont des bases en ligne (Web of Science, PubMed).
- Le site internet de PFMODELS (www.pfmodels.org) qui est dédié à la modélisation du transport de pesticides et qui comprend des références bibliographiques, une liste de modèles, des groupes de travail, un forum de discussion, des annonces de colloques, des congrès et événements divers.
- Les revues spécialisées ont été consultées pour inventorier et caractériser les différents modèles, les approches de gestion des ressources et d'évaluation des pratiques culturales utilisant la modélisation. Ces revues peuvent être classées selon quatre thèmes principaux (certaines revues peuvent traiter de plusieurs thèmes à la fois).

Hydrologie quantitative et qualitative :

Hydrological Processes, Journal of Contaminant Hydrology, Journal of Environmental Quality, Journal of Hydrology, Transactions of the ASAE, Water Air and Soil Pollution, Water Research, Water Resources Research, Water Science and Technology.

Modélisation et outils d'aide à la décision :

Ecological Modelling, Environmental Modeling and Software, Environmental Pollution, Environmental Science and Technology.

Devenir et impact des pesticides :

Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Chemosphere, Environmental Toxicology and Chemistry, Journal of Environmental Science and Health, Pesticide Science, The Science of Total Environment.

Pratiques agricoles :

Agricultural Ecosystems and Environment, Agronomie, Soil Science Society of America Journal, Soil Use and Management, Pest Management Science (autrefois Pesticide Science).

Une fois les processus et les modèles identifiés, une recherche plus approfondie a été réalisée pour chaque modèle en consultant les articles ou documents de référence répertoriés. Ces références sont indiquées dans la fiche descriptive de chaque modèle.

3.2 MODÈLES À L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT

L'objectif de ce rapport d'étape étant de réaliser un inventaire des modèles et de leurs principales caractéristiques, ils sont présentés sous la forme de fiches descriptives et classés par ordre alphabétique à l'Annexe B (p. 39). Trente-trois modèles ont été recensés à ce jour : ACTMO, ADAPT, AGNPS, ARM, BASINS, CatchIS, CHEMCAN, CHEMGL, CPM, DRIPS, DWSM, EPA Screening Procedures, GIBSI, HSPF, IWMM, LWMM, MHYDAS, MIKE SHE, Le modèle de régression, NELUP, NPS, POLA, POPPIE, PRM, SHETRAN, SURFACE, SWAM, SWAT, UP, WARMF, WASCH, WATERWARE et WINGÉO.

Les caractéristiques des modèles sont résumées au Tableau 3.1 ci-dessous. Pour certains modèles, la documentation est facilement disponible est très complète, ce qui a permis une description détaillée pour chacun des critères retenus (exemple : le modèle DRIPS, p. 58). En revanche, pour d'autres modèles plus anciens ou plus marginaux, une documentation détaillée est difficile à obtenir et la fiche descriptive reste donc très incomplète pour le moment (ex : modèle PRM, p. 86). Ainsi, certains éléments descriptifs n'ont pas encore pu être entièrement documentés (le symbole « ? » est indiqué dans ce cas dans la fiche descriptive ainsi que dans le Tableau 3.1). Ils seront cependant complétés en vue de l'analyse comparative qui sera présentée dans le rapport final. Il est aussi utile de rappeler qu'aucune analyse n'a encore été réalisée à ce stade de l'étude pour évaluer et comparer la pertinence des modèles recensés par rapport aux objectifs de l'étude.

Tableau 3.1 : Résumé des principales caractéristiques des modèles

Modèle	Pays	Année	Type de modèle			Échelle spatiale		Échelle temporelle		Pas de temps		
			SAD* gestion	Recherche	Tri	Petits bassins	Grands bassins	Événementiel-le	Continue	Heure	Jour	Mois
ACTMO		1975		X		X		X		X		
ADAPT		1990	X	X		X			X		X	
AGNPS		1985	X			X		X	X	X	X	
ARM		1976		X		X		X		X		
BASINS		1996	X			X	X		X		X	
CatchIS		1994	X			?	?		X	?	?	?
CHEMCAN		?			X		X		X	?	?	?
CHEMGL		2002			X		X		X	?	?	?
CPM		1979		X		X			X			X
DRIPS		2004	X			X	X		X		X	
DWSM		2002		X				X		X		
EPA Screening proc.		1985			X	X						
GIBSI		1998	X				X		X		X	
HSPF		1980	X			X	X	X	X	X	X	
IWMM		?		X		?	?	?	?	?	?	?
LWMM		1995	X			?	?	?	?	?	?	?
MHYDAS		2002		X		X		X		?	?	?
MIKE SHE		1998	X	X		X		X	X	X	X	
Modèle de régression		2004		X		X	X	X		X		
NELUP		1995	X			X	X	X	X	X		
NPS		1976	X			X		X	X	X	X	
POLA		1995		X		X			X		X	
POPPIE		1996	X			?	?	?	?	?	?	?
PRM	?	?			X	?	?	?	?	?	?	?
SHETRAN		1995		X		X	X	X	X	X		
SURFACE		1990		X		X	X		X		X	
SWAM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
SWAT		1998	X			X	X		X		X	
UP		1995		X		X	X		X	X		
WARMF		1998	X				X		X	?	?	?
WASCH	?	1973		X		X		X		?	?	?
WATERWARE		1996	X				X		X		X	
WINGÉO		?	?	?	?	?	?	?	X		X	

Tableau 3.1 (suite)

Modèle	Processus simulés							Données requises			Variables de sortie	
	Volatili-sation	Sorption	Dégra-dation	Ruissel-lement	Érosion	Infiltrat-ion	Transport en rivière	Simples	Complexes	Calage nécessaire	Concentration ou charge à l'exutoire	Concentration en tout point du réseau
ACTMO		X	X	X	X	X			X	X	X	
ADAPT	?	?	?	X	X	?	?	?	?	?		X
AGNPS	?	?	?	X	X	X	X		X	?		X
ARM	?	?	?	X	X	?			X	X	X	
BASINS	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X
CatchIS	?	?	?	?	?	?	?	X		?	?	?
CHEMCAN	X			X	?	X	?		X	?	X	
CHEMGL	X			X	?	X	?		X	?	X	
CPM	X	X	X	X	X	X		X			X	
DRIPS		?	X	X		X			X			X
DWSM		X		X	X			X		X	X	
EPA Screening proc.	X	X	X	X	X			X		?	X	
GIBSI	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X
HSPF	?	X	X	X	X	X	X		X	X		X
IWMM	?	?	?	?	?	?			X	?	?	?
LWMM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
MHYDAS	?	?	?	X	X	X	X	X		?	?	?
MIKE SHE		X	X	X	X	X	X		X	X		X
Modèle de régression								X		X	X	
NELUP		X	X	X	X	X	X		X	?		X
NPS		?		X	X			?	?	X	X	
POLA		X	X	X	?	?	?	X		?	?	?
POPPIE	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	X	
PRM		?	?	X	X			?	?	?	?	?
SHETRAN		X	X	X	X	X	X		X	X		X
SURFACE	?	?	?	X	?	?	?	X		X	X	
SWAM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
SWAT	X	X	X	X	X	X	X	X				X
UP		X	X	X	X	X	X		X	X		X
WARMF	?	?	?	?	?	?	?	X		?		X
WASCH	?	?	?	X	?	?		?	?	?	X	
WATERWARE				X	X	X	X	X		?		X
WINGÉO	?	X	?	X	?	?	?	X		X	?	?

Tableau 3.1 (suite)

Modèle	Autres paramètres de qualité d'eau			Facilités d'utilisation				Applications			Disponibilité	
	Sédiments	Nutriments	Coliformes	SIG	Interface	Outils d'analyse	Module de gestion	États-Unis	Canada	Europe	Domaine public	Payant
ACTMO	X	X		X	?	?		X			X	
ADAPT	X	X		X				X			X	
AGNPS	X	X		X	X	X	X	X			X	
ARM	X	X						X			X	
BASINS	X	X	X	X	X	?	X	X			X	
CatchIS	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
CHEMCAN	?	?	?				?		X		X	
CHEMGL	?	?	?				?	X			?	?
CPM	X	X						X			?	?
DRIPS	X	X		X	X	?	X			X	?	?
DWSM	X	X						X			X	
EPA Screening Proc.	X	X	X					X			X	
GIBSI	X	X		X	X	X	X		X		X	
HSPF	X	X	X			X		X	X		X	
IWMM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
LWMM	?	?	?	X	X	X	?	?	?	?	?	?
MHYDAS												
MIKE SHE	X	X		X	X	?	X			X		X
Modèle de régression								X			X	
NELUP	X	X		X	X	X	X		X		?	?
NPS	X							X			?	?
POLA	?	?	?		?	?	?			X	?	?
POPPIE				X	?	?	?			X	?	?
PRM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
SHETRAN	X	X		X				X		X	?	?
SURFACE	?	?	?		?			X			?	?
SWAM	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
SWAT	X	X		X	X	?	X	X			X	
UP	X	X		X						X	?	?
WARMF	X	X		X	X	X	X	X			?	?
WASCH	X							?	?	?	?	?
WATERWARE	X	X	X	X	X	X	X	X				X
WINGÉO	X	X		X	X	?	?			X		X

3.3 MODÈLES À L'ÉCHELLE PARCELLAIRE

De la même manière que pour les modèles à l'échelle des bassins versants, un inventaire a été réalisé pour les modèles à l'échelle parcellaire. Ceci a été fait suite au constat qu'une proportion importante de modèles de bassins versants ont été développés selon les approches de modélisation utilisées a l'échelle parcellaire, et dans un souci de continuité, afin de bien illustrer au lecteur l'origine de la modélisation du transport des pesticides. Trente-trois modèles ont été recensés et seront décrits succinctement dans le rapport final :

AGRIFLUX, AQAT, BAM, CALF, CMLS, CRACKP, CREAMS, DEDALE-3D, EPIC, EXAMS, GENEEC, GLEAMS, IRRSCHM, LEACHM, MACRO, MOUSE, PELMO, PESTAN, PESTFADE, PESTLA, PESTRAS, PLIERS, PLM, PRZM, RICEWQ-VADOFT, RUSTIC, RZWQM, SESOIL, SIMULAT, TOXSWA, VARLEACH, VULPEST et WAVE.

4 CONCLUSION

L'objectif de ce rapport d'étape était de fournir un premier inventaire des modèles existants de transport des pesticides à l'échelle des bassins versants. Ces modèles seront pris en compte puis comparés dans la suite du projet afin de proposer une première sélection d'outils de modélisation jugés appropriés. La revue de littérature réalisée a permis de recenser trente-deux modèles, qui ont été décrits de manière complète ou partielle selon la documentation disponible. Cet inventaire a permis de mettre en évidence une grande variété de modèles avec des caractéristiques très différentes. Si certains d'entre eux semblent d'ores et déjà inadaptés par rapport aux objectifs du projet, plusieurs présentent un intérêt certain et seront donc étudiés plus en détail lors des prochaines étapes du projet. En particulier, il existe à l'heure actuelle un certain nombre de systèmes d'aide à la décision intégrant des modèles de gestion et des outils d'analyse les rendant particulièrement adaptés pour évaluer l'effet de PGB sur la qualité de l'eau à l'échelle des bassins versants.

Conformément au plan de travail présenté à l'Annexe C, les prochaines étapes de cette étude consisteront à :

(i) Compléter la documentation et la description des modèles à l'échelle des bassins versants (du 1er au 30 novembre 2004);

(ii) Réaliser une description succincte des modèles à l'échelle parcellaire (du 1er au 30 novembre 2004);

(iii) Réaliser une analyse comparative des modèles les plus pertinents (du 1er novembre au 15 décembre 2004);

(iv) Sélectionner un modèle en fonction des poids attribués aux critères (du 15 décembre 2004 au 10 janvier 2005); et

(v) Rédiger le rapport final (du 1er novembre 2004 au 14 janvier 2005).

Une première version du rapport final sera remise le 14 janvier 2005.

5 RÉFÉRENCES

Arnold, J.G. et J.R. Williams, 1995. SWRRB - A watershed scale model for soil and water resources management. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publication, Highlands ranch, pp. 847-908.

Arnold, J.G., J.R. Williams, R. Srinivasan et K.W. King, 1996. *SWAT. Manual*, USDA, Agricultural Research Service and Blackland Research Center, Texas.

Belamie, R., V. Gouy et J.L. Verrel, 1996. *Produits phytosanitaires. Processus de transfert et modélisation dans les bassins versants*. Séminaire National Hydrosystèmes, Groupe Français des Pesticides, Nancy, 22-23 mai 1996.

Beulke, S., C.D. Brown, I.G. Dubus, C.J. Fryer et A. Walker, 2004. Evaluation of probabilistic modelling approaches against data on leaching of isoproturon through undisturbed lysimeters. *Ecological Modelling*, **179**(1): 131-144.

Bicknell, B.R., J.C. Imhoff, J.L.J. Kittle, A.S.J. Donigian et R.C. Johanson, 1993. *Hydrologic Simulation Program - FORTRAN (HSPF) User's manual for release 10*. EPA/600/R-93/174, U.S. EPA Environmental Research Lab, Athens, Ga.

Bollag, J.M. et S.Y. Liu, 1990. Biological transformation processes of pesticides. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, pp. 169-211.

Borah, D.K. et M.S. Ashraf, 1993. *Nonpoint source pollution model for agricultural and rural watersheds*. Engineering Hydrology Symposium. ASCE, San Francisco, CA, 395-400 pp.

Borah, D.K. et M. Bera, 2004. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of applications. *Transactions of the ASAE*, **47**(3): 789-803.

Borah, D.K., R. Xia et M. Bera, 2002. DWSM - A dynamic watershed simulation model. Dans: V.P. Singh et D.K. Frevert (Eds.), *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado, pp. 113-166.

Bowie, G.L., W.B. Mills, D.B. Porcella, C.L. Campbell, R.R. Pagenkopf, G.L. Rupp, K.M. Johnson, P.W.H. Chan et S.A. Gherini, 1985. *Rates, Constants, and Kinetic Formulations in Surface Water Quality Modeling. 2nd Édition.*, US-EPA.

Bruce, R.R., 1973. *Water-Sediment-Chemical Effluent Prediction (WASCH Model)*, USDA, Agricultural Research Service, Watkinsville, GA.

