

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
I. L'azote dans le système sol-eau-plante	2
I.1) Généralités sur le cycle de l'Azote	2
I.2 - La nutrition azotée des végétaux	3
I.3 - L'azote dans les sols	3
1) Généralités	3
2) Origines de l'azote minéral présent dans le sol	3
3) Pertes d'azote minéral dans le sol.....	4
I.4 - les modalités du lessivage des nitrates	5
1) Le drainage agricole	5
2) Le lessivage des nitrates en terres drainées	5
I.5 - Devenir des nitrates dans les cours d'eau.....	7
II. Présentation des objets de l'étude et acquisition des données d'entrée	8
II.1 - Présentation du modèle Riverstrahler	8
1) Introduction	8
2) Hydrostrahler	9
3) Rive.....	10
II.2 - Présentation du Grand Morin	12
1) Généralités	12
2) Caractéristiques physiques	13
3) Caractéristiques anthropiques.....	16
II.3 Acquisition des données d'entrée pour Riverstrahler.....	19
1) Subdivision du bassin en sous-bassins et en un axe	19
2) Obtention des valeurs de concentration en NO ₃ des eaux du niveau de base 19	
3) Obtention des valeurs de concentration des eaux sous-racinaires	21
III. Application du modèle Riverstrahler	24
III.1 - Hydrologie	24
1) Comportement hydrologique observé des bassins.....	24
2) Simulation avec ajustement des paramètres sur quatre ans	26
3) Simulation de l'écoulement sur le Grand Morin découpé en trois sous bassins et comparaison avec le Grand Morin non découpé.....	30
4) Calage et validation sur des années distinctes	32

III.2 - Simulation des flux de nitrates.....	34
1) Simulation à l'exutoire des sous-bassins avec des valeurs majorantes	34
2) Simulation sur le Grand Morin (3 feuilles + 1 axe) et comparaison avec la simulation sur le Grand Morin (un seul bassin)	39
<i>IV. Tentatives d'amélioration de Riverstrahler.....</i>	42
I.1 - Employer une nouvelle méthode de détermination des eaux sous-racinares	42
1) Raisonnement pour identifier les successions culturales.....	42
2) Modèle de lessivage.....	44
3) Résultats.....	46
I.2 - Modification du modèle hydrologique au pas de temps journalier	46
I.3 – Un petit modèle de gestion du cycle de l'azote dans les sols	48
<i>CONCLUSION.....</i>	50
<i>Bibliographie.....</i>	51

INTRODUCTION

Le modèle Riverstrahler est un outil intégré, permettant le calcul des variations géographiques et saisonnières du débit, de la qualité de l'eau et du fonctionnement écologique de l'ensemble d'un réseau hydrographique.

Habituellement appliqué à de grands bassins, comme la Seine ou le Danube, il n'a pas encore fait l'objet de validation à l'échelle de petits bassins versants.

Pour effectuer une telle validation, le bassin du Grand Morin, situé sur le plateau de Brie à l'est de Paris, est apparu comme un site approprié. Il est en effet le cadre d'un grand nombre d'expérimentations menées par plusieurs organismes de recherche, garantissant la disponibilité de données d'entrée et de validation pour le modèle.

En outre, la pratique d'une agriculture intensive et très fertilisée, a donné lieu à une pollution importante des eaux superficielles et souterraines par les nitrates. Pour maîtriser ces pollutions, en complément de mesures de réduction des apports d'engrais, de nombreux acteurs de l'eau s'interrogent sur l'existence d'une rétention ou d'une élimination des nitrates dans certains milieux naturels. Riverstrahler étant en principe capable d'aider à caractériser le potentiel de rétention des bassins dont il simule le fonctionnement, il a été décidé de l'appliquer à la problématique des nitrates sur le Grand Morin.

L'objet de ce mémoire est donc double : il va s'agir d'une part de tenter de comprendre le comportement du modèle appliqué à un petit bassin, et d'identifier les problèmes qui peuvent se poser spécifiquement à cette échelle, et d'autre part de caractériser le comportement des bassins composant le Grand Morin, afin de déceler un hypothétique phénomène de rétention ou d'élimination des nitrates.

Une fois que les lacunes de Riverstrahler à cette échelle seront identifiées, il a aussi été prévu la modification éventuelle de certaines parties du programmes, afin de mieux l'adapter au cas particulier étudié.

Notre exposé est organisé en quatre parties :

Après un premier chapitre de rappel des principes essentiels régissant le cycle de l'azote dans les sols et les cours d'eau, nous aborderons la présentation du cadre de l'étude ainsi que de l'architecture du modèle, et la façon d'obtenir des données d'entrée utilisables par Riverstrahler.

Nous passerons ensuite à l'application proprement dite du modèle, en essayant autant de tester ses potentialités, que de comprendre le fonctionnement hydrologique et biologique du bassin.

Ce mémoire s'achèvera par quelques expérimentations plus ou moins couronnées de succès, consistant soit à introduire de nouvelles méthodes pour obtenir des données d'entrée plus fiables, soit à tester des modifications du code du modèle.

I. L'azote dans le système sol-eau-plante

I.1) Généralités sur le cycle de l'Azote

Le cycle de l'azote dans la nature est contrôlé intégralement par l'activité de micro-organismes, et comprend cinq voies métaboliques principales :

- **L'assimilation du nitrate** : c'est la transformation de l'ammonium en Azote organique, par l'intervention d'organismes autotrophes comme les plantes.
- **La minéralisation ou ammonification** : c'est la libération de NH_4^+ à partir d'azote organique, par l'intervention d'organismes hétérotrophes. L'ensemble de la biomasse microbienne du sol participe à cette transformation (champignons, actinomycètes, bactéries...).
- **la nitrification** : $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$
Cette réaction assure l'oxydation de l'ammoniaque, généralement jusqu'au stade Nitrate. Les bactéries qui effectuent ces transformations sont autotrophes (elles sont capables de synthétiser leur biomasse à partir de matière minérale) et chémolithotrophes (leur énergie métabolique n'est produite qu'à partir de réactions faisant intervenir des substances minérales).
- **la dénitrification** : le Nitrate est utilisé par certaines bactéries comme accepteur final d'électrons dans leur chaîne respiratoire : ces bactéries « respirent » le Nitrate à la place de l'oxygène, en conditions anaérobies. Les produits finaux de la réaction sont les formes gazeuses de l'azote, N_2 et N_2O . Le phénomène est observé dans des conditions proches de l'anoxie, en présence de carbone organique assimilable, source d'énergie pour la flore dénitrifiante : le potentiel de dénitrification dépend essentiellement de la richesse et de la biodégradabilité de la matière organique. Les bactéries responsables de cette réaction sont pour la plupart hétérotrophes.
- **la fixation de N_2** : seules les plantes légumineuses sont capables de fixer l'azote gazeux de l'air par l'intermédiaire de bactéries qui vivent en symbiose avec elles, les rhizobium. Le produit final de la réaction est alors l'ammonium.
La fixation peut aussi se produire de façon chimique, par réaction de N_2 avec l'oxygène, mais c'est un processus thermodynamiquement très défavorable qui nécessite des conditions exceptionnelles (un orage).

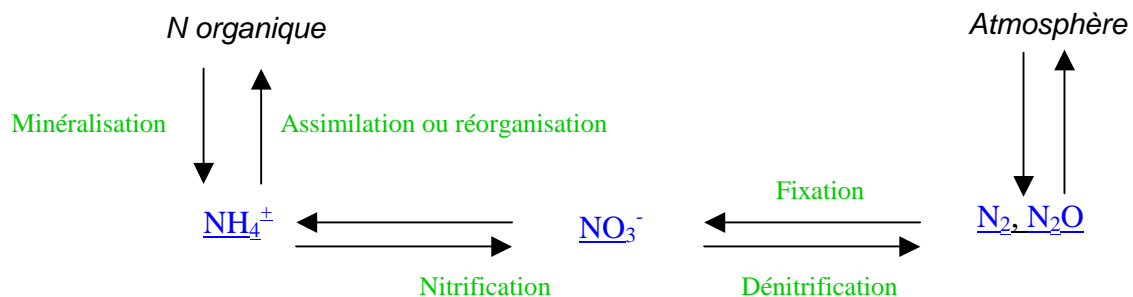


Figure1 : Schéma synthétique du cycle de l'Azote

I.2 - La nutrition azotée des végétaux

En dehors des légumineuses qui peuvent fixer l'Azote atmosphérique, la très grande majorité des plantes doit s'alimenter à partir de l'Azote minéral présent dans le sol. Pratiquement, cet azote minéral existe sous deux formes, l'une nitrique, l'autre ammoniacale. Dans des sols normalement aérés, c'est la forme nitrique qui prédomine.

L'alimentation de la plante s'effectue surtout par la forme nitrique : cette forme est facilement absorbée par les végétaux. Les nitrates subissent alors une première réduction dès le passage dans les racines, complétée par une deuxième réduction dite assimilatrice liée à la photosynthèse de la feuille, pour conduire à la synthèse d'acides aminés. Les transformations du NO_3 ne peuvent s'effectuer correctement que s'il y a fixation suffisante de CO_2 et stockage d'énergie par photosynthèse. Ce métabolisme est très complexe et retardé : les nitrates s'accumulent dans la plante.

