
Contamination des eaux de surface par produits phytosanitaires et modélisation

Nadia Carluer, Véronique Gouy et Jean-Joël Gril

En 1989, une directive européenne est introduite dans le droit français, fixant à 0,1 µg/l la concentration maximale autorisée en produit phytosanitaire dans l'eau destinée à la consommation humaine (directive n° 80/778/CEE). Son application a entraîné un regain d'intérêt pour la contamination des eaux naturelles par les produits phytosanitaires qui, jusque là, avait fait l'objet d'un nombre limité de travaux.

Les nombreuses opérations de contrôle qui ont suivi ont mis en évidence une contamination significative affectant à un niveau plus élevé les eaux de surface que les eaux souterraines. Par ailleurs, la réglementation européenne sur l'homologation de ces substances renforce les contraintes qui pèsent sur leur usage. Certaines conventions internationales, comme celle de la mer du Nord, préconisent la réduction des apports de polluants, en particulier d'origine agricole. La surveillance et la préservation de la qualité des eaux en France trouvent ainsi un soutien dans ces incitations européennes. Pour les eaux de surface, dont il sera question ici, les études portent sur la potabilité et, plus largement sur la préservation de leur qualité écologique.

Dans ce contexte, la demande de solutions d'amélioration émanant à la fois des pouvoirs publics, de la profession et du développement agricoles, et de l'industrie (du traitement de l'eau comme de la phytopharmacie) se fait plus pressante.

Les mécanismes qui régissent le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface sont complexes, tant au niveau du vecteur (l'eau) que des substances transportées. Ces dernières sont nombreuses, difficiles et coûteuses à doser, et soumises à de nombreuses interactions avec le milieu dans lequel elles se propagent. La modélisation peut à la fois aider à la compréhension des phénomènes et répondre aux questions pratiques que pose la recherche de solutions correctives. En effet, de nombreux facteurs interfèrent et il faut dresser un diagnostic de la situation et examiner différents scénarios de pratiques culturales ou d'aménagement, supposés favorables ou défavorables. Les possibilités de simulations offertes par les modèles en font des outils *a priori* intéressants.

Or, des modèles destinés à prédire le transfert des produits phytosanitaires vers les eaux de surface existent actuellement. Ils présentent, comme on va le voir, certaines insuffisances qui limitent leur application. Toutefois, élaborer des outils plus performants prend du temps et ne permet pas de répondre rapidement à la demande ; ce dilemme nous a conduit à entreprendre une double démarche qui consiste à évaluer les modèles existants et tenter d'y apporter des améliorations et à mener, sur un plus long terme, la mise au point de nouveaux outils destinés à pallier les insuffisances des premiers.

**Nadia Carluer,
Véronique Gouy
et Jean-Joël Gril**
Cemagref
3 bis quai Chauveau
CP 220
69336 Lyon cedex 09

Cet article, qui présente cette démarche, aborde successivement :

– un aperçu des mécanismes qui régissent le devenir des produits phytosanitaires,

– les problèmes à surmonter,
– les modèles existants et leurs limites,
– un exemple d'évaluation et de tentative d'amélioration d'un modèle,
– les perspectives actuelles en matière d'élaboration de nouveaux modèles.

Encadré 1

Volatilisation et transport gazeux

Globalement, les processus physiques provoquent plus de perte des produits phytosanitaires appliqués sur les parties aériennes ou sur le sol que la disparition chimique. La volatilisation régit le contrôle de la dispersion de nombreux produits phytosanitaires dans l'environnement, ainsi que leur durée de vie réelle dans la zone de traitement. Les pertes cumulées dans le ruissellement et le lessivage ne dépassent guère 5 %, alors que l'on a vu des pertes par volatilisation de 80 à 90 % (Taylor et Spencer, 1990). La dispersion des résidus dans l'atmosphère implique deux processus qui interfèrent : l'évaporation des molécules dans l'air à partir des résidus¹ présents à la surface du sol ou des plantes, et la dispersion de la vapeur en résultant dans l'atmosphère sus-jacente par diffusion et mélange turbulent. Plusieurs ensembles de facteurs interviennent : les propriétés chimiques du produit, les facteurs d'application, l'environnement édaphique, les chroniques climatiques et les obstacles situés à proximité (qui sont susceptibles de retenir le produit). Les pertes les plus rapides par évaporation et transport gazeux sont celles ayant lieu sur un sol nu mouillé, sans doute parce qu'intervient alors une codistillation (produit entraîné par l'eau qui s'évapore), particulièrement pour les sols soumis à un travail simplifié. A l'inverse, la plupart des produits phytosanitaires sont fortement retenus par le sol sec : la volatilisation des résidus cesse quasiment dans ce cas.

1. Le terme de résidus désigne ici les produits phytosanitaires encore présents dans le domaine considéré et qui n'ont pas été dégradés.

Encadré 2

Les mécanismes de rétention (adsorption, absorption, désorption)

La « sorption » désigne l'adsorption, l'absorption et la précipitation, qui ne sont pas facilement identifiables indépendamment. Les mécanismes possibles sont très divers, ainsi que les facteurs intervenant ; il pourra s'agir des propriétés physico-chimiques du produit considéré, des constituants du sol - notamment la matière organique ou des caractéristiques de la solution du sol (Calvet, *et al.*, 1980). Notons qu'en raison de la variabilité des conditions de milieu, l'équilibre thermodynamique est rarement atteint et que l'on doit souvent considérer l'aspect cinétique du processus. Par ailleurs, la désorption est rarement complète. Une conséquence notable des phénomènes d'adsorption est qu'ils diminuent en général la dégradation biologique et accroissent plutôt, au contraire, les dégradations abiotiques. L'acidité de surface peut être à l'origine d'une dégradation par hydrolyse des molécules qui sont adsorbées sur les minéraux ; les colloïdes humiques peuvent également accroître la dégradation. L'adsorption influence aussi les phénomènes de transport et modifie évidemment l'activité

Des mécanismes complexes

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

– la diffusion gazeuse dans les pores du sol et l'atmosphère (encadré 1),
– l'adsorption, l'exsudation et la rétention par les cultures et les résidus de culture,
– le mouvement sur la surface du sol, par l'intermédiaire du ruissellement, à l'état dissous ou sorbé
– la sorption et désorption sur des surfaces colloïdales de sol (encadré 2),
– le transport hydrodynamique dans la phase aqueuse du sol (encadré 3).

Les transformations sont de trois types : la dégradation photochimique par la lumière, la dégradation chimique, comme l'hydrolyse ou l'oxydoréduction, et la dégradation biologique par les plantes et les micro-organismes (encadré 4).