Bruce, R.R., L.A. Harper, R.A. Leonard, W.M. Snyder et A.W. Thomas, 1975. A model for runoff of pesticides from small upland watersheds. *Journal of Environmental Quality*, **4**(4): 541-548.

Chen, C.W., J. Herr, L. Ziemelis, R.A. Goldstein et L. Olmsted, 1998. Translation of water quality to usabilities for the Catawba River basin. Dans: US-EPA (Ed.) *Proceedings of the NWQCM Conference*, Washington, DC, pp. 399-407.

Cheng, H.H., 1990. *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling*. Soil Science Society of America Book Series, 2. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin.

Chung, S.O., A.D. Ward et C.W. Shalk, 1992. Evaluation of the hydrologic component of the ADAPT water table management model. *Transactions of the ASAE*, **35**(2): 571-579.

Desmond, E.D., A.D. Ward, N.R. Fausey et T.J. Logan, 1995. Nutrient component evaluation of the Adapt water management model. Dans: C. Heatwole (Ed.) *Water Quality Modeling. Proceedings of the International Symposium*, Orlando, Floride, pp. 21-30.

DHI, 1998. *MIKE SHE Water Movement - User guide and technical reference manual, Edition 1.1*, Danish Hydraulic Institute.

Di Luzio, M., R. Srinivasan et J.G. Arnold, 2003. Integration of watershed tools and SWAT model into BASINS. *Journal of the American Water Resources Association*, **38**(4): 1127-1141.

Donigian, A.S., B.R. Bicknell et J.C. Imhoff, 1995. Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF). Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Higlands Ranch, Colorado, pp. 395-442.

Donigian, A.S. et N.H. Crawford, 1976. *Modeling Pesticides and Nutrients on Agricultural Lands*. EPA-600/2-76-043, US-EPA, Athens, Georgie.

Donigian, A.S., J.C. Imhoff et B.R. Bicknell, 1983. Predicting water quality resulting from agricultural nonpoint source pollution via simulation - HSPF. Dans: F.W. Schaller et G.W. Bailey (Eds.), *Agricultural Management and Water Quality*. Iowa State University Press, Ames, Iowa, pp. 200-249.

Donigian, A.S., J.C. Imhoff, B.R. Bicknell et J.L. Kittle, 1984. *Application Guide for Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF)*. EPA-600/3-84-065, U.S. Environment Protection Agency (EPA), Washington, D.C.

EPRI, 1998. *Watershed Analysis Risk Management Framework: a Decision Support System for Watershed Approach and Total Maximum Daily Load Calculation*, EPRI, Paolo Alto, CA.

Ewen, J., 1995. Contaminant transport component of the catchment modelling system SHETRAN. Dans: S.T. Trudgill (Ed.) *Solute Modelling in Catchment Systems*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 417-441.

Ewen, J., 1997. 'Blueprint' for the UP modelling system for large scale hydrology. *Hydrological and Earth Systems Science*, **1**: 55-69.

Ewen, J., G. Parkin et P.E. O'Connell, 2000. SHETRAN : Distributed river basin flow and transport modeling system. *Journal of Hydrologic Engineering*, **5**(3): 250-258.

Fedra, K. et D.G. Jamieson, 1996. The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning. 2. Planning capability. *Journal of Hydrology*, **177**(3-4): 177-198.

Frere, M.H., C.A. Onstad et H.N. Holtan, 1975. *ACTMO, an Agricultural Chemical Tansport Model*. ARS-H-3, USDA.

Ghadiri, H. et C.W. Rose, 1992. *Modeling Chemical Transport in Soils. Natural and Applied Contaminants*. Lewis Publishers, Boca Raton, Floride.

Glotfelty, D.E., M.M. Leech, J. Jersy et A.W. Taylor, 1989. Volatilization and wind erosion of soil surface applied atrazine and toxaphene. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **32**: 638-643.

Guo, L., C.E. Nordmark, F.C. Spurlock, B.R. Johnson, L. Li, J.M. Lee et K.S. Goh, 2004. Characterizing dependence of pesticide load in surface water on precipitation and pesticide use for the Sacramento River watershed. *Environmental Science and Technology*, **38**: 3842-3852.

Gustafson, D.I., 1990. Field calibration of SURFACE : a model of agricultural chemicals in surface waters. *Journal of Environmental Science and Health - B*, **25**(5): 665-687.

Haith, D.A., 1980. A mathematical model for estimating pesticide losses in runoff. *Journal of Environmental Quality*, **9**(3): 428-433.

Haith, D.A. et R.C. Loehr, 1979. *Effectiveness of Soil and Water Conservation Practices for Pollution Control*. EPA-600/3-82-024, US-EPA, Athens, Georgie.

Heatwhole, C., 1995. *Water Quality Modeling*. International Symposium on Water Quality Modeling. American Society of Agricultural Engineers, Hyatt Hotel Orlando, Floride.

Hemond, H.F. et E.J. Fechner, 1994. *Chemical Fate and Transport in the Environment.* Academic Press, San Diego, California.

Himel, C.M., H. Loats et G.W. Bailey, 1990. Pesticide sources to the soil and principles of spray physics. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling.* Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 7-50.

Hollis, J., C. Brown et S. Hallett, 1996. Coupling models and Geographic Information Systems for environmental risk evaluation. Dans: R. Belamie, V. Gouy et J.L. Verrel (Eds.), *Produits Phytosanitaires. Processus de Transfert et Modélisation dans les Bassins Versants. Actes du Séminaire National.* Cemagref Éditions, Nancy, pp. 203-213.

Hollis, J., C. Keay, S. Hallett et J. Gibbons, 1995. Using CatchIS to assess the risk to water resources from diffusely applied pesticides. Dans: *Pesticide Movement to Water.* BCPC Monograph, pp. 345-350.

Honeycutt, R.C. et D.J. Schabaker, 1994. *Mechanisms of Pesticide Movement into Groundwater.* Lewis Publisherss, Boca Raton, Floride.

Jamieson, D.G. et K. Fedra, 1996a. The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning. 1. Conceptual design. *Journal of Hydrology,* 177(3-4): 163-175.

Jamieson, D.G. et K. Fedra, 1996b. The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning. 3. Example applications. *Journal of Hydrology,* 177(3-4): 199-211.

Klein, M., J. Hosang, H. Schafer, B. Erzgraber et H. Resseler, 2000. Comparing and evaluating pesticide leaching models: Results of simulations with PELMO. *Agricultural Water Management,* 44(1-3): 263-281.

Koskinen, W.C. et S.S. Harper, 1990. The retention process : the mechanisms. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling.* Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

Laroche, A.-M., J. Gallichand, R. Lagace et A. Pesant, 1996. Simulating Atrazine Transport with HSPF in an Agricultural Watershed. *Journal of Environmental Engineering,* 122(7): 622-630.

Leonard, R.A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling.* Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, pp. 303-349.

Litwin, Y.J. et A.S. Donigian, 1978. Continuous simulation of nonpoint pollution. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 50(10): 2348-2361.

Mailhot, A., A.N. Rousseau, E. Salvano, R. Turcotte et J.P. Villeneuve, 2002. Évaluation de l'impact de l'assainissement urbain sur la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(Numéro spécial): 149-172.

McKay, D., S. Paterson et D.D. Tam, 1991. *Assessments of Chemical Fate in Canada: Continued Development of a Fugacity Model*, Santé Canada.

Meyers, M., K. Albertin et P. Cocca, 2001. BASINS 3.0: Modeling tool for impreved watershed management. Dans: J.J. Warwick (Ed.) *Water Quality Monitoring and Modeling*. American Water resources Association, pp. 17-22.

Mills, W.B., B.B. Porcella, M.J. Ungs, S.A. Gherini, K.V. Summers, M. Lingsung, G.L. Rupp, G.L. Bowie et D.A. Haith, 1985. *Water Quality Assessment: A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Groundwater, Parts 1 and 2*. EPA/600/6-85/002a,b, US-EPA, Environmental research Laboratory, Athens, GA.

Moussa, R., M. Voltz et P. Andrieux, 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16(2): 393-412.

Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, R. Srinivasan et J.R. Williams, 2000. *Soil and Water Assessment Tool. User's Manual. Version 2000*, US EPA, Temple, Texas.

O'Callaghan, J.R., 1995. NELUP : an introduction. *Journal of Environmental Planning and Management*, 38(1): 5-20.

Payraudeau, S., 2002. Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Thèse, ENGREF, Montpellier, 436 pp.

Pinheiro, A., 1995. Un Outil d'Aide à la Décision de la Pollution Agricole : le Modèle POLA. Thèse, Institut National Polytechnique, Toulouse, 289 pp.

Qiu, Z. et T. Prato, 2001. Physical determinants of economic value of riparian buffers in an agricultural watershed. *Journal of American Water Resources Association*, 37(2): 295-303.

Refsgaard, J.C. et B. Storm, 1995. MIKE SHE. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO, pp. 809-846.

Rekolainen, S., V. Gouy, R. Francaviglia, O.-M. Eklo et I. Barlund, 2000. Simulation of soil water, bromide and pesticide behaviour in soil with the GLEAMS model. *Agricultural Water Management*, **44**(1-3): 201-224.

Röpke, B., M. Bach et H.G. Frede, 2004a. DRIPS - a DSS for estimating the input quantity of pesticides for German river basins. *Environmental Modelling & Software*, **19**: 2021-1028.

Röpke, B., M. Bach et H.G. Frede, 2004b. DRIPS : a decision support system estimating the qyuantity of diffuse pesticide pollution in German river basins. *Water Science and Technology*, **49**(3): 149-156.

Rousseau, A.N., A. Mailhot, S. Gariépy, E. Salvano et J.P. Villeneuve, 2002a. Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejets de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau*, **15**(Numéro spécial): 121-148.

Rousseau, A.N., A. Mailhot, R. Turcotte, M. Duchemin, C. Blanchette, M. Roux, N. Etong, J. Dupont et J.P. Villeneuve, 2000a. GIBSI - An integrated modelling system prototype for river basin management. *Hydrobiologia*, **422/423**: 465-475.

Rousseau, A.N., A. Mailhot et J.P. Villeneuve, 2000b. Problématique, éléments de solution et exemples d'application du système informatisé GIBSI. *Vecteur Environnement*, **33**(5): 27-54.

Rousseau, A.N., A. Mailhot et J.P. Villeneuve, 2002b. Development of a risk-based TMDL assessment approach using the integrated modeling system GIBSI. *Water Science and Technology*, **45**(9): 317-324.

Santhi, C., J.G. Arnold, J.R. Williams, L.M. Hauck et W.A. Dugas, 2001. Application of a watershed model to evaluate management effects on point and nonpoint source pollution. *Transactions of the ASAE*, **44**(6): 1559-1570.

Sarmah, A.K., K. Müller et R. Ahmad, 2004. Fate and behaviour of pesticides in the agroecosystem - a review with New Zealand perspective. *Australian Journal of Soil research*, **42**: 125-154.

Shoemaker, L., M. Lahlou, M. Bryer, D. Kumar et K. Kratt, 1997. *Compendium of Tools for Watershed Assessment and TMDL Development*, U.S. EPA et Tetra Tech Inc., Washington.

Singh, V.P., 1995. *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highland Ranch, Colorado.

Singh, V.P. et D.K. Frevert, 2002. *Mathematical Models of Small Watersheds Hydrology and Applications*. Water Resources Publications, Highlands Ranch, Colorado.

Sloan, W.T. et J. Ewen, 1999. Modelling long-term contaminant migration in a catchment at fine spatial and temporal scales using the UP system. *Hydrological Processes*, **13**: 823-846.

Smith, C.N., G.W. Bailey, R.A. Leonard et G.W. Langdale, 1978. *Transport of Agricultural Chemicals From Small Upland Piedmont Watersheds*. EPA-600/3-78-056, US-EPA, Washington, DC.

Taylor, A.W. et W.F. Spencer, 1990. Volatilization and vapour transport processes. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 213-269.

US-EPA, 2002. *Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources (BASINS), Version 3. User's manual*. EPA823B01001, US-EPA.

Villeneuve, J.P., C. Blanchette, M. Duchemin, J.F. Gagnon, A. Mailhot, A.N. Rousseau, M. Roux, J.F. Tremblay et R. Turcotte, 1998. *Rapport Final du Projet GIBSI : Gestion de l'Eau des Bassins Versants à l'Aide d'un Système Informatisé. Mars 1998 : Tome 1*. R-462, INRS - Eau, Sainte-Foy.

Villeneuve, J.P., A.N. Rousseau, A. Mailhot, E. Salvano, J.F. Tremblay et R. Quilbé, 2004. *Développement du cadre d'application de GIBSI pour le calcul d'objectifs environnementaux d'apports diffus en milieu agricole et l'analyse avantages-coûts de scénarios de gestion*. R-549-e, INRS-ETE, Sainte-Foy.

Wagenet, R.J. et P.S.C. Rao, 1990. Modeling pesticide fate in soils. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

Ward, A.D., E.D. Desmond, N.R. Fausey, T.J. Logan et W.G. Knisel, 1993. *Development studies with the ADAPT water table management model*. 15th International Congress on Irrigation and Drainage, The Hague, The Netherlands.

Wienhold, B.J., A.M. Sadeghi et T.J. Gish, 1993. Effect of starch encapsulated and temperature on volatilization of atrazine and alachlor. *Journal of Environmental Quality*, **22**: 162-166.

Williams, J.R., 1995. The EPIC Model. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highlands ranch, pp. 909-1000.

Williams, J.R., C.A. Jones et P.T. Dyke, 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the ASAE*, **27**(1): 129-144.

Williams, J.R., A.D. Nicks et J.G. Arnold, 1985. Simulator for water resources in rural basins. *Journal of Hydraulic Engineering*, **111**(6): 970-986.

Wolfe, N.L., U. Mingelgrin et G.C. Miller, 1990. Abiotic transfromations in water, sediments, and soil. Dans: H.H. Cheng (Ed.) *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin.

Yan, J., E. Hopkin, J.T. Sorensen et J.T. Kjelds, 1998. *Integrated hydrological modeling in South Florida Water Management District*. 1998 International Water Resources Engineering Conference, Vol. one, Memphis, Tennessee.