Lorsque l'alimentation de la plante se fait sous forme ammoniacale, le métabolisme en revanche est très simple et quasiment immédiat. L'ammonium ne peut d'ailleurs pas s'accumuler dans la plante, car il est très toxique.

L'azote est un élément important dans la constitution des cellules et absolument indispensable aux différents stades de la croissance de la plante. Il faut donc qu'il soit présent au bon moment dans le sol : nous allons à présent détailler le fonctionnement de l'azote dans les sols.

I.3 - L'azote dans les sols

1) Généralités

L'azote est présent dans les sols sous forme de matière organique (résidus de récoltes, humus, déjections animales anciennes), et sous deux formes minérales essentielles : l'azote ammoniacal et l'azote nitrique.

NH_4^+ , à cause de sa charge positive, est fixé sur les colloïdes du sol, au même titre que les cations courants (Ca_2^+ , Mg_2^+ , K^+) : il reste fortement adsorbé et n'est pas affecté par les phénomènes de lessivage.

NO_3^- , au contraire, n'est pas retenu par les colloïdes du sol : c'est un ion fortement mobile et sensible au lessivage.

2) Origines de l'azote minéral présent dans le sol

- l'apport direct par les précipitations, de l'ordre de 5 kg/ha selon Dutil (1999)
- la fixation non symbiotique (par les bactéries azobacter et clostridium par exemple) apporte des quantités de l'ordre de quelques dizaines de kg/ha/an, tandis que la fixation symbiotique (par les rhizobiums) amène des quantités importantes, de 100 à 400 kg/ha/an suivant les plantes associées (Paquereau, 1996). L'agriculture a un rôle sur ce phénomène, car certaines cultures légumineuses, comme le pois, sont particulièrement fixatrices. Or le pois s'est beaucoup développé en France de 1980 à 1990, car c'est un bon précédent à blé laissant des reliquats azotés importants.
- La minéralisation, puis éventuellement la nitrification de la matière organique. Le rendement de la minéralisation dépend fortement du rapport C/N (c'est à dire du rapport Hydrate de carbone / Azote) de la matière organique. Un sol cultivé dans nos régions contient en moyenne 5 à 7.5 tonnes/ha d'azote organique (0.2 à 0.3 % de la matière

organique totale). Annuellement, la quantité d'azote minéralisé varie selon les sols entre 1 et 2 % de cet azote organique total, soit entre 50 et 150 kg/ha (Dutil, 1999).

- La fertilisation. C'est la source principale de nitrates dans les sols sur un bassin versant d'agriculture intensive comme le Grand Morin. On trouve deux grandes catégories d'engrais azotés :

➤ *Les engrais minéraux :*

- nitriques : (ex. nitrates d'ammonium). Ils libèrent les nitrates avec un léger retard dû au temps nécessaire à la nitrification de l'ammonium (15 jours). S'ils sont apportés en excès, un phénomène de lessivage est possible. Au contraire si l'épandage est fait sur un sol engorgé ou tassé, la présence d'une source de carbone métabolisable provoquera la perte d'une partie de l'azote par dénitrification.
- ammoniacaux : (ex. nitrate de chaux). Ces engrais sont rapidement nitrifiés. Par rapport à la catégorie précédente, ils présentent l'avantage de pouvoir se fixer sur le complexe adsorbant du sol, ce qui empêche la lixiviation.

➤ *Les engrais organiques :*

Dans les déchets, l'azote est sous forme d'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$). Cette dernière est hydrolysée en ammoniacque et convertie en nitrate. Le fumier est obtenu en mélangeant les déjections avec la paille de la litière, et égouttage du purin. Sa minéralisation se fait en deux ans en moyenne. Le Lisier désigne l'ensemble des déjections des étables, sans la paille.

L'avantage des engrais organiques et que l'azote est libéré progressivement (ce qui limite les pertes de nitrates par lessivage). Mais le rythme de minéralisation dépend des aléas climatiques.

En sol cultivé, sur 1 mètre d'épaisseur de sol, on trouve en climat tempéré 30 à 100 kg/ha de $\text{N}(\text{NO}_3)$, et seulement 25 à 30 kg/ha de $\text{N}(\text{NH}_4)$ concentré dans l'horizon de surface : le NH_4 apparaît souvent comme un stade transitoire avant l'évolution vers le NH_3 .

3) Pertes d'azote minéral dans le sol

Les pertes d'azote se font par :

- Absorption par les cultures : comme cela a déjà été précisé en I.2, bien que les plantes puissent utiliser aussi l'azote ammoniacal, l'absorption de l'azote nitrique est prédominante. Elle peut atteindre 300 kg/ha/an pour une culture intensive de blé ou de maïs.
- Réorganisation : une partie de l'azote minéral est utilisé par la biomasse du sol pour ses besoins en protéines. Elle a lieu toute l'année, mais principalement en automne. Au printemps suivant, cet azote sera facilement minéralisé à la mort des bactéries et mis à la disposition des plantes. La quantité peut avoisiner 80 kg/ha/an.
- Dénitrification : dans les zones hydromorphes anoxiques, plusieurs centaines de kg/ha/an de nitrates peuvent être réduits. En sols cultivés et bien aérés, la dénitrification ne dépasse pas 10 à 40 kg/ha/an. Elle apparaît généralement au printemps, après l'apport d'engrais et quand la température du sol dépasse 8°C.
- Lessivage : l'essentiel du lessivage se produit de la mi-décembre à la mi-avril. Comme cela a déjà été précisé plus haut, ce sont principalement les ions nitrates qui sont lessivés. Les pertes annuelles d'azote nitrique varient entre 0 et 120 kg/ha (Arlot, 1999).

Le lessivage transfère les nitrates des sols jusqu'aux eaux de surface, ce qui est l'étape suivante dans notre cheminement : nous allons maintenant examiner les processus essentiels impliqués dans le lessivage des nitrates.

I.4 - les modalités du lessivage des nitrates

Les considérations qui suivent concernent le lessivage des nitrates dans des sols drainés, ce qui on le verra plus loin, est le cas de la très grande majorité des terres du bassin du Grand Morin.

1) Le drainage agricole

Le drainage agricole désigne l'ensemble des travaux d'aménagement hydro-agricole effectués à l'échelle de la parcelle, dans le but de supprimer les excès d'eau (Arlot, 1999). En effet ces excès d'eau peuvent affecter la respiration des plantes et empêcher le passage des engins agricoles à certaines périodes de l'année.

La technique la plus couramment employée en France, et celle qui concerne notre région d'étude, est celle du drainage souterrain par tuyaux enterrés. Ces tuyaux ont pour effet de rabattre le niveau de la nappe superficielle.

Les travaux de drainage sont généralement accompagnés de travaux dits d'« assainissement agricole », terme qui désigne les aménagements entrepris pour faciliter le transfert de l'eau de l'exutoire des parcelles drainées jusqu'aux émissaires naturels. Ils consistent le plus souvent à augmenter la capacité de transfert du réseau hydrographique en recalibrant les lits des cours d'eau.

Le fonctionnement hydrologique du drainage dans les sols engorgés passe par trois phases distinctes (Zimmer, 1989) :

- Une saison d'amorce de drainage : Elle correspond à la reconstitution progressive des réserves en eau du sol jusqu'à saturation, et s'étend de l'été à la fin de l'automne. Le coefficient de restitution (rapport entre le volume d'eau évacué par les drains et le volume d'eau apporté par les pluies) demeure faible.
- Une saison de drainage intense : En l'absence de drainage, un engorgement des sols apparaîtrait en hiver et en début de printemps. Cet engorgement est éliminé par les drains durant cette période dite de drainage intense. Elle est caractérisée par des écoulements abondants et ininterrompus. Les réponses aux pluies sont rapides et le coefficient de restitution est maximal (50 à 90%). C'est aussi une phases importante pour le transfert des polluants.
- Une saison de fin de drainage : Les écoulements et la restitution décroissent. Les réserves en eau du sol diminuent, en raison de l'augmentation de la consommation d'eau par la végétation et de l'influence croissante de l'évapotranspiration.

2) Le lessivage des nitrates en terres drainées

La répartition dans le temps des exportations de nitrates est directement liée à l'intensité de la lame drainante qui lessive le profil de sol, et donc aux périodes de fonctionnement du drainage. En zones tempérées, la période de fonctionnement du drainage (la saison de drainage intense évoquée plus haut) s'étend généralement de fin décembre à début mars, mais suivant la pluviométrie annuelle elle peut débuter en octobre et finir en avril.

Les variations de concentration instantanées sont concomitantes des variations de débit. L'évolution des concentrations au cours de la saison de drainage suit le schéma suivant :

- En début de saison, on assiste à des crues de type « entraînement » : les concentrations de nitrates lessivés augmentent de façon concomitante avec les crues. Les crues ont pour effet de mettre en mouvement un stock de nitrates auparavant non soumis au lessivage.

