

**BILAN DES ACTIVITÉS SUR L'AMÉLIORATION DE LA MODÉLISATION DU
TRANSPORT DES PESTICIDES, L'ÉTAT DES CONNAISSANCES SUR
L'INFLUENCE DES BANDES PROTECTRICES SUR L'ABATTEMENT DES
PESTICIDES ET L'INFLUENCE DU COEFFICIENT DE MANNING DANS LA
GÉNÉRATION DES HGMS DANS HYDROTEL**

Rapport de recherche

par

Martin-Pierre Lavigne, assistant de recherche
Alain N. Rousseau, ing. Ph.D.

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

Rapport N° 1013

10 février 2009
Finalisé en décembre 2011

TABLE DES MATIÈRES

1.	Historique de la programmation et des modifications de PES	1
2.	Analyse des équations	5
2.1	Apply	7
2.2	Pesty	10
2.3	Peslch2	13
2.4	Washp	18
2.5	Decay	19
3.	Simulation des pratiques de gestion bénéfique (PGB) dans PES	23
3.1	Réduction des taux d'application	23
3.2	Bandes en bordure de champ et bandes riveraines	23
4.	Caractérisation des principaux paramètres du modèle PES affectant la simulation des concentrations de pesticides en rivière	27
4.1	Caractéristiques chimiques du pesticide.....	29
4.2	Période d'application.....	32
4.3	Le paramètre de percolation « PERCOP »	36
4.4	Le paramètre de dégradation dans la première couche de sol « DECAY ».	39
4.5	Les bandes de végétation protectrices en bordure des champs et des rivières	42
5.	Calage du modèle PES.....	43
5.1	Ajustement des paramètres du modèle QUAL-GIBSI.....	43
5.2	Ajustement des paramètres du modèle PES	45
6.	Impact des bandes protectrices sur l'abattement des pesticides.....	47
6.1	Processus impliqués dans l'abattement des pesticides par les bandes protectrices....	48
6.1.1	Infiltration	49
6.1.2	Sédimentation.....	49
6.1.3	Dilution.....	50
6.1.4	Adsorption.....	50

6.2	Variables et caractéristiques des bandes protectrices qui affectent leur pouvoir d'abattement.....	50
6.3	Modélisation de l'abattement des pesticides par les bandes protectrices	52
7.	Influence du coefficient de Manning sur la génération des HGM dans HYDROTEL	53
8.	Références bibliographiques.....	57
9.	ANNEXE A.....	61
10.	ANNEXE B	65

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Structure simplifiée du modèle PES dans GIBSI (janvier 2009).	6
Figure 2-2 : Fraction de la masse de pesticide appliquée qui est interceptée par la végétation, en fonction de l'indice foliaire au jour d'application.	9
Figure 2-3 : Masse de pesticides adsorbés qui sont exportés en fonction de la masse de sédiments exportée pour cinq pesticides ayant des coefficients de sorption différents.	12
Figure 2-4 : Masse de pesticide en solution dans l'eau qui est exportée en fonction de la quantité d'eau mobile qui interagit avec la couche de sol considérée pour cinq pesticides ayant des coefficients de sorption différents.	15
Figure 2-5 : Influence du paramètre « percop » sur la quantité relative de pesticide transportée par ruissellement et par percolation vers la deuxième couche de sol.	18
Figure 2-6 : Influence du paramètre « decay » sur la vitesse de dégradation des pesticides dans la première couche de sol.	21
Figure 3-1 : Efficacité d'interception des bandes en bordure de champ selon les équations a et b.	25
Figure 4-1 : Concentrations à l'exutoire du bassin Dunk pour trois pesticides ayant des <i>Koc</i> différents (application 1 kg/ha pour chaque pesticide sur les mêmes superficies).	29
Figure 4-2 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir des pesticides appliqués en pré-levée sur un USS du bassin Dunk. La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.	31
Figure 4-3 : Concentrations de dicamba salt, d'atrazine et de glyphosate à l'exutoire de la rivière Dunk, simulées en fonction de la période d'application : pré-levée (20 mai au 10 juin) ou post-levée (15 juin au 15 août).	34
Figure 4-4 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir des pesticides appliqués en post-levée sur un USS du bassin Dunk. La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.	35
Figure 4-5 : Concentrations d'atrazine à l'exutoire de la rivière Dunk simulées avec différentes valeurs du paramètre de percolation « percop ».	37

Figure 4-6 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir de l'atrazine simulé avec différentes valeurs du paramètre « percop ». La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.	38
Figure 4-7 : Concentrations d'atrazine à l'exutoire de la rivière Dunk simulées avec différentes valeurs du paramètre d'ajustement du taux de dégradation dans la première couche de sol « decay ».	39
Figure 4-8 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir de l'atrazine simulé avec différentes valeurs du paramètre « decay ». La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.	41
Figure 4-9 : Concentrations d'atrazine à l'exutoire de la rivière Dunk, simulées avec différentes largeurs de bandes protectrices.	42
Figure 6-1 : Capacités d'infiltration relatives déterminées pour un pas de temps événementiel par plusieurs auteurs, pour différentes largeurs de bandes protectrice enherbées (tirée de Lacas <i>et al.</i> , 2005).	48
Figure 6-2 : Processus impliqués dans l'abattement des pesticides dans les bandes protectrices (tirée de Lacas <i>et al.</i> , 2005).	49
Figure 6-3 : Processus et principaux paramètres influençant le pouvoir d'abattement des bandes protectrice enherbées (tirée de Lacas <i>et al.</i> 2005).	51
Figure 7-1 : Variation de l'épaisseur de la lame d'eau calculée en fonction du coefficient de Manning et de l'inclinaison de la pente.	54
Figure 10-1 : Exemple d'illustration graphique du devenir journalier des pesticides sur un USS où on applique 50 kg d'atrazine. La tarte illustre le bilan à la fin de l'année simulée.	70

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4-1 : Paramètres de PES de la table « couchesbassinpopes »	28
Tableau 5-1 : Suggestions d'ajustement des paramètres de PES de la table « couchesbassinpopes » en fonction des concentrations simulées par rapport aux concentrations mesurées.....	46
Tableau 10-1 : Description des champs du fichier « bilanpest.txt »	66
Tableau 10-2 : Description des champs du fichier « PestTest.txt »	71

1. Historique de la programmation et des modifications de PES

Originellement, le modèle PES avait été programmé avec les équations tirées du modèle SWAT (Soil and Water Assessment Tool; Neitsch *et al.*, 2005), elles-mêmes adaptées du modèle GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems; Leonard *et al.*, 1987).

En 2006, une révision majeure de PES est réalisée pour une application sur la rivière Beaurivage. Des erreurs critiques de programmation sont alors identifiées et réparées. La liste des corrections apportées lors de cette révision est présentée en annexe A. Certaines équations ont été transformées et certaines conditions ont alors été ajoutées dans le code de programmation. L'équation calculant le ruissellement a , entre autre, été incorporée dans une sous-routine séparée de celle calculant la percolation, puis elle a été placée en premier dans la séquence d'appel des sous-routines calculant le devenir des pesticides. Les résultats obtenus, après ces modifications, étaient légèrement surestimés sur le bassin de la rivière Beaurivage, avec des exportations de l'ordre de 4 %. Par contre, les essais réalisés sur d'autres bassins ont montré que l'exportation des pesticides simulée par percolation et par ruissellement pouvait être beaucoup plus élevée. Les exportations mesurées sur les bassins sont normalement inférieures à 1 % et rarement supérieures à 2 % des masses de pesticides appliqués. Elles peuvent atteindre 4 %, voire 5 % dans de rares occasions, lorsqu'une pluie se produit peu de temps après l'arrosage (Wauchope, 1978; Spencer *et al.*, 1985). Ces constats ont aussi été vérifiés à différentes échelles et varient peu avec la taille du bassin (Capel *et al.*, 2001).

Une autre révision de PES a donc été réalisée à l'automne 2008. Les changements apportés au modèle lors de cette révision consistent principalement en une reformulation complète des principales équations à partir des algorithmes de SWAT2005 (Arnold et Fohrer, 2005).

Il existe toutefois quelques différences conceptuelles entre SWAT et PES-GIBSI. Dans SWAT, la première couche de sol a une épaisseur de 1 cm. C'est en effet une couche de 1 à 1,5 cm à la surface du sol, sur laquelle se déposent les pesticides et qui interagit avec les eaux de ruissellement de surface qui sont responsables des exportations de pesticides les plus importantes. SWAT calcule les interactions entre les pesticides et la matière organique dans

cette couche de sol et permet de calculer la quantité de pesticides exportée par ruissellement de surface et par écoulement hypodermique latéral de cette couche de surface. L'adaptation de ce modèle dans GIBSI ne peut pas se faire exactement de la même façon, compte tenu que les données de transfert de l'eau dans le sol sont calculées par HYDROTEL et que ce dernier utilise un modèle de sol en trois couches, dont la première est habituellement d'une dizaine de centimètres d'épaisseur. Il n'y a pas non plus d'écoulement hypodermique latéral calculé pour cette couche. On applique donc la masse de pesticides qui atteint le sol à la première couche, d'une dizaine de centimètres d'épaisseur, et le pesticide interagit avec la matière organique contenue dans cette couche de sol. Comme il y a plus de matière organique, les pesticides sont donc davantage adsorbés que lorsqu'on ne considère qu'une couche de surface de d'un centimètre et les exportations sont moins importantes. D'un autre côté, les pesticides en solution s'infiltrent plus rapidement sous une couche d'un centimètre que sous une couche de dix centimètres, ce qui laisse supposer qu'ils sont vulnérables moins longtemps au lessivage par le ruissellement de surface. Il est possible d'ajuster un paramètre de percolation dans SWAT2005 qui gère le ratio de pesticides qui est exporté par ruissellement de surface par rapport à ce qui percole de la première vers la deuxième couche de sol. Ce paramètre a été ajouté à GIBSI dans la table « couchesbassinpopes » et a été appelé « percop ». La dégradation à la surface du sol, exposée au rayonnement solaire, est aussi plus rapide que dans le sol. Afin de pouvoir ajuster le taux de dégradation des pesticides dans la première couche de sol, un nouveau paramètre « decay » a aussi été ajouté (cf. section 2.5). L'ajustement de ce paramètre lors du calage sert aussi à compenser pour les incertitudes associées aux charges de pesticides réellement appliquées sur les cultures.

Une condition obligeant la teneur en eau de la première couche de sol à ne jamais être inférieure à 10 mm, de même qu'une autre limitant la valeur de l'indice foliaire (probablement oubliée lors de test de sensibilité) ont aussi été supprimées. Certaines corrections ont été apportées à la prise en compte des indices foliaires et l'algorithme d'interception a été légèrement modifié pour être conforme à celui de SWAT2005. Des changements majeurs ont été apportés à la version de PES2006, principalement au niveau des équations d'exportation par écoulement latéral, qui ne considéraient que les dix premiers millimètres de chaque couche et n'étaient donc plus conformes aux algorithmes originaux de SWAT. Les algorithmes de ruissellement et de transport des pesticides par sédiments ont aussi été corrigés et mis à jour. Une mise à jour de la base de données de GIBSI a été effectuée afin de tenir compte des temps de demi-vie sur le feuillage, des taux d'efficacité lors de l'application et du taux de lessivage des

pesticides sur le feuillage dans les algorithmes d'application de dégradation des pesticides. Les valeurs ont été prises dans la base de données de SWAT et ont été incluses dans la table « referencepesticide » de GIBSI. Des valeurs par défaut de 5, 0,75, et 0,5 ont respectivement été assignées aux paramètres cités précédemment pour les pesticides de la base de GIBSI qui n'étaient pas dans la base de données de SWAT. Un algorithme permettant de simuler les apports de pesticides par sources ponctuelles lors de l'application a également été ajouté. Cet algorithme s'inspire de l'exercice mené par Holvoet *et al.* (2008) et exporte directement une fraction des pesticides appliqués au cours d'eau. Cette fraction peut être ajustée pour chaque composé non conservatif dans GIBSI en changeant les paramètres « ps_red1 », « ps_red2 » et « ps_red3 », qui se réfèrent respectivement aux composés non conservatifs 1, 2 et 3, dans la table « couchebassinpopes ». Le calage du modèle, pour tenir compte des sources ponctuelles, nécessite toutefois de connaître les dates exactes d'application et d'avoir des mesures de pesticides prises de façon continue, ce qui n'était pas le cas pour le projet NAESI.

Dans la table « couchebassinpopes », on retrouve, tel que mentionné précédemment, le nouveau paramètre « percop », qui permet de calibrer la fraction de pesticides délavée par ruissellement *versus* la fraction qui s'infiltre dans le sol. Le paramètre « decay », quant à lui, permet d'ajuster le taux de dégradation dans la première couche de sol et un autre paramètre appelé « LargeurBandeChamp », qui permet de prendre en compte les bandes en bordure de champs, y a aussi été ajouté, à côté de celui assigné aux bandes riveraines. Le même algorithme est en fait utilisé pour simuler l'impact des bandes riveraines et des bandes en bordure de champs, sauf que la quantité de pesticides interceptée par les bandes riveraines peut être réduite étant donné qu'il est mentionné dans la littérature que ces dernières sont moins efficaces que les bandes en bordure de champs (Reichenberger *et al.*, 2007; Lacas *et al.*, 2005). Ce paramètre, permettant de modifier l'efficacité des bandes riveraines, se retrouve aussi dans la table « couchebassinpopes » et a été nommé « *i* ». L'algorithme d'interception des bandes protectrices, pour les pesticides transportés par écoulement souterrain de SWAT2005, a aussi été ajouté pour les bandes en bordure de champs et les bandes riveraines. Finalement, deux nouveaux fichiers de sortie peuvent être générés par PES. Ces fichiers permettent de vérifier, de façon distincte, les exportations de pesticides transportés par ruissellement de surface, écoulement souterrain, transport des sédiments, ou sources ponctuelles. L'un des fichiers permet aussi de suivre le bilan journalier des pesticides dans les divers « compartiments » du modèle pour chaque USS. L'analyse des résultats de ce fichier a permis de vérifier l'impact de différents paramètres sur le comportement de PES et il peut également

être utilisé lors du calage pour diagnostiquer les causes d'une sortie trop importante, ou trop faible, des pesticides. N'étant pas programmé de façon efficace, la production de ce fichier entraîne toutefois un ralentissement considérable de PES et les lignes de code nécessaires à sa génération ont été « mises en commentaires » dans la version courante de PES.

2. Analyse des équations

La structure et les équations de PES seront maintenant examinées afin de définir l'impact de chaque variable d'entrée et de chaque paramètre pouvant influencer la simulation du devenir des pesticides dans PES.

La structure du programme central de PES (PesMain) est illustrée, de façon simplifiée, à la figure 1. Les sous-routines contenant les algorithmes servant à calculer le devenir des pesticides y sont indiquées en gras. Ces cinq sous-routines sont : (1) « APPLY », qui gère l'application et l'interception des pesticides par la végétation; (2) « PESTY », qui gère le calcul de la masse de pesticides exportée par sédimentation; (3) « PESTLCH2 », qui gère le calcul de la masse de pesticides exportée par ruissellement, le transfert de pesticides par percolation entre les couches de sol et l'exportation par écoulement latéral de ces couches de sol; (4) « WASHP », qui gère le calcul de la masse de pesticides délavée du feuillage lors d'une précipitation et son transfert vers la première couche de sol; et (5) « DECAY », qui calcule la dégradation des pesticides sur le feuillage et dans le sol.

PES MAIN

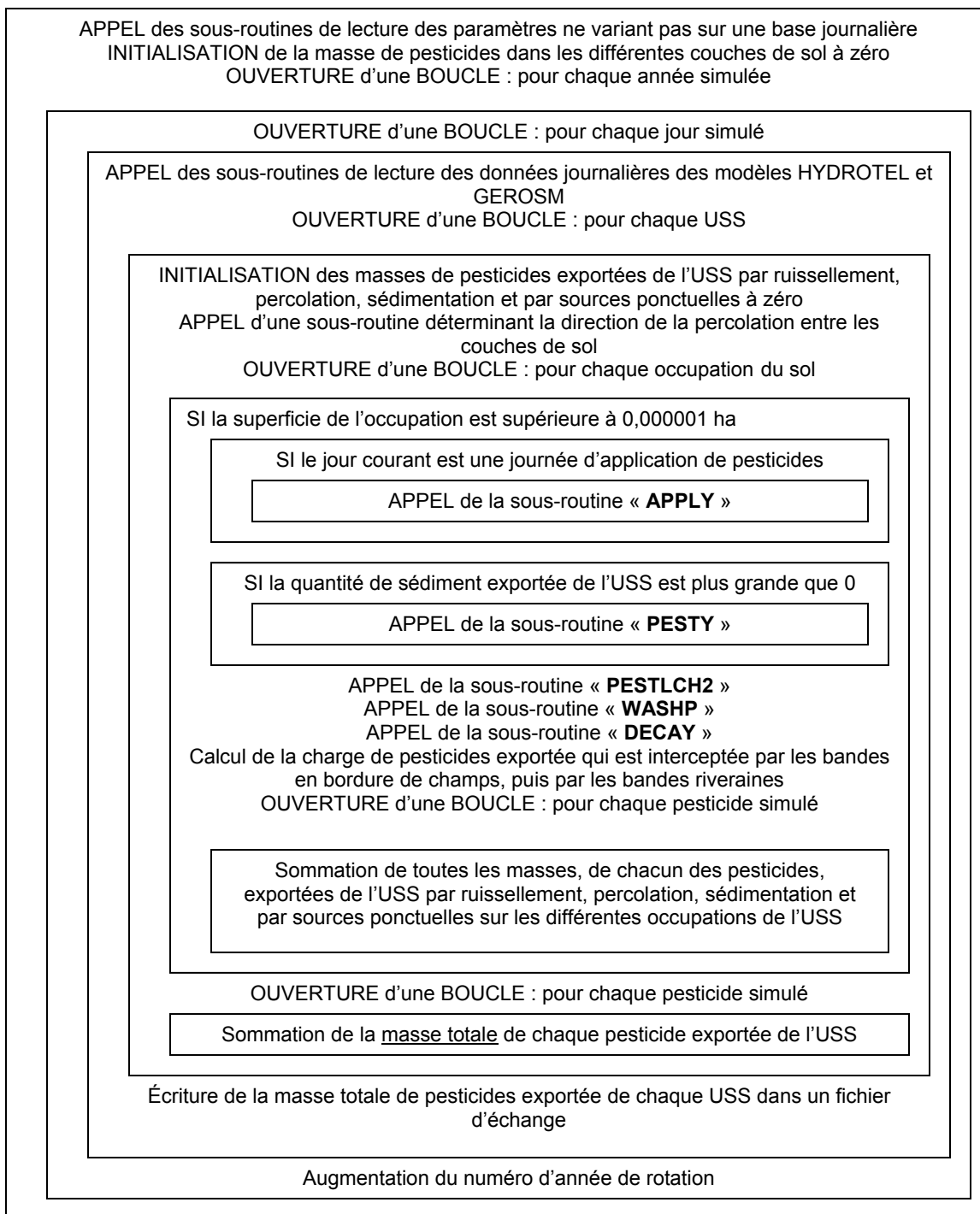


Figure 2-1 : Structure simplifiée du modèle PES dans GIBSI (janvier 2009).

Chacune des cinq sous-routines mentionnées précédemment sera maintenant examinée plus en détail, en commentant la succession des principales lignes de code du programme.