Young, R.A., C.A. Onstad et D.D. Bosch, 1995. AGNPS : An Agricultural Nonpoint Source Model. Dans: V.P. Singh (Ed.) *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, Highland Ranch, Colorado, pp. 1001-1020.

Young, R.A., C.A. Onstad, D.D. Bosch et W.P. Anderson, 1987. *AGNPS : an Agricultural Nonpoint Source Pollution Model: a Watershed Analysis Tool*. Conservation Research Report 35, USDA.

Zhang, Q., J.C. Crittenden, D. Shonnard et J.R. Mihelcic, 2003. Development and evaluation of an environmental multimedia fate model CHEMGL for the Great Lakes region. *Chemosphere*, **50**: 1377-1397.

ANNEXE A. PROCESSUS DE TRANSFORMATION ET DE TRANSPORT DES PESTICIDES

A.1 LES FAMILLES DE PESTICIDES, SOURCES ET MODES D'APPLICATION

Avant d'aborder les processus de transformation et de transport des pesticides, il convient de présenter les grandes classes de composés pesticides et leurs modes d'application. La structure chimique des pesticides ainsi que leur mode d'introduction dans les agroécosystèmes déterminent en effet pour une grande part le comportement des pesticides dans l'environnement. Ils seront donc responsables en partie de la nature des processus d'atténuation affectant le devenir des pesticides épandus.

Les pesticides regroupent principalement les herbicides, les fongicides, les insecticides et les rodenticides. Ce sont des composés chimiques organiques dotés de propriétés toxicologiques utilisés pour lutter contre les ravageurs et les plantes adventices jugés nuisibles pour les cultures. Il existe aujourd'hui des centaines de milliers de pesticides différents et de nouvelles molécules sont synthétisées continuellement, ce qui rend l'évaluation de leurs impacts particulièrement difficile. Les principaux pesticides utilisés actuellement appartiennent à quelques grandes familles chimiques :

- **Les organochlorés** sont des insecticides dont l'agent actif est le chlore. Ils sont très stables chimiquement et donc particulièrement persistants. Du fait de leur faible solubilité, ces composés sont fortement retenus sur le sol et sont donc peu biodisponibles pour la microflore du sol. Cette forte rétention limite grandement leur vitesse de migration avec l'eau. Bien que de nombreux composés organochlorés de première génération (produits au début des années 40) aient été bannis des pays industrialisés depuis les années 70 (ex. :. DDT), plusieurs composés sont encore utilisés ailleurs dans le monde, dont notamment le DDT, l'aldrine, la diéldrine, l'endrine, l'heptachlore et le chlordane.

- **Les organophosphorés** sont des insecticides ayant pour agent actif le phosphore (ex. : malathion et parathion). Développés depuis 1945, plusieurs représentants de ce groupe chimique sont encore utilisés aujourd'hui. Ils sont modérément ou peu persistants et se dégradent ainsi assez rapidement dans l'environnement mais ont des effets neurotoxiques très sévères sur les vertébrés.

- **Les pyréthroïdes** sont des insecticides de synthèse très toxiques pour les organismes aquatiques. Ils présentent des structures chimiques variées. Ces composés, relativement instables, sont peu ou modérément persistants dans l'environnement.

- **Les carbamates**, modérément ou très toxiques, sont utilisés comme insecticides (ex. : aldicarbe et carbaryl) et fongicides (ex. : propamocarb). Leur persistance dans l'environnement eau/sol est très variable selon la structure chimique du composé carbamate (quelques jours à quelques années).

- Les **triazines** sont des désherbants et représentent la majorité des herbicides utilisés (ex. : atrazine et simazine). Ce sont des hétérocycles azotés comprenant un groupement de chlore. Au Québec, comme dans plusieurs régions d'autres pays, ces composés représentent (ou ont déjà représentés) la majorité des pesticides agricoles employés en agriculture intensive. Ces produits réagissent avec le sol lors de leur migration (piégeage, relargage, spéciation) et forment des résidus liés avec le sol : l'évaluation de leur devenir et de leur impact se révèle difficile. Ces herbicides sont modérément ou très solubles : ils sont donc parfois peu retenus sur le sol, d'où la capacité de plusieurs composés de migrer rapidement avec l'écoulement de l'eau.

Si les fongicides et les insecticides sont appliqués ponctuellement en traitement curatif en réponse à une invasion ou à une infestation, les herbicides sont appliqués de manière plus systématique en pré-semis, pré-levée ou post-levée. Les traitements phytosanitaires peuvent être appliqués sous forme liquide (par dispersion ou en solution) ou solide (poudre, poussière, capsules ou granules). Les applications peuvent être réalisées en surface ou par incorporation au le sol. Aujourd'hui au Canada, la majorité des traitements herbicides sont appliqués en post-levée (environ 70%) et sous forme liquide (environ 95%) (C. Lemieux, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ste-Foy, QC, communication personnelle, Septembre 2004).

Pratiquement toutes les cultures sont concernées par les traitements phytosanitaires. Les cultures à croissance lente et avec un large inter-rang (ex : maïs, pomme de terre) sont particulièrement vulnérables aux mauvaises herbes et nécessitent donc un usage intensif d'herbicides. Les cultures avec un faible inter-rang (ex : céréales) sont plus sensibles aux maladies, insectes et champignons et doivent souvent être traitées à l'aide de fongicides et d'insecticides, en plus de quelques traitements herbicides en pré- ou post-levée.

Enfin, il faut noter l'utilisation croissante d'organismes génétiquement modifiés (OGM) en agriculture qui pourrait avoir une influence importante sur les pratiques de traitement phytosanitaires. Par exemple, l'implantation de maïs-BT, qui synthétise une protéine toxique pour la pyrale, permet une diminution des doses d'insecticides appliquées. À l'opposé, l'utilisation de cultures transgéniques résistantes aux herbicides engendre une utilisation

généralisée de produits non spécifiques à base de glyphosate (C. Lemieux, communication personnelle, Septembre 2004).

L'application est la source directe de pesticides pour le sol, mais d'autres sources doivent également être considérées : les processus de déposition atmosphérique sèche et humide, le lessivage foliaire, mais aussi les déversements accidentels qui représentent des sources ponctuelles de pollution parfois très importantes.

A.2 PROCESSUS AFFECTANT LE DEVENIR DES PESTICIDES

Une fois appliqués sur les cultures, les pesticides subissent une grande variété de processus physiques, chimiques, biologiques dans les milieux air, sol et eau, qui vont déterminer leur devenir dans l'environnement. Nous pouvons distinguer trois catégories de processus qui conditionnent le devenir des pesticides :

(1) Les **processus d'atténuation** qui font intervenir d'une part la réactivité, et d'autre part la modification de l'identité chimique du pesticide. La réactivité du pesticide est responsable de son adsorption sur les particules de sol. Cette adsorption réversible (ou rétention) est un processus physique ou physico-chimique, une interaction entre le pesticide et la surface de la particule de sol (Cheng, 1990). C'est un processus d'atténuation du transport du composé avec l'eau (diminution de la vitesse de transport du composé, comparativement à la vitesse de l'eau). La modification de l'identité chimique de la molécule active sera déterminée par les transformations ou dégradations par voies biotique (ex. : biodégradation) et abiotique (ex. : hydrolyse, photolyse). Ces processus peuvent êtres catalysés par les constituants du sol ou la photochimie. Ils affectent les concentrations en pesticides susceptibles de migrer dans les sols ou à la surface des sols et conduisent à des molécules plus simples et généralement moins toxiques que le composé parent (Cheng, 1990), bien que cela ne soit pas toujours le cas (ex. : transformation du DDT en DDE toxique).

(2) Les **processus de transport** avec l'eau. L'advection et la dispersion hydrodynamique sont les processus physiques contrôlant le transport des solutés avec l'eau par lessivage foliaire, infiltration, ruissellement de surface (souvent accompagné d'érosion hydrique) et écoulement souterrain. Dans le cas d'un traceur non réactif, seuls ces processus physiques conditionneront le transport du soluté. Dans le cas d'un soluté réactif (susceptible de s'adsorber au sol), tel qu'un pesticide, son adsorption sera responsable d'un retard comparativement à la vitesse de l'eau. L'adsorption est un processus d'atténuation qui joue un rôle important au niveau de la vitesse de transport des pesticides en contact avec le sol.

(3) Les processus contribuant à la **dissipation** des pesticides dans les agroenvironnements (excluant le transport avec l'eau). Il s'agit des processus qui participent à la disparition des pesticides épandus au sol. Ces processus peuvent inclure des processus d'atténuation (dégradations et transformations), processus d'érosion éolienne, et des processus de transfert de phase qui affectent également les concentrations en pesticides dans l'eau du sol. La volatilisation est l'un des plus importants processus de transfert de phase (phase liquide à phase gazeuse). En plus de la volatilisation des pesticides déjà épandus au sol, la dérive éolienne et la volatilisation de composés à partir des gouttelettes de solutions ou de suspensions de pesticides présents dans l'air au moment même de leur épandage (pulvérisation par des rampes au sol ou à l'aide d'aéronefs) peuvent constituer une très importante voie de dissipation des pesticides lors de leur application. Ainsi, au moment de leur épandage, plus de 50% de certains composés appliqués peuvent subir un **transport atmosphérique**. Ce transport atmosphérique, et donc les retombées de pesticides aux échelles locale (ex. : champs voisins), régionale (ex. : même bassin versant) ou transcontinentale, seront fonction de plusieurs facteurs incluant : caractéristiques physico-chimiques du pesticide, type de formulation commerciale utilisée, mode d'épandage, humidité relative, température de l'air, pression atmosphérique, vélocité du vent, courants atmosphériques, etc. De plus, des processus d'atténuation (ex. : photolyse selon les conditions d'irradiation solaire et donc météorologiques) pourront conditionner les concentrations en pesticides susceptibles d'être déposés au sol par voies sèche ou humide. La prise en compte du transport atmosphérique et des retombées de pesticides à l'échelle du bassin versant demeure cependant très difficile en regard de : (i) la prédiction incertaine de la fraction de pesticide épandue qui sera transportée par voie atmosphérique, (ii) la très grande variabilité spatiale et temporelle des facteurs environnementaux et météorologiques agissant sur le transport atmosphérique, (iii) la difficulté d'évaluer, en fonction de ces facteurs environnementaux, la grandeur des processus d'atténuation pouvant survenir dans l'atmosphère sus-jacent à un ou des bassin(s) versant(s) étudié(s), et (iv) la répartition géographique et la distribution non reproductibles des pesticides, au moment de leur retombée, dans les hydrosystèmes (eaux courantes et lacustres), les milieux terrestres (zones cultivées, forestières ou urbaines) et le biota (interception foliaire, exposition directe et accumulation par les organismes biologiques).

Tous ces processus sont schématisés sur la Figure A.1.

La manière dont ces processus influent sur le devenir des pesticides dépend des facteurs environnementaux (température, précipitations, rayonnement solaire, etc.), des caractéristiques du milieu (teneur en matière organique du sol, biomasse et bioactivité du sol, pH, teneur en eau, etc.), des pratiques culturales (taux, dates et modes d'application des pesticides, type de travail primaire du sol, ajout d'amendements organiques, etc.) et enfin des propriétés physiques

et chimiques du pesticide (solubilité, polarité, réactivité chimique et biologique). Les processus importants sont la dégradation par voies abiotique et biotique, la sorption par les constituants organiques et minéraux du sol, l'interception par le feuillage des cultures, le prélèvement par les cultures, la volatilisation, et l'effet de dilution par l'eau (Wagenet et Rao, 1990).

Nous présentons ici de manière synthétique les principaux processus connus, de la source (application) jusqu'à la rivière ou les eaux souterraines, avec dans chaque cas une explication des principales méthodes utilisées pour modéliser ces processus.

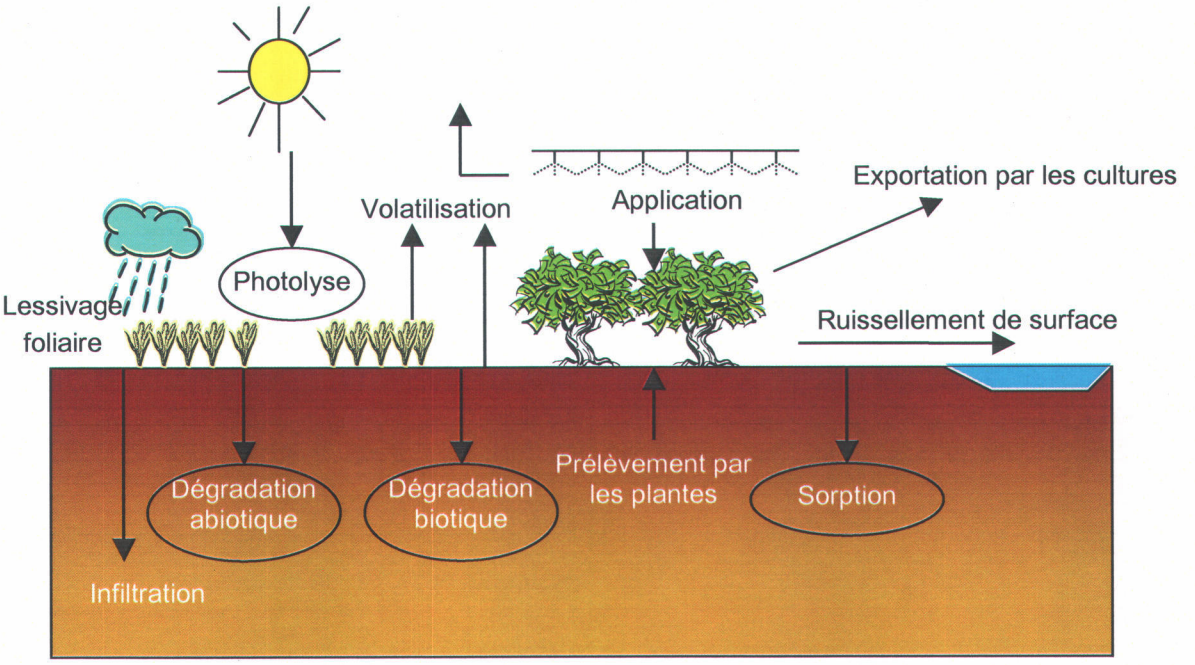

Figure A.1 : Représentation des principaux processus responsable du devenir des pesticides dans l'environnement (d'après Sarmah *et al.*, 2004).