- En pleine saison de drainage, on observe des crues de type « dilution » : les concentrations de nitrates au contraire diminuent lors d'une crue, car les flux d'eau lessivent un stock déjà mis en charge et donc constant au cours de la crue ; ce stock est donc dilué.
- Enfin en fin de saison de drainage, on retrouve éventuellement des crues de type « entraînement ».

Cependant, le processus dominant est le lessivage par processus de dilution : les crues de type « entraînement » sont peu nombreuses. Les graphiques de « double cumul », avec en abscisse, les cumuls de lame d'eau écoulee, et en ordonnées, les cumuls de flux de nitrates mesurés, donnent une représentation synthétique du lessivage des nitrates au cours du temps. Les courbes de lessivage obtenues sont en grande majorité de type asymptotique, comme représenté en figure 2.

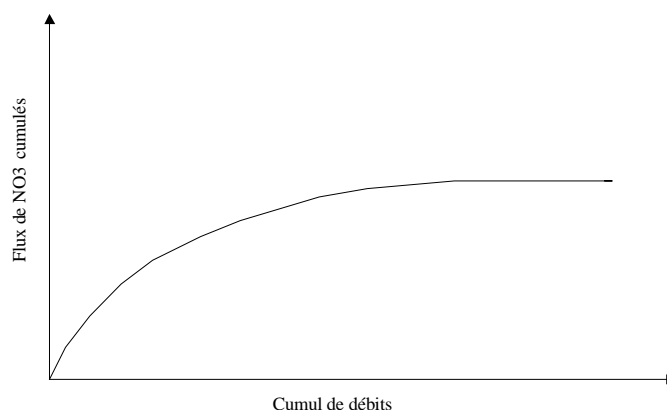


Figure 2 : Courbe de lessivage typique à l'exutoire de terres drainées

Ce schéma correspond au lessivage progressif d'un stock de nitrates, la quantité de nitrates présente dans le stock correspondant au niveau de l'asymptote. S'il y a renouvellement du stock d'azote au cours de l'année, on voit une deuxième courbe asymptotique se superposer à la première. Si le stock de nitrates présent dans le sol est non limitant (en pratique s'il est très grand comparé à l'intensité du lessivage), le courbe de lessivage est une droite. Ce genre de courbes est parfois observé, mais il s'agit souvent de courbes de lessivages asymptotiques tronquées à cause d'une lame écoulee faible (années sèches).

L'évolution asymptotique régulière constatée dépend du déterminisme du lessivage au début de la saison de drainage : Arlot propose de modéliser ces courbes à l'aide de la relation suivante :

$$F = Fa(1 - \exp(-\frac{D}{a}))$$

- | | | | |
|------|----|---|--|
| avec | D | : | lame drainée pendant la saison de drainage intense (mm), |
| | F | : | flux lessivé dans les eaux de drainage (kg/ha), |
| | Fa | : | valeur asymptotique de flux lessivé (kg/ha), |
| | a | : | constante de lessivage (mm) |

Dans cette relation, **Fa** peut être associé à la quantité d'azote présente dans le profil de sol, au début de la saison de fonctionnement des drains (donc au début de l'hiver : on peut l'associer au Reliquat Entrée Hiver mesuré par les agronomes), et **a** est à associer à l'épaisseur du profil de sol considéré. Cette modélisation rend compte de façon très fidèle du lessivage des nitrates sur nombre de bassins versants (Arlot, 1999).

I.5 - Devenir des nitrates dans les cours d'eau

Les nitrates, issus des sols et amenés dans les cours d'eau par le lessivage, ou directement rejetés par les industries ou les réseaux d'évacuation urbains, ou encore issus de la minéralisation puis de la nitrification des débris végétaux, subissent des transformations dans le réseau hydrographique. Les départs des cours d'eau se font par :

- **immobilisation**, c'est à dire captés par les macrophytes, les algues et les micro-organismes et transformés en azote organique.
- **Dénitrification** ; comme cette réaction exige un milieu anoxique, et que la couche supérieure du lit des cours d'eau est souvent saturée en oxygène, elle ne se produit que dans les sédiments et dans les berges. Quand les berges sont occupées par des forêts ou des prairies, la microflore dénitrifiante trouve des substrats métabolisables en abondance, et la dénitrification peut être importante. A titre d'illustration, le fleuve Québec voit la concentration en nitrates diminuer de 5 à 2 mg/l en été sur une longueur de cours de 2 km (Paquereau, 1996).

Les différents phénomènes qu'on vient brièvement de passer en revue ont été l'objet de modélisation : ainsi le cycle des nitrates dans les sols est simulé par STICS, dans les drains par SIDRA, et dans le réseau hydrographique par RIVE. C'est le modèle RIVE, qui couplé à Hydrostahler constitue RIVERSTRAHLER, que nous allons utiliser pour modéliser les flux de nitrates dans le Grand Morin. Ce modèle ne simule que les processus affectant les nitrates dans les cours d'eau ; il ne prend pas en compte les phénomènes se produisant dans les sols. Outre un travail de validation de ce modèle à l'échelle d'un petit bassin versant, nous allons donc également devoir explorer comment rendre compte des transformations de l'azote se produisant dans les sols, dans les drains et dans les berges des cours d'eau, afin de fournir à Riverstahler des données d'entrée réalistes et exploitables.

II. Présentation des objets de l'étude et acquisition des données d'entrée

II.1 - Présentation du modèle Riverstrahler

1) Introduction

Riverstrahler est un modèle conceptuel intégré, permettant de simuler le fonctionnement hydrologique et biogéochimique d'un bassin versant.

Il est composé de deux modules : Rive, modèle décrivant la cinématique des processus biologiques et chimiques dans les eaux du réseau hydrographique superficiel (colonne d'eau et sédiments), a été couplé avec le modèle hydrologique Hydrostrahler. Les variables d'état d'Hydrostrahler sont des contraintes pour Rive.

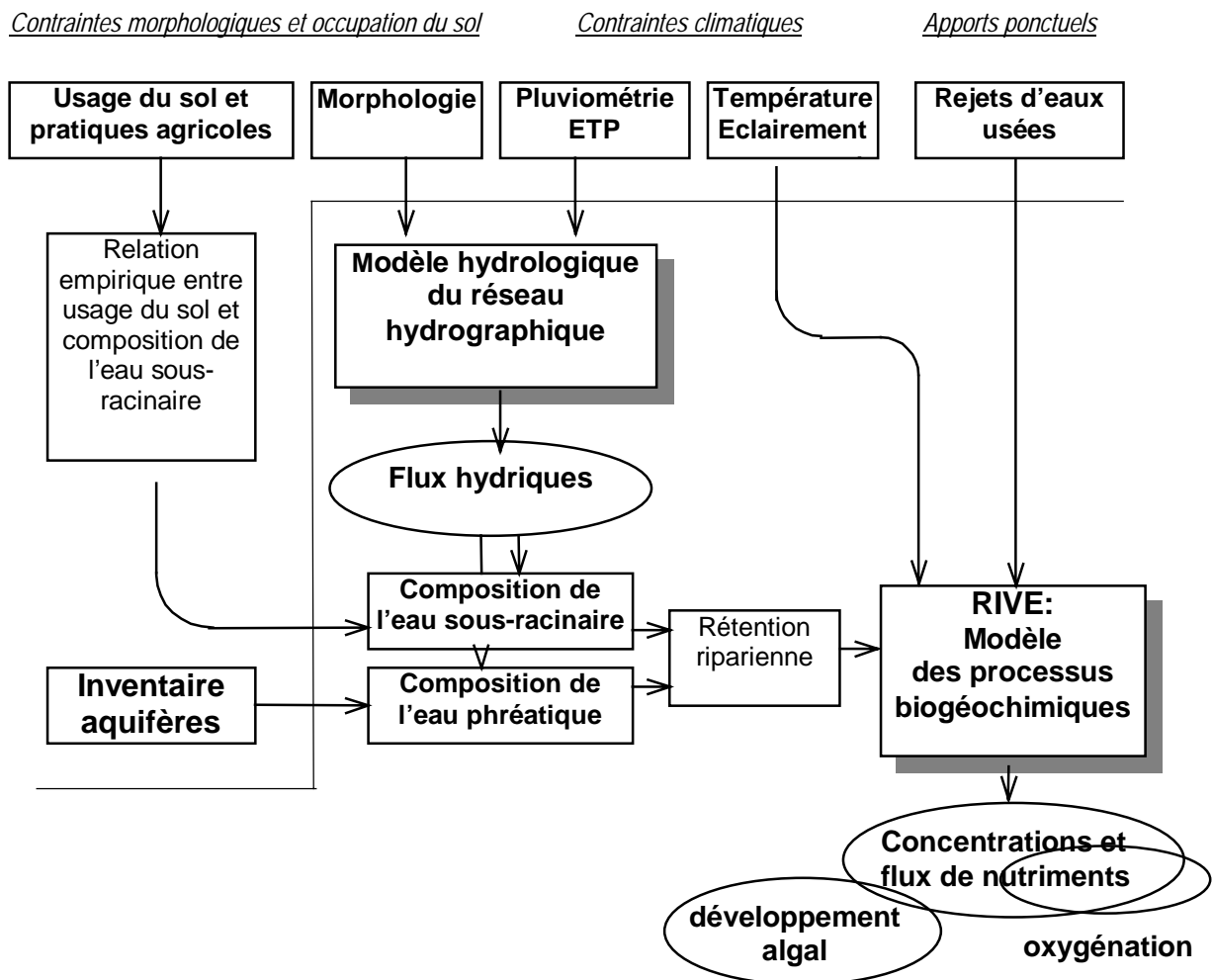


Figure 3 – Schéma général du modèle Riverstrahler

2) Hydrostrahler

Hydrostrahler a pour objectif de simuler les variations, au pas de temps décadaire, des débits et de quelques variables associées (temps de résidence, profondeur, pénétration lumineuse), en tout point du réseau hydrographique. Les caractéristiques du modèle sont les suivantes :