2.1 Apply

La sous-routine « Apply » effectue l'arrosage du pesticide sur chaque occupation de l'USS au jour aléatoire déterminé par le sous-modèle « date ». Une fraction du pesticide, déterminée par un coefficient d'efficacité ajouté dans la table « referencepesticide », est perdue (volatilisée) durant l'arrosage. Une autre fraction, déterminée par les paramètres « ps_red1 », « ps_red2 », ou « ps_red3 », dans la table « couchebassinpopes », est transférée directement au cours d'eau, pour simuler les sources ponctuelles liées à la manutention des équipements d'arrosage (*cf.* Holvoet *et al.*, 2008). Enfin, une dernière fraction est interceptée par la végétation en fonction de l'indice foliaire au jour de l'année courante, tel qu'inscrit dans la table « coucheoccupation ». Voici, dans l'ordre d'exécution, les principales équations de la sous-routine « Apply » :

$$xx = pa(nro(v,ilIndexUSS),k,v,j^1) / nbreapp \quad (2.1)$$

La masse de pesticides totale « $pa(nro(v,ilIndexUSS),k,v,j)$ » qui doit être appliquée à l'USS est divisée par le nombre d'arrosage « nbreapp » et stockée dans la variable « xx ». Anciennement, il y avait une routine pour faire plusieurs arrosages sur les champs de pommes de terre, mais actuellement tous les pesticides sont appliqués lors d'un seul arrosage sur l'USS.

$$psloss(k,v,j) = xx * redps_1 \quad (2.2)$$

Ajouté en 2008. Les sources ponctuelles « $psloss(k,v,j)$ » de pesticides liées à la manutention des équipements sont simulées en multipliant la masse de pesticides appliquée (xx) par le paramètre « redps_1 » (ou redps_2, ou redps_3, selon qu'il s'agit du composé non conservatif 1, 2 ou 3). Le paramètre « redps » est défini par l'utilisateur dans la table « couchebassinpopes ». Holvoet *et al.* (2008) ont trouvé que des valeurs de « redps » de 0,001

¹ Les indices entre parenthèses utilisés dans la programmation de PES sont : v = indice du type de culture sur l'USS; k = indice du type de pesticides (1 à 3); j = indice de l'USS (1 à nombre d'USS); c = indice de la couche de sol (1 à 3).

et 0,002 étaient adéquates pour leurs simulations. Toutefois, cette valeur peut varier fortement en fonction du comportement des agriculteurs et ne peut être calée qu'à partir des dates précises d'application et de mesures des concentrations de pesticides prises de façon continue.

$$xx = xx * efa(kk) \quad (2.3)$$

La masse appliquée sur l'USS est multipliée par un coefficient d'efficacité lors de l'application « efa(kk) ». Ce dernier est défini dans la table « referencepesticide », selon les valeurs trouvées dans la base de données de SWAT. Sa valeur se situe habituellement près de 0,75.

$$gc = (1.99532 - \operatorname{erfc}(1.33 * alai - 2.0)) / 2.1 \quad (2.4)$$

Une fraction « gc » des pesticides appliqués est interceptée par la végétation en fonction de l'indice foliaire « alai ». La figure 2-2 illustre le taux d'interception « gc » de la masse appliquée en fonction de l'indice foliaire.

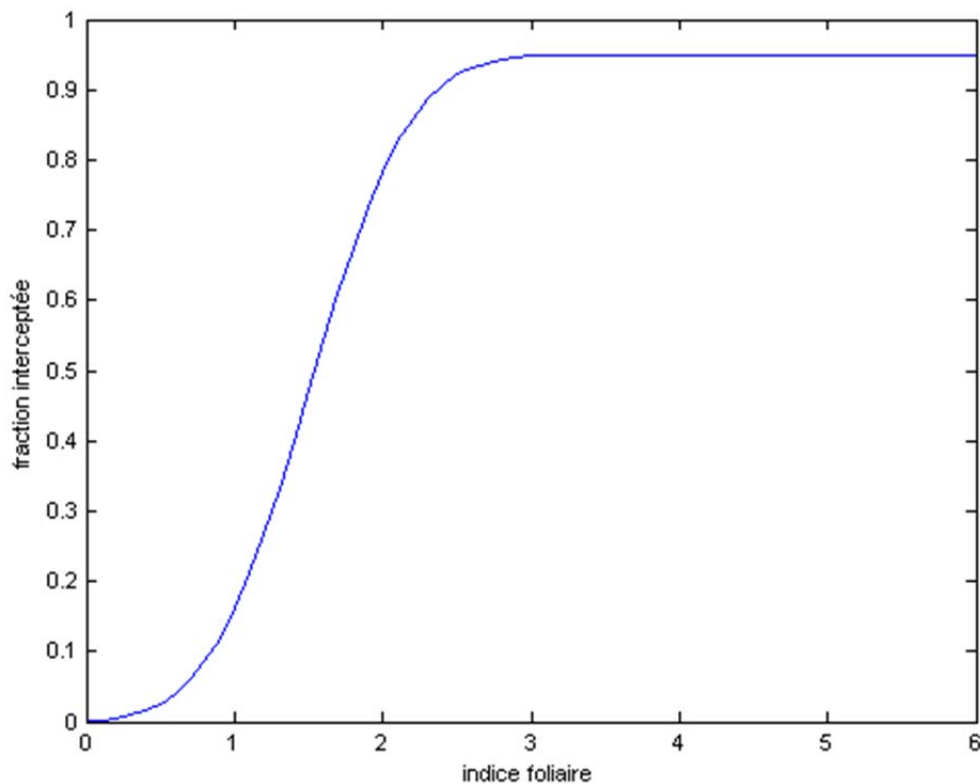


Figure 2-2 : Fraction de la masse de pesticides appliquée qui est interceptée par la végétation, en fonction de l'indice foliaire au jour d'application.

On remarque que plus de 90 % des pesticides appliqués sont interceptés lorsque l'indice foliaire s'approche de trois. Il est donc important que les bons indices foliaires (table « couchesoccupsol ») soient associés à la période d'arrosage (table « donneesrotapratcouche »). Les pesticides appliqués en présemis ou en prélevées devraient normalement être peu interceptés, alors que ceux appliqués en postlevées peuvent être interceptés de façon importante selon le stade de développement de la végétation. Étant donné que le taux de dégradation sur le feuillage est beaucoup plus rapide sur le feuillage que dans le sol, l'interception peut jouer un rôle important dans le bilan des pesticides exportés sur l'USS.

$$ffp(k,v,j) = ffp(k,v,j) + gc * xx \quad (2.5)$$

La masse de pesticides interceptée par le feuillage «gc*xx» est ajoutée à la masse de pesticides stockée dans le feuillage « ffp(k,v,j) ».

$$gp(k,1,v,j) = gp(k,1,v,j) + (1.0-gc) * xx \quad (2.6)$$

La masse de pesticides qui n'est pas interceptée « $(1.0-gc)*xx$ » est ajoutée à la masse de pesticides stockée dans la première couche de sol « $gp(k,1,v,j)$ ».

2.2 Pesty

La sous-routine « Pesty » calcule la quantité de pesticides exportée par les sédiments pour chaque occupation, en fonction du coefficient de sorption du pesticide, tel que défini dans la table « referencepesticide » et de la charge de sédiments exportée, telle que calculée par le modèle d'érosion de GIBSI.

Ouverture d'une boucle : pour chaque pesticide.

$$kd = koc(kk)*foc(1,v,j)/100.0 \quad (2.7)$$

Calcul du coefficient d'adsorption du sol « kd » [(mg/kg)/(mg/L)] à partir du coefficient d'adsorption du sol normalisé pour le carbone organique du sol « $koc(kk)$ », tel que défini dans la table « referencepesticide » et du pourcentage de la teneur en carbone organique du sol « $foc(1,v,j)$ », défini dans la table « couchespedologie ».

$$zdb = 10 * (st1(1,j) / (z(1,j)*1000) + kd*bd(1,v,j)) \quad (2.8)$$

Calcul de la valeur intermédiaire « zdb » à l'aide de la teneur en eau « $st1(1,j)$ » (mm) des dix premiers millimètres de la première couche de sol. « $st1(1,j)$ » est divisé par « $z(1,j)$ » [m], qui est l'épaisseur de la première couche de sol de l'USS, telle que définie dans la table « couchesgroupeuss », puis divisée par 1 000, pour convertir les mètres en millimètres et multipliée par dix, parce que ce sont les dix premiers millimètres de sol qui sont considérés. Le coefficient d'adsorption du sol « kd » calculé précédemment, multiplié par la densité apparente de la première couche de sol, telle que définie dans la table « couchespedologie », est ensuite additionné.

$$cs3 = 1.e-4 * kd * xx / (zdb+1.e-10) \quad (2.9)$$

Calcul de la concentration « cs3 » de pesticides adsorbés à la phase solide « [kg/kg] ». « kd » représente le coefficient d'adsorption calculé précédemment « [(mg/kg) / (mg/L)] », « xx » la quantité de pesticides présente dans la première couche de sol « [kg] » de l'occupation et « zdb » est calculé précédemment. La multiplication par « 1.e-4 » sert à convertir les unités « [g*ha*mm/(kg*ml)] ».

$$\text{consed} = yd(v,j)/(10000 * da9(v,j) * qd(j)) \quad (2.10)$$

Calcul de la concentration en sédiments « consed » (Mg/m³) dans le ruissellement de surface « qd(j) » (mm) à l'aide de la quantité de sédiments exportée d'une occupation sur l'USS « yd(v,j) » [kg], telle que calculée par le modèle d'érosion de GIBSI. « da9(v,j) » est la superficie de l'occupation sur l'USS en ha.

$$\text{erp} = 0.78 * \text{consed}^{*-0.2468} \quad (2.11)$$

Calcul du facteur d'enrichissement des sédiments « erp » à l'aide de la concentration en sédiments « consed » calculée précédemment.

$$zl(k) = yd(v,j) * cs3 * \text{erp} / da9(v,j) \quad (2.12)$$

Calcul de la masse de pesticides transportée « zl(k) » (kg/ha) par les sédiments « yd(v,j) » [kg], en fonction de la concentration adsorbée à la phase solide « cs3 » [kg/kg] et de la superficie de l'occupation sur l'USS « da9(v,j) » [ha]. La figure 2-3 illustre la masse de pesticides exportée en fonction de la masse de sédiments exportée pour cinq pesticides différents. Un ruissellement de surface de 5 mm et une quantité initiale de pesticides de 1 kg/ha sur la première couche de sol sont considérés.

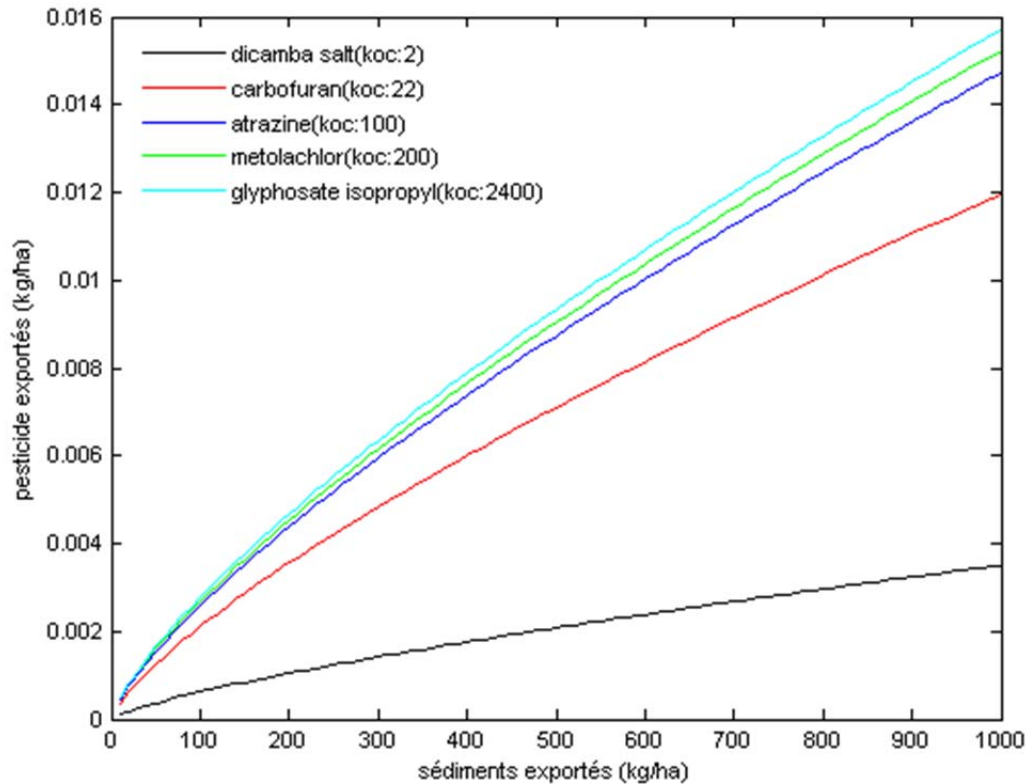


Figure 2-3 : Masse de pesticides adsorbés qui sont exportés en fonction de la masse de sédiments exportée pour cinq pesticides ayant des coefficients de sorption différents.

On remarque que les masses exportées croissent avec le coefficient de sorption (K_{oc}) du pesticide considéré et qu'elles demeurent très faibles, même lorsqu'on considère une exportation massive de sédiments de d'une tonne/ha. L'exportation par les sédiments est donc très faible par rapport aux exportations par ruissellement de surface.

$$gp(k,1,v,j) = xx - zl(k) \quad (2.13)$$

Mise à jour de la masse de pesticides « $gp(k,1,v,j)$ » (kg/ha) de la première couche de sol en soustrayant de la masse initiale « xx » (kg/ha), la masse exportée par les sédiments « $zl(k)$ ».

Fermeture de la boucle : pour chaque pesticide.

2.3 Peslch2

La sous-routine « Peslch2 » calcule, pour chaque occupation, la quantité de pesticides transportée par les eaux de ruissellement à la surface du sol, la quantité de pesticides transportée par les eaux de percolation de la couche de sol 1 vers la couche de sol 2, et de la couche de sol 2 vers la couche de sol 3, ainsi que la quantité de pesticides exportée via l'écoulement latéral des couches de sol 2 et 3. La masse de pesticides exportée est toujours fonction de la masse initiale de pesticides dans la couche de sol considérée, du coefficient de sorption du pesticide (K_{oc}) et de la quantité de matière organique dans la couche de sol considérée, et de l'eau mobile (telle que calculée par HYDROTEL) qui interagit avec la couche de sol considérée. Elle peut être limitée par la solubilité du pesticide.

Ouverture d'une boucle : pour chaque couche de sol.

```
IF (c==1) THEN  
vv = perc(c) + qd(j) (2.14)
```

```
ELSE  
vv = perc(c) + flat(c,j) (2.15)  
ENDIF
```

Calcul de la quantité d'eau mobile « vv » (mm) pour le pas de temps actuel, pour chaque couche de sol. Lorsque la première couche de sol est considérée, « vv » est égal à la quantité d'eau qui ruisselle à la surface « qd(j) » (mm) plus la quantité d'eau percolée de la couche 1 vers la couche 2 « perc(c) » (mm). Pour les deuxième et troisième couches de sol, « vv » est égal à la somme de l'eau exportée de la couche par percolation « perc(c) » (mm) et de la quantité d'eau exportée de la couche par écoulement latéral « flat(c,j) » (mm). Les valeurs de « qd(j) », « perc(c) » et « flat(c,j) » sont calculées par HYDROTEL et sont transmises à PES via le fichier « bilanvertical.dat ».

$$kd = koc(kk)*foc(c,v,j)/100.0 \quad (2.16)$$

Calcul du coefficient d'adsorption du sol « kd » [(mg/kg)/(mg/L)] à partir du coefficient d'adsorption du sol normalisé pour le carbone organique du sol « koc(kk) », tel que défini dans

la table « referencepesticide » et le pourcentage de la teneur en carbone organique du sol « foc(c,v,j) » défini dans la table « couchespedologie ».

$$zdb = st1(c,j) + kd * bd(c,v,j) * z(c,j) * 1000 \quad (2.17)$$

Calcul de la valeur intermédiaire « zdb » à l'aide de la teneur en eau « st1(c,j) » [mm] de la couche de sol considérée, du coefficient d'adsorption du sol « kd » calculé précédemment, multipliée par la densité apparente de la première couche de sol « bd(c,v,j) » [g/cm³], telle que définie dans la table « couchespedologie », multipliée par l'épaisseur de la couche de sol considérée « z(c,j) » [m], telle que définie dans la table « couchesgroupeuss » et multipliée par 1 000 pour transformer les mètres en millimètres.

$$xx = gp(k,c,v,j) * (1 - EXP(-vv/(zdb + 1.e-10))) \quad (2.18)$$

Calcul de la quantité de pesticides exportée « xx » [kg/ha] en fonction de la masse de pesticides présente dans la couche de sol considérée « gp(k,c,v,j) » [kg/ha], de la quantité d'eau mobile dans la couche considérée « vv » [mm] et de la variable intermédiaire « zdb » toutes deux calculées précédemment.

$$co = xx / vv \quad (2.19)$$

Calcul de la concentration de pesticides « co » [kg/ha/mm] dans l'eau mobile de la couche de sol considérée (« vv ») en fonction de la masse de pesticides exportée « xx » [kg/ha] telle que calculée précédemment.

IF (c==1) THEN

$$co = AMIN1(0.01 * wsol(kk), xx/(perc(c) + (percop * qd(j)))) \quad (2.20)$$

$$xx = co * (perc(c) + (percop * qd(j))) \quad (2.21)$$

ELSE

$$co = AMIN1(0.01 * wsol(kk), co) \quad (2.22)$$

$$xx = co * vv \quad (2.23)$$

ENDIF

La concentration « c_0 » est égale à la solubilité du pesticide considéré « $wsol(kk)$ » [mg/L] multipliée par 0,01 lorsque cette valeur est inférieure à « c_0 », tel que calculé précédemment. Dans les faits, cette opération n'a pas été observée lors des tests effectués pour ce rapport. La solubilité du pesticide ne semble donc pas (ou en tout cas pas très souvent) être un facteur limitant le transfert des pesticides.

Il y a ensuite un nouveau calcul de la masse de pesticides exportée « xx » [kg/ha]. La figure 2-4 illustre la masse de pesticides qui est exportée en fonction de la quantité d'eau mobile « vv » pour une masse de pesticides initiale d'un kilogramme et une épaisseur de la couche de sol de 0,1 m (épaisseur approximative de la première couche de sol dans GIBSI).

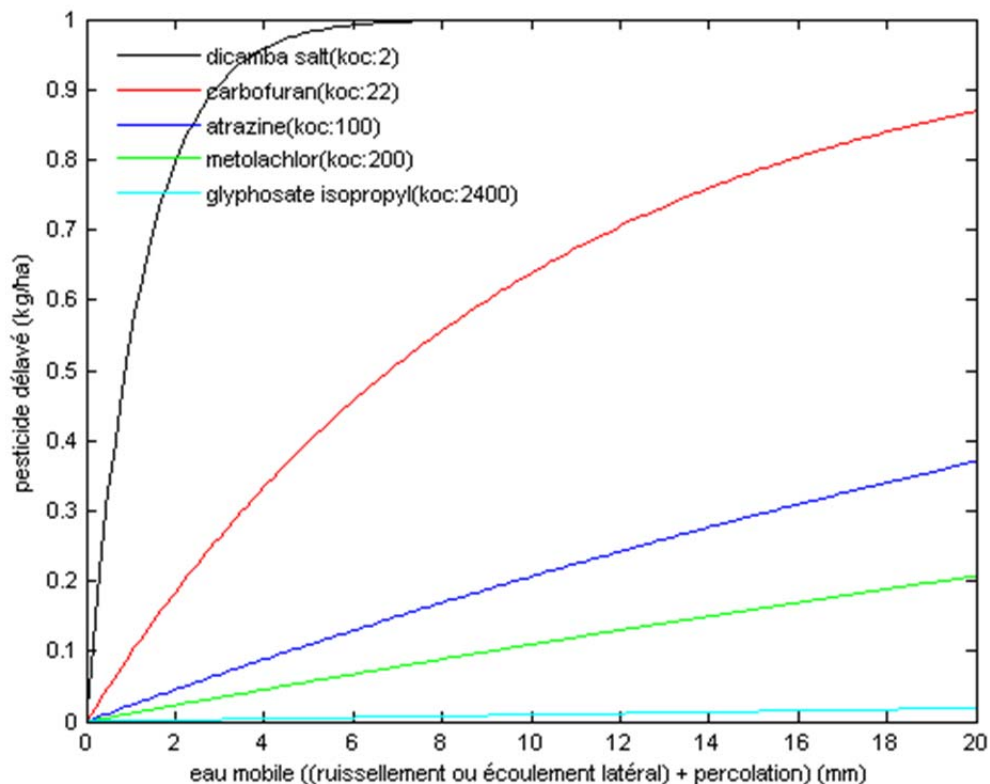


Figure 2-4 : Masse de pesticides en solution dans l'eau qui est exportée en fonction de la quantité d'eau mobile qui interagit avec la couche de sol considérée pour cinq pesticides ayant des coefficients de sorption différents.