A.3 VOLATILISATION

La volatilisation des pesticides a d'abord lieu au moment de l'application : il a été montré que 60% de la quantité totale de certains pesticides contenue dans le réservoir de l'épandeur peut être perdue au moment de l'application par dispersion ou volatilisation (Himel *et al.*, 1990, d'après Smith *et al.*, 1978).

La volatilisation concerne également les pesticides déjà appliqués et donc présents sur le feuillage et sur et dans le sol, soit directement à partir des molécules présentes au sol ou sur les plantes, ou bien par dispersion dans le flux de vapeur (Taylor et Spencer, 1990). Ce processus dépend de la pression de vapeur du pesticide, des caractéristiques du sol, des facteurs climatiques et des pratiques culturales (Taylor et Spencer, 1990).

La volatilisation augmente avec :

- la teneur en eau du sol, l'eau favorisant d'une part la désorption des molécules des sites d'adsorption (Glotfelty *et al.*, 1989), et d'autre part une plus grande surface de contact eau/air.
- l'évaporation qui provoque des remontées capillaires favorisant le transport de pesticides ou de résidus dissous vers la surface du sol.
- la température qui provoque une augmentation de la densité de vapeur des pesticides (Sarmah *et al.*, 2004, d'après Wienhold *et al.*, 1993)

La volatilisation est un processus fondamental à prendre en compte dans les modèles de devenir de certains pesticides puisqu'il a été montré que la proportion de pesticides perdue par volatilisation sept jours après l'application pouvait atteindre 90% de la quantité initiale (Glotfelty *et al.*, 1989). Certains modèles décrivent les processus de distribution à grande échelle en utilisant un coefficient de partition qui permet de prédire la distribution d'une molécule entre l'atmosphère, l'eau, les sédiments et l'eau. Une approche plus mécaniste est l'approche de la fugacité qui prend en compte des taux de dégradation différents dans chaque phase. Certains de ces modèles sont basés sur la loi de Henry qui stipule que, à température donnée, la quantité de gaz dissous à l'équilibre dans un liquide est proportionnelle à la pression du gaz au dessus du liquide. Cela permet de représenter le partitionnement liquide/vapeur des pesticides et de calculer, à l'équilibre, les concentrations dans les différents compartiments et notamment dans la couche atmosphérique :

$$C_G = K_H \cdot C_L$$

Où C_G est la concentration en pesticide dans la phase gazeuse, C_L la concentration dans la phase liquide et K_H la constante de Henry.

A.4 SORPTION DANS LE SOL

La sorption est l'un des processus majeurs gouvernant les interactions entre les pesticides et la matrice sol. Elle est définie comme la capacité du sol à retenir une molécule et à diminuer sa vitesse de transport dans la matrice de sol (Koskinen et Harper, 1990). Elle inclut les processus

d'adsorption/désorption et détermine les quantités de pesticide susceptibles de : (1) passer en solution ou sur la phase solide, et (2) d'être biodisponibles (dégradation dans le sol, prélèvement par les plantes). La sorption influence donc directement les processus de dégradation biologique et de transport. Le principal facteur influençant la sorption d'un pesticide est la composition de la matrice sol, et en particulier la teneur en matière organique.

Pour représenter la partition du pesticide entre les formes adsorbée et en solution, on peut utiliser les équations (isothermes) de Freundlich et de Langmuir. L'équation de Freundlich est cependant, de par sa simplicité de représentation, la plus utilisée :

$$C_S = K \cdot C_L^{\,N}$$

où C_S est la concentration adsorbée sur la phase solide, C_L la concentration en solution à l'équilibre de l'adsorption, et N est un coefficient empirique. Le coefficient de partition K de l'équation de Freundlich est dépendant du type de sol, et surtout de la teneur en matière organique. C'est pourquoi on utilise plutôt le coefficient de partition carbone organique/eau (K_{oc}), indépendant des caractéristiques du sol, et qui est vraiment une caractéristique du pesticide (solubilité, hydrophobicité). Le paramètre K_{oc} permet donc de quantifier l'adsorption du pesticide sur la matière organique du sol. Pour les fins de la modélisation du transport, on utilise souvent l'adsorption sur le sol, dans sa totalité (incluant ainsi les fractions organique et minérale). Le coefficient de partition sol/eau, K_d est alors employé. La relation entre K_d et K_{oc} est simplement :

$$K_d = K_{oc} \cdot OC$$

Où OC est la fraction de carbone organique contenue dans le sol. La connaissance de la valeur de K_{oc} est donc très importante. Cette valeur est déterminée de deux façons possibles : (1) par déduction (équation ci-dessus) à partir de la mesure du contenu en carbone organique du sol (OC) et de la détermination expérimentale en laboratoire de l'isotherme d'adsorption (qui permet de déduire K_d), ou (2) par l'utilisation de l'une ou l'autre des très nombreuses fonctions de régressions linéaires entre K_{oc} et la solubilité du pesticide - ces fonctions de régression, couramment retrouvées dans la littérature, permettent d'estimer rapidement la valeur de ce paramètre.

A.5 DÉGRADATION ABIOTIQUE

Les transformations des pesticides dépendent des groupes fonctionnels et de la structure chimique de ceux-ci, ainsi que de l'environnement dans lequel elles surviennent. La plupart ont

lieu en phase liquide (Wolfe *et al.*, 1990). Les processus de dégradation biotique et abiotique se déroulent souvent de manière simultanée dans le sol, et sont importants principalement en conditions humides (ex. : hydrolyse et biodégradation).

Les processus de dégradation chimique (ou abiotique) sont l'hydrolyse, les réactions d'oxydo-réduction et la photolyse.

- **L'hydrolyse** est un processus majeur qui consiste en la rupture par l'eau d'une liaison intramoléculaire (perte d'un groupement fonctionnel ou d'un fragment moléculaire) et la formation d'une nouvelle liaison avec l'atome d'oxygène de la molécule d'eau. Ces réactions ont lieu dans la phase aqueuse ou pour le cas des formes adsorbées à la surface des particules de sol. Les principaux facteurs influençant ces réactions sont la présence de matière organique, le pH la température. L'hydrolyse est un processus dominant pour certaines familles de molécules comme les organophosphorés, les carbamates et les sulfonylurées (Sarmah *et al.*, 2004).

- **L'oxydo-réduction** est un processus de transformation (ex. : ajout d'atome d'oxygène) important en milieu aérobie (ex. : eaux de surface et eau interstitielle de la zone non saturée du sol) et anaérobie (*e.g.* partie profonde de la zone non saturée du sol et eaux souterraines). Ce processus est gouverné par la teneur en oxygène qui régit le potentiel redox du milieu. L'oxydation est la voie de transformation qui domine dans le cas des pesticides. Il est cependant à noter que cette oxydation ne s'accompagne pas toujours d'une détoxification du composé parent (ex. : oxydation successive du carbamate aldicarbe en aldicarbe sulfoxide puis en aldicarbe sulfone, ces deux sous-produits demeurant toxiques).

- La **dégradation photolytique** est une réaction induite par les rayons ultra-violets et visibles du rayonnement solaire, et qui concerne les pesticides présents à la surface du sol ou sur le feuillage des plantes. Les facteurs importants sont l'intensité et la répartition du rayonnement solaire, la présence de matière organique naturelle du sol et l'eau du sol qui peuvent catalyser la réaction (Sarmah *et al.*, 2004). La photolyse peut être directe (absorption de lumière par le pesticide) ou indirecte (absorption de lumière par une autre espèce qui initie une série de réactions aboutissant à la transformation du pesticide).

A.6 DÉGRADATION BIOTIQUE

La dégradation biotique est un processus déterminant dans le devenir des pesticides dans le sol et l'eau. Ce processus est dû essentiellement aux micro-organismes du sol et consiste en une minéralisation totale ou partielle (avec formation de sous-produits) des molécules organiques

que sont les pesticides. Cette dégradation microbienne peut être directe ou bien due à un effet indirect des micro-organismes sur l'environnement immédiat, résultant en la transformation des pesticides. Elle est due à un ou plusieurs des processus (ou voies de transformation) suivants (Bollag et Liu, 1990) :

- **la biodégradation** : la molécule sert de substrat pour la croissance des micro-organismes. les processus métaboliques mis en jeu sont l'oxydation, la réduction, l'hydrolyse, et les réactions de synthèse.

- **le cométabolisme** : le pesticide est transformé par des réactions métaboliques mais ne sert pas de source d'énergie.

- **la polymérisation** : les molécules de pesticide sont liées entre elles ou avec d'autres composés organiques (ex. :. matière organique naturelle du sol).

- **l'accumulation** : les pesticides sont incorporés dans les micro-organismes.

- **les effets secondaires de l'activité microbienne** : les pesticides sont transformés à cause de changements provoqués par les micro-organismes sur des paramètres environnementaux comme le pH, la température, les conditions redox, *etc.*

Ces processus peuvent faire intervenir un seul ou plusieurs types de micro-organismes. Pour les processus de transformation directe, la biodisponibilité des pesticides est déterminante et peut être limitée par le processus de sorption.

Dans les modèles, les processus de dégradation (biotique et abiotique) des pesticides sont souvent représentés de manière simplifiée par des cinétiques de 1er ordre :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\mu \cdot C$$

Où C est la concentration de pesticide (dans la solution du sol ou sous forme adsorbée), et μ est la constante de vitesse de dégradation du pesticide, directement reliée au temps de demi-vie.

Des études expérimentales ont montré que cette approche simplificatrice donnait, dans la plupart des cas, des résultats très proches de la réalité.

A.7 TRANSPORT VERTICAL

Le transport vertical ou infiltration concerne le pesticide sous formes dissoute et particulaire, par transfert de masse avec le flux d'eau et de particules de sol (convection et dispersion hydrodynamique) et par diffusion moléculaire dans la phase liquide et la phase gazeuse (pour les formes dissoutes uniquement). Ce phénomène dépend des caractéristiques physico-chimiques des pesticides, et notamment de leur capacité de sorption, ainsi que des conditions environnementales (teneur en matière organique, pH, etc.). La quantité de pesticide disponible pour l'infiltration dépend de l'intensité des processus décrits précédemment (volatilisation, sorption, dégradation biotique et abiotique).

Pour la modélisation, on considère généralement le transport de l'eau et des solutés de manière découplée, ce qui signifie que l'influence de ces solutés sur le mouvement d'eau est nulle, et ce qui permet de calculer le mouvement d'eau de manière indépendante puis de calculer le mouvement des pesticides en fonction du mouvement d'eau. La plupart des modèles de transport sont déterministes et prennent en compte les processus de convection et de diffusion en faisant la somme des flux. Pour les flux convectifs, on calcule d'abord le flux d'eau, le plus souvent à l'aide de la loi de Darcy, sous l'hypothèse d'un régime permanent, puis on multiplie par la concentration de pesticides en solution.

Pour le transport diffusif, c'est la loi de Fick qui est utilisée. Pour le cas de la diffusion en phase liquide :

$$J_D = -D_0 \frac{\partial C_L}{\partial z}$$

Où J_D est le flux diffusif de solutés, D_0 le coefficient de diffusion moléculaire, et C_L la concentration de pesticides en solution.

A.8 TRANSPORT LATÉRAL

Le transport latéral des pesticides vers les eaux de surface se fait sous forme dissoute par ruissellement et sous forme particulaire par érosion, majoritairement en surface mais aussi par écoulement hypodermique et drainage naturel ou artificiel. La mobilisation des molécules de pesticides par le ruissellement sous forme dissoute est un phénomène complexe qui se déroule dans une couche de sol en surface, de profondeur variable (dite couche de mélange), et qui met en jeu des mécanismes de diffusion et de transport turbulent des pesticides de la solution du sol vers l'eau de ruissellement, des processus de désorption à partir des particules de sol, et des

processus de dissolution (Leonard, 1990). Certains pesticides peu solubles sont transportés préférentiellement sous forme particulaire. L'importance du transport des pesticides par ruissellement et érosion dépend évidemment des conditions environnementales qui favorisent le ruissellement (pente, intensité des précipitations, type de sol, couverture végétale, travail du sol, délai entre application et précipitations...) mais reste en général relativement faible par rapport aux autres voies d'exportation ou de dégradation des pesticides appliqués au champ.

Les modèles de transport de pesticides par ruissellement calculent en premier lieu les flux d'eau et de sédiments à l'aide de modèles hydrologiques et d'érosion. La mobilisation des pesticides est ensuite calculée en fonction des pesticides présents dans la couche de mélange, souvent fixée à 1 cm. La répartition entre forme dissoute et particulaire est calculée en fonction de la solubilité, et du coefficient de partition des pesticides en utilisant les isothermes décrites à la section A.4. Le flux de transport est ici uniquement convectif.

A.9 DEVENIR DANS L'EAU

Les concentrations en pesticides peuvent être ponctuellement importantes dans les eaux de ruissellement à la sortie du champ, mais sont rapidement atténuées durant le transport tout au long du bassin versant par **dilution, déposition et remise en suspension** des sédiments, **adsorption** sur les sédiments, **infiltration**, ainsi que par les processus de **dégradation biotique et abiotique** décrits précédemment au niveau du sol. En particulier, l'influence des réactions photochimiques devient beaucoup plus importante dans les eaux de surface que dans le sol. Un facteur également important à prendre en compte à l'échelle du bassin versant est le moment d'application des pesticides : si tous les traitements sont réalisés au même moment sur l'ensemble du bassin, le processus de dilution sera beaucoup moins important et des pics de concentration seront observés à l'exutoire.

Pour la modélisation du transport des pesticides dans l'eau, on utilise d'abord des modèles hydrologiques et d'érosion en rivière pour décrire les mouvements d'eau et de sédiments, puis les processus de sorption, de dégradation biotique et abiotique, et de transport convectif sont modélisés à l'aide des mêmes concepts et équations que dans le cas du sol.

ANNEXE B. FICHES DESCRIPTIVES DES MODÈLES À L'ÉCHELLE DES BASSINS VERSANTS

Les modèles sont décrits ici selon les critères présentés dans la section 2.4. Ces fiches sont encore très incomplètes pour certains modèles à ce stade du projet et seront complétées autant que faire se peut selon les informations disponibles pour le rapport final.

Lorsqu'un critère n'a pas pu être documenté, un « ? » est indiqué dans la case correspondante. Lorsque le critère a été partiellement documenté et reste à compléter, la mention « *À compléter* » est indiquée.