✓ Idéalisation en ordre de Strahler du réseau hydrographique

Pour représenter le chevelu hydrographique, une démarche fondée sur l'analyse géomorphologique de Strahler (1957) a été développée. A chaque tronçon de cours d'eau est attribué un ordre de Strahler : un cours d'eau sans affluent est d'ordre 1, et deux cours d'eau d'ordre n confluent en un seul d'ordre $n+1$. On réalise alors pour chaque ordre, une moyenne des caractéristiques morphologiques (longueur, largeur, pente) des cours d'eau le composant. Ce sont ces données d'entrée qui permettront au modèle de calculer, pour un ordre donné, le débit d'un cours d'eau fictif ayant les caractéristiques moyennes de tous les cours d'eau réels du même ordre. Ainsi le modèle fournit en donnée de sortie un débit (et les variables hydrologiques associées) par ordre de Strahler : l'approximation consiste à considérer que tous les cours d'eau d'ordre n ont le même débit.

✓ Subdivision de l'écoulement en trois composantes issues de trois compartiments

On vient de voir que le modèle calcule le débit à l'exutoire d'un cours d'eau d'ordre donné. Cet écoulement de surface a été subdivisé en trois composantes : une composante issue d'un réservoir profond, une autre provenant de l'écoulement intermédiaire, et une dernière originaire du ruissellement superficiel. Cette subdivision est nécessaire pour le bon fonctionnement du modèle Rive en aval d'Hydrostrahler : chacun des compartiments est sensé exercer une pression polluante différente. La répartition de l'écoulement entre ces trois compartiments est déterminée dans le module hydrologique lui-même détaillé ci-après.

✓ Architecture du modèle hydrologique

L'architecture d'Hydrostrahler s'organise comme indiqué en figure 4.

Le modèle comprend deux réservoirs, un réservoir « SOL » et un réservoir « AQUIFERE ». Les précipitations nettes (P-ETP) alimentent directement le réservoir SOL. Si le niveau de ce dernier dépasse un seuil nommé SOLSAT (représentant la saturation du sol), la différence entre le niveau de SOL et SOLSAT alimente le ruissellement superficiel. Sinon le ruissellement est nul.

Le réservoir SOL a deux sorties : l'une d'elles produit l'écoulement intermédiaire, en prélevant une fraction Tecs du niveau du réservoir SOL ; l'autre produit l'infiltration profonde, en prélevant de SOL une fraction Tinf. L'infiltration alimente le réservoir AQUIFERE, qui a une sortie produisant l'écoulement de base, généré en prélevant une fraction Ten du niveau du réservoir AQUIFERE. Les quatre variables citées (SOLSAT = niveau de saturation du sol, Tecs = taux d'écoulement du sol, Tinf = taux d'infiltration, Ten = taux d'écoulement de la nappe), sont des paramètres à caler pour chaque bassin. Enfin le modèle prend en compte deux autres paramètres (également calés) : les niveaux initiaux des deux réservoirs SOL et AQUIFERE.

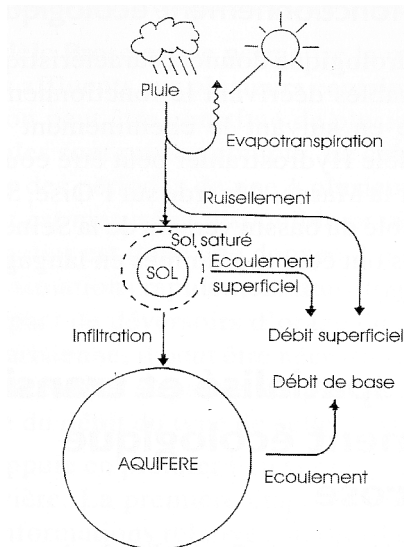


Figure 4 – Schématisation du modèle Hydrostrahler (Source : Meybeck et al., 1998)

✓ Division des bassin en sous-bassins et en axes

Enfin un bassin versant, pour être décrit plus finement, peut être subdivisé en plusieurs sous-bassins et axes, ayant chacun leurs propres paramètres de calage. Dans SENEQUE (une version de RIVERSTRAHLER appliquée uniquement au bassin de la Seine), le bassin de la Seine a été dans un premier temps subdivisé en quatre sous-bassin (l'Oise, la Marne, la Seine et l'Eure), et devrait dans l'année à venir être divisé en 24 sous-bassins (dont le bassin du Grand Morin). Tout ce qui n'est pas un sous-bassin est considéré comme un axe : un bassin versant est ainsi représenté par une structure arborescente, les feuilles étant les sous-bassin, les axes étant les branches. Un choix pertinent de « feuilles » est fait de façon à ce qu'à leur exutoire, il existe des données de validation (pour le calage des paramètres), et que ces feuilles correspondent aussi à des individualités hydrologiques cohérentes.

3) Rive

Pour chacun des trois compartiments définis précédemment, et pour chaque ordre, le module Rive simule les processus bio-géochimiques se produisant dans l'eau des rivières, autant dans la colonne d'eau que dans les sédiments accumulés au fond du lit.

La qualité de l'eau dans l'ensemble du réseau hydrographique est décrite par la concentration en oxygène, en nutriments (NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , PIP, SiO_2), en matières en suspension et en carbone organique dissous et particulaire. Les compartiments biologiques sont représentés par deux espèces d'algues (diatomées et chlorophycées), deux types d'organismes zooplanctoniques, deux types de bactéries hétérotrophes (petites bactéries autochtones et grandes bactéries allochtones) ainsi que des bactéries nitrifiantes.

Le postulat qui fonde toute la démarche de modélisation RIVERSTRAHLER est celui de l'unicité des processus à travers l'ensemble du continuum aquatique : des têtes de bassins à l'exutoire, les processus microscopiques qui déterminent le fonctionnement de l'écosystème sont identiques dans leur nature et leur cinétique. Ce sont les contraintes hydrologiques,

morphologiques ou liées aux apports du bassin versant qui induisent les différences de fonctionnement des secteurs successifs de ce continuum (Billen, in Meybeck et al., 1998).

Un seul et même module représentant finement ces processus microscopiques (RIVE) est donc utilisé dans l'ensemble RIVERSTRAHLER pour toutes les composantes de l'hydrosystème. La plupart des paramètres caractérisant ces processus sont fixés a priori, à partir d'observations ou d'expérimentations de terrain ou de laboratoire, et ne font donc l'objet d'aucune procédure de calage. Les paramètres utilisés sont sensés être valables pour l'ensemble du bassin de la Seine, et seront donc utilisés en l'état pour le Grand Morin.

Rive considère que les processus biologiques et chimiques commencent à se produire à partir de l'ordre 2 : dans les rivières d'ordre 1, une quantité de nitrates apportée à l'entrée sera restituée inchangée à l'exutoire.

Nous n'entrerons pas ici dans le détail de la modélisation des processus utilisée dans Rive, qui n'est pas le sujet de ce mémoire, mais nous renverrons le lecteur à Billen et al., 1999.

Rive ne reçoit que deux types de variables d'entrée :

- Une variable représentant les pollutions ponctuelles, calculées à partir du nombre d'équivalents habitants de l'unité (sous-bassin ou axe) considérée. Pour les nitrates, le modèle considère que chaque équivalent habitant produit 10 g/jour d'azote. Aucune source de pollution ponctuelle n'est prise en compte sur les cours d'eau d'ordre 1.
- Une autre rend compte des pollutions diffuses, apportées principalement par l'agriculture, mais aussi par les habitants dispersés, en milieu rural. Pour les nitrates (ainsi que pour les autres nutriments), le modèle prend en compte une valeur moyenne de concentration des eaux pour chacun des trois compartiments, cette valeur restant inchangée pour toute l'année. Ainsi dans chaque compartiment les flux de nitrates entrant dans le système sont linéairement proportionnels aux flux hydriques : la courbe de lessivage annuelle a l'allure qu'on peut voir en figure 5, sans que cette valeur de concentration puisse varier en fonction de la saison, sans prise en compte de l'écoulement d'un stock.