Contrairement à l'exportation des pesticides liés aux sédiments, l'exportation des pesticides en solution dans l'eau est inversement proportionnelle au coefficient de sorption « K_{oc} ». La quantité d'eau mobile influence aussi de façon importante la fraction de pesticides délavée. Les pesticides sont donc particulièrement vulnérables au lessivage lors des événements causant un ruissellement de surface important. Les masses de pesticides initiales des deuxième et troisième couches de sol sont initialisées à zéro et augmentent avec le transport par percolation en provenance de la première couche de sol. Dans le cadre du projet NAESI, l'écoulement latéral par la deuxième couche de sol pouvait atteindre jusqu'à dix millimètres sur le bassin de la South Nation, alors qu'il ne dépassait que très peu 0,1 mm dans la troisième couche. La percolation de la première vers la deuxième couche était habituellement inférieure à un millimètre. L'exportation des pesticides provenant de la deuxième couche de sol constitue donc l'essentiel de la masse de pesticides exportée par écoulement latéral et cette dernière demeure très faible comparativement à l'exportation par ruissellement de surface. Étant donné que la masse de pesticides se retrouve d'abord dans la première couche de sol et que les lames de ruissellement de surface simulées peuvent être très importantes (jusqu'à plus de 20 mm simulé par HYDROTEL sur certaines USS du bassin de la South Nation), l'exportation par ruissellement est le processus simulé par lequel les pesticides sont exportés en plus grande quantité vers les cours d'eau. Un seul événement provoquant un ruissellement de dix millimètres peut emporter 100 % du dicamba salt, plus de 60 % du carbofuran, et près de 20 % de l'atrazine se trouvant dans la première couche de sol. Ce comportement est consistant avec les études (Wauchope, 1978; Spencer *et al.*, 1985) qui démontrent que les exportations les plus importantes de pesticides se produisent lors d'événements pluvieux intenses peu de temps après la pluie. Les exportations mesurées lors de tels événements dépassent toutefois rarement 4 % ou 5 % de la masse de pesticides appliquée. Le ruissellement de surface simulé par HYDROTEL est, dans certains cas, largement surestimé, ce qui peut causer des exportations de pesticides simulées plusieurs fois supérieures à ces ratios.

Ceci peut être corrigé en partie par le paramètre « $percop$ » qui agit sur la première couche de sol de façon à calibrer la fraction de pesticides qui est exportée par ruissellement *versus* la fraction qui est transférée à la deuxième couche de sol. Ce paramètre, dont la valeur par défaut est égale à un, peut être ajusté dans la table « couchesbassinpopes ». La quantité totale de pesticides exportée varie proportionnellement à la valeur de ce paramètre, puisque ce dernier influence le ratio ruissellement/percolation.

$$gp(k,c,v,j) = gp(k,c,v,j) - xx \quad (2.24)$$

Mise à jour de la masse de pesticides présente dans la couche de sol considérée « $gp(k,c,v,j)$ » [kg/ha], en soustrayant la masse de pesticides exportée « xx ».

$$gp(k,ordre(cc+1),v,j) = gp(k,ordre(cc+1),v,j) + co * perc(c) \quad (2.25)$$

Lors d'une percolation linéaire (cas le plus fréquent), la masse de pesticides des couches 2 et 3 est mise à jour en ajoutant la masse de pesticides percolée ($co * perc(c)$).

$$pel = co * flat(c,j) \quad (2.26)$$

Calcul de la masse de pesticides exportée par écoulement latéral des couches de sol 2 et 3 en multipliant l'écoulement latéral « $flat(c,j)$ », tel que calculé par HYDROTEL, par la concentration de pesticides dans les eaux mobiles de la couche considérée « co ».

$$ssfp(k) = ssfp(k) + pel \quad (2.27)$$

Sommation des pesticides exportés par écoulement latéral sur chaque occupation de l'USS « $ssfp(k)$ ». La valeur de « $ssfp(k)$ » est retournée à *PesMain* par la sous-routine *Pestlch2*.

$$zq(k) = percop * co * qd(j) \quad (2.28)$$

La masse de pesticides exportée par ruissellement de surface « $zq(k)$ » est égale à la concentration de pesticides dans les eaux mobiles de la première couche de sol « co », multipliée par la quantité d'eau qui ruisselle et par le paramètre « $percop$ ». La valeur de « $zq(k)$ » est retournée à *PesMain* par la sous-routine *Pestlch2*. À noter que la portion la plus significative des exportations de pesticides se fait normalement par ruissellement de surface. La figure 2-5 illustre l'influence du paramètre « $percop$ » sur les pesticides transportés par ruissellement *versus* ceux qui percolent de la première vers la deuxième couche de sol. Un ruissellement de surface de cinq millimètres et une percolation d'un millimètre sont imposés et les propriétés chimiques du carbofuran ont été utilisées.

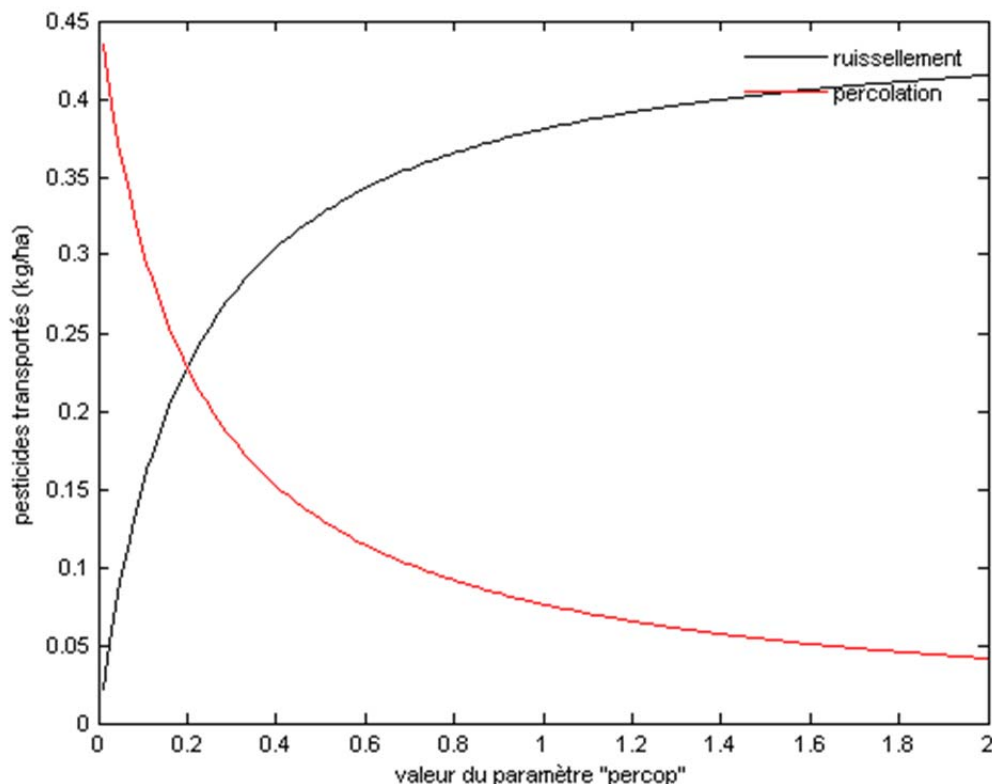


Figure 2-5 : Influence du paramètre « percop » sur la quantité relative de pesticides transportée par ruissellement et par percolation vers la deuxième couche de sol.

Cette figure montre que la quantité totale de pesticides exportée de la première couche de sol demeure la même, mais la quantité de pesticides qui ruisselle augmente par rapport à la quantité de pesticides qui percole dans la deuxième couche de sol lorsque « percop » augmente et vice-versa.

Fermeture boucle : pour chaque couche de sol.

2.4 Washp

La sous-routine *Washp* calcule la quantité de pesticides qui est lessivée du feuillage et transférée à la première couche de sol lorsqu'il y a une pluie journalière de plus de 2,54 mm. Un taux de lessivage, défini dans la table « referencepesticide », est multiplié par la quantité de pesticides sur le feuillage.

IF (precip(j) > 2,54) THEN

Le lessivage des pesticides sur la végétation ne se produit que si les précipitations journalières « precip(j) » (mm) sont supérieures à 2,54 mm.

$$xx = wof(kk) * ffp(k,v,j) \quad (2.29)$$

La masse de pesticides délavé « xx » [kg/ha] est égale au coefficient de lessivage « wof(kk) » du pesticide, défini dans la table « referencepesticide », multiplié par la masse de pesticides présente sur la végétation « ffp(k,v,j) » [kg/h].

$$gp(k,1,v,j) = gp(k,1,v,j) + xx \quad (2.30)$$

La masse de pesticides dans la première couche de sol « gp(k,1,v,j) » [kg/ha] est mise à jour en ajoutant la masse de pesticides lessivée de la végétation « xx » [kg/ha].

$$ffp(k,v,j) = ffp(k,v,j) - xx \quad (2.31)$$

La masse de pesticides sur la végétation « ffp(k,v,j) » [kg/ha] est mise à jour en soustrayant la masse de pesticides délavée « xx » [kg/ha].

2.5 Decay

La sous-routine *Decay* calcule la dégradation des pesticides sur le feuillage et dans chacune des couches de sol. Les temps de demi-vie sur le feuillage et dans le sol, tous deux définis dans la table « referencepesticide », sont utilisés pour calculer la quantité de pesticides dégradés à chaque jour.

$$aa = \exp(-0.693/skk(kk2)) \quad (2.32)$$

$$bb = \exp(-0.693/hl(kk)) \quad (2.33)$$

² L'indice « kk » se rapporte ici au numéro de pesticide dans la liste de la table « referencepesticide ».

Calcul des valeurs intermédiaires « aa » et « bb » avec les temps de demi-vie dans le sol « skk(kk) » et sur la végétation « hl(kk) ».

$$x1 = gp(k,c,v,j) \quad (2.34)$$

« x1 » est égal à la masse de pesticides contenue dans la couche de sol considérée « gp(k,c,v,j) » [kg/ha].

$$\begin{aligned} & \text{IF (c == 1) THEN} \\ & \text{xx = x1 * aa/decay}^3 \end{aligned} \quad (2.35)$$

$$\begin{aligned} & \text{ELSE} \\ & \text{xx = x1 * aa} \end{aligned} \quad (2.36)$$

END IF

La masse de pesticides qui n'est pas dégradée « xx » [kg/ha] dans la couche de sol considérée est calculée en multipliant « x1 » par la variable intermédiaire « aa » calculée précédemment. Pour la première couche de sol, le taux de dégradation peut être ajusté en changeant le paramètre « decay » dans la table « couchesbassinpopes » pour refléter la dégradation plus rapide des pesticides qui sont exposés à l'air et au rayonnement solaire dans le premier centimètre du sol. Cette modification, apportée en 2009, vise à corriger une différence conceptuelle liée à la structure du modèle PES dans GIBSI, par rapport au modèle original dans SWAT. Cette différence conceptuelle vient du fait qu'HYDROTEL utilise trois couches de sol aux épaisseurs variables et calcule le transfert d'eau par percolation entre ces couches. La première couche de sol, qui contrôle la quantité d'eau pouvant être évaporée d'un sol nu, a normalement une épaisseur d'environ dix centimètres. Or, dans la modélisation du transport des pesticides, c'est le premier 1 à 1,5 cm qui constitue la couche critique. C'est dans cette couche que sont accumulés les pesticides suite à l'arrosage et c'est cette zone qui interagit avec les eaux de ruissellement. La dégradation des pesticides s'y fait aussi plus rapidement, puisque les pesticides sont en contact avec l'air et sont exposés au rayonnement solaire. La possibilité d'ajuster le taux de dégradation dans la première couche de sol grâce au paramètre « decay » et l'ajout du coefficient « percop », servant à calibrer le ratio de pesticides exportés par

³ Le paramètre « decay » (ne pas confondre avec la sous-routine du même nom) se nommait « coeffpercol » dans la version de PES utilisée pour le projet NAESI (il s'agit du nom d'une ancienne variable qui n'était plus utilisée). « Decay » a été ajouté lors des simulations sur le bassin de la Yamaska, où l'exportation simulée était largement supérieure aux mesures.

ruissellement *versus* celui qui s'infiltre dans la deuxième couche de sol, sont deux ajouts apportées à PES dans le but de « compenser » pour la différence conceptuelle dans la structure du modèle adaptée à HYDROTEL (à noter que le paramètre « percop » est aussi un paramètre de calage dans SWAT2005).

$$gp(k,c,v,j) = xx \quad (2.37)$$

Mise à jour de la masse de pesticides dans la première couche de sol « $gp(k,c,v,j)$ » [kg/ha]. La figure 2-6 illustre l'effet du paramètre « decay » sur la dégradation de la masse de pesticides contenue dans la première couche de sol pour trois pesticides ayant des temps de demi-vie différents. La ligne verte pointillée indique le pourcentage de pesticides restant pour une demi-vie d'un jour et devrait constituer une limite à ne pas dépasser pour la plupart des pesticides.

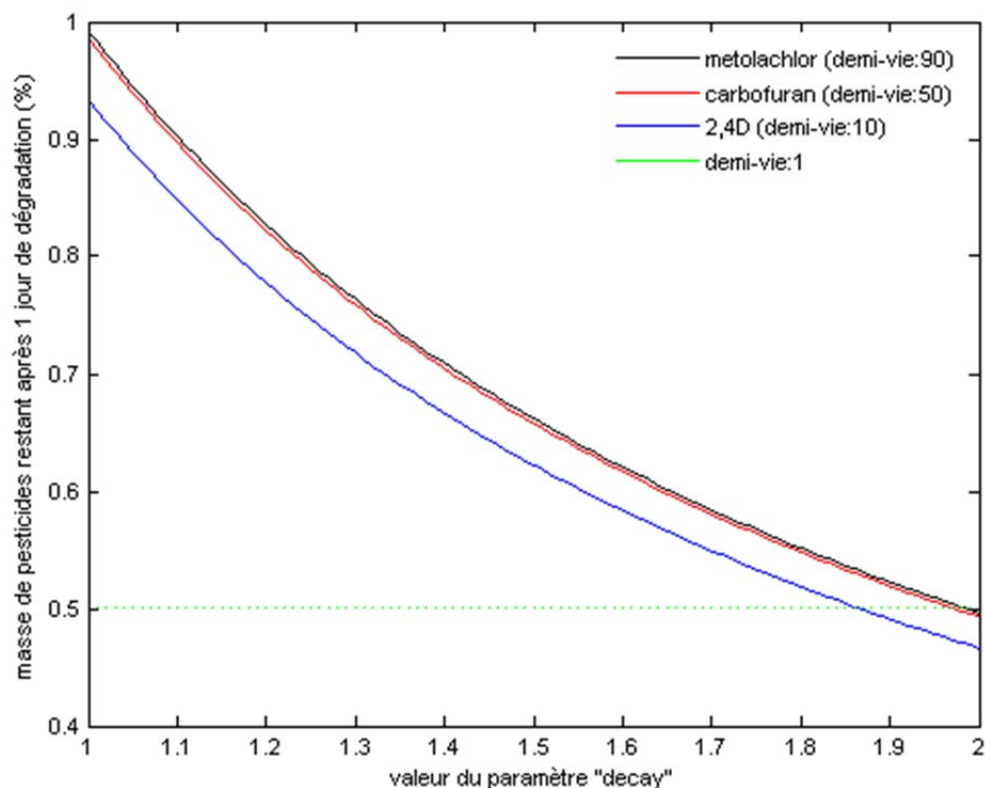


Figure 2-6 : Influence du paramètre « decay » sur la vitesse de dégradation des pesticides dans la première couche de sol.

La dégradation à la surface du sol est fonction de l'exposition du pesticide au rayonnement solaire et aux conditions climatiques. On peut supposer que la dégradation à la surface du sol n'est jamais supérieure à la dégradation sur le feuillage. Comme cette dernière n'est que très rarement inférieure à un jour (*cf.* valeurs de la table « referencepesticides » tirées de la base de données de SWAT), le paramètre « decay » peut logiquement prendre des valeurs se situant approximativement entre un et deux (pour la plupart des pesticides, le temps de demi-vie sur le feuillage est de cinq jours, ce qui correspondrait à des valeurs de « decay » se situant approximativement entre 1 et 1,15). La vitesse de dégradation dans la première couche de sol a une grande influence sur les concentrations simulées par le modèle (*cf.* section 4.4).

$$x1 = ffp(k,v,j) \quad (2.38)$$

« x1 » est égal à la masse de pesticides retenue sur la végétation « ffp(k,,v,j) » [kg/ha].

$$xx = x1 * bb \quad (2.39)$$

La masse de pesticides qui n'est pas dégradée « xx » [kg/ha] sur le feuillage est calculée en multipliant « x1 » par la variable intermédiaire « bb » calculée précédemment.

$$ffp(k,v,j) = xx \quad (2.40)$$

Mise à jour de la masse de pesticides sur la végétation « ffp(k,v,j) » [kg/ha].

3. Simulation des pratiques de gestion bénéfique (PGB) dans PES

Les PGB simulées dans le cadre du projet NAESI sont la réduction des taux d'application et l'implémentation de bandes en bordure de champs ou de bandes riveraines sur le bassin.

3.1 Réduction des taux d'application

La réduction des taux d'application se fait au moyen d'une requête SQL dans un logiciel de gestion des bases de données comme « SQLyog ». La requête se fait dans la table « donneesrotapratcouches » et peut ressembler à ceci :

$$\text{« update donneerotapratcouche set taux = taux * 0,70 »} \quad (3.1)$$

Pour une réduction de 30 % des taux d'application.

3.2 Bandes en bordure de champs et bandes riveraines

L'algorithme pour simuler l'effet des bandes de protection en bordure des champs est tiré de SWAT2005. Pour les pesticides transportés en solution dans les eaux de surface, l'algorithme suivant est utilisé :

$$Trap_{ef} = 0.367 * (width_{fillstrip})^{0.2967} \quad (3.2)$$

où $Trap_{ef}$ représente la fraction de pesticides transportée par ruissellement de surface qui est interceptée par la bande et $width_{fillstrip}$ représente la largeur de la bande. L'algorithme suivant, également tiré de SWAT2005, a été ajouté à PES pour simuler l'interception des pesticides en solution transportés par voies souterraines :

$$Trap_{ef,sub} = \frac{(2.1661 * width_{fillstrip} - 5.1302)}{100} \quad (3.3)$$

où $Trap_{ef,sub}$ représente la fraction de pesticides transportée par écoulement souterrain qui est intercepté par la bande et $width_{fillstrip}$ représente la largeur de la bande. La largeur de la bande peut être ajustée dans la table « couchesbassinpopes » sous le champ « LargeurBandeChamp » pour les bandes en bordure de champs et « LargeurBandeRiveraine » pour les bandes riveraines. Lorsque la valeur de ces paramètres est égale à zéro, PES considère qu'il n'y a pas de bande. L'efficacité des bandes protectrices ainsi modélisées est illustrée à la figure 3-1. La même équation est utilisée pour simuler les bandes en bordure de champs et les bandes riveraines, mais comme ces dernières sont supposées être moins efficaces pour intercepter les pesticides transportés par ruissellement (Reichenberger *et al.*, 2007), un coefficient d'efficacité a été ajouté pour les bandes riveraines. Pour les bandes riveraines, l'équation (3.1) s'écrit donc :

$$Trap_{ef} = CoeffBR * 0.367 * (width_{fillstrip})^{0.2967} \quad (3.4)$$

où « coeffBR » représente le coefficient d'efficacité qui peut être ajusté dans la table « couchesbassinpopes ». Dans le cadre du projet NAESI, une valeur de 0,5 a été assignée à ce paramètre. À noter que l'interception par la bande riveraine des pesticides transportés par les eaux souterraines n'est pas affectée par ce paramètre.