La transformation des molécules est gouvernée par quatre groupes principaux de facteurs :

– les propriétés chimiques du produit (comme sa solubilité dans l'eau, son ionisabilité, sa volatilité et la présence ou non de groupes réactifs),
– les propriétés du sol (structure, type et quantité d'argile, contenu en matière organique, contenu en hydroxydes, pH, taux d'humidité, faune et flore),
– les conditions d'application (taux, mode et date d'application, surface traitée, taille de la canopée),
– les conditions climatiques et hydrogéologiques (intensité, fréquence et durée de la pluie, évapotranspiration potentielle, température du sol, profondeur de la nappe).

On ne détaillera ici que quelques-uns de ces mécanismes, qui illustrent particulièrement le degré d'interaction, la non-linéarité et le nombre de facteurs qui interviennent soit dans un sens soit dans l'autre, suivant les conditions. Ceci conduit à de grandes incertitudes sur le comportement global du produit.

Ces exemples montrent combien il est difficile de donner *a priori* des règles de comportement d'un système (ensemble terrain/produit), à partir de ses seules caractéristiques, sans expérimentation préalable. Il serait en effet osé de prédire quel processus ou quel facteur va l'emporter, compte tenu de cette complexité.

Les problèmes à résoudre

De la parcelle au bassin maritime, les solutions correctives s'appliquent à une succession d'unités spatiales emboîtées les unes dans les autres.

La parcelle agricole

La parcelle est l'unité spatiale où s'exercent la prise de décision et la pratique de l'agriculteur qui influent ensemble sur le transfert des produits hors de la parcelle. On cherche un outil qui évalue l'effet de ces pratiques, dans un contexte donné (climatique, pédologique...), et définisse de bonnes pratiques culturales.

Le petit bassin versant

Les aménagements interparcellaires (fossés, haies, zones tampons) peuvent influencer sur l'écoulement de l'eau et le transfert des substances ainsi que l'agencement des parcelles dans le bassin versant (proximité des parcelles « à risque » par rapport à la rivière, par exemple).

La dynamique du transport des substances dans les cours d'eau intègre d'une manière non linéaire les rejets des parcelles.

À l'échelle du petit bassin versant, on cherche à :

- évaluer l'influence des aménagements et la définition de bonnes pratiques dans ce domaine,
- identifier les situations à risque pour le milieu aquatique au vu de sa sensibilité écotoxicologique (qui relève d'une autre thématique).

Le grand bassin versant

La limite entre petit et grand bassin versant est floue. De manière pragmatique, on considérera que le « grand » bassin est celui qui constitue une ressource d'eau potable (existante ou potentielle). Les aspects écotoxicologiques restent également présents au second plan.

À cette échelle, l'évolution des concentrations reste un paramètre clé de l'évaluation de la qualité de l'eau. La prévision à court terme des concentrations au droit d'une prise d'eau est une préoccupation actuelle des traités d'eau.

Encadré 3

Transport des produits par ruissellement

L'extraction du produit par le ruissellement peut être provoquée par divers mécanismes (la diffusion et le transport, la désorption, la dissolution et l'érosion (Léonard, 1990)). Les produits phytosanitaires sont aussi entraînés dans le ruissellement, attachés aux particules du sol en suspension. L'étude du ruissellement et du transport qui en résulte est compliquée par son caractère excessivement hétérogène spatialement, qui entraîne un fort effet d'échelle. Quand l'écoulement dans un champ se concentre à cause de la topographie, des irrégularités de terrain, des pratiques culturales... des rigoles se développent, variables en forme et profondeur, exposant une couche plus profonde du sol, ce qui peut contribuer à augmenter la quantité de produit présente dans le ruissellement ou en retirer par adsorption. L'écoulement hypodermique (eau qui s'est infiltrée mais retourne à la surface par suintement en aval ou dans des rigoles, sillons ou autres dépressions) peut aussi contribuer à la dissolution des produits dans le ruissellement. La part de produit disponible pour le ruissellement dépend évidemment de nombreux facteurs qui incluent les conditions climatiques, l'environnement pédologique, les caractéristiques du produit et les pratiques culturales. L'efficacité d'une pratique culturale pour limiter la perte de produit phytosanitaire dans le ruissellement dépend du mode de transport majeur du produit (sous forme dissoute ou adsorbée) et du fait que la solution adoptée affecte plutôt le volume de ruissellement, la perte de sédiments, ou les deux.

Encadré 4

Les processus de transformations biologiques des produits phytosanitaires

Pour la plupart des produits phytosanitaires, dans la zone racinaire, le rôle des micro-organismes est plus important que les processus physiques ou chimiques. La grande diversité métabolique des souches bactériennes et leur capacité d'adaptation et de mutation leur permettent de dégrader dans des conditions variées et de s'attaquer à un large spectre de produits. Il ne faut pas négliger non plus le rôle de la faune, par le travail mécanique du sol qu'elle effectue et le changement des conditions édaphiques que cela entraîne. La nature chimique du produit et les conditions environnementales (notamment pédoclimatiques) influent. La synthèse d'enzymes actives dans la dégradation d'une molécule dépend en particulier de la nature, du nombre et de la localisation de ses groupements fonctionnels. Si la concentration du produit est trop faible, la répartition de la population qui dégrade sera hétérogène dans le sol, ce qui peut ralentir la dégradation. La nature du métabolisme (minéralisation ou co-métabolisme) peut être largement influencée par les conditions environnementales. Les caractéristiques du sol important, notamment par la quantité et la nature de la matière organique qui stimule la microflore dégradant par co-métabolisme, mais peut ralentir la dégradation du produit immobilisé par adsorption, le pH, qui joue sur l'adsorption et l'hydrolyse, la granulométrie et la teneur en argiles. Le pédoclimat influe quant à lui essentiellement par la température, la teneur en eau et l'aération du sol. Certains pesticides sont dégradés en aérobiose, d'autres en anaérobiose, d'autres encore nécessitent une alternance... Enfin, certaines souches peuvent dégrader dans les deux cas. On observe souvent une augmentation de la vitesse de dégradation des produits phytosanitaires après un ou plusieurs apports (dégradation accélérée, qui correspond à l'adaptation de la flore microbienne), ce qui peut nuire à leur efficacité.

Dans le cas du bassin d'un fleuve, défini par son exutoire maritime, on s'intéressera plus aux flux qu'aux concentrations.