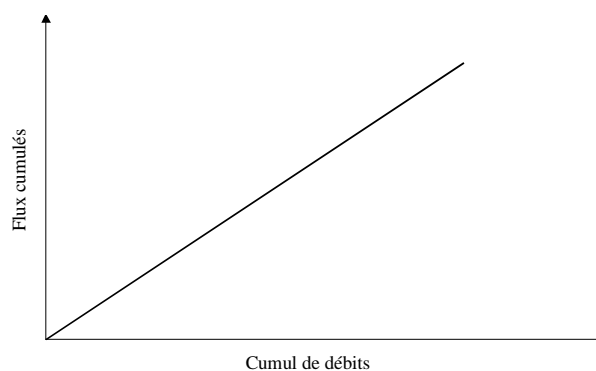


Figure 5 - Courbe de lessivage des sols implicite dans Riverstrahler

Cependant le modèle autorise de donner une valeur différente pour chaque compartiment ; cela permet de rendre compte du fait que les eaux issues des aquifères profonds sont moins polluées que les eaux du sol, et qu'elles réagissent avec beaucoup plus d'inertie aux pratiques agricoles de l'année (d'une année à l'autre la teneur en nitrates des eaux des aquifères profonds sont stables, quelles que soient les pratiques fertilisantes employées ; les changements se font sur des périodes beaucoup plus longues).

Enfin, Rive ne requiert qu'un seul paramètre de calage, nommé « coefficient de rétention riparienne » : il permet de spécifier un taux d'élimination des nitrates entre la valeur de concentration dans chaque compartiment, et la concentration des eaux qui atteignent effectivement le cours d'eau. C'est un terme qui intègre à lui tout seul tout les processus de dissimulation ou d'élimination se produisant dans les sols et dans les berges des cours d'eau, avant que les nitrates ne soient traités par Rive dans la colonne d'eau.

Il correspond en fait à un coefficient de transfert : s'il vaut 1, il ne se produit aucune épuration, s'il vaut 0, tous les nitrates sont épurés.

Les valeurs de ce coefficient, obtenues lors des précédentes utilisations de Riverstrahler à différents affluents de la Seine, sont comprises entre 0.45 et 0.75, et un lien empirique entre le taux de drainage des bassins a pu être mis en évidence dans Billen et Garnier (2000) : plus les bassins sont drainés, moins les nitrates sont éliminés.

Ce coefficient permet de caractériser les bassins auxquels Riverstrahler est appliqué : un des buts de ce travail est de trouver sa valeur, qui permettra de savoir si les nitrates sont épurés dans les petits bassins versants amonts, et si possible où et quand se produit cette hypothétique épuration.

II.2 - Présentation du Grand Morin

1) Généralités

Le Grand Morin est un affluent de la rive gauche de la Marne, dans laquelle il se jette en aval de Meaux, à 40 km à l'est de Paris. Il prend sa source à Lachy (au Nord de Sézanne) et traverse successivement les agglomérations d'Esternay, de la Ferté Gaucher, Coulommiers, Crécy-la-Chapelle et Saint Germain sur Morin. Sa longueur totale est de 113 km, avec une dénivellation de 143 mètres (source à 187 m, exutoire à 44 m).

Son bassin versant s'étend sur 1193 km², soit environ 1/10^{ème} du bassin de la Marne. Il appartient entièrement à la Brie française (qui est délimitée au nord par le Petit Morin et au sud par la Seine).

Son affluent principal, l'Aubetin, est long de 62 km, et draine un bassin versant de 269 km². De nombreux autres rivières de plus petite taille se jettent dans le Grand Morin, dont le plus important est l'Orgeval (bassin de 104 km²).

Le bassin est constitué d'un plateau incliné vers l'ouest (altitudes moyennes de 230m à l'Est et de 130m à l'ouest), dont la valeur des pentes reste modérée (<5%). Le Grand Morin s'y encaisse d'une vingtaine de mètres dans sa partie amont, puis de 50m à partir d'Esternay, et enfin de 70m à partir de Meilleray. Cet encaissement ménage, tout au long de la vallée, des versants de plus forte pente (10 à 20%), fréquemment boisés.

Le bassin du Grand Morin est affecté par un climat océanique dégradé, subissant l'influence semi-continentale de l'Est de la France. Les températures sont plutôt douces (moyenne 11°C, minimum 4°C, maximum 19°C), la pluviométrie moyenne calculée sur la

période 1950-1990 est de 678 mm. La région a subi entre 1989 et 1992 une période de sécheresse avec un déficit moyen annuel de l'ordre de 115 mm. Si les totaux pluviométriques sont assez peu contrastés dans l'année, la pluviosité (nombre de jours de pluie dans l'année) montre un contraste plus fort entre l'été (11,1 jours de pluie en juillet) et l'hiver (16.6 jours de pluie en janvier). La distorsion entre pluviométrie et pluviosité traduit la répartition des types de temps : anticyclonique sec et orageux en été, cyclonique pluvieux en hiver (Brunstein, 1999).

2) Caractéristiques physiques

a) **GEOLOGIE**

Le bassin du Grand Morin est entièrement inscrit dans les formations tertiaires éocènes et oligocènes du bassin parisien. Il est limité à l'Est par la cuesta d'île de France. L'ensemble des couches géologiques est soumis à un pendage Est-ouest, qui a favorisé l'érosion des formations situées à l'Est alors que celles de l'ouest ont mieux résisté : toutes les couches citées présentent la particularité d'avoir une épaisseur maximale à l'ouest et minimale ou nulle à l'est. De plus la partie orientale du bassin est affectée d'un réseau karstique important, pratiquement inexistant à l'ouest.

Le substrat tertiaire a été recouvert par des limons mis en place durant le quaternaire : Ces **formations quaternaires limoneuses** ont une épaisseur qui décroît du NO (où elles peuvent dépasser 10m) au SE (épaisseur parfois nulle).

L'oligocène est représenté par des formations du stampien inférieur :

- les sables de Fontainebleau (qu'on ne trouve qu'au sommet des buttes témoins, les principales étant les buttes de Doue, Montaiguillon ou Montceaux-les-Provins.)
- les calcaires de Brie, roches relativement résistantes à l'érosion, constituent la plate-forme structurale du plateau et couronnent les plateaux de la majeure partie du bassin. Les calcaires de Brie ont donné par altération et dissolution des argiles et des meulières, ces faciès d'altération étant plus présent à l'est du bassin. Quand ils sont recouverts d'épaisses formations quaternaires, les calcaires ne sont pas altérés.
- Les argiles et marnes vertes : l'épaisseur de cette formation varie de 10m à l'ouest, à 1m à l'est.

L'éocène supérieur comprend les formations suivantes :

- marnes supragypseuses : atteignent 16m d'épaisseur dans la partie ouest pour diminuer et disparaître vers l'Est au niveau d'Esternay.
- les calcaires de Champigny : la puissance de cette formation peut atteindre 16m au centre du bassin, et diminue vers l'Est. Elle présente des faciès très variables sur le domaine étudié : faciès gypseux au NO puis marneux et enfin calcaire au SE.

Les autres faciès de l'éocène supérieur sont

- les marnes infragypseuse (qui disparaissent à l'est de la Ferté Gaucher)
- les calcaires de Saint Ouen (diminuent de moitié dans la partie orientale)
- les sables de Beauchamp (qui disparaissent aussi à l'est de la Ferté Gaucher)

Les autres formations appartiennent à l'éocène moyen (lutétien) et à l'éocène inférieur (yprésien), et n'affleurent qu'au fond des vallées dans les parties avales de l'Aubetin et du Grand Morin, ou au pied de la cuesta.

b) HYDROGEOLOGIE

L'hydrogéologie de la région est complexe, car il règne une grande variabilité de faciès et de perméabilité au sein des différentes formations.

Mégrien (1979) a cependant pu distinguer quatre formations aquifères principales :

- la nappe alluviale,
- la nappe de Brie (ou nappe de l'oligocène), qui se développe dans les formations comprises entre les limons de plateau et les calcaires et meulière de Brie (stampien inférieur)
- la nappe de Champigny, qui englobe les formations allant des marnes supragypseuses (éocène supérieur) aux marnes du lutétien.
- Enfin la nappe de l'Yprésio-lutétien (ou nappe de l'éocène inférieur).

La nappe alluviale

Elle est alimentée soit par la rivière, soit par l'aquifère contenu dans les formations sous-alluviales. Sur la rivière Grand Morin, depuis les sources jusqu'à Esternay, elle est alimentée exclusivement par la rivière, au-delà elle est rechargée par la nappe de Champigny.

Sur l'Aubetin, où les alluvions sont peu épaisses, elle est alimentée par la nappe de Champigny essentiellement.

La nappe de Brie

Perchée sur les plateaux, elle repose sur des formations considérées imperméables, les argiles vertes de l'oligocène et les marnes supragypseuses de l'éocène supérieur. Elle comprend des limons, des sables de fontainebleau et surtout des calcaires et meulière de Brie. Elle est alimentée exclusivement par les pluies qui s'infiltrent dans les formations quaternaires limoneuses. C'est une nappe dont l'épaisseur mouillée moyenne est de l'ordre de 5m, mais qui subit des variations très importantes. Sa surface piézométrique épouse sensiblement le relief topographique.