Tableau B.1 : ACTMO

Nom complet	Agricultural Chemical Transport MOdel
Auteurs, distributeur	USDA
Pays	États-Unis
Année de création	1975
Références	Frere *et al.*, 1975
Site internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Modèle conceptuel distribué et événementiel
Objectifs	Étude de la pollution diffuse agricole, estimation des concentrations à l'exutoire de petits bassins versants et dans la zone saturée du sol
Composantes	Modèle hydrologique USDAHL-70, modèle d'érosion USLE, modèle de devenir de polluants ACTMO
Échelle spatiale	Petits bassins versants d'une superficie inférieure au km^2
Pas de temps	Horaire
Processus simulés, hypothèses	Hydrologie : évapotranspiration, ruissellement de surface, infiltration, écoulement hypodermique et souterrain, érosion; Devenir des pesticides : adsorption / désorption, dégradation selon une cinétique de 1^{er} ordre, transport par lessivage, ruissellement et érosion. Basé sur l'hypothèse que chaque parcelle est située à la même distance de l'exutoire et les processus en rivière sont négligeables
Discrétisation spatiale	Parcelles aux caractéristiques homogènes subdivisées en couches, en compartiments et en tubes
Données requises	Précipitations horaires, température moyenne hebdomadaire, évaporation hebdomadaire, occupation du sol, caractéristiques pédologiques, paramètres de traitement phytosanitaire
Variables de sortie	Concentration en pesticide à l'exutoire du bassin versant et dans la zone saturée du sol
Applications, résultats	Application sur quatre bassins versants américains. Bons résultats pour un pesticide
Pesticides pris en compte	Un produit, une application par simulation
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore (*à vérifier*)
Modules de gestion	Non

Possibilité de prendre en compte les plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	80 paramètres pour le modèle hydrologique + 10 paramètres pour le modèle de pollution diffuse. Pas de calage extensif requis
Disponibilité	Domaine public
Avantages	Simplicité
Inconvénients	Échelle spatiale et temporelle d'application (petit bassin versant, événementiel), écoulement en rivière non pris en compte, nombreux paramètres

Tableau B.2 : ADAPT

Nom complet	Agricultural Drainage And Pesticide Transport
Auteurs, distributeur	Ohio State University
Pays	États-Unis
Année de création	1990 *(à vérifier)*
Références	Chung *et al.*, 1992; Ward *et al.*, 1993; Desmond *et al.*, 1995
Site internet	Non
Évolution	ADAPTES ?
Type, complexité	Modèle de gestion et de recherche
Objectifs	?
Composantes	Basé sur le modèle GLEAMS, avec des modifications concernant le drainage hypodermique (modèle DRAINMOD), le transport préférentiel et la fonte de neige.
Échelle spatiale	Du parcellaire au bassin versant
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Ruissellement de surface, érosion, fonte de la neige. *à compléter*
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	Charges de nutriments et de pesticides dans les eaux de surface et de drainage
Applications, résultats	Applications sur des bassins versants de l'Ohio
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Possibilité de prendre en compte les plans de ferme	Non
Outils	Oui

cartographiques, SIG	
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	
Inconvénients	Pas d'écoulement souterrain, pas d'interface

Tableau B.3 : AGNPS

Nom complet	AGricultural NonPoint Source model
Auteurs, distributeur	Agricultural Research Service (ARS) + Minnesota Pollution Control Agency (MPCA) + Soil Conservation Service (SCS)
Pays	États-Unis
Année de création	1985 pour la version événementielle, 1998 pour la version continue (AnnAGNPS)
Références	Young *et al.*, 1987; Young *et al.*, 1995
Site internet	http://msa.ars.usda.gov/ms/oxford/nsl/AGNPS.html
Évolution	Intégration en cours d'une routine pour prendre en compte la fonte de la neige dans les processus hydrologiques
Type, complexité	Modèle de gestion, continu (AnnAGNPS) ou événementiel (AGNPS), distribué
Objectifs	Analyser et évaluer la qualité des eaux de ruissellement provenant de bassins versants agricoles
Composantes	Modèle hydrologique : méthode SCS-CN; modèle d'érosion : RUSLE adapté; modèle de ransport de polluants : CREAMS adapté; modèle de transport en rivière : *à compléter.* Un sous-modèle pesticides a été développé
Échelle spatiale	Petits bassins versants (<200 km²)
Pas de temps	Horaire (pour le modèle événementiel) ou journalier (pour le modèle continu) (*à confirmer*)
Processus simulés, hypothèses	Transport de pesticides par ruissellement, érosion et infiltration. *À compléter : adsorption, dégradation...*
Discrétisation spatiale	Cellules carrées de 0.16 km²
Données requises	Variables météorologiques (précipitation, énergie cinétique), curve number Paramètres pédologiques, topographiques, hydrologiques du bassin versant. Les sources de pollution ponctuelles sont prises en compte. Pour les pesticides : date, taux et efficacité d'application, résidus foliaires et dans le sol, temps de ½ vie, profondeur d'incorporation, solubilité à l'eau, K_{oc}, coefficient d'enrichissement

Variables de sortie	Masse de pesticide perdue par ruissellement et érosion. Cartographie des pertes de pesticides
Applications, résultats	Largement appliqué aux Etats-Unis, mais uniquement pour le modèle événementiel. validé pour l'hydrologie et l'érosion. Pour les nutriments, le modèle tend à surestimer les charges. Pas de calage ou validation pour les pesticides.
Pesticides pris en compte	Pesticides de 6 catégories sélectionnés dans une base de données
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, DCO
Modules de gestion	Oui : aide pour définir ou modifier la base de données (Input Data Preparation Model)
Possibilité de prendre en compte les plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui (ArcView)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Analyse avantages/coûts
Calage	?
Disponibilité	Domaine public
Avantages	Modèle de gestion, reconnu et largement utilisé aux États-Unis
Inconvénients	Le modèle continu n'a pas encore été validé, pas de validation pour le transport des pesticides. A l'heure actuelle ne prend pas en compte la fonte de la neige, donc inapplicable dans le contexte canadien (en cours de développement)

Tableau B.4 : ARM

Nom complet	Agricultural Runoff Management
Auteurs, distributeur	US-EPA
Pays	États-Unis
Année de création	1976
Références	Donigian et Crawford, 1976
Site internet	Non
Évolution	La plupart des algorithmes d'ARM ont été repris dans HSPF (voir page 64)
Type, complexité	Modèle conceptuel événementiel
Objectifs	Estimation du mouvement et de la dégradation des polluants dans les petits bassins versants
Composantes	Modèle hydrologique (SWM), d'érosion (SEDT), adsorption et désorption de pesticides (ADSRB), dégradation de pesticides (DEGRAD) et transformation de nutriments (NUTRNT)
Échelle spatiale	Bassins versants d'une superficie inférieure à 5 km²
Pas de temps	De 5 à 15 mn
Processus simulés, hypothèses	Transport en rivière négligé, les volumes d'eau produits sur le bassin sont acheminés directement à l'exutoire.
Discrétisation spatiale	Pas de discrétisation spatiales. Différenciation des occupations du sol, en proportion des surfaces occupées
Données requises	Précipitations (à un pas de temps de 5 à 15 mn), évapotranspiration potentielle, température, vent, radiation solaire (journalier) 16 paramètres pour le modèle hydrologique, 7 pour le modèle qualité
Variables de sortie	Charge en pesticides à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Application sur 2 bassins versants américains. Bons résultats pour les nutriments, moins bons pour les pesticides.
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non

Possibilité de prendre en compte les plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	?
Calage	Calibration extensive requise
Disponibilité	Domaine public
Avantages	
Inconvénients	Modèle d'ancienne génération, limité à des petits bassins versants

Tableau B.5 : BASINS

Nom complet	Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources
Auteurs, distributeur	US-EPA
Pays	États-Unis
Année de création	1996
Références	Meyers *et al.*, 2001; US-EPA, 2002; Di Luzio *et al.*, 2003
Site internet	http://www.epa.gov/docs/ostwater/BASINS/
Évolution	En constante évolution. Version en cours BASINS 3.1, incluant le modèle SWAT
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modèle distribué à base physique
Objectifs	Système d'aide à la décision pour la gestion des bassins versants, prédiction de la pollution diffuse et de la qualité de l'eau en rivière, évaluation de l'effet de pratiques agricoles sur des bassins versants mixtes (agriculture, foret, urbain), détermination des TMDL
Composantes	Modèle hydrologique et de pollution diffuse : NPSM (pollution diffuse, quantification des intrants) ou HSPF (v. page 66) ou SWAT (v. page 94) + TOXIROUTE (transport en rivière) ou QUAL2E Outils d'analyse
Échelle spatiale	Tous bassins versants
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Fonction des modèles utilisés (SWAT ou HSPF)
Discrétisation spatiale	Unité de Réponse Hydrologique (HRU) de quelques km²
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température, rayonnement...)
Variables de sortie	Série temporelle des concentrations en pesticides en tout point du réseau hydrique
Applications, résultats	5000 licences aux Etats-Unis. *À compléter*
Pesticides pris en compte	Tous, un seul à la fois
Autres paramètres	Sédiments, azote, phosphore, coliformes fécaux, DBO

de qualité d'eau	
Modules de gestion	Oui
Possibilité de prendre en compte les plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui (ArcView)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	?
Calage	Fonctionnalités d'aide au calage, module de calage automatisé PEST
Disponibilité	Domaine public, gratuit
Avantages	Convivial, largement utilisé, possibilité de choix dans les modèles utilisés ce qui permet une certaine souplesse
Inconvénients	Peu testé pour les pesticides

Tableau B.6 : CatchIS

En cours de documentation...

Nom complet	CatchIS
Auteurs, distributeur	National Soil resources Institute
Pays	Grande Bretagne
Année de création	1994
Références	Hollis *et al.*, 1995; Hollis *et al.*, 1996
Site internet	
Évolution	
Type, complexité	Système d'aide à la décision
Objectifs	Évaluer l'impact de contaminants organiques sur les eaux de surface et souterraine, évaluer l'effet de scénarios de gestion
Composantes	
Échelle spatiale	
Pas de temps	
Processus simulés, hypothèses	
Discrétisation spatiale	
Données requises	Caractéristiques du sol, des pesticides, données spatiales et topographiques
Variables de sortie	
Applications, résultats	
Pesticides pris en compte	
Autres paramètres de qualité d'eau	
Modules de gestion	
Prise en compte des plans de ferme	

Outils cartographiques, SIG	
Interface d'utilisation	
Outils d'analyse	
Calage	
Disponibilité	
Avantages	
Inconvénients	

Tableau B.7 : CHEMCAN

Nom complet	Chemicals in Canada
Auteurs, distributeur	Canadian Environmental Modelling Center
Pays	Canada
Année de création	?
Références	McKay *et al.*, 1991
Site internet	http://www.trentu.ca/cemc/models/CC600.html
Évolution	Version 6
Type, complexité	Modèle multimédia à compartiments, modèle de fugacité
Objectifs	Évaluation environnementale à long terme et à grande échelle, évaluation des risques environnementaux et écotoxicologiques
Composantes	11 compartiments : couche limite de l'atmosphère, stratosphère, troposphère, eau de surface, sol de surface, sol profond, sédiments, eau souterraine, plantes (partie aérienne et racinaire)
Échelle spatiale	Grands bassins versants (>300 000 km²)
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Chaque compartiment est supposé être homogène et stable, émissions supposées continues dans chaque compartiment
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Données sur les sources de pesticides, masse molaire, temps de demi-vie, coefficient de partition K_{oc} ou K_d, coefficient de partition à l'air pour les pesticides volatils, solubilité dans l'eau. Multitude de paramètres environnementaux concernant les différents compartiments : temps de résidence dans les différents compartiments (air, eau douce et eau marine), teneur en carbone organique dans les sols, profondeur de sol, hauteur de la couche d'air, contenu en lipides dans les poissons et les plantes lipides dans les plantes, coefficients de transfert de masse entre les compartiments... *À compléter*
Variables de sortie	Concentrations en pesticides dans les différents compartiments (air, sol, eau de surface, eau souterraine) à l'échelle de la région, fugacité, taux de transport inter-média
Applications, résultats	Base de données pour 24 régions du Canada. Application possible sur d'autres régions

Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	Domaine public, téléchargeable sur internet
Avantages	Utilisation à grande échelle
Inconvénients	Ne permet pas d'évaluer la concentration en un point donné, grande incertitude sur les résultats, complexité des paramètres et des données d'entrée.