Des outils actuels limités

■ *Etudes quantitatives existantes*

Même si l'on comprend relativement bien les mécanismes intervenant dans le devenir des produits phytosanitaires, les connaissances quantitatives sont moins satisfaisantes. On trouve dans la littérature scientifique essentiellement des résultats à deux types d'échelles : d'une part, les mesures sur lysimètre, sur micro-parcelle ou sur parcelle expérimentale, qui se limitent souvent à l'étude d'un phénomène ou d'un paramètre particulier ; d'autre part, les suivis de bassins versants de taille en général respectable. Le premier type d'étude permet de progresser dans la connaissance des processus intervenant, le

deuxième dans l'évaluation du comportement global du système (produit + bassin + pratiques culturales). On a ainsi pu scinder les produits phytosanitaires en deux classes : ceux que l'on retrouve régulièrement dans les eaux de surface et ceux que l'on ne trouve que lors de quelques épisodes pluvieux après leur application.

Malheureusement, ces dernières études ne permettent guère l'extrapolation à d'autres conditions ou la transposition à d'autres bassins car trop de processus restent mal quantifiés.

Le passage à une dimension supérieure à celle de la micro-parcelle entraîne, de surcroît, une intégration des processus qui complique considérablement la transposition. C'est le cas du ruissellement où intervient au long du versant une réinfiltration ou, au contraire, une exfiltration² de l'eau, et des dépôts ou extractions de produits phytosanitaires.

2. Processus inverse de l'infiltration, qui peut avoir lieu en cas d'affleurement d'une nappe perchée.

Encadré 5

Modélisation existante

On ne peut, pour l'instant, faire l'économie d'une certaine représentation des processus, c'est à dire d'une modélisation au moins en partie descriptive.

Certains des modèles existants ne représentent qu'un processus physique, d'autres ont pour but de représenter l'ensemble des processus intervenant. On distingue trois classes de modèles, suivant le degré de précision qu'ils prétendent donner des mécanismes intervenant :

- les modèles de recherche, qui visent à représenter avec précision l'ensemble des phénomènes régissant le devenir des produits phytosanitaires et qui permettent le mieux pour l'instant de progresser dans la compréhension des processus intervenant et de leurs interactions,
- les modèles de gestion, qui veulent rendre compte du comportement global du produit, en ne représentant que les processus dominants, le but étant de guider le gestionnaire dans sa prise de décision,
- les modèles de tri, qui visent à classer les substances et les situations.

L'appartenance d'un modèle à une classe ou une autre dépend en fait de l'utilisation que l'on en fait. En parallèle à cette classification « fonctionnelle », on peut ajouter des distinctions « structurelles » :

- un modèle est dit global s'il représente l'objet à modéliser comme un tout homogène du point de vue spatial, alors qu'il est distribué, s'il le discrétise, en unités homogènes, éventuellement reliées entre elles par des lois de comportement.
- un modèle mécaniste utilise, pour décrire les phénomènes en jeu, les équations complètes qui les régissent, alors qu'un modèle empirique utilise une fonction de transfert reliant entrée et sortie, sans prétendre expliquer les phénomènes. Les modèles conceptuels représentent une classe intermédiaire, en s'appuyant sur des équations simplifiées pour rendre compte de la perception que l'on a des processus dominants,
- enfin, on peut distinguer les modèles déterministes et stochastiques³, suivant les hypothèses qu'ils font sur la nature des variables qui les gouvernent.

3. Un modèle est stochastique si les variables et paramètres qu'il manipule ont un caractère aléatoire (soit par impossibilité de notre part à voir le déterminisme qui les sous-tend, soit de façon intrinsèque) au contraire d'un modèle déterministe.

L'approche par multirégression ou par analyse en composantes principales paraît adaptée à la complexité des processus et facteurs en jeu. Toutefois, la rareté des données disponibles limite leur application et il est difficile de caractériser des risques de transfert avec de tels outils (encadré 5).

Les modèles de recherche ne peuvent prévoir le risque car ils exigent des données pour être utilisés « en routine ». Quant aux modèles de gestion, le nombre de leurs paramètres est en général élevé et leur validation reste problématique. On ne peut leur accorder, pour l'instant, de valeur prédictive, mais plutôt les utiliser comme modèles de tri.

Vers une homologation européenne des modèles ?

Depuis la fin des années 70 jusqu'à nos jours, différents modèles de simulation du transfert des produits phytosanitaires dans l'environnement ont été élaborés. La plupart d'entre eux sont issus de centres de recherche des Etats-Unis comme ceux de l'Agence de protection de l'environnement ou du Département de l'agriculture des Etats-Unis. Des modèles européens apparaissent notamment aux Pays-Bas, en Allemagne, en France et en Angleterre. Cependant, aucun inventaire exhaustif et documenté n'a vraiment été réalisé. Comment savoir quel modèle utiliser face à un problème donné et quelles sont ses limites d'application ? L'information relative à chaque modèle est souvent partielle ou fragmentaire et le domaine de validité de ces outils potentiels mal défini. Tous ces facteurs concourent, malheureusement, à des possibilités d'utilisation erronée.

C'est pourquoi, il était nécessaire de faire un état des lieux des modèles de simulation existants ainsi que d'évaluer leurs possibilités et leurs limites et, enfin, de définir de bonnes pratiques d'utilisation. Parallèlement, la directive européenne 91/414/CEE du 15 juillet 1991, concernant la mise sur le marché des produits de protection des cultures, demande explicitement qu'en complément des informations issues de l'expérimentation, les résultats de modèles divers soient aussi considérés dans la procédure d'homologation. Elle préconise notamment l'utilisation des modèles pour l'estimation de concentrations dans l'environnement, notées PEC (predictible environmental concentrations). Néanmoins, aucun modèle spécifique n'a été recommandé.

Afin d'apporter un soutien aux Etats membres, à la Commission européenne et à l'industrie pour la mise en application de cette directive, le groupe FOCUS⁴ a été créé en novembre 1992 à l'initiative de la Commission de Bruxelles. Constitué de responsables de l'homologation au niveau des Etats membres, d'industriels et d'experts issus de divers établissements publics, ce groupe a pour mission de promouvoir les échanges sur les modèles de transfert des produits phytosanitaires existants et d'élaborer un guide précisant dans quelle mesure ils sont utilisables dans le cadre de la directive 91/414/CEE. Trois sous-groupes se sont consacrés, respectivement, aux modèles de lessivage vers les nappes (Boesten *et al.*, 1995), aux modèles de transport vers et dans les eaux de surface, aux modèles du devenir des produits dans les sols.