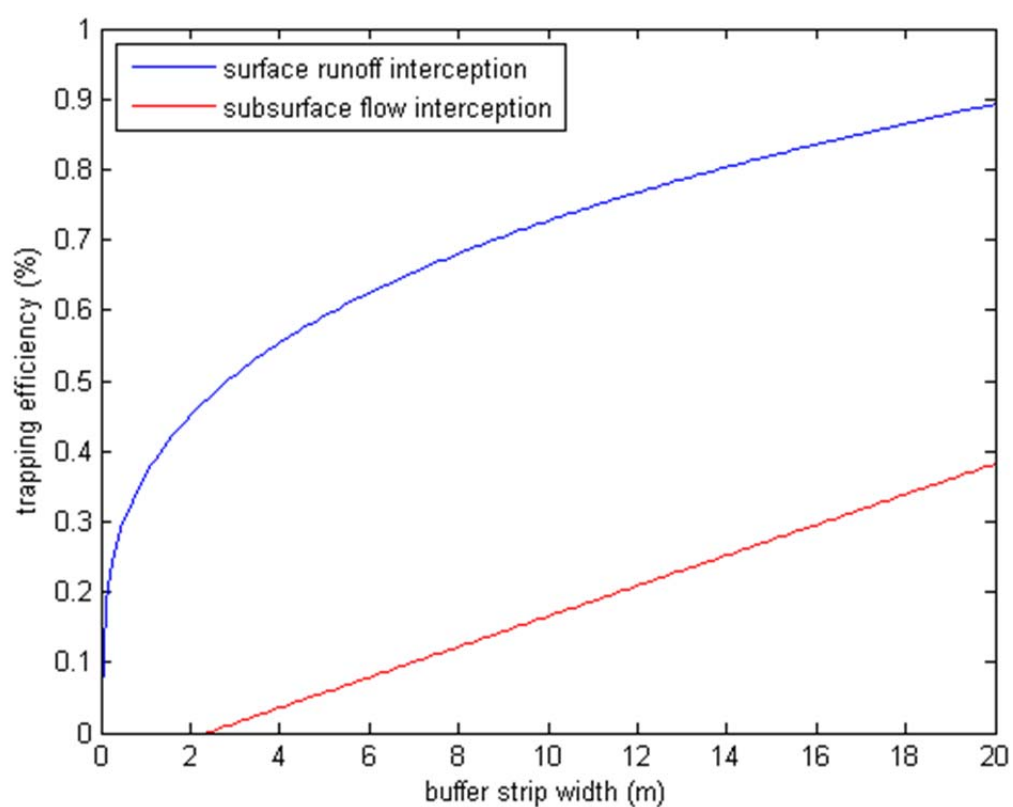


Figure 3-1 : Efficacité d'interception des bandes en bordure de champs selon les équations 3.2 et 3.3.

4. Caractérisation des principaux paramètres du modèle PES affectant la simulation des concentrations de pesticides en rivière

Les principaux paramètres affectant la simulation de la concentration des pesticides en rivière dans GIBSI et leur impact sur le bilan des pesticides sur l'USS sera maintenant examiné. À noter que comme les pesticides ne sont souvent que très faiblement altérés lors de leur séjour dans le réseau hydrographique d'un bassin versant (l'altération subie par les pesticides peut être estimée par leur temps de demi-vie en milieu aqueux *versus* le temps de réponse du bassin), les concentrations de pesticides simulées en rivière par GIBSI dépendent essentiellement du modèle PES (*cf.* section 5 pour les détails relatifs aux paramètres qui doivent être ajustés dans le modèle de transport et dilution en riviQUAL-GIBSI). Le tableau 4-1 liste les paramètres du modèle PES qu'il est possible d'ajuster dans la table « couchebassinpopes » de la base de donnée GIBSI.

Tableau 4-1 : Paramètres de PES de la table « couchesbassinpopes ».

Paramètre table « couchebassinpopes »	Valeur par défaut	Valeurs possibles	Description
RedPes_Pestic1	0	0 à 0,002	Sert à ajuster le transfert par source ponctuelle directement hors de l'USS lors des jours d'application pour le Composé Non Conservatif 1 (CNC1). La valeur du paramètre indique le pourcentage des pesticides appliqués qui sont additionnés directement à la quantité totale de pesticides quittant l'USS (<i>cf.</i> Holvoet <i>et al.</i> , 2008 pour les détails relatifs à l'utilisation de ce paramètre et pour les valeurs possibles proposées). Ce paramètre n'a pas été utilisé dans le cadre du projet NAESI, car il nécessite des taux d'application très précis et des mesures de pesticides prises en continu.
RedPes_Pestic2	0	0 à 0,002	Idem RedPes_Pestic1, mais pour le CNC2.
RedPes_Pestic3	0	0 à 0,002	Idem RedPes_Pestic1, mais pour le CNC3.
Percop	1	à 10 (approximatif, toujours > 0)	Ce paramètre ajuste le ratio des pesticides transportés par ruissellement <i>versus</i> les pesticides qui percolent de la première vers la deuxième couche de sol (<i>cf.</i> section 2.3). Lorsque sa valeur est supérieure à un, la quantité de pesticides en solution qui est exportée par ruissellement de surface augmente par rapport à la quantité de pesticides qui percole de la première vers la deuxième couche de sol. L'inverse se produit lorsque le paramètre prend une valeur plus petite que un.
LargeurBandeRiveraine	0	0 ou +	Ce paramètre représente la largeur de la bande riveraine (m) qui doit être modélisée sur le bassin.
LargeurBandeChamp	0	0 ou +	Ce paramètre représente la largeur de la bande en bordure de champ (m) qui doit être modélisée sur le bassin.
RotationDesAnnees	0	0 ou 1	Lorsque le paramètre est égal à zéro, il n'y a pas de rotation des cultures, lorsqu'il est égal à un, il y a rotation.
CoeffBandeRiveraine	1	0 à 1	Ce paramètre multiplie la quantité de pesticides qui est interceptée par la bande riveraine (<i>cf.</i> Reichenberger, 2007). Une valeur de 0,5 lui a été assignée pour le projet NAESI.
Decay (Coeffpercol)	1	1 à 2 pour un temps de demi-vie sur le feuillage d'un jour; 1 à 1,15 pour un temps de demi-vie sur le feuillage de cinq jours.	Ce paramètre ajuste le taux de dégradation dans la première couche de sol. Il est très sensible et a un impact important sur les concentrations simulées. Lorsque sa valeur est supérieure à un, le taux de dégradation dans la première couche de sol augmente par rapport au taux déterminé par le temps de demi-vie dans le sol de la table « referencepesticide » (<i>cf.</i> section 2.5).

En plus de ces paramètres, les caractéristiques chimiques du pesticide (principalement le coefficient d'absorption K_{oc}) et la période d'application (prélevée ou postlevée) auront un impact déterminant sur les concentrations simulées.

4.1 Caractéristiques chimiques du pesticide

Comme mentionné dans la section 2.3, le coefficient de sorption (K_{oc}) du pesticide est déterminant dans la simulation des exportations de pesticides par transport de sédiments ou par les eaux de solutions. La figure 4-1 montre les concentrations simulées de trois pesticides ayant des K_{oc} différents à l'exutoire du bassin Dunk sur l'Île-du-Prince-Édouard. La période d'application s'étend du 20 mai au 10 juin (prélevée) et le taux d'application de chaque pesticide est de 1 kg/ha, qui a été appliqué sur environ 20 % de la superficie du bassin de 166 km².

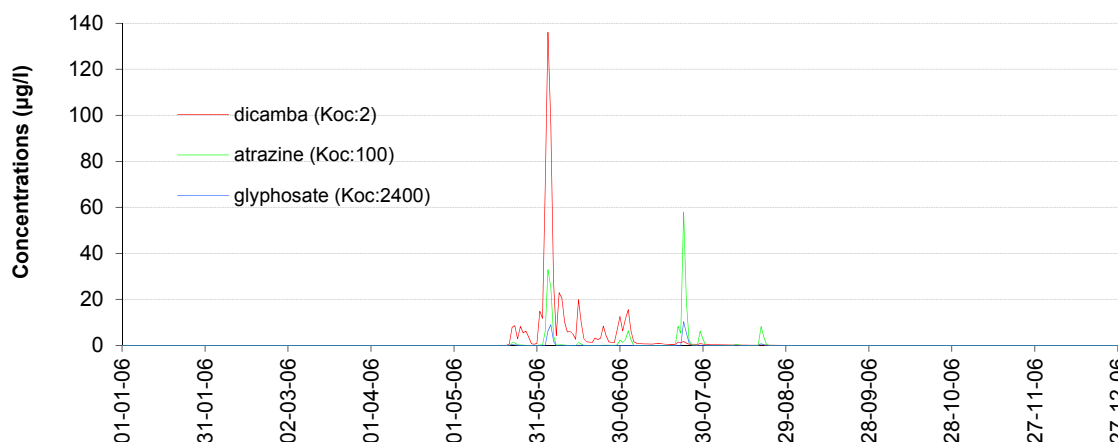


Figure 4-1 : Concentrations à l'exutoire du bassin Dunk pour trois pesticides ayant des K_{oc} différents (application 1 kg/ha pour chaque pesticide sur les mêmes superficies).

Les concentrations simulées sont largement supérieures pour le dicamba *sa/t*, qui a un K_{oc} très faible (2 ml/g) et qui est donc faiblement adsorbé aux particules de sol. À l'inverse, les concentrations de glyphosate, qui a un K_{oc} très élevé (2 400 ml/g), sont relativement faibles. Les concentrations de l'atrazine, qui a un K_{oc} se situant entre ces deux pesticides (100 ml/g), sont inférieures à celles du dicamba et supérieures à celles du glyphosate lors du premier pic de

concentration. Un peu plus tard durant l'été, il n'y a plus de dicamba exporté, alors qu'on observe des pics de concentration d'atrazine et de glyphosate. Ceci peut-être expliqué par le fait qu'en plus d'être lessivé plus rapidement parce qu'il a un *K_{oc}* faible, le dicamba a aussi un court temps de demi-vie dans le sol (14 jours), ce qui le rend moins persistant dans celui-ci. La figure 4-2 illustre le bilan du devenir de la masse de chacun de ces pesticides sur un USS. La superficie arrosée sur l'USS est d'environ 50 ha (avec un taux d'application de 1 kg/ha). Les graphiques à bandes montrent le bilan journalier de la masse de pesticides appliquée, alors que les graphiques en pointes de tarte illustrent le bilan annuel.

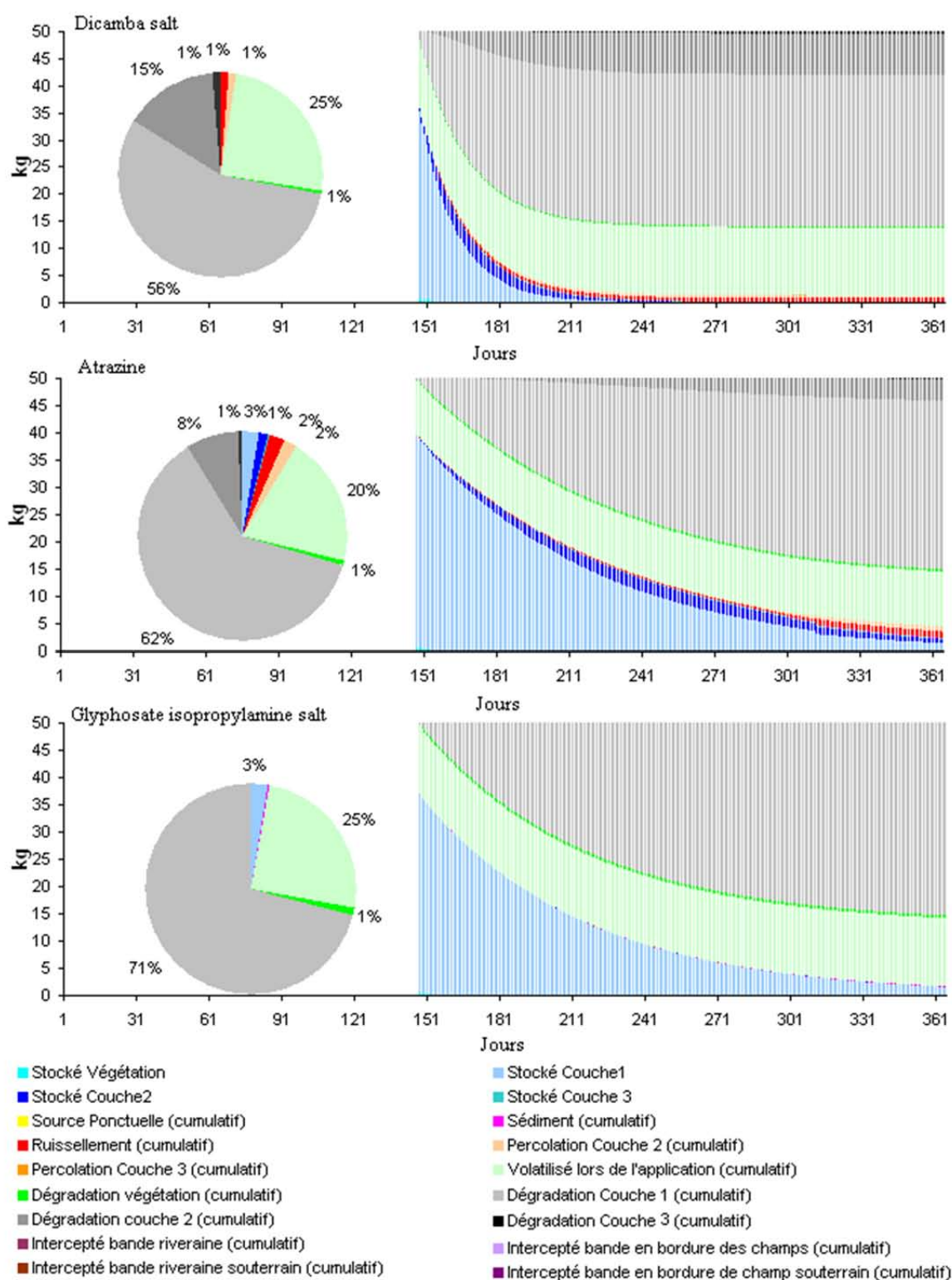


Figure 4-2 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir des pesticides appliqués en pré-levée sur un USS du bassin Dunk. La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.

On remarque, sur cette figure, que tous les pesticides appliqués se retrouvent d'abord dans la première couche de sol, à l'exception d'une fraction volatilisée lors de l'application (25 % pour le dicamba et le glyphosate, 20 % pour l'atrazine), qui est calculée à partir d'un coefficient d'efficacité (cf. section 2.1), et d'une très faible fraction interceptée par la végétation (puisque l'application est faite en prélevée). La dégradation dans le sol s'effectue plus rapidement pour le dicamba, qui a un temps de demi-vie de 14 jours, comparativement à l'atrazine et au glyphosate, qui ont des temps de demi-vie de 60 et 47 jours respectivement. Ceci explique aussi qu'il ne reste plus de dicamba stocké dans le sol dès le début septembre, alors qu'il reste encore 3 % des deux autres pesticides stockés dans la première couche de sol à la fin de l'année. Étant moins lié à la matière organique (*Koc* faible), le dicamba percole dans la deuxième couche de sol et est lessivé plus rapidement que les deux autres pesticides. C'est toutefois l'atrazine qui est exportée en plus grande proportion avec 2 % de la masse appliquée qui est exportée par ruissellement et un autre 2 % par écoulement hypodermique, alors que le dicamba est exporté dans des proportions de 1 % par ruissellement et 1 % par écoulement hypodermique, et que le glyphosate est principalement exporté par les sédiments transportés dans une proportion inférieure à 1 %. L'exportation plus grande de l'atrazine peut s'expliquer par une volatilisation moins importante lors de l'application, d'une part, et d'autre part, par un temps de demi-vie plus long que celui du dicamba. Il faut noter ici que le taux de dégradation à la surface du sol n'a pas été augmenté pour cet exercice et qu'il correspond au même taux de dégradation que dans le sol.

Donc un *Koc* faible et un temps de demi-vie élevé ont tendance à favoriser une plus grande exportation des pesticides. La solubilité du pesticide peut limiter son exportation (cf. section 2.3), mais dans les faits, il semble qu'elle ne soit que rarement un facteur limitant.

4.2 Période d'application

On pourrait supposer que la période d'application, et plus précisément l'indice foliaire de la culture au moment de l'application, a un impact significatif sur le bilan des exportations étant donné le taux d'interception important des pesticides par la végétation (cf. figure 2-2) et le taux de dégradation sur le feuillage qui est habituellement beaucoup plus rapide que dans le sol. La figure 4-3 montre les concentrations simulées à l'exutoire de la rivière Dunk pour un taux

d'application de 1 kg/ha en prélevée (application du 20 mai au 10 juin) et en postlevée (application du 15 juin au 15 août) pour le dicamba, l'atrazine et le glyphosate (ces pesticides sont normalement appliqués en prélevée, mais pour les besoins de l'exercice on les a appliqués en postlevée).

Le pic de concentration de dicamba, pour une application en prélevée, est considérablement plus élevé (jusqu'à 140 µg/L) que lorsqu'il est appliqué en postlevée (concentrations inférieures à 60 µg/L), alors que la différence est moindre pour l'atrazine et le glyphosate.

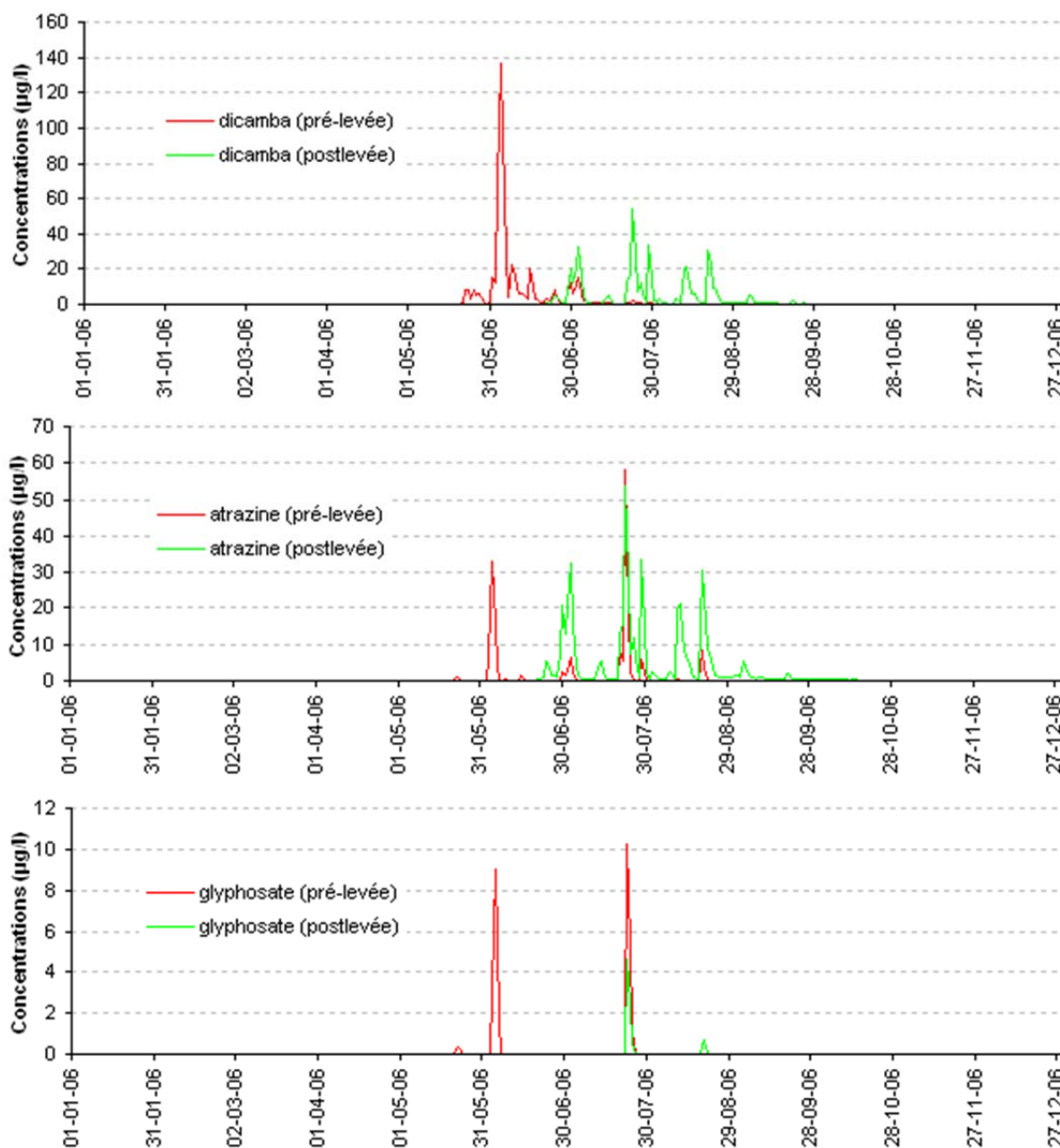


Figure 4-3 : Concentrations de dicamba salt, d'atrazine et de glyphosate à l'exutoire de la rivière Dunk, simulées en fonction de la période d'application : Prélevée (20 mai au 10 juin) ou postlevée (15 juin au 15 août).