Tableau B.8 : CHEMGL

Nom complet	CHEMicals in Great Lakes region
Auteurs, distributeur	Department of Civil and Environmental Engineering, Michigan Technological University
Pays	États-Unis
Année de création	2002 (*à confirmer*)
Références	Zhang *et al.*, 2003
Site internet	Non
Évolution	Intégration dans un système d'aide à la décision
Type, complexité	Modèle multimédia à compartiments, modèle de fugacité
Objectifs	Évaluation environnementale à long terme et à grande échelle, évaluation des risques
Composantes	10 compartiments : couche limite de l'atmosphère, stratosphère, troposphère, eau de surface, sol de surface, sol profond, sédiments, eau souterraine, plantes (partie aérienne et racinaire)
Échelle spatiale	Grands bassins versants
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Chaque compartiment est supposé être homogène et stable, émissions supposées continues dans chaque compartiment
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Données sur les sources de pesticides, multitude de paramètres concernant les différents compartiments.
Variables de sortie	Concentrations en pesticides dans les différents compartiments (air, sol, eau de surface, eau souterraine) à l'échelle de la région
Applications, résultats	Région des grands lacs
Pesticides pris en compte	Atrazine, benzene, HCB, B[a]P. Autres pesticides possibles
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	Non

Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	Utilisation à grande échelle
Inconvénients	Ne permet pas d'évaluer la concentration en un point donné, grande incertitude sur les résultats, spécifique pour l'instant à la région des grands lacs

Tableau B.9 : C P M

Nom complet	Cornell Pesticide Model
Auteurs, distributeur	Université de Cornell
Pays	États-Unis
Année de création	1979
Références	Haith et Loehr, 1979
Site internet	Non
Évolution	Aucune
Type, complexité	Modèle de recherche, empirique, continu
Objectifs	Prévision des pertes mensuelles des sols en pesticides sur des petits bassins versants
Composantes	Modèle hydrologique : méthode SCS-CN ou approche de Green et Ampt, modèle d'érosion : USLE adapté
Échelle spatiale	Petits bassins versants (<5 km²)
Pas de temps	Mensuel. Si les données d'entrée météorologiques sont journalières, elles sont sommées sur le mois
Processus simulés, hypothèses	dégradation, volatilisation, infiltration, ruissellement et érosion. Les processus de transformation dans le réseau hydrique sont négligés.
Discrétisation spatiale	Pas de discrétisation spatiale, le bassin est considéré comme une entité
Données requises	Précipitations journalières, durée des averses, température moyenne journalière, durée d'ensoleillement, caractéristiques physiques du bassin et données agronomiques, caractéristiques des pesticides
Variables de sortie	Charge mensuelle en pesticide à l'exutoire du bassin
Applications, résultats	Testé sur quelques bassins versants aux Etats-Unis. *À documenter pour les pesticides*
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Possibilité de prendre en compte	Non

les plans de ferme	
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Les auteurs considèrent que les paramètres peuvent être déterminés en fonction des propriétés des bassins versants, l'application du modèle ne requiert pas de calage.
Disponibilité	?
Avantages	Simplicité
Inconvénients	Modèle d'ancienne génération, peu utilisé, resté confidentiel. Très empirique, modélisation grossière, applicable uniquement sur des petits bassins versants et à un pas de temps mensuel

Tableau B.10 : DRIPS

Nom complet	Drainage Spraydrift and Runoff Input Pesticides in Surface waters
Auteurs, distributeur	Agence Fédérale de l'Environnement (UBA), Berlin
Pays	Allemagne
Année de création	2004
Références	Röpke *et al.*, 2004a, b
Site internet	non
Évolution	modèle récent
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modèle de gestion, continu
Objectifs	Évaluer l'exposition aux pesticides agricoles dans les eaux de surface
Composantes	- Modèle hydrologique : modèle probabiliste pour l'occurrence du ruissellement + méthode UCS-CN adaptée aux conditions européennes pour le volume d'eau ruisselée - Modèle de transport : cinétique de dégradation du 1er ordre + adaptation de GLEAMS (Rekolainen *et al.*, 2000) pour la mobilisation des pesticides dans le ruissellement + modèle PELMO (Klein *et al.*, 2000) pour l'infiltration et le transport par les drains - Modélisation du dépôt atmosphérique dans les rivières (proches des zones d'application et de volatilisation) à partir des tables de la BBA
Échelle spatiale	bassins versants de taille moyenne (~1 000 km²)
Pas de temps	journalier
Processus simulés, hypothèses	Dépôt atmosphérique en rivière, sorption des pesticides, dégradation abiotique, transport vertical et latéral par ruissellement de surface et par le drainage souterrain. Le transport par érosion est négligé. Les processus de transformation et dilution en rivière ne sont pas pris en compte pour l'instant.
Discrétisation spatiale	?
Données requises	précipitations journalières, précipitation annuelle, fréquence d'orage, pédologie, occupation du sol, densité de drainage, K_{oc}, temps de demi-vie, dates d'application des pesticides et quantités, occupation du sol au moment de l'application, facteur de variation saisonnière, coefficient de drainage maximum
Variables de sortie	évolution journalière de la concentration en pesticides dans le réseau hydrique du bassin versant

Applications, résultats	application sur 350 bassins versants en Allemagne, avec des résultats cohérents dans certains cas mais mauvais dans d'autres
Pesticides pris en compte	autant que souhaité
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	oui
Prise en compte des plans de ferme	non
Outils cartographiques, SIG	oui (ArcView)
Interface d'utilisation	oui
Outils d'analyse	?
Calage	pas de calage requis
Disponibilité	?
Avantages	modèle de gestion et d'aide à la décision, convivial, simple d'utilisation, pas de calage requis
Inconvénients	ne prend pas en compte le transport par érosion, ni les processus en rivière ce qui implique une mauvaise estimation des concentrations à l'exutoire des grands bassins versants.

Tableau B.11 : DWSM

Nom complet	Dynamic Watershed Simulation Model
Auteurs, distributeur	USDA
Pays	États-Unis
Année de création	2002, évolution des modèles SEDLAB puis RUNOFF
Références	Borah *et al.*, 2002
Site internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Modèle de recherche, à base physique, événementiel
Objectifs	Évaluer les risques d'inondation, de sédimentation et de pollution de l'eau par les nutriments et les pesticides lors d'un événement orageux.
Composantes	Modèle hydrologique : partition infiltration/ruissellement avec la méthode SCS-CN ou une simple procédure interception-infiltration. Ensuite, résolution des équations de l'onde cinématique. Modèle érosion : SEDLAB Modèle de transport des polluants : concept du mélange complet, conservation de la masse
Échelle spatiale	appliqué sur des bassins versants entre 1 et 2 500 km²
Pas de temps	Au choix, de la minute à l'heure
Processus simulés, hypothèses	Couches de sol homogènes. Les pesticides s'infiltrent d'abord avec l'eau de pluie dans une couche de mélange. Les réactions chimiques autres que adsorption/désorption sont négligées. L'équilibre forme adsorbée/désorbée suit une isotherme linéaire. Le transport s'effectue par ruissellement de surface, érosion et écoulement de sub-surface.
Discrétisation spatiale	Unités homogènes (sol, pente, occupation) de quelques km²
Données requises	Précipitations au pas de temps requis Coefficient de partition, constante d'interaction
Variables de sortie	Série temporelle du flux de pesticide à la sortie d'un bassin versant
Applications, résultats	Multiples applications sur des bassins versants américains, mais le plus souvent pour l'hydrologie uniquement. Le modèle de transport de pesticides a été appliqué sur un bassin versant expérimental (Borah et Ashraf, 1993) avec de bon résultats pour l'évolution de la charge d'atrazine à la sortie du bassin lors de deux orages.

Pesticides pris en compte	Tous (un seul à la fois)
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	?
Calage	Peu de paramètres de calage
Disponibilité	Domaine public
Avantages	Modèle hydrologique supérieur aux modèles habituels
Inconvénients	Modèle événementiel, à court terme. Les processus de dégradation sont négligés, les processus de transformation en rivière aussi. Ne prend pas en compte la neige.

Tableau B.12 : EPA Screening Procedures

Nom complet	Water Quality Assessment : A Screening Procedure for Toxic and Conventional Pollutants in Surface and Groundwater
Auteurs, distributeur	US-EPA
Pays	États-Unis
Année de création	1985
Références	Bowie *et al.*, 1985; Mills *et al.*, 1985
Site internet	?
Évolution	?
Type, complexité	Modèle de tri. Pas un programme informatique, mais une série d'équations
Objectifs	Prédire les pertes en sédiments, nutriments et pesticides
Composantes	Modèle hydrologique : procédure SCS-CN, modèle érosion : USLE, pollution diffuse : ratios d'enrichissement
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Volatilisation, sorption, dégradation (cinétique de 1er ordre)
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Paramètres de l'USLE, Curve Number, ratios d'enrichissement. *À compléter*
Variables de sortie	Charges annuelles de pesticides, réponse des milieux hydrologiques à la pollution diffuse
Applications, résultats	Plusieurs applications aux États-Unis
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Azote, phosphore, sédiments, métaux lourds, salinité, DBO, coliformes
Modules de gestion	Non
Possibilité de prendre en compte	Non

les plans de ferme	
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	
Inconvénients	Grandes simplifications dans les processus biogéochimiques (transformation)

Tableau B.13 : GIBSI

Nom complet	Gestion Intégrée des Bassins Versants à l'aide d'un Système Informatisé
Auteurs, distributeur	INRS - Eau, Terre & Environnement
Pays	Canada
Année de création	1998 (version I); 2002 (Version II)
Références	Villeneuve *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2000a; Rousseau *et al.*, 2000b; Mailhot *et al.*, 2002; Rousseau *et al.*, 2002a; Rousseau *et al.*, 2002b; Villeneuve *et al.*, 2004
Site internet	Non
Évolution	En cours de développement (calage, intégration d'un modèle de transport des coliformes, lien avec l'intégrité biologique des cours d'eau, protocole d'application)
Type, complexité	Outil d'aide à la décision, modèle de gestion, distribué, à base mécaniste
Objectifs	Évaluer à l'échelle du réseau hydrographique d'un bassin versant l'effet de scénarios de gestion du territoire (rejets ponctuels, occupation du sol, pratiques agricoles) sur les débits et la qualité de l'eau
Composantes	Structure modulaire. Modèle hydrologique : HYDROTEL, modèle d'érosion : USLE adapté, modèle de transport de polluants : EPIC / SWAT (voir p. 94), modèle de qualité en rivière : QUAL2E
Échelle spatiale	Bassins versants de taille moyenne (100 à 10 000 km²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Pour les pesticides : application, dégradation, volatilisation, transport sous forme dissoute et particulaire par ruissellement de surface, écoulement latéral et vertical dans chaque couche de sol, transport et transformation dans les cours d'eau
Discrétisation spatiale	Unités Spatiales de Simulation (USS) de quelques km²
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitation, température minimale et maximale)
Variables de sortie	Série temporelle des apports et concentrations en pesticides en tout

	point du réseau hydrique.
Applications, résultats	Appliqué sur le bassin versant de la rivière Chaudière (Québec, Canada, 6 800 km²) pour l'hydrologie, l'érosion et les nutriments. Modèle pesticides non testé à ce jour.
Pesticides pris en compte	Jusqu'à 3 pesticides par simulation
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, DBO, température, chlorophylle a, oxygène dissous
Modules de gestion	Oui : occupation du sol, pratiques agricoles, rejets ponctuels, infrastructures hydrauliques (barrages)
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui (Grassland)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Outils d'analyse fréquentielle, calcul de probabilité de dépassement de critères de qualité d'eau, analyse avantage/coût des scénarios de gestion.
Calage	Procédure de calage en cours de développement pour la qualité de l'eau (nutriments et pesticides)
Disponibilité	Gratuit sous réserve d'accord avec l'INRS-ETE
Avantages	Modèle adapté au contexte québécois, nombreux modules d'analyse des résultats
Inconvénients	Pas de validation sur un autre bassin versant que celui où il a été développé, modèle pesticide non calé, non prise en compte des nappes phréatiques

Tableau B.14 : HSPF

Nom complet	Hydrologic Simulation Program - FORTRAN
Auteurs, distributeur	US-EPA, Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM)
Pays	États-Unis
Année de création	1980. HSPF a été développé à partir du modèle ARM, lui-même issu du modèle PRT, spécifiquement pour le devenir des pesticides
Références	Donigian *et al.*, 1983; Donigian *et al.*, 1984; Bicknell *et al.*, 1993; Donigian *et al.*, 1995
Site internet	http://water.usgs.gov/software/hspf.html
Évolution	La version en cours est la version 11
Type, complexité	Modèle de gestion complexe, distribué, de type mécaniste, avec quelques éléments empiriques. Événementiel ou continu. Recommandé par l'US-EPA, reconnu comme l'un des modèles les plus complets à l'échelle des bassins versants
Objectifs	Prédire les charges de polluants et la qualité de l'eau dans des bassins versants complexes, et évaluer l'effet de pratiques agricoles.
Composantes	Modèle hydrologique : Stanford Watershed Model (SWMM); modèle d'érosion : NEGEV; transport des pesticides : module PEST
Échelle spatiale	Tous bassins versants (1 à 100 000 km^2)
Pas de temps	Au choix, entre 1 minute et 1 jour
Processus simulés, hypothèses	Transformation des pesticides dans le sol (adsorption/désorption et dégradation dans le sol) sous forme dissoute, adsorbée et cristallisée, transport (ruissellement, érosion, percolation, écoulement latéral et souterrain) en fonction des mouvements d'eau. Pour la sorption, plusieurs options disponibles : cinétique de 1er ordre ou isothermes de Freundlich. Les rivières sont considérées à écoulement homogène
Discrétisation spatiale	Le bassin versant est divisé en unités spatiales (*à préciser*)
Données requises	Données météorologiques journalières (précipitations, évapotranspiration, température, température de rosée, vent, humidité, couverture nuageuse, radiation solaire) Constante de dégradation, concentration résiduelle de pesticide adsorbé, coefficient et exposant de l'isotherme de sorption, masse de pesticides appliquée et dates d'application... Des valeurs par défaut sont disponibles.

Variables de sortie	Série temporelle du débit, de la charge de sédiments, et des concentrations en nutriments et pesticides en tout point du réseau hydrique.
Applications, résultats	HSPF a été largement utilisé après avoir été intégré dans le système de gestion BASINS (voir page 48). 12 applications de HSPF ont été recensées par Borah et Bera, 2004, principalement pour simuler le régime hydrologique ou le transport de nutriments. Une application de HSPF a été réalisée au Québec pour le transport de pesticides (Laroche *et al.*, 1996) sur le bassin versant de Lennoxville de 78 ha avec de bons résultats par rapport aux données mesurées.
Pesticides pris en compte	Un seul pesticide à la fois, tout type de pesticide
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, coliformes fécaux, DBO_5, température, pH, phyto- et zoo-plancton
Modules de gestion	Non
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Analyse fréquentielle
Calage	Le modèle possède environ 1000 paramètres. Calage extensif requis pour le modèle hydrologique, équipe expérimentée requise pour l'application du modèle. Des outils de calage automatisés ont été développés en particulier HSPEXP disponible en ligne avec HSPF.
Disponibilité	Domaine public
Avantages	Polyvalent, plusieurs possibilités d'utilisation, précision, robustesse, déjà appliqué su Canada avec de bons résultats pour les pesticides
Inconvénients	Modèle de l'ancienne génération, grande complexité, difficulté de calage due au grand nombre de paramètres requis, pas de module de gestion, pas d'interface graphique, pas d'outil cartographique. Eaux de surface uniquement, pas de contamination des eaux souterraines.

Tableau B.15 : IWMM

En cours de documentation...