Dans le cadre de cet article, nous nous limiterons aux modèles de transport des produits phytosanitaires vers les eaux de surface et nous nous attacherons à en souligner les possibilités et les limites.

■ Quelques modèles de transport des produits phytosanitaires vers les eaux de surface

Les modèles sont adaptés aux terrains drainés ou non. Nous nous intéresserons ici uniquement aux seconds.

Dans la plupart des cas, ils sont issus de modèles plus anciens destinés à prévoir les volumes d'eau ruisselés et les quantités de sol érodées en vue d'identifier des aménagements pouvant réduire les inondations et les pertes en terre. Pour prévoir les pertes en nutriments et en produits phytosanitaires, des équations souvent relativement simples ont été ajoutées. Ces modèles sont donc constitués de trois composantes que l'on notera : « hydrologie », « érosion » et « chimie ». En général, la représentation spatiale est globale et, plus rarement, distribuée (cas de SWRRB et ANSWERS).

Composante « hydrologie »

Le volume ruisselé est estimé par la méthode américaine du « *curve number* ». Celle-ci calcule les volumes journaliers ruisselés à partir des données de pluie et d'un paramètre de rétention de l'eau dans le sol, appelé *curve number*, pour différents types de sols, d'utilisation des terres et d'aménagement. Cette méthode repose sur des conditions particulières aux Etats-Unis et nécessite donc une

4. FOCUS : FORum for the Coordination of pesticide fate models and their USE

validation pour toute autre condition. Par ailleurs, elle fait intervenir des moyennes journalières et ne pourra donc, en aucun cas, prévoir des profils de concentration. Enfin, elle ne prend en compte que le ruissellement hortonien et néglige, entre autres, le ruissellement par remontée de nappe, les écoulements sub-superficiels et les hétérogénéités du sol.

Des améliorations ont pu être apportées à cette méthode sans toutefois la remettre en cause (PRZM2, OPUS, EPIC).

Composante « érosion »

Cette composante repose en général sur l'équation universelle de perte des Sols (USLE) qui calcule l'érosion en fonction de facteurs d'érosivité de la pluie, d'érodabilité du sol, de pente, de culture et d'aménagement. Cette formule a également été établie de façon empirique à partir de séries d'observations dans des conditions des Etats-Unis. Dans sa formulation initiale, elle est limitée à des estimations annuelles de pertes en sol sur des versants (Wischmeier *et al.*, 1978). Après modifications (MUSLE) elle simule les pertes en sol sur l'événement pluvieux et intègre à la fois le rôle de la pluie et du ruissellement dans l'effet érosif. Il n'en demeure pas moins que la USLE, tout comme la MUSLE, mériterait d'être validée, voire modifiée, pour les conditions européennes. Une démarche dans ce sens a été entreprise en Belgique (Bollinne, 1982).

Composante « chimie »

Dans la plupart des cas, cette composante est relativement simple par rapport à la complexité des mécanismes réellement mis en jeu. Les modèles considèrent que les produits sont entraînés par lavage foliaire, lessivage ou ruissellement. La fraction de produit entraînée dans le ruissellement est déterminée au moyen d'un coefficient d'extraction empirique (CREAMS). La relation d'adsorption est en général représentée par une fonction linéaire où apparaît le paramètre d'adsorption K_d^5 .

■ Exemple d'application du modèle CREAMS (Knisel, 1980)

Ce paragraphe a pour but d'illustrer le précédent par l'exposé d'un cas concret d'évaluation des possibilités du modèle CREAMS simulant le transfert des produits phytosanitaires dans le ruissellement de surface (figure 1). Ce modèle a déjà fait l'objet d'études par le Cemagref : pour plus d'informations on peut se reporter au document de Gouy, 1993. On s'est restreint, dans cet exemple, au test de la composante « chimie » du modèle et notre attention s'est portée sur l'étude de l'influence sur les résultats de la méthode d'acquisition du paramètre d'adsorption K_d . On reporte ici les résultats obtenus avec un sol limoneux sableux et deux méthodes d'acquisition de K_d .

5. - K_d représente le rapport entre la concentration du produit sur la phase solide et sa concentration en solution.