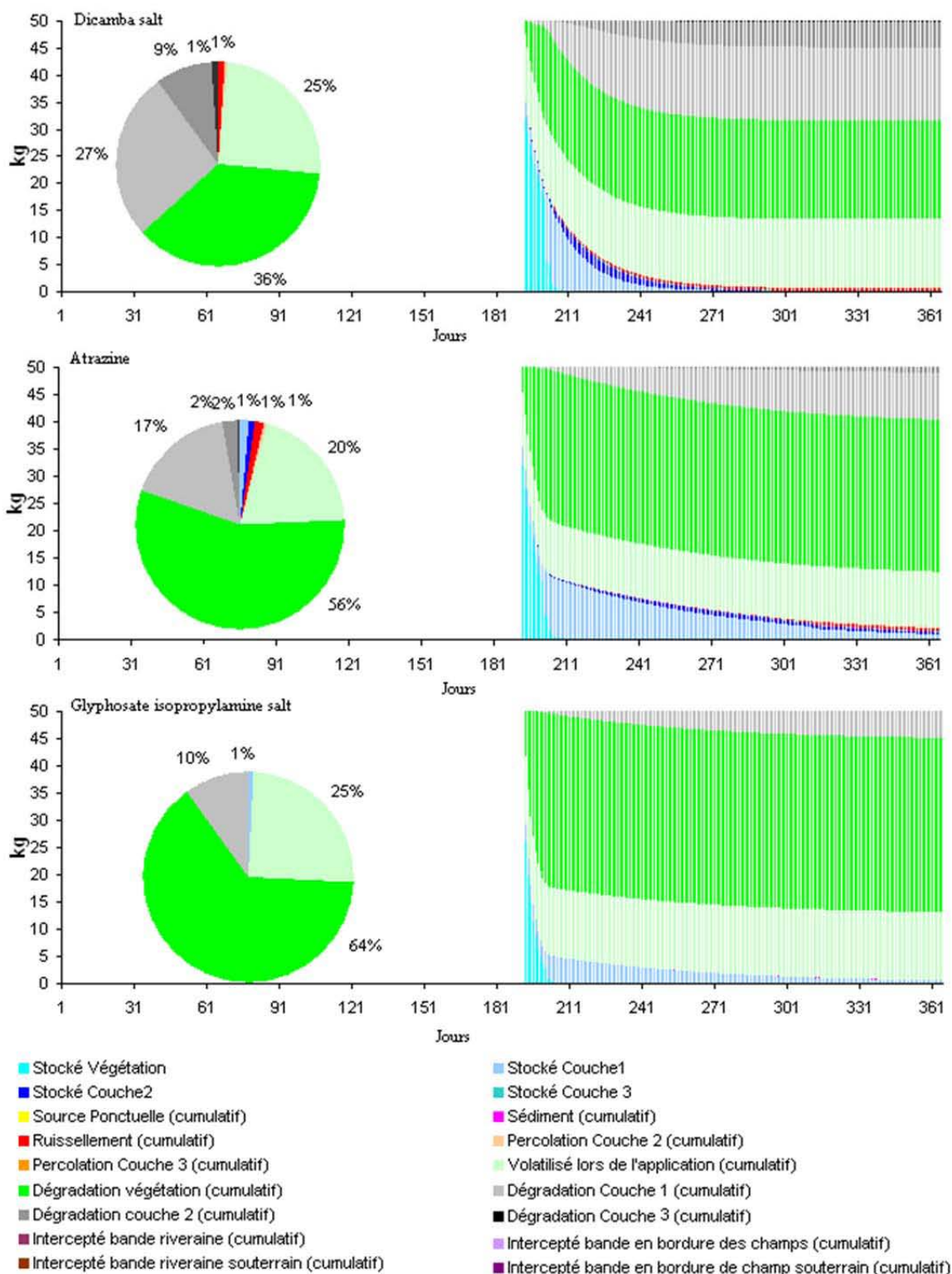


Figure 4-4 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir des pesticides appliqués en postlevée sur un USS du bassin Dunk. La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.

Si on observe le bilan sur une USS pour ces pesticides (Figure 4-4), on remarque immédiatement que les pesticides sont presque entièrement interceptés par la végétation dès l'application et que la dégradation sur le feuillage est très rapide. Après quelques jours, les pesticides non dégradés sur le feuillage sont délavés jusqu'à la première couche de sol et deviennent vulnérables au lessivage par ruissellement. Les exportations totales hors de l'USS sont légèrement inférieures à celles simulées pour une application en prélevée (cf. figure 4-2). Pour le dicamba, 1 % de la masse appliquée est exportée en ruissellement et moins de 1 % est exportée par écoulement hypodermique. Pour l'atrazine, les exportations par ruissellement et écoulement hypodermique comptent chacune pour 1 % et les exportations totales de glyphosate comptent pour moins de 1 %. On remarque aussi que la quantité de pesticides qui demeure stockée dans le sol à la fin de l'année est légèrement inférieure que lors d'une application en prélevée. Elle est de 1 % au lieu de 3 % pour l'atrazine et le glyphosate. L'application en postlevée engendre donc une dégradation plus rapide du pesticide sur le feuillage et cette dégradation sera proportionnelle au temps qui s'écoulera entre l'application du pesticide et la première précipitation causant son lessivage jusqu'au sol (une précipitation journalière de plus de 2,54 mm).

4.3 Le paramètre de percolation « PERCOP »

Comme il est indiqué dans la section 2.3, le paramètre *percop* influence le ratio des pesticides exportés par ruissellement de surface *versus* les pesticides qui percolent de la première vers la deuxième couche de sol. La figure 4-5 montre l'influence que ce paramètre peut avoir sur la simulation des concentrations à l'exutoire de la rivière Dunk.

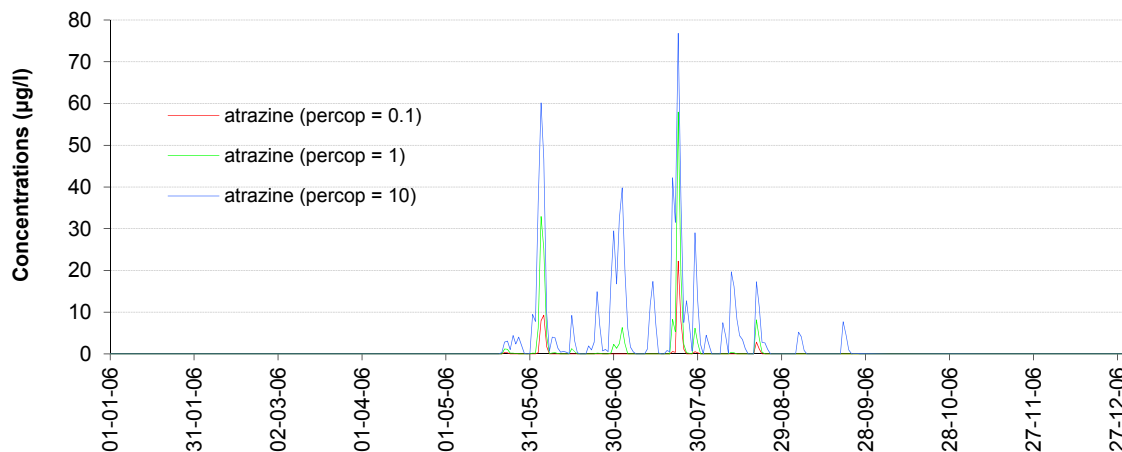


Figure 4-5 : Concentrations d'atrazine à l'exutoire de la rivière Dunk simulées avec différentes valeurs du paramètre de percolation « percop ».

Cette figure illustre que les pics de concentrations augmentent généralement avec la valeur de ce paramètre et qu'ils diminuent, et peuvent même disparaître, lorsque sa valeur est réduite. Dans certains cas, il a été observé qu'en augmentant la valeur de *percop*, les premiers pics de concentration causés par le ruissellement de surface étaient amplifiés, alors que les concentrations simulées plus tard dans l'année, causées par l'écoulement souterrain, étaient réduites. L'effet inverse a aussi pu être observé lorsque la valeur de *percop* était inférieure à un, à savoir que les premiers pics de concentrations étaient diminués et les concentrations survenant plus tard en saison étaient amplifiées. La figure 4-6 illustre le bilan annuel d'atrazine simulé sur un USS avec différentes valeurs de *percop*.

Cette figure montre que les pesticides exportés par ruissellement augmentent avec la valeur de *percop*. Dans le cas présent, les exportations simulées par ruissellement de surface sont de 1 % pour une valeur de *percop* de 0,1, de 2 % pour une valeur de *percop* de un, et de 5 % pour une valeur de *percop* de dix. L'augmentation des exportations par ruissellement semble se faire principalement au dépend de la quantité de pesticides exportée et dégradée dans la deuxième couche de sol. Le bilan annuel montre que la somme de pesticides dégradés et exportés de la deuxième couche de sol est, dans le même ordre que précédemment, de 11 %, 10 % et 7 %. Les exportations nettes de pesticides hors de l'USS augmentent avec le coefficient *percop*. Dans la figure 4-6, elles sont de 3 %, 4 % et 6 % respectivement pour les valeurs de *percop* de 0,1, 1, et 10.

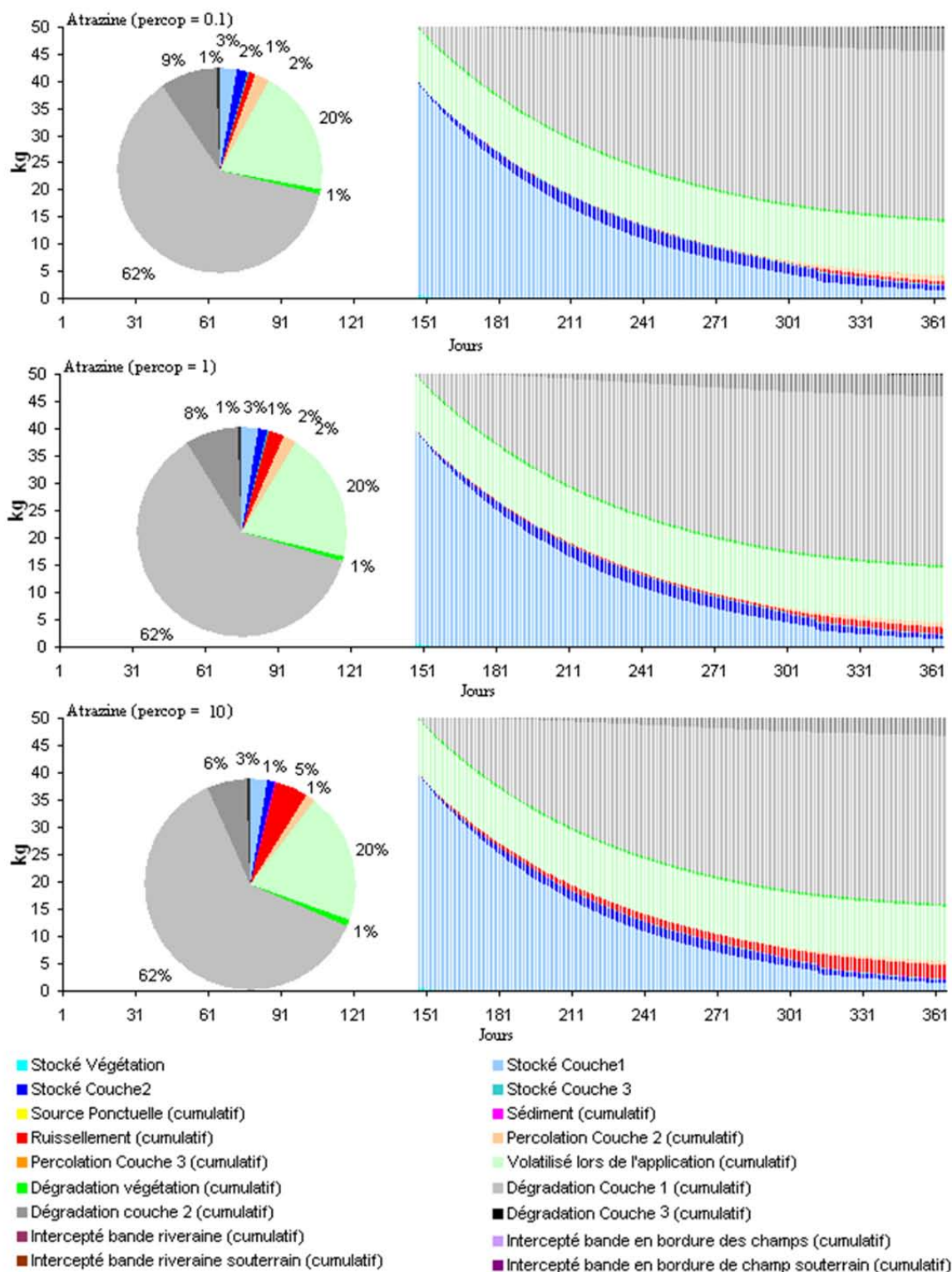


Figure 4-6 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir de l'atrazine simulé avec différentes valeurs du paramètre « percop ». La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.

4.4 Le paramètre de dégradation dans la première couche de sol « DECAY ».

Comme mentionné dans la section 2.5, le paramètre *decay* permet d'ajuster le taux de dégradation du pesticide stocké dans la première couche de sol pour simuler la dégradation plus rapide qui se produit à la surface du sol, au contact de l'air et du rayonnement solaire. La figure 4-7 illustre les concentrations d'atrazine simulées avec des valeurs du paramètre *decay* de un (valeur par défaut), 1,01 (dégradation plus rapide), et 1,15 (taux de dégradation « maximum » à peu près équivalent à celui sur le feuillage).

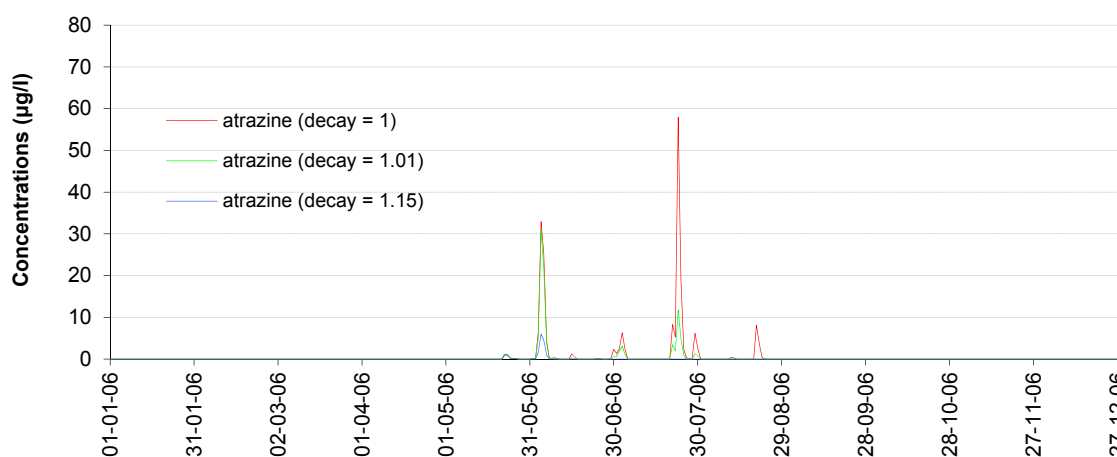


Figure 4-7 : Concentrations d'atrazine à l'exutoire de la rivière Dunk simulées avec différentes valeurs du paramètre d'ajustement du taux de dégradation dans la première couche de sol « decay ».

Cette figure illustre que le paramètre *decay* est très sensible. Pour une augmentation d'un centième, les concentrations simulées après la période d'application sont significativement réduites. Lorsque *decay* prend une valeur de 1,15, les concentrations simulées au cours de la période d'arrosage sont fortement réduites, alors que celles simulées après la période d'arrosage sont nulles. La figure 4-8 montre le bilan annuel des pesticides simulés sur une USS avec différentes valeurs du paramètre *decay*. On y observe que la dégradation dans la première couche se fait plus rapidement avec l'augmentation de la valeur du paramètre. Celle-ci représente 62 % de la masse totale appliquée lorsque la valeur de *decay* est égale à un, 71 % lorsque la valeur de *decay* est égale à 1,01 et 78 % lorsque sa valeur est égale à 1,15. Cette dégradation accélérée dans la première couche de sol s'accompagne d'une diminution de la

masse de pesticides qui percole dans les couches inférieures et d'une diminution des exportations nettes. Ces dernières sont de 4 %, 2 % et de moins de 1 % des masses appliquées pour les valeurs respectives citées précédemment. Le paramètre *decay* peut donc être ajusté pour réduire les charges simulées et peut servir à compenser pour les incertitudes liées aux charges réellement appliquées lors de la calibration avec des mesures de concentration.