Nom complet	Integrated Watershed Management Model
Auteurs, distributeur	US-EPA
Pays	États-Unis
Année de création	?
Références	?
Site internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Système intégré, Modèle très complexe
Objectifs	
Composantes	Modèle hydrologique : ILWAS, érosion : ANSWERS; nutriments : WASP5
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Reprend l'algorithme de CREAMS pour les pesticides (*à développer*)
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Beaucoup de données d'entrée requises
Variables de sortie	?
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	Trois types de pesticides : carbaryl, methomyl, mevinphos
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	?
Outils cartographiques,	?

SIG	
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	?
Inconvénients	?

Tableau B.16 : LWWM

En cours de documentation...

Nom complet	Linked Watershed/Waterbody Model
Auteurs, distributeur	AScI Corporation
Pays	États-Unis
Année de création	1995
Références	?
Site internet	?
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modèle de gestion
Objectifs	Évaluer l'effet de la pollution ponctuelle et diffuse sur les milieux hydriques
Composantes	Modèle hydrologique SWWM et modèle de qualité de l'eau WASP5
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	?
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	?
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques,	Oui (ArcInfo)

SIG	
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	?
Inconvénients	?

Tableau B.17 : MHYDAS

Nom complet	Modélisation Hydrologique Distribuée des Agrosystèmes
Auteurs, distributeur	UMR LISAH ENSA-INRA-IRD Montpellier
Pays	France
Année de création	2002
Références	Moussa *et al.*, 2002
Site internet	Non
Évolution	-
Type, complexité	Modèle de recherche, événementiel, distribué à base physique
Objectifs	?
Composantes	Modèle hydrologique : approche de Green-Ampt, équation de l'onde cinématique, équation de l'onde diffusante pour l'écoulement en rivière
Échelle spatiale	Petits bassins versants
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Transport des pesticides par ruissellement de surface et écoulement souterrain, transport en rivière
Discrétisation spatiale	Unités hydrologiques
Données requises	?
Variables de sortie	?
Applications, résultats	Bassin versant de Roujan (France, 0.91 km²). Très bons résultats pour les concentrations en diuron à l'exutoire.
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	?
Outils cartographiques,	?

SIG	
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	?
Inconvénients	?

Tableau B.18 : MIKE SHE

Nom complet	Système Hydrologique Européen
Auteurs, distributeur	Institute of Hydrology (Grande Bretagne) + Sogreah (France) + Danish Hydraulic Institute (Danemark)
Pays	Europe
Année de création	1998. Basé sur le modèle SHE (1982)
Références	Refsgaard et Storm, 1995; DHI, 1998
Site internet	http://www.dhisoftware.com/mikeshe/
Évolution	En développement constant
Type, complexité	Système d'aide à la décision, modélisation intégrée, complexe, à base physique, distribuée, événementiel ou continu
Objectifs	Analyse et gestion de problèmes environnementaux liés aux eaux de surface et souterraines, évaluation des pratiques de gestion
Composantes	Structure modulaire Modèle hydrologique : Mike She Water Movement (WM) Modèles d'érosion : EUROSEM adapté Modèle de transport de polluants : Solute Transport Module Couplage possible avec le modèle de culture DAISY Transport en rivière : MIKE 11 Écoulement et contamination souterraine : MODFLOW adapté
Échelle spatiale	Bassins versants, grandeur limitée par la capacité de calcul
Pas de temps	Au choix, de la minute au jour
Processus simulés, hypothèses	Processus d'advection-dispersion, sorption, dégradation biotique et abiotique, transport par ruissellement de surface, de subsurface et souterrain, érosion. Plusieurs options possibles selon les données disponibles
Discrétisation spatiale	Cellules de quelques km²
Données requises	Nombreuses, données météorologiques
Variables de sortie	Série temporelle de la concentration de pesticide en rivière en tout point du réseau hydrographique
Applications, résultats	Testé et validé sur plusieurs bassins versants en Europe, surtout au Danemark. Quelques cas d'application aux Etats-Unis (Floride) (Yan *et al.*, 1998).
Pesticides pris en	Tous, un seul à la fois

compte	
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore, DBO
Modules de gestion	Oui
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	?
Calage	Difficile car dans la plupart des cas les données nécessaires ne sont pas disponibles, nécessite une expertise
Disponibilité	Distribué par DHI, payant
Avantages	Interface, possibilités graphiques très développées
Inconvénients	Logiciel privé, calage difficile, expertise nécessaire, le code n'est pas modifiable, pas de prise en compte de la neige, modèle européen, jamais testé en Amérique du Nord

Tableau B.19 : Le Modèle de Régression

Nom complet	Modèle de régression
Auteurs, distributeur	Guo *et al.*, 2004
Pays	États-Unis
Année de création	2004
Références	Guo *et al.*, 2004
Site internet	Non
Évolution	Aucune
Type, complexité	Pas un logiciel mais une approche mathématique totalement empirique reliant la charge de pesticides en rivière aux précipitations et la quantité de pesticides appliquée
Objectifs	Évaluer l'effet de mesures sur les quantités de pesticides appliquées sur la qualité des eaux
Composantes	-
Échelle spatiale	Bassin versant
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Aucun processus, une seule équation empirique
Discrétisation spatiale	Possibilité de discrétiser le bassin versant en plusieurs sous-bassins
Données requises	Précipitation journalière, quantité de pesticide
Variables de sortie	Charge de pesticide au cours du temps à l'exutoire d'un bassin versant
Applications, résultats	Bassin versant de la rivière Sacramento (70 000 km²) pour diazinon, simazine, diuron, avec de bons résultats
Pesticides pris en compte	Tous pesticides, un seul à la fois
Autres paramètres de qualité d'eau	-
Modules de gestion	-
Prise en compte des plans de ferme	Non

Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Le calage consiste à déterminer le nombre de jours optimal entre l'application de pesticides, les précipitations et la charge correspondante à l'exutoire.
Disponibilité	Pas de logiciel
Avantages	Simplicité extrême
Inconvénients	Le seul paramètre de gestion pris en compte est la quantité de pesticides appliquée quotidiennement.

Tableau B.20 : NELUP

Nom complet	NERC/ESRC Land Use Program
Auteurs, distributeur	Natural Environment Research Council (NERC) - Economic and Social research Council (ESRC)
Pays	Grande Bretagne
Année de création	1995 (*à confirmer*)
Références	O'Callaghan, 1995
Site internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision
Objectifs	Gestion de l'occupation du territoire agricole, évaluer l'effet économiques et sur l'environnement de changements d'occupation
Composantes	Modèle agronomique parcellaire : EPIC, hydrologie et transport de polluants : SHETRAN et ARNO, un modèle écologique, et un modèle économique
Échelle spatiale	Bassins versants de 1 à 3 000 km²
Pas de temps	Variable en fonction des précipitations (de quelques minutes à 10 h)
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface, en subsurface et souterrain, advection 3D, advection avec les sédiments, dégradation, dispersion, adsorption, déposition atmosphérique
Discrétisation spatiale	Mailles de quelques km². Exemple : mailles de 1 km² pour le bassin de la Tyne de 3 000 km²
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température), concentration en pesticide dans l'eau de pluie, taux de déposition sèche, concentrations dans les écoulement aux conditions limites, coefficients de dispersion, coefficients de distribution d'adsorption, fractions mobiles, fractions de sites d'adsorption dans les régions mobiles du sol, coefficients d'échange, temps de ½ vie.
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le tronçon hydrographique
Applications, résultats	Bassins versants de la rivière Tyne et de la rivière Cam (Grande Bretagne)
Pesticides pris en compte	?

Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore (*à compléter*)
Modules de gestion	Oui, surtout pour l'occupation du sol.
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Traitement et visualisation des données, évaluation économique
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	Complet, évaluation de l'impact écologique et économique
Inconvénients	Complexe, nécessite un grand nombre de données

Tableau B.21 : NPS

Nom complet	Nonpoint Pollutant Source
Auteurs, distributeur	Références : Donigian and Crawford, 1976, 1977 dans Ghadiri p.65
Pays	États-Unis
Année de création	1976
Références	Donigian et Crawford, 1976; Litwin et Donigian, 1978
Site internet	Non
Évolution	Non
Type, complexité	Outil de gestion pour bassins versants, particulièrement adapté pour les bassins versants urbains
Objectifs	Analyser les problèmes de pollution diffuse
Composantes	Structure séquentielle. Modèle hydrologique basé sur SWM et HSP
Échelle spatiale	Petits bassins versants de moins de 5 km²
Pas de temps	Variable en fonction des précipitations : de 15 mn à la journée
Processus simulés, hypothèses	Les sédiments sont considérés comme un indicateur des autres polluants. Les écoulements et le transport de subsurface et souterrain ne sont pas considérés, ni les processus de transformation et transport en rivière. Variabilités spatiales non prises en compte. Maximum de 5 occupations du sol différentes. Dégradation des pesticides non prise en compte.
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	Concentration en pesticides à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Application sur quelques bassins versants urbains aux États-Unis
Pesticides pris en compte	Tous, maximum de 5 molécules en même temps
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, température
Modules de gestion	Non
Prise en compte des plans de	Non

ferme	
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Nécessaire
Disponibilité	?
Avantages	-
Inconvénients	Modèle ancienne génération, bassins versants urbains, seule la contribution en surface est considérée

Tableau B.22 : POLA

Nom complet	?
Auteurs, distributeur	Institut National Polytechnique de Toulouse
Pays	France
Année de création	1995
Références	Pinheiro, 1995
Site internet	?
Évolution	?
Type, complexité	Modèle conceptuel, distribué, continu
Objectifs	Déterminer les concentrations en polluants dans les bassins versants
Composantes	Modèle hydrologique : CEQUEAU
Échelle spatiale	Petits bassins versants
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Équation de transport des solutés dans le sol, adosrption-désorption, dégradation, formation des métabolites
Discrétisation spatiale	Découpage en mailles carrées
Données requises	Données météorologiques journalières, données agronomiques
Variables de sortie	?
Applications, résultats	Quelques sites en France, utilisé par le CEMAGREF de Bordeaux
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	?
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface	?

d'utilisation	
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	?
Inconvénients	Modèle marginal

Tableau B.23 : POPPIE

En cours de documentation...

Nom complet	?
Auteurs, distributeur	National Soil Resources Institute
Pays	Grande Bretagne
Année de création	1996
Références	?
Site internet	?
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision
Objectifs	Prédire la pollution en pesticides dans l'environnement
Composantes	Modèle pesticide : SWATCATCH, PESTCAT et PESTAS
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	?
Discrétisation spatiale	Cellules carrées de 2 km x 2 km
Données requises	Modèle numérique d'altitude (*à compléter*)
Variables de sortie	Concentration en pesticides à l'exutoire du bassin versant, sous la forme d'une valeur moyenne et d'un maximum hebdomadaire
Applications, résultats	Validation sur 16 bassins versants en Grande Bretagne. Résultats corrects pour les pesticides avec le même ordre de grandeur que les données mesurées disponibles
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Aucun
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	?
Outils	Oui

cartographiques, SIG	
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	?
Inconvénients	Spécifique à la Grande Bretagne pour l'instant

Tableau B.24 : PRM

En cours de documentation...

Nom complet	Pesticide Runoff Model
Auteurs, distributeur	?
Pays	?
Année de création	?
Références	Haith, 1980
Site internet	?
Évolution	?
Type, complexité	Modèle de tri
Objectifs	
Composantes	Modèle hydrologique : SCS-CN, érosion : MUSLE
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Pesticides disponibles pour le ruissellement dans le premier cm de sol Décroissance exponentielle de la concentration dans le sol
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	?
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	?
Outils cartographiques, SIG	?

Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	Pas de calage
Disponibilité	?
Avantages	Simple, applicable à une grande gamme de conditions et de pesticides, utilisation sans calage
Inconvénients	Modèle d'ancienne génération. Impossible à appliquer pour la fonte de neige, pas adapté pour événements ponctuels et mais plutôt sur du long terme, pertes moyennes, annuelles ou saisonnières

Tableau B.25 : SHETRAN

Nom complet	SHETRAN
Auteurs, distributeur	Water Resource Systems research Laboratory - Université de Newcastle
Pays	Grande Bretagne
Année de création	1995
Références	Ewen, 1995; Ewen *et al.*, 2000
Site internet	Non
Évolution	Version actuelle : SHETRAN Version 4 En cours d'intégration dans un système d'aide à la décision
Type, complexité	Modèle de recherche, distribué, continu, à base physique. Un des modèles les plus complexes existants. Utilisable comme modèle de gestion
Objectifs	Donne une description détaillée dans l'espace et le temps de l'écoulement et du transport dans un bassin versant
Composantes	Modèle hydrologique : basé sur SHE, modèle érosion basé sur SHESED, modèle de transport développé par Ewen, 1995
Échelle spatiale	Bassins versants de 1 à 2 500 km²
Pas de temps	2 h ou inférieur (adaptable en fonction de l'intensité des précipitations, quelques minutes en période de forte pluie)
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface, en subsurface et souterrain, advection 3D, advection avec les sédiments, dégradation, dispersion, adsorption, déposition atmosphérique
Discrétisation spatiale	Mailles carrées. 15 000 mailles au maximum pour limiter le temps de calcul
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température), concentration en pesticide dans l'eau de pluie, taux de déposition sèche, concentrations dans les écoulement aux conditions limites, coefficients de dispersion, coefficients de distribution d'adsorption, fractions mobiles, fractions de sites d'adsorption dans les régions mobiles du sol, coefficients d'échange, temps de ½ vie
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le réseau hydrographique
Applications,	Plusieurs applications en Europe (Grande Bretagne, France...) et une

résultats	application aux États-Unis, principalement pour tester les modèles hydrologique et érosion. Pas de validation pour le transport de pesticides
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Fastidieux compte tenu du grand nombre de paramètres, nécessite de nombreuses données
Disponibilité	?
Avantages	Précis, très complet au niveau des processus simulés
Inconvénients	Complexe, gourmand en temps de calcul et en données. Pas de validation du modèle de transport de pesticides

Tableau B.26 : SURFACE

Nom complet	SURFACE
Auteurs, distributeur	Monsanto Agricultural Company
Pays	États-Unis
Année de création	1990
Références	Gustafson, 1990
Site internet	Non
Évolution	Non
Type, complexité	Modèle très simple, qui constitue une simplification et une amélioration du modèle HSPF (voir p. 66)
Objectifs	Prédire l'évolution temporelle de la concentration en pesticide à l'exutoire d'un bassin versant
Composantes	Hydrologie (RCS-CN), transport par ruissellement (PRZM)
Échelle spatiale	Tous bassins versants (1 à 100 000 km²)
Pas de temps	Jjournalier
Processus simulés, hypothèses	Ruissellement de surface et de subsurface. *À compléter*
Discrétisation spatiale	Unités spatiales de 1 mi² (2.6 km²)
Données requises	Données d'entrée journalière : précipitations, évaporation potentielle, température moyenne paramètres : index de sol du bassin versant pour le modèle hydrologique, coefficient de partition, temps de demi-vie du pesticide, dates et quantités d'application
Variables de sortie	Concentration journalière en pesticide à l'exutoire du bassin
Applications, résultats	Calibration et validation sur plusieurs bassins versants dans le Mississippi, le Missouri et l'Ohio. Donne des résultats meilleurs que HSPF, surtout dans des conditions sèches
Pesticides pris en compte	Plusieurs pesticides
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	Non

Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	Simple
Disponibilité	?
Avantages	Simplicité conceptuelle et de calibration
Inconvénients	Modèle d'ancienne génération, peu développé et utilisé, pas de module de gestion

Tableau B.27 : SWAM

En cours de documentation...