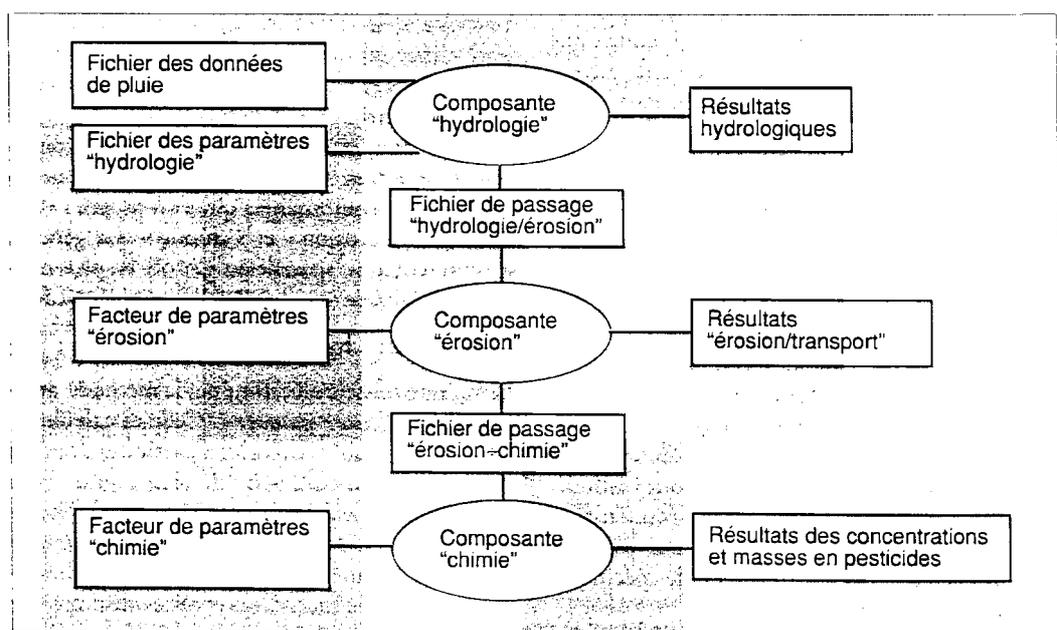


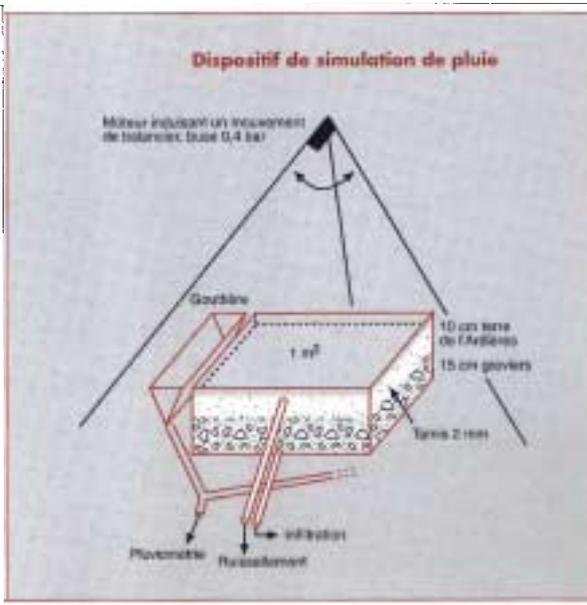
Figure 1. - Diagramme du CREAMS

Figure 2

La simulation de pluie

La simulation de pluie : méthode d'approche des mécanismes de mobilisation des produits phytosanitaires

A l'origine mis au point aux USA, et reprise par l'ORSTOM puis par le Cemagref pour étudier l'érosion (parcelles de Wischmeier), le dispositif de simulation de pluie a été adapté pour permettre le suivi des transferts de produits phytosanitaires. Le principe de l'expérience consiste à simuler une pluie artificielle d'intensité donnée sur une micro-parcelle de 1/3 à 1 m² constituée par un bac rectangulaire contenant une couche de 15 cm de graviers surmontée d'un tamis puis de 12 cm de sol rapporté sur lequel le produit phytosanitaire a été au préalable appliqué. Un système de gouttières permet de recueillir le ruissellement pour différents pas de temps. Une analyse des concentrations du produit en solution et fixé sur les particules de sol érodées dans les échantillons obtenus donne une indication de sa distribution entre les phases liquide et solide dans des conditions de ruissellement de surface. Ce type de mesure est en quelque sorte un intermédiaire entre les essais d'adsorption réalisés en pots par la méthode OCDE 106 et les essais de terrain plus délicats à mettre en place. Elle offre l'intérêt d'approcher les effets dynamiques du transfert liés à l'hydrologie.



La méthode normalisée de l'OCDE. Elle est réalisée sur des sols, en système clos, et est caractérisée par le fait que les grandeurs d'état (température, volume, masses totales en produit phytosanitaire et en sol) sont constantes au cours du temps.

La simulation de pluie (figure 2) : elle consiste à analyser les teneurs en produit dans l'eau et sur les particules de sol érodées du ruissellement et à calculer le coefficient d'adsorption résultant.

Le tableau 1 montre les écarts importants que l'on peut observer selon les deux modes d'acquisition.

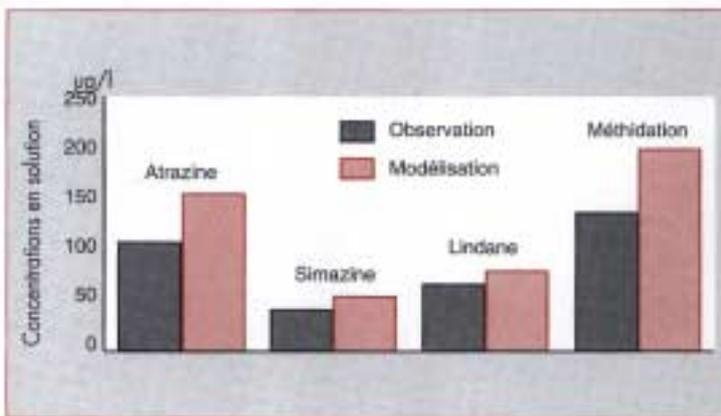
La mise en œuvre de la composante « chimie » du CREAMS a été réalisée, dans un premier temps, en utilisant les coefficients d'adsorption mesurés par la méthode OCDE ou ceux de la littérature scientifique, pour les valeurs du paramètre Kd. On note alors des erreurs de plusieurs ordres de grandeur pour les concentrations adsorbées. Par ailleurs, les proportions entre les quantités transportées sur les particules de sol érodées et celles en solution dans l'eau du ruissellement ne sont pas respectées.

Afin d'améliorer ces résultats, un autre essai a été réalisé en séparant cette fois le calcul en deux étapes : 1) Calcul de l'infiltration avec le coefficient mesuré par la méthode OCDE comme valeur de Kd, 2) Calcul des pertes dans le ruissellement en utilisant le coefficient mesuré par simulation de pluie pour Kd. Cette tentative a pour effet de réduire les erreurs moyennes à moins de 100 % (figure 3).

Molécule	Kd de la littérature	Kd Méthode OCDE	Kd simulation de pluie
Atrazine	2,9*	2,8	7
Simazine	2,3*	-	34
Lindane	21,9*	-	41
Méthidathion	2,2§	6,7	8

* USDA, Knisel, 1980. § calculé à partir de Koc (partage carbone organique/eau) donné par le USDA.

▲ Tableau 1. – Comparaison des valeurs de Kd [ml/g] obtenues selon différentes méthodes



▲ Figure 3. – Résultats de la modélisation : comparaison des valeurs de concentrations en solution calculées et mesurées dans le cas du sol limono-sablieux (utilisation de deux Kd).

■ Limites et intérêt

L'exemple de mise en application du CREAMS permet de dégager plusieurs points essentiels.

L'influence de la méthode d'acquisition du paramètre d'adsorption est considérable et nécessite d'être réalisée dans des conditions proches de celles du site étudié et des processus réels.

CREAMS et les modèles du même type prennent mal en compte les hétérogénéités agro-pédo-climatiques du milieu. Il existe toutefois des modèles distribués qui devraient *a priori* pouvoir être appliqués à des zones plus vastes et diversifiées. Cependant, dans la majorité des cas, ils négligent ou prennent mal en compte un certain nombre de mécanismes importants tels que le ruissellement par débordement de nappe ou les écoulements préférentiels. Il faut donc vérifier que ces phénomènes peuvent être effectivement considérés comme non significatifs sur la zone concernée, ce qui limite largement le champ d'application des modèles existants (notamment au niveau des petits bassins versants).

Enfin, un tel modèle peut difficilement être utilisé pour prévoir des concentrations précises en raison, d'une part, de la nature empirique des équations utilisées et d'autre part des très faibles valeurs de concentrations qui devraient être simulées

(quelques microgrammes par litre). Il peut être envisagé comme outil de tri dans le but, par exemple, de fournir, des éléments de comparaison des potentialités de transfert de différents produits à travers divers scénarios agro-pédo-climatiques au niveau de la parcelle agricole.