Très productive dans la partie occidentale du bassin, cette nappe est morcelée et peu puissante dans la partie Est où les calcaires de Brie ont été disséqués.

Ses eaux se déversent dans une importante ligne de sources située au contact des argiles vertes. A l'Est du bassin, elles se réinfiltrent dans la nappe de Champigny, à cause de la karstification, tandis qu'à l'ouest, elles alimentent directement les rus (en particulier les rus de l'Orgeval). La limite entre les deux parties est et ouest se trouve au droit de la Ferté-Gaucher.

Situées entre les nappes de Brie et de Champigny, les marnes supragypseuses n'appartiennent à aucune des deux. Très peu perméables, elles renferment néanmoins une petite nappe captive alimentée par drainance au travers des marnes vertes.

La nappe de Champigny

C'est un aquifère multicouche incluant toutes les formations du lutétien jusqu'au ludien.

Elle est alimentée

- par la pluie sur les zones d'affleurement (essentiellement dans la partie Est)
- par les rivières (dans la partie Est, en crue, des ruisseaux entiers peuvent disparaître dans des gouffres et la rejoindre)
- par le déversement de la nappe de Brie (à l'Est)
- ou par infiltration de la nappe de Brie à travers les niveaux marneux (à l'ouest).

Ses exutoires sont :

- l'alimentation du Grand Morin et de l'Aubetin (apports importants vers le Grand Morin en particulier),
- les sources (les principales sont situées hors du bassin du Grand Morin, à l'exception de la source du Grand Morin et de la source du Moulin à Saint-Rémy-la-Vanne)
- le drainage par la nappe de l'éocène inférieur (apports faibles : débits verticaux de l'ordre de 0.3 l/s/km²)

La nappe de l'éocène inférieur (ou de l'Yprésio-lutétien)

Captive, sauf aux extrémités est et ouest, elle est peu étendue et ne joue pas de rôle important dans l'économie de l'eau de la région.

Dans la partie Est du bassin où le mur de la nappe de Brie est très érodé, et où les karsts font communiquer Brie et Champigny, la nappe de Brie semble disparaître presque entièrement. De plus selon une étude du BURGEAP, que nous n'avons malheureusement pas pu consulter, la nappe de Brie pourrait se vidanger intégralement dans la nappe de Champigny une fois par an, et ce sur tout le bassin (y compris à l'ouest).

c) PEDOLOGIE

Le bassin du Grand Morin est entièrement inscrit dans des formations tertiaires qui ont été recouvertes par des limons du quaternaire. Cette couverture limoneuse présente des caractéristiques d'hétérogénéité :

- L'inclinaison Est-Ouest a causé une érosion des limons récents dans la partie haute, introduisant un gradient d'âge et de texture : la couverture limoneuse devient de plus en plus mince et de moins en moins limoneuse quand on se déplace du Nord-ouest au sud-est.
- L'enfoncement des principaux cours d'eau a donné lieu à des enchaînements caractéristiques de sols, ou toposéquences :
 - sur plateaux, on trouve des sols bruns lessivés à hydromorphie temporaire,
 - le long des versants, des sols bruns calcaires,
 - en fond de vallée, des sols vertiques ou des pseudo-gley en fonction de la texture des alluvions.
- Les sols bruns lessivés de plateaux comprennent eux-mêmes une seconde toposéquence, caractérisée par des unités pédologiques de texture limono-argileuse en haut de versant (les « limons blancs »), argilo-limoneuse en milieu de versant (les « rougettes », terme vernaculaire faisant allusion à la couleur rougeâtre de ces terres, due à la présence d'oxydes de fer), et des unités colluvionnées en bas de versant.

En conséquence de ce qui a été relevé plus haut, les sols du bassins peuvent être régionalisés de la façon suivante :

- à l'amont du bassin, les sols sont argileux ou argilo-sableux (faiblesse de la couverture argileuse et affleurements de sables de Fontainebleau et d'argiles à meulière)
- Dans la partie médiane, les sols sont bruns lessivés ou lessivés hydromorphes (cf. toposéquences plus haut)
- Dans la partie aval, les sols sont argilo-limoneux (ils sont plus limoneux qu'argileux)
- Enfin dans la partie sud-est, les sols sont argilo-caillouteux.

3) Caractéristiques anthropiques

La nature des sols a rendu nécessaire l'installation d'un réseau de drainage sur les terres arables.

a) **Le DRAINAGE**

Après les périodes pluvieuses, les limons, dont la perméabilité est faible (de l'ordre de 10^{-5} m/s), sont imprégnés à la fois par les infiltrations et par la nappe de Brie : ils sont alors vite saturés et forment une surface imperméable, au dessus de laquelle les sols se gorgent d'eau. Les agriculteurs ont dû installer un réseau de drainage par tuyaux enterrés, complété par un réseau de fossés aux exutoires des parcelles, pour abaisser le niveau de la nappe et assécher les sols. La majorité des terres agricoles sont drainées sur le bassin ; celles qui ne le sont pas se situent à l'est (le drainage est moins indispensable sur les sols partiellement sableux), et au sud, dans le plateau et la vallée amont de l'Aubetin (les sols argilo-caillouteux rendant le drainage difficile à installer). On dispose, pour évaluer la densité du drainage, des données du RGA88 (Recensement Général Agricole de 1988, avec des données agrégées par commune) : pour l'ensemble du bassin, le taux de drainage est de 44% (soit 63% de la SAU). Le tableau 1 présente les valeurs du taux de drainage par sous-bassins :

Sous-bassin	Taux de drainage rapporté à l'aire totale	Taux de drainage rapporté à la SAU
Grand Morin amont (Meilleray)	27%	40%
Aubetin	42%	53%
Orgeval	65%	86%

88) **Tableau 1** - Taux de drainage sur les bassins (source RGA

Quasiment toutes les terres susceptibles d'être drainées sur l'Orgeval l'ont été avant les années 1990 (Arlot, 1999) : la valeur du RGA88 sur ce bassin doit donc être proche de la valeur actuelle. Une étude datant de 1994, réalisée par L. Trincal, pour le Cemagref, trouvait d'ailleurs un taux de drainage similaire sur l'Orgeval, avec des méthodes d'investigation différentes. Cependant les chiffres du RGA88 sont plus contestables pour l'Aubetin, dont le taux de drainage semble beaucoup plus élevé aux dires de ceux qui connaissent la région : il semblerait que des réseaux de drainage auraient été massivement installés au cours des années 1990. Ne disposant pas d'autres données que celles du RGA88 pour le drainage (de telles données semblent d'ailleurs ne pas exister), nous nous en tiendrons à ces chiffres.

b) L'OCCUPATION DU SOL

- Agriculture et forêts

Le Grand Morin est un bassin versant essentiellement rural. La SAU représentait en 1996 70% de sa superficie totale, la forêt 19%. Région de polyculture associée à l'élevage après la seconde guerre mondiale, le plateau briard s'est progressivement orienté vers un

système de production de grandes cultures à dominante céréalière. Aujourd'hui les céréales (blé, orge, escourgeon, maïs) occupent 64% de la SAU.

Les autres cultures importantes sont le pois (13%) et le colza (5%). Les prairies n'occupent plus que 4% de la SAU, et les 13% restants se partagent entre tournesol, lin et jachère (chiffres approximatifs obtenus à partir des données PAC 1996). Seule la partie amont du bassin se distingue des autres : elle présente la particularité d'avoir plus de culture de colza qu'ailleurs, moins de céréales (en particulier moins de maïs), moins d'urbanisation et plus de forêts.

Benoît et al. (1999) ont montré l'évolution des activités agricoles à l'est du bassin parisien depuis 1970 : la tendance générale est à la baisse des successions culturales en trois ans (du type tête de rotation - blé – céréale à paille), au profit de successions biennales avec une seule céréale (le blé), ce qu'il attribue aux incitations financières de la PAC pour le pois et le colza. Ils ont aussi noté une augmentation de la monoculture du maïs.

- Urbanisation et industrie

L'essentiel de l'urbanisation et de l'activité industrielle se situent le long de la vallée du Grand Morin, dans le secteur aval de l'Aubetin, et surtout dans la partie aval du bassin, touchée par l'extension de l'agglomération de Marne-la-Vallée. L'étude de Paquereau (1996) a montré que sur le bassin, les apports de nitrates imputables à l'industrie n'étaient pas décelables, et que les apports ponctuels urbains étaient inférieurs à 10% des nitrates totaux : c'est donc pour l'agriculture que nous allons devoir essayer d'obtenir la plus grande précision, l'exactitude des valeurs de pollution ponctuelle d'origine urbaine étant relativement secondaire.