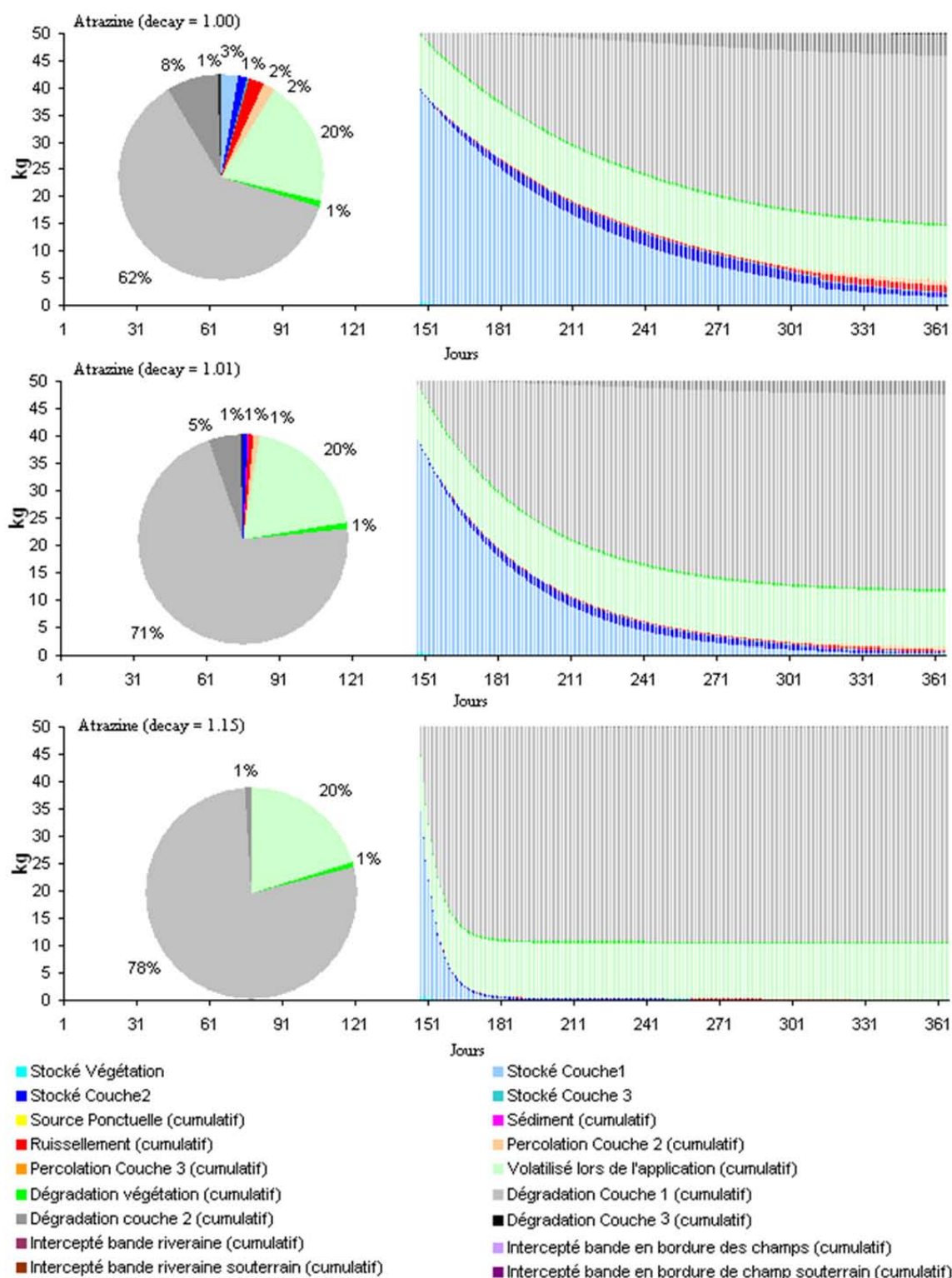


Figure 4-8 : Histogrammes superposés montrant le bilan journalier du devenir de l'atrazine simulé avec différentes valeurs du paramètre « decay ». La tarte illustre le bilan à la fin de l'année.

4.5 Les bandes de végétation protectrices en bordure des champs et des rivières

Sur certains bassins, on retrouve des bandes protectrices en bordure des champs et/ou des rivières. Ces bandes ne sont jamais distribuées régulièrement sur le bassin et leur largeur varie selon la localisation. Il est donc possible de « calibrer » une largeur de bande protectrice sur un bassin pour modéliser l'effet moyen de ces bandes sur l'exportation des pesticides en rivière. Ces bandes agissent principalement au niveau de la rétention des sédiments transportés par l'écoulement des eaux en surface et favorisent l'infiltration des eaux de ruissellement en ayant une porosité plus élevée de par leur occupation végétale. La rétention des sédiments est prise en compte par le modèle d'érosion, alors que la filtration des eaux de ruissellement et des eaux souterraines se fait par la formule présentée à la section 3.2. La figure 4-9 illustre l'effet de bandes de différentes largeurs sur les concentrations d'atrazine à l'exutoire de la rivière Dunk.

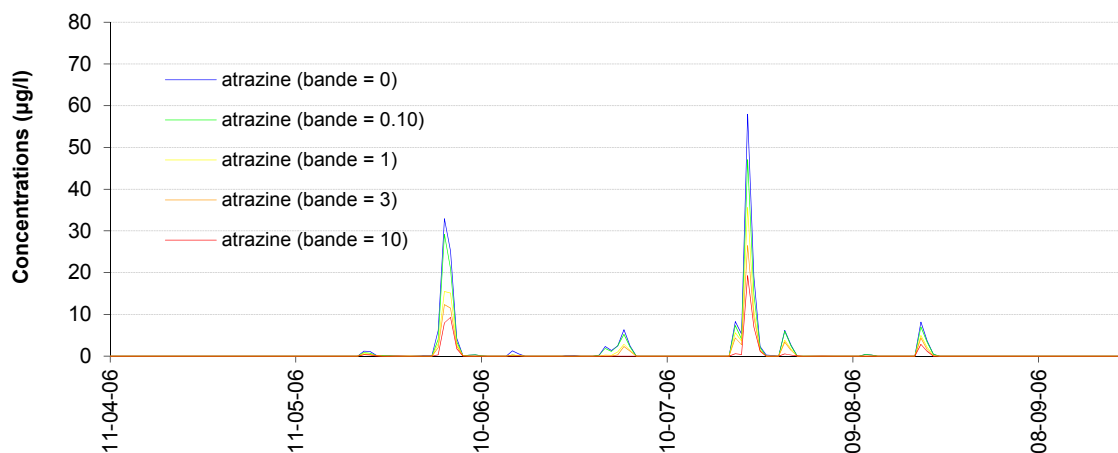


Figure 4-9 : Concentrations d'atrazine à l'exutoire de la rivière Dunk, simulées avec différentes largeurs de bandes protectrices.

Cette figure montre que l'amplitude des pics de concentration diminue habituellement avec la largeur de la bande protectrice. L'amplitude du pic sera davantage réduite si elle est causée principalement par le ruissellement de surface et moins si elle est causée par l'écoulement souterrain. Il faut que la bande protectrice ait une largeur d'au moins 2,37 m pour qu'il y ait interception des pesticides transportés par écoulement souterrain (cf. équation 3.2).

5. Calage du modèle PES

Cette section présente quelques conseils relatifs au calage de PES suite aux observations faites au cours de la réalisation du projet NAESI. En premier lieu, il convient de fixer les paramètres du modèle QUAL-GIBSI, puisque dans la plupart des cas, les pesticides ne sont que faiblement altérés lors de leur séjour en rivière dans un bassin versant (comme mentionné au début de la section 4, on peut grossièrement estimer l'altération subie en comparant le temps de demi-vie en milieu aqueux d'un pesticide avec le temps de réponse du bassin) et que les concentrations de pesticides simulées en rivière dépendent donc principalement du modèle de transport des pesticides au sol. En second lieu, on calibre les paramètres de PES avec des mesures de concentration de pesticides. Idéalement, ces mesures devraient être prises de façon continue depuis le début de la période d'application jusqu'à ce qu'il n'y ait plus de concentration décelable dudit pesticide. Malheureusement, de telles mesures sont rarement disponibles vu les coûts qui leurs sont associés.

5.1 Ajustement des paramètres du modèle QUAL-GIBSI

Certains paramètres doivent tout de même être ajustés *a priori* dans le modèle de transport des pesticides en rivière QUAL-GIBSI. Le modèle QUAL-GIBSI simule le transport et les concentrations des pesticides en rivière dans GIBSI. Il utilise, comme données d'entrées, la charge de pesticides calculée par le module PES atteignant le réseau hydrographique et les caractéristiques de l'écoulement dans les tronçons calculées par HYDROTEL. GIBSI peut calculer le devenir de trois pesticides, ou composés non conservatifs. Les transformations locales des composés non conservatifs dans le réseau hydrographique sont représentées par une cinétique de premier ordre, décrite par l'équation (5.1) dans le rapport final du projet GIBSI (Villeneuve *et al.*, 1998) :

$$\frac{dX(t)}{dt} = -K \cdot X(t) - \sigma_6 \cdot X(t) + \frac{\sigma_7}{d} \quad (5.1)$$

où $X(t)$ est la concentration du composé considéré [mg/l]; K , le taux de décroissance [jour⁻¹]; σ_6 , le taux de sédimentation [jour⁻¹]; σ_7 , le taux de production benthique [mg/m²·jour⁻¹]; et d est la profondeur moyenne de l'écoulement [m]. Les valeurs de ces paramètres se retrouvent dans la table « couchesreseau » dans la base de données de GIBSI. Les valeurs du taux de décroissance K associées à chaque tronçon du réseau hydrographique se retrouvent dans les champs CNC1Dec, CNC2Dec et CNC3Dec de cette table pour les composés non conservatifs 1, 2, et 3 respectivement. De la même façon, les valeurs pour le taux de sédimentation σ_6 se retrouvent dans les champs CNC1Dep, CNC2Dep et CNC3Dep, et les valeurs pour le taux de production benthique σ_7 se retrouvent dans les champs SBCNC1, SBCNC2 et SBCNC3. Le manuel de l'utilisateur du modèle QUAL2E (Brown et Barnell, 1987), duquel est originalement tirée l'équation (5.1), présente les paramètres K , σ_6 et σ_7 comme étant des paramètres variables dont l'échelle de variation est indéfinie. Aucune valeur de référence n'y est suggérée.

La valeur pour le paramètre du taux de production benthique σ_7 avait originalement été fixée à zéro dans la base de données lors de l'application de GIBSI sur la rivière Chaudière et elle a aussi été considérée nulle pour le projet NAESI.

Le taux de décroissance K (CNCdec) est fixé en fonction du temps de demi-vie en milieu aqueux propre au pesticide considéré par la relation suivante :

$$K = \ln 2 \frac{1}{t^{1/2}} = 0.693 \cdot \frac{1}{t^{1/2}} \quad (5.2)$$

où $t^{1/2}$ est le temps de demi-vie en milieu aqueux du pesticide, en jours. À noter que le temps de demi-vie en milieu aqueux n'a pas (encore) été introduit dans la table « referencepesticides ». Des valeurs de demi-vie en milieu aqueux peuvent être trouvées dans Mackay *et al.* (1997) et des estimations générales pour différents groupes de pesticides sont aussi présentées dans Capel *et al.* (2001).

Le taux de déposition σ_6 représente la déposition des pesticides adsorbés aux particules de sol. On peut supposer qu'il est nul pour des pesticides solubles (solubilité de 10 ppm ou plus; Wauchope, 1978), puisque ces derniers sont transportés principalement en solution dans l'eau.

5.2 Ajustement des paramètres du modèle PES

Une fois les paramètres de QUAL-GIBSI fixés, il faut s'assurer que les codes de pesticides dans les tables « couchesbassinpopes » et « donneesrotapratcouches » correspondent aux pesticides qu'on veut simuler (les codes et propriétés chimiques des pesticides sont dans la table « referencepesticides »). Il faut également que les dates d'application ⁴ (table « donneesrotapratcouches ») et les indices foliaires inscrits dans la table « couchesoccupsol » correspondent à la période d'application pour le pesticide (prélevée ou postlevée). Il faut s'assurer que les taux d'application (table « donneesrotapratcouches ») soient bons pour chacune des cultures. On évalue ensuite s'il y a des bandes en bordure de champs et des bandes riveraines sur le bassin (si la résolution est assez bonne, il est possible de faire ces observations à l'aide de Google Earth). On entre des largeurs de bandes « moyennes » qui correspondent à ce qui est observé de façon générale sur le bassin. On lance ensuite une simulation pour les années sur lesquelles on a des mesures de concentration des pesticides. Il convient d'utiliser une carte d'occupation du sol qui correspond le plus possible aux occupations réelles lors de la prise des mesures. Les superficies des différentes cultures peuvent varier considérablement d'une année à l'autre et provoquer des écarts significatifs sur les concentrations simulées. On affiche ensuite les concentrations simulées par le modèle de qualité de l'eau en rivière (QUAL-GIBSI) sur un graphique avec les concentrations mesurées pour les comparer. Selon les résultats, on calibre les paramètres *percop*, *decay* et la largeur des bandes protectrices s'il y a lieu. Le tableau 5-1 donne quelques indications sur l'ajustement possible des paramètres en fonction des résultats obtenus.

⁴ Il est plus facile de gérer les modifications des dates d'application et des taux d'application lorsque chaque pesticide est attribué à un code de pratique culturale différent (les codes de pratique culturale attribués à l'application des pesticides sont 6, 11, et 12).

Tableau 5-1 : Suggestions d'ajustement des paramètres de PES de la table « couchesbassinpopes » en fonction des concentrations simulées par rapport aux concentrations mesurées.

Résultats obtenus	Ajustements possibles
Concentrations généralement trop élevées	Augmenter <i>decay</i> , diminuer <i>percop</i> , augmenter la largeur de la bande protectrice ou le coefficient d'efficacité pour les bandes riveraines
Concentrations généralement trop faibles	Ajuster de façon inverse à précédemment
Concentrations trop élevées en fin de saison	Diminuer <i>percop</i>
Concentrations trop faibles en fin de saison	Augmenter <i>percop</i>
Pics de concentration trop élevés, mais concentrations « de base » bonnes	Augmenter la largeur des bandes protectrices ou le coefficient d'efficacité des bandes riveraines

À noter finalement que l'arrosage aléatoire peut avoir une influence significative sur les concentrations simulées sur les tronçons en tête de réseau. Cet arrosage aléatoire peut être modifié en changeant le numéro de « série aléatoire PES » dans l'interface de « Nouvelle Simulation » de GIBSI. L'impact de différents arrosages aléatoires sur les concentrations simulées diminue toutefois à mesure qu'on progresse en aval du réseau hydrographique.

6. Impact des bandes protectrices sur l'abattement des pesticides

Plusieurs revues de littérature ont examiné l'impact des bandes protectrices sur l'abattement des pesticides : Norris, 1993; Muscutt *et al.*, 1993; USDA-NRCS, 2000; Dosskey, 2001; Lacas *et al.* 2005; Krutz *et al.* 2003; Lovell and Sullivan 2006 et Reichenberger *et al.*, 2007. Cette section est constituée d'informations recueillies dans Lacas *et al.* (2005) et Reichenberger *et al.* (2007).

Les bandes protectrices enherbées sont apparemment plus efficaces que les bandes de culture ou de sol nu pour intercepter les sédiments et les pesticides liés aux sédiments (Schmitt *et al.*, 1999; Spatz, 1999). De nombreuses études ont aussi démontré que les bandes protectrices enherbées en bas de pente sont très efficaces pour réduire la quantité de pesticides exportée par ruissellement de surface des champs agricoles jusqu'aux cours d'eau (Lacas *et al.*, 2005). Cette efficacité est par contre très variable et elle ne peut être attribuée uniquement à la largeur de la bande protectrice (Lacas *et al.*, 2005; Reichenberger *et al.*, 2007). La figure 6-1, qui présente les résultats compilés par Lacas *et al.* (2005), illustre cette variabilité. Cette dernière peut être attribuée à : (i) la différence entre les protocoles de recherche (ex. : écoulement naturel ou artificiel); (ii) la différence dans les paramètres expérimentaux (ex. : aire traitée *versus* aires enherbée, hauteur du gazon, teneur en eau initiale du sol, etc.); (iii) le grand nombre de processus et de facteurs contributifs impliqués et par le fait que ces derniers soient de nature dynamique et spécifique au site d'étude (Lacas *et al.*, 2005).

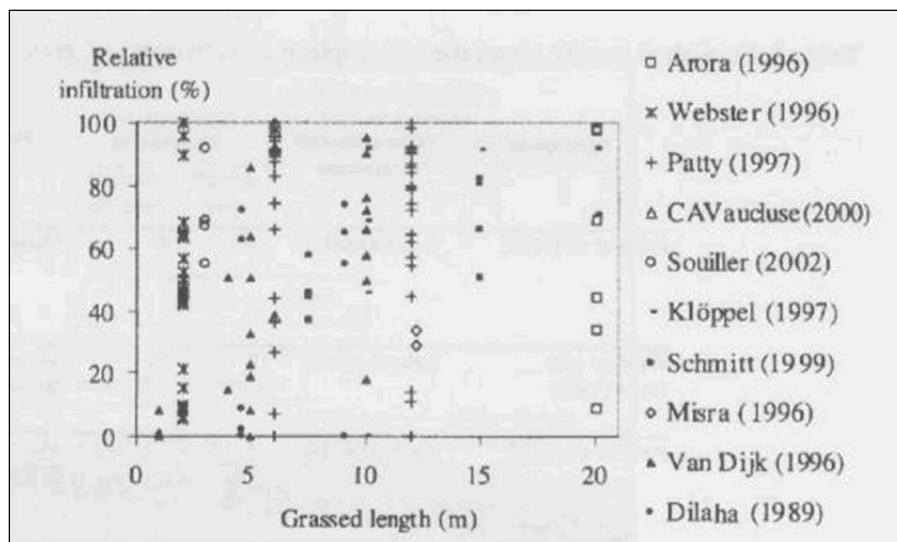


Figure 6-1 : Capacités d'infiltration relatives déterminées pour un pas de temps événementiel par plusieurs auteurs, pour différentes largeurs de bandes protectrices enherbées (tirée de Lacas *et al.*, 2005).

Comme une plus grande surface et une plus grande longueur d'écoulement sont nécessaires à l'infiltration des composés solubles comparativement à celles requises pour intercepter les matériaux solides, les bandes protectrices destinées à intercepter les sédiments peuvent être plus étroites que les bandes protectrices destinées à intercepter les composés solubles, tels que les nitrates ou les pesticides adsorbés (USDA-NRCS, 2000). L'USDA recommande donc des bandes protectrices avec une largeur d'au moins six mètres pour l'interception des sédiments et d'au moins 30 m pour les composés en solution. L'entretien des bandes protectrices (enlever les sédiments interceptés, tonte du gazon) est également nécessaire afin de maintenir leur efficacité.

6.1 Processus impliqués dans l'abattement des pesticides par les bandes protectrices

Quatre processus principaux doivent être considérés pour expliquer l'interception des pesticides par les bandes protectrices (Figure 6-2) : l'infiltration, la sédimentation, la dilution et l'adsorption (Lacas *et al.*, 2005). L'abattement des pesticides est en grande partie dû aux processus d'infiltration et de sédimentation dans la bande riveraine. Dans certains cas, l'adsorption aux

plantes et aux particules de sol dans la bande protectrice peut aussi être significative (Krutz *et al.*, 2003; Misra *et al.*, 1996; Popov *et al.*, 2005 dans Lacas *et al.*, 2005).

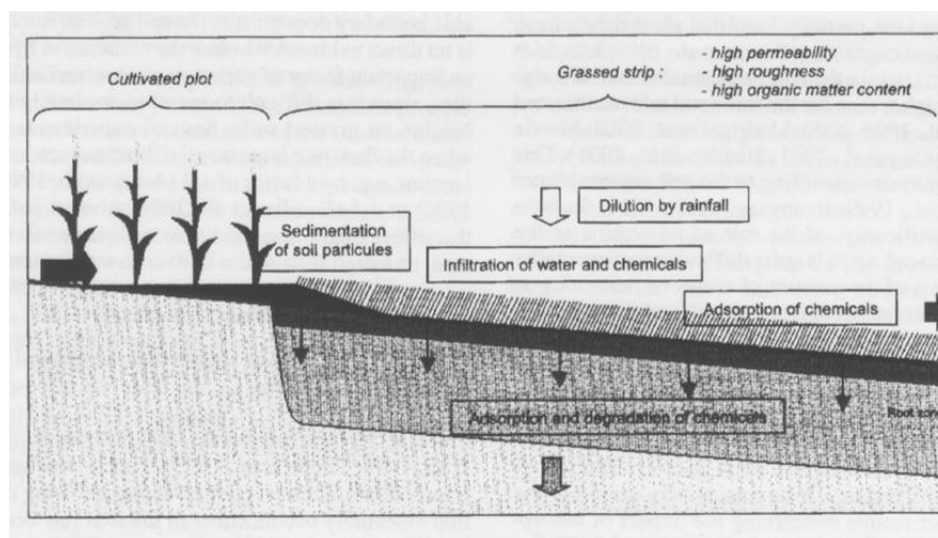


Figure 6-2 : Processus impliqués dans l'abattement des pesticides dans les bandes protectrices (tirée de Lacas *et al.*, 2005).

6.1.1 Infiltration

Ce processus agit essentiellement sur les composés en solution qui s'infiltrent dans le sol. De fines particules ($<0,45 \mu\text{m}$) peuvent aussi pénétrer le sol en entraînant avec elles des molécules attachées à leur surface (Mercier, 1998 dans Lacas *et al.*, 2005). La végétation herbacée de la bande protectrice peut augmenter la porosité de la couche superficielle du sol par la structure de son système racinaire, par l'addition de matière organique et par l'activité de la macrofaune qui y est attachée (Lacas *et al.*, 2005).