Vers de nouveaux modèles

Il n'existe donc pas, actuellement, de modèle valide pour répondre aux questions posées au niveau du bassin versant. Augmenter le nombre des paramètres d'un modèle de gestion ou compliquer les fonctions paraît une démarche vaine à long terme. Nous proposons ici quelques réflexions sur la constitution même des modèles et les représentations à adopter, dans le but de fournir un outil de diagnostic utile à l'aménagement des petits bassins versants agricoles.

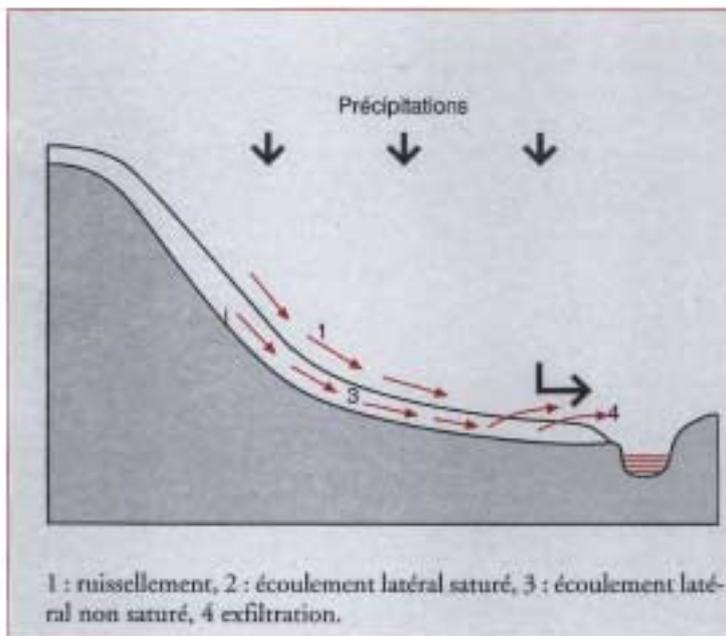
■ Hiérarchisation des processus

Il paraît essentiel de hiérarchiser les phénomènes à représenter. On a vu en effet que, suivant le produit, le terrain d'application et l'échelle considérés, les processus dominants pouvaient changer.

Quel que soit le système étudié, la modélisation des différentes composantes de l'écoulement paraît un préalable indispensable à une représentation pertinente du devenir des produits phytosanitaires. En effet, l'eau est le vecteur essentiel des produits phytosanitaires sur un bassin versant. Les modèles actuels représentent l'eau sous forme de réservoirs ou de stocks, sans rendre compte de l'aspect dynamique des échanges de matière, qu'entraîne son transfert. Or, il faut distinguer le ruissellement provoqué par une pluie suivant de peu l'application, la percolation rapide vers la nappe par un écoulement préférentiel ou l'entraînement par un écoulement latéral non saturé, avec de fortes chances de subir une dégradation biologique (figure 4).

En plus de ce schéma de base, il faut distinguer les types de ruissellements et tenir compte des réinfiltrations possibles. Ces chemins divers donnent une signature différente à l'eau, que ce soit en termes de traceurs isotopiques, chimiques ou de polluants. Les interactions des produits phytosanitaires avec le sol et les particules érodées, avec les micro-organismes susceptibles de les dégrader, les temps d'exposition à la lumière (photolyse) et l'atmosphère sont en effet différents.

Figure 4. - Chemins d'écoulement sur les versants (d'après Dunne, 1978)



Pour une représentation cohérente des différentes composantes de l'écoulement, il faudrait vérifier la cohérence du modèle hydrologique obtenu en le calant non seulement sur le débit à l'exutoire mais sur des variables intermédiaires, éventuellement de type qualitatif (humidité du sol, données de télédétection, traçages isotopique ou chimique...). Juger de l'adéquation d'un modèle hydrologique à la réalité qu'il est censé représenter par la seule correspondance des débits simulés et observés est en effet insuffisant : plusieurs combinaisons de processus peuvent aboutir aux mêmes débits. (Grayson *et al.*, 1993). Il est donc nécessaire d'utiliser d'autres critères de calage.

L'approche d'un modèle conceptuel distribué permettrait une simplification de la représentation des processus, le caractère distribué rendant possible la prise en compte de la variabilité spatiale et de l'intégration des processus. Une architecture modulaire permettrait de rendre compte de la hiérarchie des processus, et donnerait une certaine souplesse au modèle.

■ Aspect temporel

Les produits phytosanitaires sont soumis à des processus intervenant à au moins deux échelles de temps :

- d'une part les processus intervenant peu de temps après leur application ou après des épisodes pluvieux majeurs,
- d'autre part les phénomènes intervenant sur plusieurs années.

Il est pour l'instant difficile d'envisager un modèle représentant l'ensemble des processus et il semble judicieux de représenter chaque ensemble de processus par un modèle, celui à pas de temps court alimentant éventuellement celui à pas de temps long. Il est difficile de détailler la démarche adoptée sans cas concret, mais on peut négliger les dégradations chimique et biologique dans le modèle à pas de temps court. Dans le modèle à pas de temps long, par contre, ces phénomènes ne pourraient plus être négligés.

Cette modélisation en deux temps se heurtera toutefois au problème des conditions aux limites : le modèle à pas de temps court est en effet gouverné par les conditions aux limites du modèle à pas de temps long, et il faudrait donc en toute rigueur envisager une modélisation couplée.

■ Aspect spatial, Organisation du paysage

On aurait pu penser scinder le système du point de vue spatial de la même façon, les phénomènes à pas de temps court affectant plutôt la surface, la zone non saturée et les eaux de surface, et ceux à pas de temps long régissant la nappe. Malheureusement, il y a souvent interaction, les phénomènes à court terme pouvant concerner la nappe, dans le cas par exemple d'écoulements préférentiels ou d'une intumescence⁶ de la nappe. On ne peut donc scinder le système du point de vue spatial qu'au vu du système étudié ; un bassin karstique par exemple ne se prêterait pas à ce traitement.

D'autre part, il est essentiel de rendre compte de l'organisation spatiale du paysage, notamment pour représenter de façon pertinente le ruissellement, facteur majeur de transport des produits phytosanitaires vers les eaux de surface pendant les événements pluvieux ; le réseau anthropique (routes, fossés, haies et talus) provoque des redirections d'écoulement par rapport aux directions qu'impose la seule topographie (Merot et Bruneau, 1993).