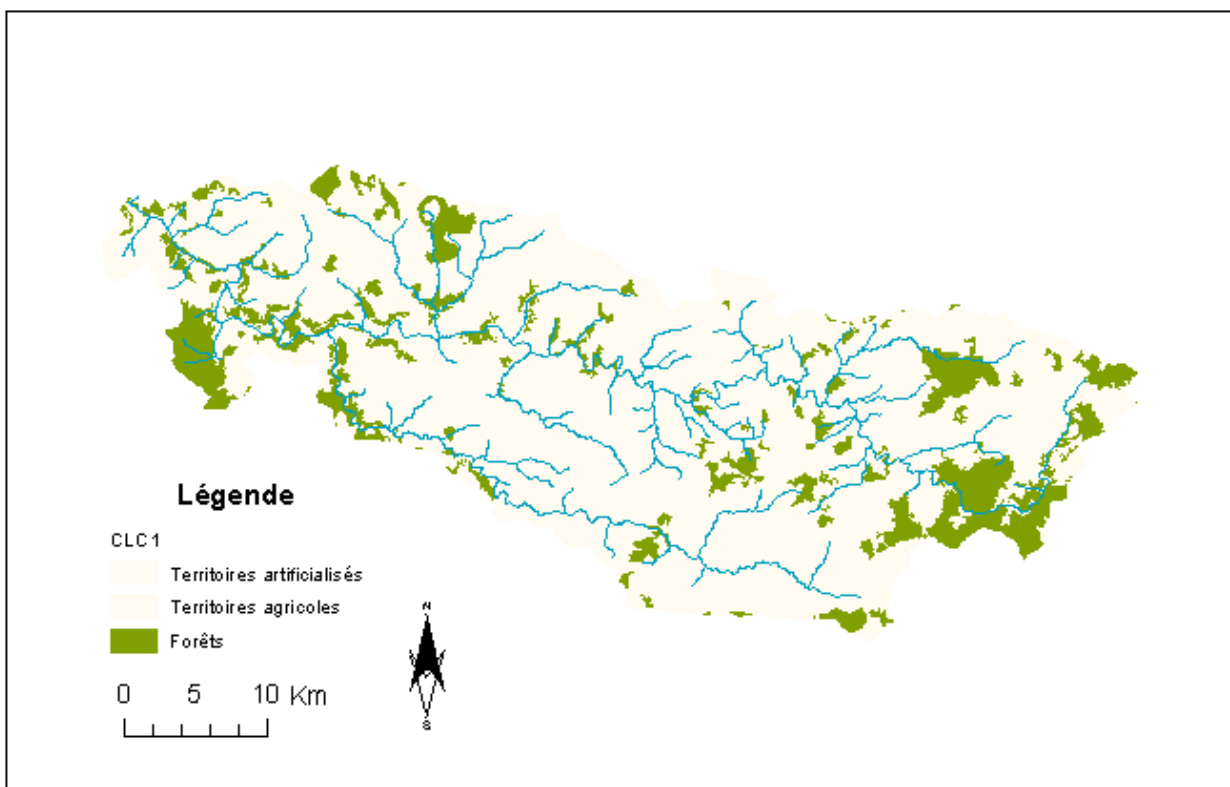


Figure 6 - Occupation du sol sur le Grand Morin en trois catégories (Source : BDG Corine Landcover)

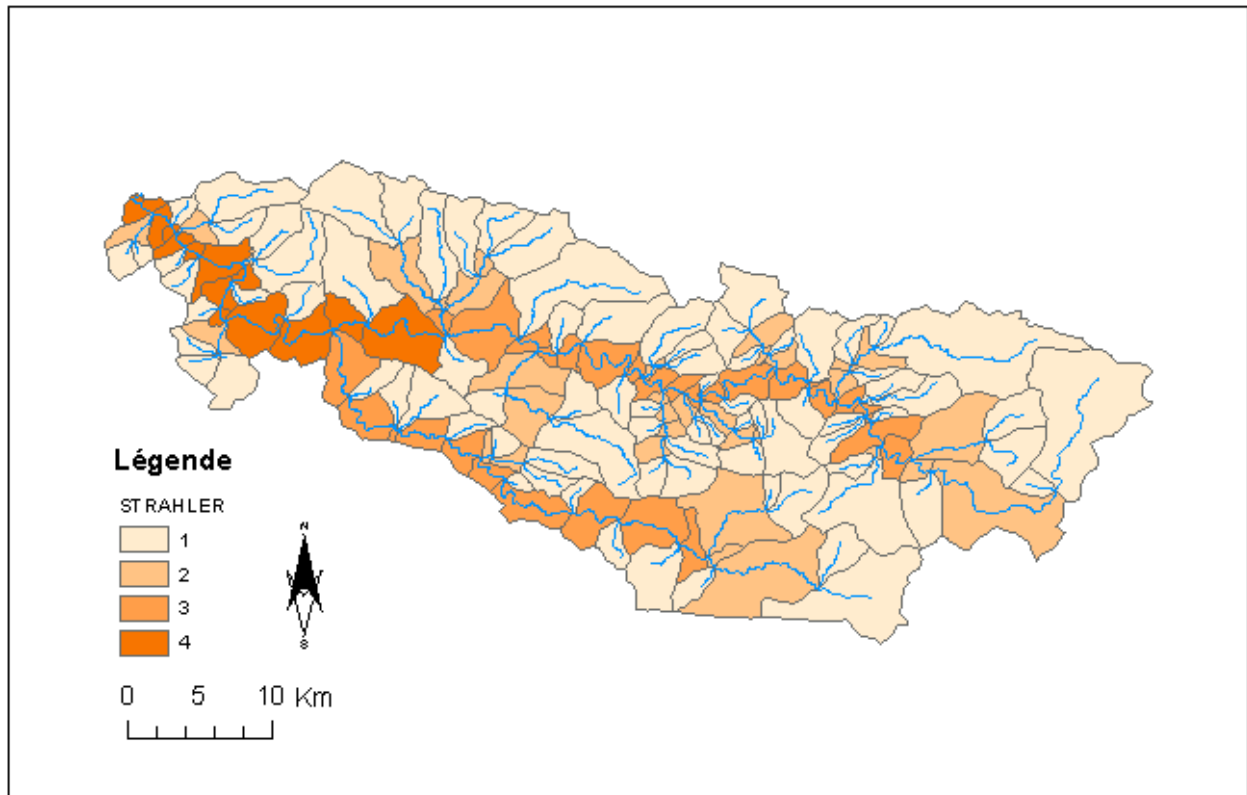


Figure 7 - Ordre de Strahler des exutoires de petits bassins versants sur le bassin du Grand Morin

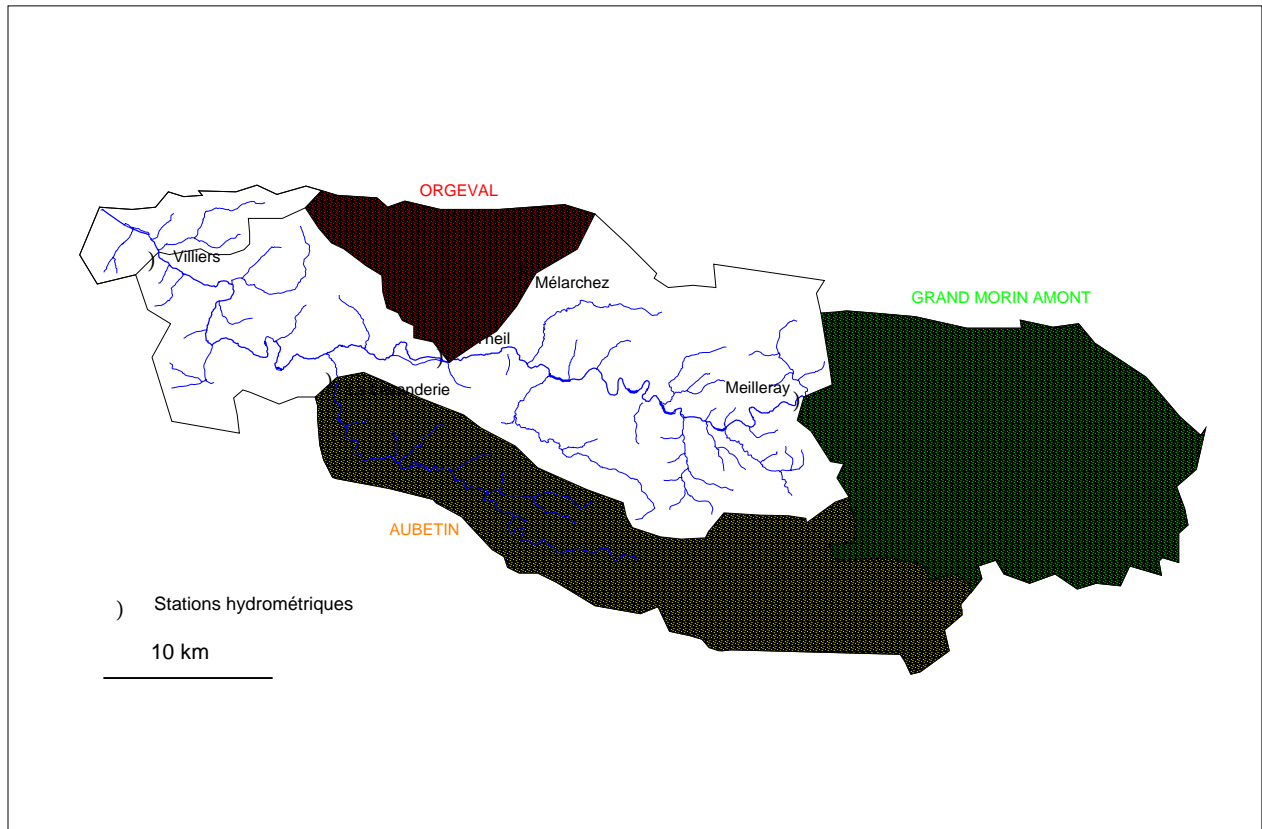


Figure 8 - Stations hydrométriques et sous-bassins sur le bassin versant du Grand Morin