6.1.2 Sédimentation

Ce processus réduit le flux des particules en suspension dans les eaux de ruissellement et des composés adsorbés qui leur sont associés. Des expériences en laboratoire sur des canaux ont démontré que la rétention des particules se produit essentiellement par sédimentation dans la partie amont de la bande protectrice, là où l'eau s'immobilise contre la limite supérieure de la zone enherbée (Dabney *et al.*, 1995; Ghadiri *et al.*, 2001; Meyer *et al.*, 1995 dans Lacas *et al.*, 2005) plutôt que par un effet filtrant de la végétation à l'intérieur de la bande protectrice. L'accumulation des sédiments dans la bande protectrice peut diminuer son pouvoir

d'interception. Dans certains cas, l'accumulation de sédiments peut causer la formation de crêtes qui concentrent l'écoulement (Dillaha *et al.*, 1989 dans Lacas *et al.*, 2005) ou, dans les cas extrêmes, colmater la surface rugueuse de la bande protectrice et provoquer la formation de voies d'écoulement à grande vitesse.

6.1.3 Dilution

Ce processus opère à la surface de la bande protectrice, lorsque les eaux de pluie non contaminées se mélangent aux eaux d'écoulement contaminées. La dilution affecte seulement la concentration des composés solubles dans les eaux de ruissellement de surface, mais elle n'influence pas la charge de pesticides traversant la bande protectrice.

6.1.4 Adsorption

Ce processus est associé aux molécules en solution. Il se produit à la surface du sol, sur la partie aérienne de la végétation et sur les débris végétaux se trouvant à la surface du sol dans la bande protectrice. C'est en effet la partie aérienne des plantes et les résidus végétaux partiellement humifiés qui ont la capacité d'adsorption la plus élevée (Benoît *et al.*, 1999; Lickfeldt et Branham, 1995, dans Lacas *et al.*, 2005), et la capacité d'adsorption du sol est fonction de sa teneur en matière organique (Benoît *et al.*, 1999; Reungsang *et al.*, 2001; Staddon *et al.*, 2001, dans Lacas *et al.*, 2005). Il a été démontré que l'adsorption est un mécanisme de rétention non négligeable, mais les résultats de recherche sont contradictoires quant à la valeur de sa contribution (Arora *et al.*, 1996; Krutz *et al.*, 2003; Misra *et al.*, 1996; Souiller *et al.*, 2002; Spatz *et al.*, 1997, dans Lacas *et al.*, 2005).

6.2 Variables et caractéristiques des bandes protectrices qui affectent leur pouvoir d'abattement

La figure 6-3 résume les processus, les paramètres et les caractéristiques qui influencent le pouvoir d'abattement des bandes protectrices enherbées.

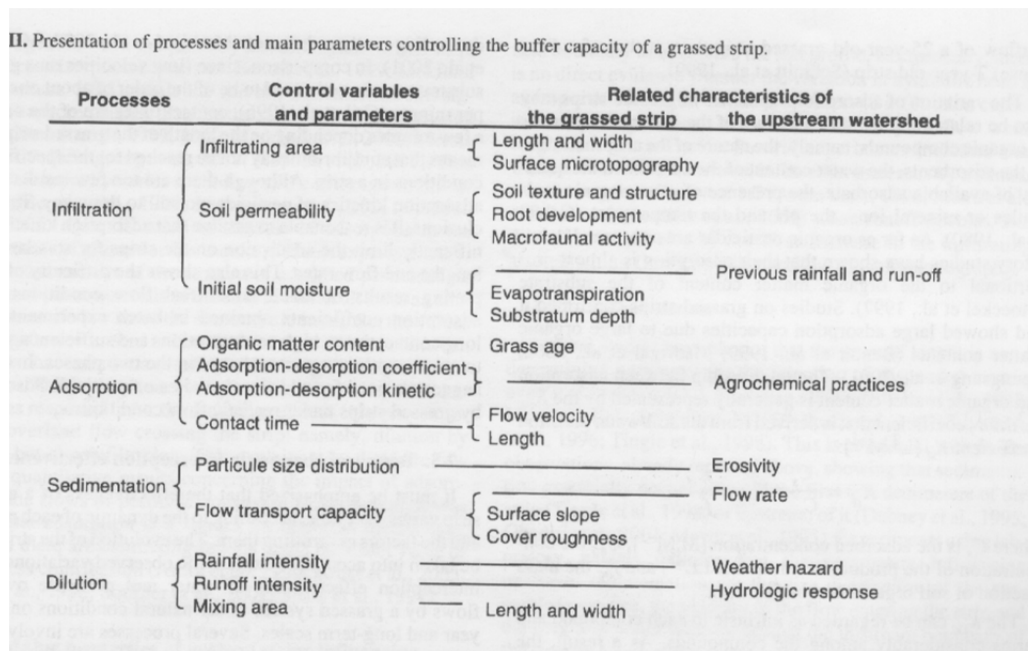


Figure 6-3 : Processus et principaux paramètres influençant le pouvoir d'abattement des bandes protectrices enherbées (tirée de Lacas *et al.* 2005).

L'efficacité de la bande protectrice dépend du type de ruissellement (Arora *et al.*, 1996; Spatz, 1999, dans Lacas *et al.*, 2005). La variabilité temporelle du ruissellement liée aux apports des précipitations et à leur intensité, et aux conditions initiales de teneur en eau du sol, a une grande influence sur l'efficacité de la bande riveraine. Les écoulements les moins importants (et les composés en solution) peuvent s'infiltrer complètement, alors que des écoulements plus importants ne seront pas interceptés de façon significative. En effet, il arrive souvent que les types d'écoulements associés à des précipitations intenses causant du ruissellement pur ne soient pas filtrés par les types de bandes protectrices couramment utilisées (Schulz, 2004, dans Reichenberger *et al.*, 2007). La proximité de la source de pollution par rapport à la bande protectrice a aussi une influence sur son efficacité, puisque l'écoulement doit y pénétrer sous forme d'écoulement de nappe superficiel, plutôt que de manière concentrée (Norris, 1993; Dosskey, 2001, dans Lacas *et al.*, 2005). Les canaux hydrauliques (rigoles, fossés, drains agricoles) qui court-circuitent la bande protectrice diminuent considérablement son pouvoir d'abattement. Puisque la concentration des écoulements en canaux est plus susceptible de se produire près des cours d'eau qu'en amont en bordure des champs, les bandes protectrices en bordure de rivière sont probablement plus efficaces pour contrôler les pertes directes lors de l'arrosage que pour contrôler les pertes par ruissellement (Gril et Lacas, 2006 dans Reichenberger *et al.*, 2007). Reichenberger *et al.* (2007) ajoutent également que les bandes

protectrices en bordure de rivière sont très probablement beaucoup moins efficaces que les bandes en bordure de champs pour réduire les charges de pesticides exportées dans les eaux de surfaces.

6.3 Modélisation de l'abattement des pesticides par les bandes protectrices

L'état des connaissances actuel ne permet pas de prédire quel est le pouvoir d'interception d'une bande protectrice donnée (Lacas *et al.*, 2005). Les deux principales raisons sont : (i) le nombre de processus, de paramètres et de caractéristiques qui interagissent; et (ii) la description insuffisante de certains processus d'un point de vue quantitatif (canalisation de l'écoulement de surface dans la bande protectrice, contribution de l'écoulement préférentiel, processus d'adsorption et ses contributions en fonction des conditions d'écoulement et du type de substrat organique, changements temporels dans les caractéristiques des bandes protectrices liées à l'activité biologique et à la sédimentation, etc.) (Lacas *et al.*, 2005).

La complexité et la variabilité des facteurs contrôlant l'efficacité des bandes enherbées sont si nombreuses qu'aucun outil quantitatif n'est présentement disponible pour définir les caractéristiques optimales d'une bande pour une situation hydrologique donnée, autant à l'échelle de la bande protectrice que du bassin versant (Lacas *et al.*, 2005). Reichenberger *et al.* (2007) concluent qu'il est difficile de dériver des valeurs d'efficacité des bandes protectrices pour des fins de modélisation et que de telles valeurs n'auraient un sens que d'un point de vue statistique.

7. Influence du coefficient de Manning sur la génération des HGM dans HYDROTEL

Le coefficient de rugosité de Manning est associé aux différentes classes d'occupation du sol sur le bassin versant. HYDROTEL permet de définir trois coefficients de Manning différents, qui sont habituellement associés à trois types de milieu : le milieu forestier, l'eau et toutes les autres classes d'occupation du sol confondues. Dans la version originale d'HYDROTEL, un coefficient de Manning moyen est calculé pour chaque unité hydrologique relativement homogène (UHRH), pondéré en fonction de la fraction occupée par ces trois milieux sur l'UHRH.

Une étude préliminaire (Chapitre 8 dans Lavigne, 2007) indique que l'impact du coefficient de Manning sur la génération des unités géomorphologiques de référence (HGM) utilisées par le modèle hydrologique HYDROTEL serait proportionnel à la taille des UHRHs utilisées par le modèle HYDROTEL. Suite à cette étude, on peut supposer que, pour un pas de temps journalier, cet impact est faible pour des UHRHs d'une taille de moins de 1 km². En effet, l'écoulement sur une UHRH de cette taille se fait rapidement, deux jours au plus, ce qui limite les variations que peut causer le coefficient de Manning sur le HGM (au plus, un décalage partiel d'un jour). On peut aussi voir, en analysant l'équation utilisée par HYDROTEL pour calculer le HGM (Équation 7.1), que plus la pente de l'UHRH est abrupte, moins le coefficient de Manning aura de l'influence sur la forme du HGM.

$$Z_{lam} = \left(\frac{n}{\sqrt{S_m}} \right)^{\frac{3}{5}} q_{lat}^{\frac{3}{5}} \quad (7.1)$$

où :

Z_{lam} : épaisseur de la lame écoulée (m);

n : coefficient de rugosité de Manning;

S_m : pente de la maille (m·m⁻¹);

q_{lat} : écoulement latéral par unité de longueur de maille en maille (m²·s⁻¹).

La figure 7-1 montre que la variation de la lame d'eau calculée pour différents coefficients de Manning est inversement proportionnelle à l'inclinaison de la pente.

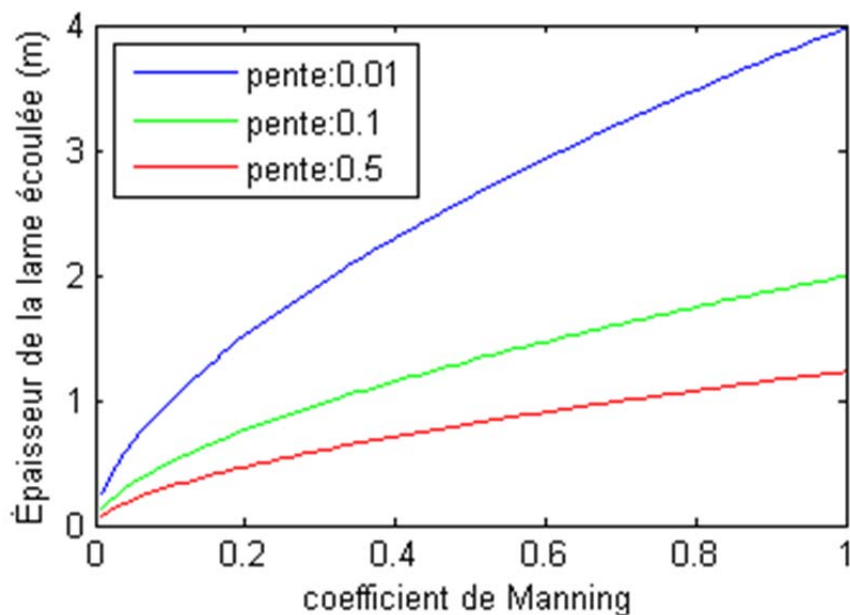


Figure 7-1 : Variation de l'épaisseur de la lame d'eau calculée en fonction du coefficient de Manning et de l'inclinaison de la pente.

L'épaisseur de la lame de référence utilisée pour calculer le HGM affecte aussi l'influence qu'a le coefficient de Manning sur la forme de ce HGM. Ainsi, le HGM calculé avec une lame de référence mince sera plus sensible aux variations du coefficient de Manning que s'il était calculé avec une lame plus épaisse (Chapitre 8 dans Lavigne, 2007). L'influence de la distribution spatiale du coefficient de Manning sur l'UHRH a été évaluée sur le bassin du Ruisseau des Eaux-Volées à l'aide d'une version modifiée d'HYDROTEL. Cette version permet de calculer le HGM à partir d'une matrice des coefficients de Manning distribuée, correspondant à la matrice des occupations et des types de milieux qui leur sont associés, au lieu d'assigner un coefficient de Manning « moyen » à toutes les mailles de l'UHRH, tel que dans la version courante d'HYDROTEL. Les résultats obtenus sur le bassin du Ruisseau des Eaux-Volées ont montrés que les HGMs générés selon les deux méthodes sont, à toute fin pratique, quasi identiques. Il faut toutefois mentionner que les UHRHs sur ce bassin ont une taille inférieure à 1 km² et que les pentes des versants sont très inclinées. Un autre exercice sur le bassin de la rivière Wilmot, sur l'Île-du-Prince-Édouard, visait à vérifier si la présence d'une bande de protection forestière en bordure de rivière pouvait influencer l'écoulement sur ce bassin. L'hydrogramme produit à l'exutoire du bassin pour l'occupation du sol actuelle a donc été comparé au même hydrogramme produit pour l'occupation du sol actuelle, avec l'ajout d'une bande forestière de 20 m en bordure de rivière. Encore une fois, les deux hydrogrammes étaient

quasi identiques. Il faut une fois de plus mentionner que la pente des mailles en bordure de rivière est accentuée, suite au traitement du modèle d'élévation numérique par PHYSITEL. En effet, afin d'orienter l'écoulement selon le réseau de rivière vectoriel existant pour un bassin, PHYSITEL « creuse » les mailles adjacentes aux mailles qui composent le réseau hydrographique de façon à forcer l'écoulement sur les versants vers le réseau hydrographique imposé.

Donc, le coefficient de Manning n'a pas beaucoup d'influence sur la génération des HGMs lorsque les UHRHs sont de petites tailles et que les pentes sont fortes. Il modifiera davantage un HGM correspondant à une grande UHRH ayant une faible pente. Aussi, plus la lame d'eau de référence utilisée pour calculer le HGM est épaisse, moins le coefficient de Manning aura de l'influence sur la forme du HGM. La distribution spatiale du coefficient de Manning sur l'UHRH n'a pas modifié de façon significative l'écoulement sur les bassins du Ruisseau des Eaux-Volées et de la rivière Wilmot, lorsqu'on le compare à l'écoulement calculé avec un coefficient de Manning moyen sur l'UHRH. Dans le cas de l'exercice sur le bassin de la rivière Wilmot, l'ajout d'une bande forestière de 20 m en bordure de rivière n'a pas influencé l'écoulement à l'exutoire. La modification du modèle d'élévation numérique lors de son traitement par PHYSITEL contribue, en accentuant la pente des mailles en bordure de rivière, à réduire l'impact que peut avoir un coefficient de rugosité plus élevé localisé à cet endroit.

8. Références bibliographiques

- Arnold J.G. et Fohrer N. (2005). SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrol. Proc.*, 19(3): 563-572.
- Arora K., Mickelson S.K., Baker J.L., Tierney D.P. et Peters C.J. (1996). Herbicide retention by vegetative buffer strips from runoff under natural rainfall, *Trans. ASAE*, 39(6), 2155-2162.
- Benoit P., Barriuso E., Vidon P. et Réal B. (1999). Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip, *J. Environ. Qual.*, 28(1), 1-9.
- Brown L.C. et Barnell T.O. (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual*. Cincinnati, Ohio: US EPA Center for Environmental Research Information, 189 p.
- Capel P.D., Larson S.J. et Winterstein T.A. (2001). The behaviour of 39 pesticides in surface waters as a function of scale. *Hydrol. Process.*, 15(7): 1251-1269.
- Dabney S.M., Meyer L.D., Harmon W.C., Alonso C.V. et Foster G.R. (1995). Depositional patterns of sediment trapped by grass hedges, *Trans. ASAE*, 38(6), 1719-1729.
- Dillaha T.A., Reneau R.B., Mostaghimi S. et Lee D. (1989). Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control, *Trans. ASAE*, 32(2), 513-519.
- Dosskey M.G. (2001). Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environ. Manage.*, 28(5): 577-598.
- Ghadiri H., Rose C.W. et Hogarth W.L. (2001). The influence of grass and porous barrier strips on runoff hydrology and sediment transport, *Trans. ASAE*, 44(2), 259-268.
- Gril J.J. et Lacas J.G. (2006). Practical aspects of the use of grassed or wooded buffer zones to control water pollution by pesticides. *Abstracts of the SCI meeting « Pesticide behaviour in soils, water and air »*, Warwick, UK, 27-29 March 2006, vol. B 35. Abstract.

- Holvoet H., van Griensven A., Gevaert V., Seuntjens P. et Vanrolleghem P.A. (2008). Modifications to the SWAT code for modelling direct pesticide losses. *Environ. Modell. Softw.*, 23(1): 72-81.
- Krutz L.J., Senseman S.A., Dozier M.C., Hoffman D.W. et Tierney D.P. (2003). Infiltration and adsorption of dissolved atrazine and atrazine metabolites in buffalograss filter strips. *J. Environ. Qual.*, 32(6): 2319-2324.
- Lacas J.-G., Voltz M., Gouy V., Carluer N. et Gril J.-J. (2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agron. Sustainable Dev.*, 25(2): 253-266.
- Lavigne, M.-P. (2007). *Modélisation du régime hydrologique et de l'impact des coupes forestières sur l'écoulement du ruisseau des Eaux-Volées à l'aide d'HYDROTEL*. Université du Québec, INRS-Eau Terre Environnement. Thèse de Maîtrise.
- Leonard R.A., Knisel W.G. et Still D.A. (1987). GLEAMS: Groundwater loading effects on agricultural management systems. *Trans. ASAE*, 30(5): 1403-1428.
- Lickfeldt D.W. et Branham B.E. (1995) Sorption of nonionic compounds by kentucky bluegrass leaves and thatch., *J. Environ. Qual.*, 24(5), 980-985.
- Lovell S.T. et Sullivan W.C. (2006). Environmental benefits of conservation buffers in the United States: evidence, promise, and open questions. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 112(4): 249-60.
- Mackay D., Shiu W.Y. et Ma K.C. (1997). *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals*, Vol. V, Pesticide chemicals. Lewis Publishers, New York, USA, 812 p.
- Mercier P. (1998). *Contribution méthodologique à l'étude des matières en suspension. Application au transfert particulaire en sol drainé*. Thèse de doctorat, INRA, Versailles, 164 p.

- Meyer L.D., Dabney S.M. et Harmon W.C. (1995). Sediment-trapping effectiveness of stiff-grass hedges, *Trans. ASAE*, 38(3), 809-815.
- Misra A.K., Baker J.L., Mickelson S.K. et Shang H. (1996). Contributing area and concentration effect on herbicide removal by vegetative buffer strips, *Trans. ASAE*, 39(6), 2105-2111.
- Muscutt A.D., Harris G.L., Bailey S.W. et Davies D.B. (1993). Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture, *Agric. Ecosyst. Environ.*, 45(1-2): 59-77.
- Neitsch S.L., Arnold J.G., Kiniry J.R. et Williams J.R. (2005). *Soil and water assessment tool theoretical documentation; Version 2005*. Pdf téléchargé sur le site du modèle SWAT : <http://www.brc.tamus.edu/swat/> en novembre 2008.
- Norris, V. (1993). The use of buffer zones to protect water quality: a review. *Water Resour. Manag.*, 7(4): 257-272.
- Popov V.H., Cornish P.S. et Sun H. (2005). Vegetated biofilters: the relative importance of infiltration and adsorption in reducing loads of water-soluble herbicides in agricultural runoff. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 114(2-4): 351-9.
- Reichenberger S., Bach M., Skitschak A. et Frede H.-G. (2007). Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground and surface water and their effectiveness: a review. *Sci. Total Environ.*, 384(1-3): 1-35.
- Reungsang A., Moorman T.B. et Kanwar R.S. (2001). Transport and fate of atrazine in midwestern riparian buffer strips, *J. Am. Water Resour. Assoc.*, 37(6), 1681-1692.
- Schmitt T.J., Dosskey M.G. et Hoagland K.D. (1999). Filter strips and processes for different vegetation, widths, and contaminant. *J. Environ. Qual.*, 28(5): 1479-1489.
- Schulz R. (2004). Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *J. Environ. Qual.*, 33(2): 419-48.