Si l'on peut dans un modèle hydrologique assimiler le ruissellement et l'écoulement hypodermique rapide, on ne le peut plus quand il s'agit des produits phytosanitaires. En effet, (De Walle et Pionke, 1994) ont montré que la part d'eau « vieille » sur des bassins versants est incompatible avec la part d'eau « ruisselée » trouvée par décomposition de l'hydrogramme (De Walle et Pionke, 1994). Or, il n'est pas équivalent pour un produit, susceptible d'être adsorbé ou dégradé au cours de son transfert, d'être transporté dans le ruissellement, où se produisent une érosion et des échanges particuliers, ou d'être lessivé vers la proche subsurface puis d'y rester.

Les effets d'une haie, d'un talus ou d'un fossé sur le comportement hydrologique d'un versant, et *a fortiori* sur sa réponse au niveau de la qualité de l'eau, sont différents. Les études sur ce sujet sont toutefois insuffisantes pour l'instant pour permettre de modéliser ces phénomènes de façon satisfaisante d'un point de vue quantitatif : comme pour les phénomènes intervenant dans le devenir des produits phytosanitaires (voir paragraphe II), on a une compréhension qualitative des phénomènes, mais on ne sait pas la part quantitative de chacun des processus intervenant.

6. Libération de l'eau de la frange capillaire par un apport d'eau. Il arrive que le volume d'eau ainsi disponible pour l'écoulement soit important au vu du volume d'eau amené.

TOPOG (Vertessy *et al.*, 1993) est un modèle distribué dont les mailles de discrétisation sont délimitées par les lignes de plus grande pente et les courbes de niveau. Une hypothèse essentielle est que l'écoulement suit la ligne de plus grande pente. Ceci semble effectivement être le cas pour les écoulements subsurface sur le bassin du Coët-Dan, alors que les écoulements superficiels subissent des redirections dues au réseau anthropique. Il faut donc envisager de rajouter une couche de surface à ce modèle, afin de représenter correctement le ruissellement et l'écoulement dans le réseau hydrographique. L'écoulement subsurface est représenté par la classique équation de Richards (Beven, 1991) et ce modèle dispose d'un pas de temps variable qui devrait être utile pour représenter les épisodes pluvieux et de récession à des pas de temps adaptés.

Ces exemples ne donnent qu'un faible aperçu de la diversité des situations envisageables. Un point qui paraît essentiel, pour la modélisation du transfert des produits phytosanitaires encore plus que pour la « classique » modélisation pluie-débit, est qu'on ne peut juger du modèle à construire, en réalité, qu'au vu du système étudié. La notion de système inclue ici le bassin, le produit, les conditions climatiques et les pratiques culturales.

En effet, il faut prendre en compte à la fois le comportement hydrologique du bassin et les caracté-

ristiques propres du produit sans écarter les conditions climatiques qui toute chose égale par ailleurs induisent des phénomènes très différents.

■ Mise en œuvre

Quelques-unes de ces orientations seront mises en œuvre sur le bassin versant expérimental du Coët-Dan, à Naizin, dans le Morbihan, où l'on tâchera d'adapter un modèle hydrologique du CSIRO australien (TOPOG) pour rendre compte du fonctionnement hydrologique d'un sous-bassin amont de 5 km² (géré par l'INRA) et du bassin total de 12 km² (géré par le Cemagref). Cette échelle permet une bonne intégration des processus. On s'appliquera notamment à rendre compte de façon satisfaisante des écoulements rapides, en vue d'une modélisation ultérieure du transfert à court terme des produits phytosanitaires (figure 3).

■ Marche à suivre

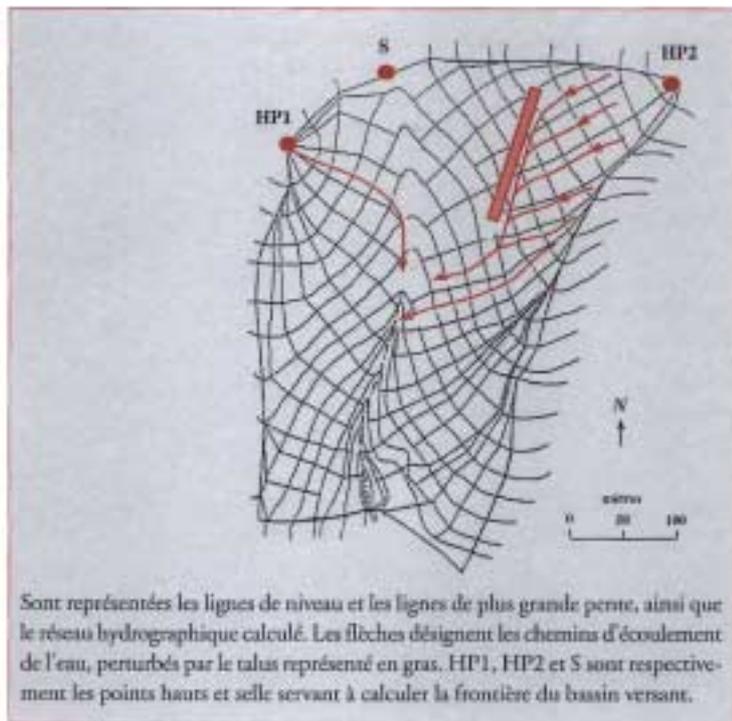
Il faudra à chaque étape s'interroger sur le niveau de simplification à adopter pour chaque processus, et aux regroupements à effectuer pour la représentation des phénomènes. Ceux-ci changeront avec l'objectif fixé (notamment la durée sur laquelle on veut utiliser le modèle) et le système considéré. Ce travail s'oriente vers une modélisation à base de processus, ce qui n'était pas sa vocation première, mais les alternatives possibles (approche statistique, modélisation globale...) ne semblent pour l'instant pas satisfaisantes.

Conclusion

Les modèles actuels sont plus des outils de classement que des outils de prévision de concentrations. Cette approche présente un intérêt pour identifier, à l'échelle de la parcelle, des « situations à risque », aider à sélectionner des pratiques culturales limitant les potentialités de transfert, ou encore fournir des éléments pour l'évaluation de la mobilité relative des substances dans une démarche d'homologation.