Nom complet	Small Watershed Agricultural Model
Auteurs, distributeur	?
Pays	?
Année de création	Adaptation de CREAMS pour petit bassin versant
Références	De Coursey, 1982
Site internet	?
Évolution	?
Type, complexité	?
Objectifs	?
Composantes	?
Échelle spatiale	?
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	?
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	?
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	?
Modules de gestion	?
Prise en compte des plans de ferme	?
Outils cartographiques, SIG	?

Interface d'utilisation	?
Outils d'analyse	?
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	?
Inconvénients	?

Tableau B.28 : SWAT

Nom complet	Soil and Water Assessment Tool
Auteurs, distributeur	USDA-ARS + Blackland Research Center
Pays	États-Unis
Année de création	1998
Références	Arnold *et al.*, 1996; Neitsch *et al.*, 2000
Site internet	http://www.brc.tamus.edu/swat/index.html
Évolution	SWAT est une évolution du modèle SWRRB (Williams *et al.*, 1985; Arnold et Williams, 1995) lui-même issu des modèles CREAMS, GLEAMS et EPIC (Williams *et al.*, 1984; Williams, 1995). Plusieurs améliorations ont été apportées à différents points du logiciel pour aboutir à SWAT 2000 qui prend en compte les processus de transformation des nutriments et pesticides en rivière.
Type, complexité	Modèle de gestion. Modèle distribué de type mécaniste.
Objectifs	Évaluer les effets de différents scénarios de gestion sur la quantité et la qualité de l'eau en rivière pour des bassins versants agricoles non jaugés. Inclut des modules pour évaluer l'impact des changements climatiques, des pratiques agricoles et d'évolutions économiques.
Composantes	Modèle hydrologique basé sur la méthode SCS-CN, modèle d'érosion : MUSLE + ROTO, modèle de transformation et de transport des pesticides au sol basé sur le modèle GLEAMS, modèle de transport des pesticides en rivière : bilan de masse
Échelle spatiale	Tous bassins versants (de 1 km² à 500 000 km²)
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Les processus pris en compte pour les pesticides sont : le type d'application (aérien ou incorporé au sol), la volatilisation, la dégradation, le transport par ruissellement et érosion au niveau du sol, l'infiltration dans le profil de sol. Ces mouvements sont contrôlés par la solubilité, le temps de demi-vie, et le coefficient d'adsorption au carbone organique du sol (K_{oc}). La transformation et le transport en rivière prennent en compte les processus d'échange entre phase solide et liquide, la dégradation, la volatilisation, sédimentation, re-suspension et diffusion. Enfin, l'effet des bandes enherbées est pris en compte à l'échelle des HRU à l'aide d'un facteur d'efficacité calculé en fonction de la largeur des bandes.

Discrétisation spatiale	Unités de Réponses Hydrologiques (HRU) de quelques km²
Données requises	Données météorologiques journalières (précipitations, températures minimale et maximale, rayonnement solaire, vitesse du vent et humidité relative). Si elles ne sont pas disponibles, elles peuvent être estimées par un générateur de climat (WXGEN).
Variables de sortie	Débits et concentrations en nutriments et pesticides tout au long du réseau hydrique
Applications, résultats	Une vingtaine d'applications aux Etats-Unis (Texas, Pennsylvanie, Maryland, Oklahoma, New York, Iowa, Missouri, Kentucky, Illinois, Wyoming, Mississippi). La validation a été réalisée de manière extensive pour l'hydrologie, mais reste très limitée pour ce qui concerne le transport des polluants, en particulier les pesticides. Une seule étude pour le devenir des pesticides (Qiu et Prato, 2001).
Pesticides pris en compte	Un pesticide par simulation (herbicide, fongicide ou insecticide)
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Concernant les pesticides, l'utilisateur peut définir les dates d'application des pesticides ainsi que les quantités appliquée, et la largeur des bandes enherbées. Il peut aussi imposer les dates de début et de fin de la période de croissance des plantes, la date de récolte, les caractéristiques du labour, de l'application de fertilisants.
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui (ArcView)
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	?
Calage	Pas de calage requis
Disponibilité	Domaine public
Avantages	Modèle de gestion, récent, adapté à des bassins versants non jaugés (pas de calage requis) et basé sur des modèles connus et reconnus.
Inconvénients	La modélisation du devenir des pesticides n'a pas été validée.

Tableau B.29 : UP

Nom complet	Upscale Physically-based model
Auteurs, distributeur	Water Resource Systems research Laboratory - Université de Newcastle
Pays	Grande Bretagne
Année de création	1995
Références	Ewen, 1997; Sloan et Ewen, 1999
Site internet	Non
Évolution	Couplage en cours avec un Modèle de Circulation Générale
Type, complexité	Modèle de recherche, distribué, continu, à base physique. Adaptation de SHETRAN (v. page 88) pour de grands bassins versants
Objectifs	Évaluer la quantité et la qualité de l'eau d'un bassin versant à long terme
Composantes	Modèle hydrologique : basé sur SHE, modèle érosion basé sur SHESED, modèle de transport développé par Ewen, 1995
Échelle spatiale	Grande gamme d'application, de petits bassins versants (10 km²) aux très grands bassins versants (50 000 km²)
Pas de temps	2 h ou inférieur (adaptable en fonction de l'intensité des précipitations, quelques minutes en période de forte pluie)
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface, en subsurface et souterrain, advection 3D, advection avec les sédiments, dégradation, dispersion, adsorption, déposition atmosphérique
Discrétisation spatiale	Mailles carrées (UP element) de moins de 100 km². 15 000 mailles au maximum pour limiter le temps de calcul
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitations, température), concentration en pesticide dans l'eau de pluie, taux de déposition sèche, concentrations dans les écoulement aux conditions limites, coefficients de dispersion, coefficients de distribution d'adsorption, fractions mobiles, fractions de sites d'adsorption dans les régions mobiles du sol, coefficients d'échange, temps de ½ vie.
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le réseau hydrographique
Applications, résultats	Appliqué sur un petit bassin versant de 46 km² (Grande Bretagne) sur une période de 250 ans

Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, azote, phosphore
Modules de gestion	Non
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Non
Outils d'analyse	Non
Calage	Fastidieux compte tenu du grand nombre de paramètres, nécessite de nombreuses données
Disponibilité	?
Avantages	Application possible sur de très grands bassins versants, évaluation à long terme, flexible
Inconvénients	Nombreuses données requises

Tableau B.30 : WARMF

Nom complet	Watershed Analysis Risk Management Framework
Auteurs, distributeur	Développé par Systech Engineering pour Electric Power Research Institute (EPRI)
Pays	États-Unis
Année de création	1998
Références	Chen *et al.*, 1998; EPRI, 1998
Site internet	http://systechengineering.com/warmf.htm
Évolution	Version 4.7
Type, complexité	Système d'aide à la décision
Objectifs	Déterminer les TMDL pour la pollution diffuse et ponctuelle, prédire l'hydrologie et la qualité d'eau d'un bassin versant, évaluer l'effet de pratiques de gestion sur la quantité et la qualité d'eau
Composantes	Modèle hydrologique basé sur ILWAS, modèle d'érosion basé sur ANSWERS, modèle de pollution basé sur SWMM et WASP5 (pour les pesticides)
Échelle spatiale	Grands bassins versants
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	?
Discrétisation spatiale	Discrétisation en plusieurs sous-bassins
Données requises	Données spatiales (topologie, pédologie, occupation du sol, limites de bassin...), données sur les rejets ponctuels et les pratiques agricoles, variables météorologiques journalières (précipitation, température minimale et maximale)
Variables de sortie	Statistiques sur la concentration en pesticides dans les cours d'eau
Applications, résultats	Application sur le bassin versant de la rivière Catawba de 12 950 km²
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Environ 40 paramètres de qualité d'eau : sédiments, azote, phosphore, DBO, température...
Modules de gestion	Oui : définition de scénarios de gestion

Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui : analyse statistique, analyse avantages/coûts
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	Système d'aide à la décision très développé
Inconvénients	?

Tableau B.31 : WASCH

Nom complet	WAter Sediment and CMemical Transport
Auteurs, distributeur	?
Pays	?
Année de création	1973
Références	Bruce, 1973; Bruce *et al.*, 1975
Site internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	Modèle événementiel
Objectifs	Évaluer la concentration en pesticides à l'exutoire d'un bassin versant
Composantes	Modèle hydrologique, modèle d'érosion et modèle de pesticide
Échelle spatiale	Petits bassins versants
Pas de temps	?
Processus simulés, hypothèses	Pas de séparation entre pesticides dissous et particulaires
Discrétisation spatiale	?
Données requises	?
Variables de sortie	Concentration en pesticide à l'exutoire du bassin versant
Applications, résultats	Application et calage sur un bassin versant de 2.7 km² pour 4 orages avec de bons résultats
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments
Modules de gestion	Non
Prise en compte des plans de ferme	Non
Outils cartographiques, SIG	Non
Interface	Non

d'utilisation	
Outils d'analyse	Non
Calage	?
Disponibilité	?
Avantages	?
Inconvénients	Modèle ancienne génération

Tableau B.32 : WATERWARE

Nom complet	Water Sediment and Chemical Transport
Auteurs, distributeur	Environmental Software and Services GmbH
Pays	Autriche
Année de création	1996
Références	Fedra et Jamieson, 1996; Jamieson et Fedra, 1996a, b
Site internet	
Évolution	?
Type, complexité	Système d'aide à la décision pour la gestion des ressources en eau
Objectifs	Prédire l'effet de scénarios de gestion sur la qualité de l'eau d'un bassin versant
Composantes	Structure modulaire. Modèle hydrologique de surface : RRM, modèle d'érosion : TOMCAT, modèle hydrologique souterrain : XGW, TRANS-EOS, modèle de transport dans les eaux de surface : SWP / TOMCAT / STREAM1
Échelle spatiale	Grands bassins versants
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Transport en surface et souterrain ... *à compléter*
Discrétisation spatiale	?
Données requises	Pluviométrie, température, caractéristiques des pesticides
Variables de sortie	Concentration en pesticides dans le réseau hydrographique
Applications, résultats	Application sur 4 bassins versants en Grande Bretagne (River Thames), au Mexique (Lerma-Chapala basin), en Palestine (West Bank and Gaza), et en Malaisie (Kelantan River Basin).
Pesticides pris en compte	?
Autres paramètres de qualité d'eau	Sédiments, coliformes fécaux, DBO, azote, phosphore
Modules de gestion	Oui
Prise en compte des plans de	Non

ferme	
Outils cartographiques, SIG	Oui, SIG interne compatible avec la plupart des SIG standards
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	Oui
Calage	?
Disponibilité	Payant.
Avantages	?
Inconvénients	Logiciel marginal

Tableau B.33 : WINGÉO

Nom complet	WinGéo
Auteurs, distributeur	Géolab
Pays	France
Année de création	?
Références	?
Site internet	Non
Évolution	?
Type, complexité	?
Objectifs	?
Composantes	14 modèles intégrés : météo, hydrologie de surface, hydrologie souterraine, pollution accidentelle, invasion par l'eau de mer, turbidité des eaux karstiques, contamination radioactive, pollution par les nitrates, pollution par les pesticides, module de gestion
Échelle spatiale	?
Pas de temps	Journalier
Processus simulés, hypothèses	Assimilation par les plantes, rétention dans le sol, mobilisation. *À compléter*
Discrétisation spatiale	Mailles carrées de taille variable et ajustable
Données requises	Données météorologiques journalières (précipitations, température, ETP), paramètres hydrogéologiques, besoins en eau et historique de prélèvement, caractéristiques des ouvrages et des rejets ponctuels, règles de gestion, occupation des sols, pratiques agronomiques, pesticides utilisés
Variables de sortie	Concentrations en pesticides dans les eaux de surface et souterraines
Applications, résultats	?
Pesticides pris en compte	Tous
Autres paramètres de qualité d'eau	Nitrates
Modules de gestion	?
Prise en compte	Non

des plans de ferme	
Outils cartographiques, SIG	Oui
Interface d'utilisation	Oui
Outils d'analyse	?
Calage	Calage automatique par le logiciel
Disponibilité	Payant
Avantages	?
Inconvénients	?

ANNEXE C. PLAN DE TRAVAIL

	Septembre 2004	Octobre 2004	Novembre 2004	Décembre 2004	Janvier 2005	Février 2005	Mars 2005
Revue des processus mis en jeu (Annexe 2)							
Inventaire exhaustif des modèles existants (3.2 et 3.3)							
Remise du plan de travail et de la able des matières	15/09						
Rédaction du rapport d'étape							
Remise du rapport d'étape (1re version)		25/10					
Corrections au rapport d'étape							
Remise du rapport d'étape (version finale)			09/11				
Complétion de la description des modèles (3.2 et 3.3)							
Analyse comparative détaillée des modèles (4.1)							
Remise d'une première synthèse sur les modèles				15/12			
Réunion pour définir les poids attribués aux critères				À déterminer 15/12 ?			
Sélection d'un ou plusieurs modèles (4.2)							
Recommandations (4.3)							
Rédaction du rapport final							
Remise du rapport final (1re version)					14/01		
Corrections au rapport final							
Remise du rapport final							01/03