- Souiller C., Coquet Y., Pot V., Benoit P., Réal B., Margoum C., Laillet B., Labat C., Vachier P. et Dutertre A. (2002). Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires, *Étude Gestion Sols*, 9: 269–285.
- Spatz R., Walker F. et Hurle K. (1997). Effect of grass buffer strips on pesticide runoff under simulated rainfall. *Med. Fac. Landbouww., Univ. Gent.*, 62(3a): 799-806.
- Spatz R. (1999). *Rückhaltevermögen von Pufferstreifen für pflanzenschutzmittelbelasteten Oberflächenabfluss*. Dissertation, Institut für Phytomedizin, Universität Hohenheim. Shaker Verlag, Aachen, 176 p. (en allemand avec résumé en anglais).
- Spencer W.F., Cliath M.M., Blair J.W. et LeMert R.A. (1985). *Transport of pesticides from irrigated fields in surface runoff and tile drain waters*. Bethesda, MD, USDA, Agricultural Research Service (conservation research report; 31), 71 p.
- Staddon W.J., Locke M.A. et Zablotowicz R.M. (2001). Microbiological characteristics of a vegetative buffer strip soil and degradation and sorption of metolachlor, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65(4), 1136-1142.
- USDA-NRCS. (2000). *Conservation buffers to reduce pesticides losses*. Washington, USA, USEPA, 21 p.
- Villeneuve J.-P., Blanchette C., Duchemin M., Gagnon J.F., Mailhot A., Rousseau A.N., Roux M., Tremblay J.F. et Turcotte R. (1998). Rapport final du projet GIBSI : Gestion Intégrée des Bassin versants à l'aide d'un Système Informatisé. Mars 1998 : Tome 1. R-462. Sainte-Foy, Canada, INRS-Eau.
- Wauchope R.D. (1978). The pesticide content of surface water draining from agricultural field - a review. *J. Environ. Qual.*, 7(4): 459-472.

9. ANNEXE A

Corrections apportées au modèle Pes

26/05/2006

Par

Renaud Quilbé

Provisoire, à compléter

Decay

Ligne 79 : « gp(k,c,v,muss) » a été remplacé par « gp(k,c,v,j) ».

C'était une erreur très importante qui impliquait l'absence de dégradation.

Pestlch2

Chambardement majeur :

Initialement, on calculait d'abord le transport par percolation, puis le transport par écoulement latéral (tout ça dans *Pestlch2*). Ensuite, on calculait l'écoulement par ruissellement (dans *Pestq*), s'il restait des pesticides!

Pour favoriser le transport de pesticides, le calcul du transport par ruissellement de surface se fait maintenant en premier, puis ensuite celui par écoulement latéral et enfin, le transport par érosion.

C'est le contraire dans *Po*. Il faudrait penser à homogénéiser.

Ligne 142 : suppression de $+ 1,10^{-6}$, car c'est dans une boucle qui assure que $> 10^{-6}$.

Ligne 178 : *idem*.

La variable *sut* a été supprimée, elle ne servait à rien.

Pestq

Ajout de « z » dans les variables d'entrée.

Modification du calcul de la masse de sédiments transportés :

$$zdb = 10 * (st1(1,j)/(z(1,j)*1000) + kd*bd(1,v,j))$$

Pesty

Une condition a été placée avant l'appel de la routine *Pesty* pour s'assurer qu'il y a bien de l'érosion ce jour.

Ajout de « z » dans les variables d'entrée.

Modification du calcul de la masse de sédiments transportés :

$$zdb = 10 * (st1(1,j)/(z(1,j)*1000) + kd*bd(1,v,j))$$

PestMain

Des parties ont été rajoutées pour déterminer le type de culture en place et la superficie de chaque culture sur chaque USS, et les quantités appliquées. Utile pour les tests et la détermination des NPA.

Ensuite, « gp » et « ffp » étaient initialisés à zéro en début de chaque année de simulation. Leur initialisation a été placée avant la boucle sur les années.

Ajout de « z » dans l'appel de *Pesty*.

Dans *Pesmain*, la variable « npest » (numéro d'application du pesticide) a été supprimée. Elle était utilisée comme argument dans la variable « iap ». En fait, cela empêchait d'appliquer tous les pesticides, puisque l'incrément était fait à l'intérieur de la boucle sur les jours. Ainsi, dans le cas où la date d'application du pesticide 1 était après celle du pesticide 3, celui-ci n'était jamais appliqué.

Ligne 404 : la teneur en eau dans la première couche de sol est imposée supérieure à 10 mm.

À voir si on le conserve ou si on le supprime.

10. ANNEXE B

Fichiers d'analyse produits par PES

Une version modifiée de PES permet de générer deux fichiers intermédiaires, qui ne sont pas utilisés par GIBSI, mais qui permettent d'examiner de façon détaillée le devenir des pesticides et les charges transférées au cours d'eau par PES. Ces fichiers se nomment « bilanpest.txt » et « PestTest.txt » et sont produits dans le répertoire : *Nom_du_Projet_GIBSI\Modele\PoPes\Pes\nom_de_la_simulation*, lorsque les fichiers intermédiaires sont conservés (option qui s'affiche dans l'interface de GIBSI lors du lancement d'une simulation).

Le fichier « Bilanpest.txt » comprend 80 colonnes ou champs, et un nombre de lignes égal au nombre d'USS du bassin, multipliés par le nombre de jours de simulation. Ces champs sont décrits au tableau 10-1. Il est possible de traiter ce fichier de façon à obtenir le bilan journalier du devenir des pesticides sur un USS donné. Ce traitement a été fait dans MATLAB pour le projet NAESI à l'aide du code suivant :

[illegible]

```
c(i,k)=a(skip,j);
end;
skip=skip+nombreuss;
end;
fclose(fid);
fs='bilanpes_USS248.csv'
csvwrite(fs,c);
```

Le fichier « bilanpes.txt » doit préalablement être placé dans le répertoire de travail de MATLAB. Dans ce code, *iduss* est utilisé pour identifier l'USS pour lequel on veut sortir les données du fichier « bilanpes.txt ». Le nombre 244 signifie que l'USS correspondant à la 244^{ième} ligne du fichier « bilanpes.txt » est sélectionné. Il ne s'agit toutefois pas nécessairement de l'USS 244, puisque les lacs ont des identifiants négatifs et que certains USS trop petits ne sont pas considérés par PES. La matrice « c » produite est de dimension 365 x 80, puisque la simulation pour cet exemple était faite sur un an (365 jours) et qu'il y a 80 champs. Il est ensuite possible de visualiser graphiquement le devenir journalier des pesticides sur cet USS à l'aide d'un logiciel approprié comme MATLAB ou Excel, comme le montre la figure 10-1.

Tableau 10-1 : Description des champs du fichier « bilanpest.txt ».

Champ	Code	Description
1	jour	Numéro du jour de la simulation
2	uss	Numéro de l'USS
3	peststocke	Quantité totale du pesticide 1 stockée sur l'USS (sur la végétation et dans les trois couches de sol) [kg]
4	pestsortie	Quantité totale du pesticide 1 qui sort de l'USS (par ruissellement de surface, écoulement souterrain et transport par sédimentation) [kg]
5	pestdesintegre	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est volatilisée lors de l'application ou dégradée (sur la végétation et dans les trois couches de sol) [kg]
6	bapp	Quantité totale du pesticide 1 qui est appliquée sur l'USS [kg]
7	bffp	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est stockée sur la végétation [kg]
8	bpesc1	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est stockée dans la première couche de sol [kg]
9	bpesc2	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est stockée dans la deuxième couche de sol [kg]
10	bpesc3	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est stockée dans la troisième couche de sol [kg]
11	bploss	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est exportée par

		source ponctuelle [kg]
12	sed	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est exportée par transport des sédiments [kg]
13	ruiss	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est exportée par ruissellement de surface [kg]
14	latC2	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est exportée par écoulement latéral de la couche 2 [kg]
15	latC3	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est exportée par écoulement latéral de la couche 3 [kg]
16	volatilise	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est volatilisé lors de l'application [kg]
17	dklf	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est dégradée sur le feuillage [kg]
18	dksol1	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est dégradée dans la première couche de sol [kg]
19	dksol2	Quantité totale du pesticide #1 sur l'USS qui est dégradée dans la deuxième couche de sol [kg]
20	dksol3	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est dégradée dans la troisième couche de sol [kg]
21	champ	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est interceptée du ruissellement de surface par les bandes en bordure de champs [kg]
22	riv	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est interceptée du ruissellement de surface par les bandes riveraines [kg]
23	bchamphypodermik	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est interceptée de l'écoulement souterrain par les bandes en bordure de champs [kg]
24	brivhypodermik	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est interceptée de l'écoulement souterrain par les bandes riveraines [kg]
25	intercep	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est interceptée par la végétation [kg]
26	wlp	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui est délavée de la végétation jusqu'à la première couche de sol [kg]
27	percc1c2	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui percole de la première vers la deuxième couche de sol [kg]
28	perc2c3	Quantité totale du pesticide 1 sur l'USS qui percole de la deuxième vers la troisième couche de sol [kg]
29	peststocke	Quantité totale du pesticide #2 stockée sur l'USS (sur la végétation et dans les trois couches de sol) [kg]
30	pestsortie	Quantité totale du pesticide 2 qui sort de l'USS (par ruissellement de surface, écoulement souterrain et transport par sédimentation) [kg]
31	pestdesintegre	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est volatilisée lors de l'application ou dégradée (sur la végétation et dans les trois couches de sol) [kg]
32	bapp	Quantité totale du pesticide 2 qui est appliquée sur l'USS [kg]
33	bffp	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est stockée sur la végétation [kg]
34	bpesc1	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est stockée dans la première couche de sol [kg]
35	bpesc2	Quantité totale du pesticide #2 sur l'USS qui est stockée dans la deuxième couche de sol [kg]
36	bpesc3	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est stockée dans la

		troisième couche de sol [kg]
37	bploss	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est exportée par source ponctuelle [kg]
38	sed	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est exportée par transport des sédiments [kg]
39	ruiss	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est exportée par ruissellement de surface [kg]
40	latC2	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est exportée par écoulement latéral de la couche 2 [kg]
41	latC3	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est exportée par écoulement latéral de la couche 3 [kg]
42	volatilise	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est volatilisé lors de l'application [kg]
43	dklf	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est dégradée sur le feuillage [kg]
44	dksol1	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est dégradée dans la première couche de sol [kg]
45	dksol2	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est dégradée dans la deuxième couche de sol [kg]
46	dksol3	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est dégradée dans la troisième couche de sol [kg]
47	champ	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est interceptée du ruissellement de surface par les bandes en bordure de champs [kg]
48	riv	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est interceptée du ruissellement de surface par les bandes riveraines [kg]
49	bchamphypodermik	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est interceptée de l'écoulement souterrain par les bandes en bordure de champs [kg]
50	brivhypodermik	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est interceptée de l'écoulement souterrain par les bandes riveraines [kg]
51	intercep	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est interceptée par la végétation [kg]
52	wlp	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui est délavée de la végétation jusqu'à la première couche de sol [kg]
53	percc1c2	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui percole de la première vers la deuxième couche de sol [kg]
54	perc2c3	Quantité totale du pesticide 2 sur l'USS qui percole de la deuxième vers la troisième couche de sol [kg]
55	peststocke	Quantité totale du pesticide 3 stockée sur l'USS (sur la végétation et dans les trois couches de sol) [kg]
56	pestsortie	Quantité totale du pesticide 3 qui sort de l'USS (par ruissellement de surface, écoulement souterrain et transport par sédimentation) [kg]
57	pestdesintegre	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est volatilisée lors de l'application ou dégradée (sur la végétation et dans les trois couches de sol) [kg]
58	bapp	Quantité totale du pesticide 3 qui est appliquée sur l'USS [kg]
59	bffp	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est stockée sur la végétation [kg]
60	bpesc1	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est stockée dans la première couche de sol [kg]
61	bpesc2	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est stockée dans la

		deuxième couche de sol [kg]
62	bpesc3	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est stockée dans la troisième couche de sol [kg]
63	bploss	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est exportée par source ponctuelle [kg]
64	sed	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est exportée par transport des sédiments [kg]
65	ruiss	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est exportée par ruissellement de surface [kg]
66	latC2	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est exportée par écoulement latéral de la couche 2 [kg]
67	latC3	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est exportée par écoulement latéral de la couche 3 [kg]
68	volatilise	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est volatilisé lors de l'application [kg]
69	dklf	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est dégradée sur le feuillage [kg]
70	dksol1	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est dégradée dans la première couche de sol [kg]
71	dksol2	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est dégradée dans la deuxième couche de sol [kg]
72	dksol3	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est dégradée dans la troisième couche de sol [kg]
73	champ	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est interceptée du ruissellement de surface par les bandes en bordure de champs [kg]
74	riv	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est interceptée du ruissellement de surface par les bandes riveraines [kg]
75	bchamphypodermik	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est interceptée de l'écoulement souterrain par les bandes en bordure de champs [kg]
76	brivhypodermik	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est interceptée de l'écoulement souterrain par les bandes riveraines [kg]
77	intercep	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est interceptée par la végétation [kg]
78	wlp	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui est délavée de la végétation jusqu'à la première couche de sol [kg]
79	percc1c2	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui percole de la première vers la deuxième couche de sol [kg]
80	perc2c3	Quantité totale du pesticide 3 sur l'USS qui percole de la deuxième vers la troisième couche de sol [kg]

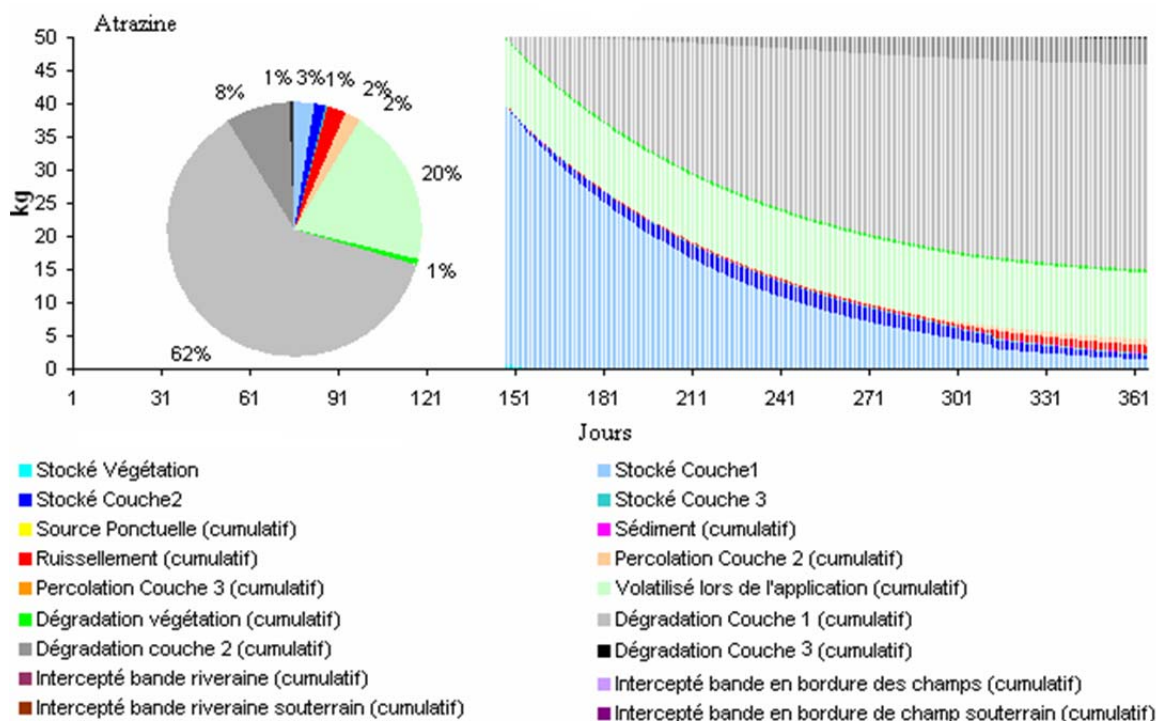


Figure 10-1 : Exemple d'illustration graphique du devenir journalier des pesticides sur un USS où on applique 50 kg d'atrazine. La tarte illustre le bilan à la fin de l'année simulée.

L'analyse d'un bilan par USS, tel qu'illustré à la figure 10-1, permet de détecter des anomalies dans le comportement du modèle ou d'identifier avec précision le cheminement du pesticide dans les différents « compartiments » modélisés sur l'USS. Il peut servir lors du calage à déterminer si, par exemple, trop de pesticides sont exportés par ruissellement ou par écoulement souterrain.

Le fichier « Pestest.txt » a été utilisé lors des tests sur les résultats de PES. Il comprend 18 champs et un nombre de lignes égal au nombre d'USS du bassin, multiplié par le nombre de jours de simulation. Le tableau 10-2 décrit les champs du fichier.

Tableau 10-2 : Description des champs du fichier « PestTest.txt ».

Champ	Code	Description
1	annee	Année de la simulation
2	ij	Numéro du jour de la simulation
3	nouss	Numéro de l'USS
4	Pest(1)	Quantité totale du pesticide 1 qui est exportée de l'USS vers le réseau hydrographique [kg]
5	PestTest(1,1)	Quantité totale du pesticide 1 qui est exportée de l'USS par écoulement souterrain [kg]
6	PestTest(2,1)	Quantité totale du pesticide 1 qui est exportée de l'USS par ruissellement de surface [kg]
7	PestTest(3,1)	Quantité totale du pesticide 1 qui est exportée de l'USS par transport des sédiments [kg]
8	PestTest(4,1)	Quantité totale du pesticide 1 qui est exportée de l'USS par source ponctuelle [kg]
9	Pest(2)	Quantité totale du pesticide 2 qui est exportée de l'USS vers le réseau hydrographique [kg]
10	PestTest(1,2)	Quantité totale du pesticide 2 qui est exportée de l'USS par écoulement souterrain [kg]
11	PestTest(2,2)	Quantité totale du pesticide 2 qui est exportée de l'USS par ruissellement de surface [kg]
12	PestTest(3,2)	Quantité totale du pesticide 2 qui est exportée de l'USS par transport des sédiments [kg]
13	PestTest(4,2)	Quantité totale du pesticide 2 qui est exportée de l'USS par source ponctuelle [kg]
14	Pest(3)	Quantité totale du pesticide 3 qui est exportée de l'USS vers le réseau hydrographique [kg]
15	PestTest(1,3)	Quantité totale du pesticide 3 qui est exportée de l'USS par écoulement souterrain [kg]
16	PestTest(2,3)	Quantité totale du pesticide #3 qui est exportée de l'USS par ruissellement de surface [kg]
17	PestTest(3,3)	Quantité totale du pesticide 3 qui est exportée de l'USS par transport des sédiments [kg]
18	PestTest(4,3)	Quantité totale du pesticide 3 qui est exportée de l'USS par source ponctuelle [kg]

La génération de ce fichier est antérieure à celle du fichier « bilanpes.txt », ce qui explique que les informations qu'on y retrouve se retrouvent aussi dans le fichier « bilanpes.txt ». Étant moins volumineux, il est toutefois plus facile à traiter. En faisant une sommation sur chacun des champs et en divisant les totaux obtenus par le produit de la superficie arrosée et le taux d'application, on obtient le pourcentage de pesticides exportés par les différentes voies (écoulement souterrain, ruissellement, transport des sédiments et sources ponctuelles). On peut donc vérifier rapidement si les résultats simulés par PES sont dans un ordre de grandeur réaliste.