Toutefois, la plupart de ces modèles reposent sur des lois empiriques établies dans les conditions des Etats-Unis et nécessitent donc une validation pour être applicables dans d'autres situations. Or, ce travail n'est pour le moment que partiel et nécessite de disposer de données de comparaison de bonne qualité. Des groupes de travail européens (tels COST 66) ont entamé une démarche dans

Figure 3. -
Discrétisation d'un
bassin en utilisant
Topog



ce sens au niveau de l'Europe. On mesure aussi l'importance du développement de bonnes pratiques de modélisation, nécessaires à l'utilisateur non averti, tant au niveau du respect du domaine de validité des modèles que du contrôle du mode d'acquisition des paramètres clés et de la bonne interprétation des résultats (Delmas *et al.*, 1994).

En revanche, les modèles existants semblent peu appropriés pour intégrer les discontinuités du paysage (éléments linéaires, zones tampons,...) et l'agencement parcellaire, qui jouent un rôle important dans l'organisation spatio-temporelle de la circulation de l'eau et le transfert à court terme des substances à l'échelle du bassin versant.

L'aboutissement des nouvelles orientations paraît donc indispensable si l'on veut pouvoir répondre un jour à l'ensemble des questions posées. Notamment, la prise en compte de l'aménagement spatial d'un bassin versant est nécessaire pour identifier les situations à risque pour l'écosystème aquatique et déterminer l'occupation des sols et l'emplacement des structures qui permettraient de limiter ce risque.

Mais on est encore loin du but : comme on l'a vu, les travaux en cours ne concernent que la première étape, consistant à adapter un modèle hydrologique. Il restera ensuite à introduire la dynamique des substances, ce qui introduit un autre niveau de complexité. □

Résumé

Protéger les eaux de surface de la contamination par les produits phytosanitaires passe par l'estimation des risques de leur transfert, l'évaluation de scénarios agricole, et les techniques de correction. Des mécanismes de transfert complexes nécessitent le recours à des modèles mathématiques. Sous la pression de la réglementation il est indispensable de proposer des solutions. Or les modèles existants restent imparfaits et mal adaptés à ces objectifs. Des travaux ont été entrepris pour les améliorer et répondre, rapidement au moins en particulier aux questions posées ; à plus long terme on cherche à mettre au point de nouveaux outils. Cet article présente ces deux approches, après avoir situé les problèmes en rapport avec l'échelle d'étude, et illustré par quelques exemples la complexité des mécanismes en jeu.

Abstract

Before protecting surface water from pollution by using crop treatment products, it is necessary to assess the risks of their transfer, evaluate agricultural scenarios and corrective techniques. The complex transfer mechanisms require mathematical models. Solutions must be found to meet the increasing pressure from regulations. Existing models are imperfect and unsuitable for these aims. Work has been undertaken to improve them and, in the short term, find at least a partial answer to the questions asked. In the longer term, new tools are being developed. This paper defines the nature of the problems to be considered in relation to the scale of the study, outlines these two approaches and describes some examples which illustrate the complexity of the mechanisms.

Bibliographie

BEVEN, K., 1991. Infiltration, soil moisture and unsaturated flow, *Recent advances in the modelling of hydrological systems*, BOWLES D.-S., O'CONNEL P.-E., 137-151.

BOESTEN, J., *et al.*, 1995. Leaching models and EU registration, Final report of the work of the Regulatory Modelling Work group de FOCUS, Commission Européenne Direction Générale de l'Agriculture DGVI. DOC. 4952/VI/95, 123 p.

BOLLAG, J.-M., LIU, S.-Y., 1990. Biological transformation processes of pesticides, *Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modeling*, *Soil Science Society of America Book*, n°2, CHENG H.-H., 169-212.

BOLLINNE, A., 1982. Etude et prévision de l'érosion des sols limoneux cultivés en Moyenne Belgique, *Thèse en Sciences Géographiques de l'Université de Liège*, 356 p.

- BUTTLE, J.-M., 1994. Isotope hydrograph separations and rapid delivery of pre-event water from drainage basins, *Progress in Physical Geography*, 18/1, 16-41.
- DELMAS, A., GOUY, V., GUYOT, C., JONES, R.-L., 1994. Good Practices for the Use of Modeling in Environmental Chemistry, Application to crop protection products, General principles and codes of good practices. Groupe de travail "Comportement des pesticides dans le sol", Draft Document n°1 soumis au "FOCUS Regulatory Modelling Workgroup" de la Commission Européenne, Frankfurt, 27 Sept. 1994, 12 pages + annexes.
- DE WALLE, D.R., PIONKE, H.B. (1994) : Streamflow generation on a small agricultural catchment during autumn recharge : II. Stormflow periods. *Journal of Hydrology*, 163, 23-42.
- GOUY, V., 1993. Contribution de la modélisation à la simulation du transfert des produits phytosanitaires de la parcelle agricole vers les eaux superficielles, *Thèse de doctorat* de l'Université Louis Pasteur/ENITRTS, Strasbourg et Cemagref, Lyon, 350 p.
- GRAYSON, R.-B., MOORE, I.-D., MACMAHON, T.-A., 1993. Physically based hydrologic modeling. 2. Is the concept realistic ? *Water Resources Research*, 28/10, 2669-2686.
- HOUOT, S., 1992. Transformations biologiques des produits à usage agricole (nitrates et pesticides) dans le sol et dans l'eau, *Modélisations possibles*, INRA, Laboratoire des Sols. Grignon.
- KNISEL, W.-G., 1980. CREAMS, a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems, Knisel W.G. Ed. US Department of Agriculture, Conservation Research Report n°26, 643 p.
- LEONARD, R.-A., 1990. Movement of pesticides into surface waters. *Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modeling. Soil Science Society of America Book*, n°2, CHENG H.H., 303-350.
- MEROT, P., BRUNEAU, P., 1993. Sensitivity of bocage landscapes to surface runoff : application of the Kirkby index. *Hydrological Processes*, 7/2, 167-192.
- TAYLOR, A.-W., SPENCER, W.-F., 1990. Volatilization and vapor transport processes. *Pesticides in the soil environment : processes, impacts and modeling. Soil Science Society of America Book*, n°2, CHENG H.H. : 213-270
- VERTESSY, R.-A., HATTON, T.-J., O'SHAUGHNESSY, P.-J., JAGASUSIYA, M.-D.-A., 1993. Predicting water yield from a mountain ash forest catchment using a terrain analysis based catchment model. *Journal of Hydrology*, 150 : 665-700.
- WEBER, J.-B. 1991 : Fate and behaviour of herbicides in soils, *Applied Plant Science*, 5 : 2-3.
- WISCHMEIER, W.-H., et SMITH D.-D., 1978. Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Handbook, n° 537, 58 p.