II.3 Acquisition des données d'entrée pour Riverstrahler

1) Subdivision du bassin en sous-bassins et en un axe

Le bassin a été divisé en trois sous-bassins, choisis en fonction de la disponibilité de données d'entrée et de validation (cf. figure 8):

- le bassin situé à l'amont du Grand Morin, dont l'exutoire se trouve à la station de **Meilleray**, sur la rivière Grand Morin, a une superficie de 313 km². C'est un bassin d'ordre 3 dans la classification de Strahler. Nous appellerons par la suite ce bassin « Meilleray ».
- le bassin de l'**Aubetin** (269 km²) a son exutoire situé près de la station de la Lavanderie. C'est également un bassin d'ordre 3.
- l'**Orgeval** (station du Theil pour les débits, de Mélarchez pour la qualité des eaux), fait 104 km² et est d'ordre 3.

Les stations de mesure des deux premiers sont gérées par la Générale des Eaux, le dernier par le Cemagref d'Antony.

On a également utilisé les données d'une station située à proximité de l'embouchure du Grand Morin dans la Marne, la station de **Villiers**, dont le bassin versant sera assimilé à celui du Grand Morin (la superficie du bassin correspondant à la station de Villiers, que nous nommerons Villiers, est de 1144 km², la partie manquante pour constituer le Grand Morin a une surface de 50 km² de surface entièrement urbanisée, et n'a aucune influence sensible sur la qualité azotée des eaux (Paquereau, 1996).

Enfin, toute la surface du bassin de Villiers qui n'appartient ni à Meilleray, ni à l'Orgeval, ni à l'Aubetin, constitue l'axe, dont la superficie est de 458 km².

On dispose de données de débits journaliers, de mesures de concentrations en nitrates (irrégulières, effectuées en moyenne tous les cinq jours), et de mesures de pluviométrie, fournies par la Générale des Eaux aux stations de Meilleray, la Lavanderie et Villiers, du 1er mai 1991 au 1er août 1996.

Nous avons aussi des débits journaliers et des pluies fournis par le Cemagref à la station du Theil, et des mesures régulières de nitrates, faites quotidiennement à la station de Mélarchez, pour une période s'étendant de 1970 à aujourd'hui.

Notre étude portera sur les années 1992, 1993, 1994 et 1995, seule période de disponibilité commune en données pour les trois sous-bassins.

2) Obtention des valeurs de concentration en NO₃ des eaux du niveau de base

Pour le niveau de base, plutôt que lier pratiques agricoles et niveau de pollution, il vaut mieux partir de mesures réelles de pollution effectuées dans les nappes, la pollution azotée des nappes profondes ne variant que sur de longues périodes.

De nombreuses mesures ont été effectuées par la Générale des Eaux et sont répertoriées par Paquereau (1996) : nous avons fait une moyenne des valeurs relevées en différents points dans les nappes alluviales et les nappes de Brie et de Champigny : procéder à un calcul de moyenne est pertinent parce que les valeurs relevées sont relativement proches entre elles.

<i>Aquifère</i>	<i>Concentration moyenne en NO3</i>
Nappe alluviale	3 mg/L
Nappe de Brie	58 mg/l
Nappe de Champigny	32 mg/l

La nappe de Brie est plus polluée que la nappe de Champigny à cause de sa position plus superficielle, et en conséquence de sa plus grande sensibilité aux pratiques agricoles.

On va admettre que les eaux constituant le débit de base dans le modèle sont constituées exclusivement d'eaux issues des nappes de Brie et de Champigny. On négligera la nappe alluviale car l'extension spatiale de cette nappe sur le bassin est très faible comparée aux deux autres (elle n'existe que sous les deux rivières principales).

Pour déterminer la part des eaux provenant de l'une ou l'autre des deux nappes, on a utilisé une carte de Mégnien (1979) donnant l'extension des marnes supragypseuses sur le bassin. Ces marnes, qui constituent comme signalé plus haut le toit de la nappe de Champigny, sont la couche imperméable qui sépare Brie et Champigny. Si les marnes supragypseuses ont été érodées, il n'y a plus de séparation entre les deux aquifères, et la nappe de Brie s'écoule dans la nappe de Champigny.

On a donc considéré que là où on trouvait des marnes supragypseuses, les cours d'eau du bassin drainaient la nappe de Brie, et qu'au contraire en l'absence de marnes supragypseuses, les cours d'eau drainaient Champigny (puisqu'alors la nappe de Brie n'existe plus).

La concentration moyenne des eaux du bassin s'obtient alors en pondérant les concentrations moyennes respectives de chaque nappe, par la proportion de chacune d'elles qui est drainée par les cours d'eau du bassin.

Cette méthode de calcul présente l'inconvénient d'ignorer le fait que la nappe se déverse dans la nappe de Champigny tous les ans. Les valeurs trouvées sont seulement indicatives et il faudra raisonner dans une fourchette de valeurs.

<i>Sous-unité</i>	<i>Valeur minimale</i>	<i>Valeur pondérée</i>	<i>Valeur maximale</i>
Meilleray	32	46	58
Aubetin		50	
Orgeval		57	
Axe		52	
Tout le bassin		50	

Tableau 2- Valeurs estimées de concentration en NO3 des eaux souterraines (mg/l de NO3)

3) Obtention des valeurs de concentration des eaux sous-racinaires

Il est apparu difficile de différencier un niveau de pollution azotée des eaux de ruissellement et des eaux hypodermiques : on ne cherchera à déterminer que la valeur des eaux du compartiment intermédiaire, et on prendra la même pour le compartiment superficiel. Les NO₃ lixiviés dans le sol sont les nitrates qui n'ont pas été consommés par la végétation et qui ont traversé la zone racinaire : on cherche donc la concentration en nitrates des eaux sous-racinaires.

Deux types de méthodes existent pour calculer cette valeur :

- à partir de valeurs typiques de concentration en NO₃, établies expérimentalement pour un usage du sol donné, dans une région donnée,
- à partir d'un stock de NO₃, trouvé soit par le calcul, soit par des mesures de terrain, mis en charge par une fonction de lessivage à établir.

La première approche, la plus simple à mettre en œuvre, est la méthode habituellement employée pour le modèle Riverstrahler.

Nous avons dans un premier temps employé trois méthodes, les deux premières relevant d'une logique de concentration des eaux sous-racinaires (le premier type mentionné en haut), la deuxième s'appuyant sur une logique de stock. Les résultats sont rassemblés dans un tableau à la fin de ce paragraphe.

- Méthode « Billen »

La façon la plus simple de procéder consiste à utiliser une formule empirique fournie par Billen et Garnier (2000) :

$$N(NO_3)(mg/l) = 0.4Tf + 3Tp + Ta(15 + 0.01F + 0.1(F - 130)(F > 130))$$

Avec Tf = proportion de forêts sur le bassin,

Tp = proportion de prairies,

Ta = proportion de terres arables,

F = taux de fertilisation en kg/ha/an

($F > 130$) égal à 1 si $F > 130$, à 0 si $F < 130$

Les données d'occupation du sol agricole utilisées dans tout ce mémoire proviennent des chiffres de la PAC (politique agricole commune européenne) : les agriculteurs, en présentant leurs dossiers de demande de subventions dans le cadre de la PAC, décrivent leurs exploitations très finement. Ces données sont disponibles agrégées par commune, et par ce moyen 92% des exploitations du Grand Morin sont renseignées. Cependant les données sont protégées par le secret statistique, qui veut que les cultures représentées par moins de quatre parcelles dans une commune donnée, ne puissent être répertoriées, de crainte que l'on puisse remonter à l'identité de l'exploitant, qui doit rester secrète. Cette restriction ne semble pas poser de problème sur le Grand Morin, puisque seulement 3% des parcelles sont ainsi couvertes par le secret.

Ce sont les données les plus précises et les plus riches dont on dispose sur le Grand Morin. Nous utiliserons celles de 1996.

Ces données PAC ne concernant que la SAU, pour connaître la part de forêts dans les bassins, nous avons utilisé les données de Brunstein (1999), extraite de la base de données Corine Landcover (cf. figure 6).

- Méthode « Benoît »

Une méthode plus fine pour détailler la catégorie « terres arables », est de prendre en compte l'assolement de l'année, et d'associer à chaque culture une concentration typique en NO₃, mesurée sur le terrain par des bougies poreuses. De telles mesures ont été effectuées par Benoît et al. (1999), pour toutes les cultures, et dans la région qui nous intéresse pour la plupart (certaines ne sont disponibles que pour la Lorraine).

Parmi plusieurs valeurs correspondant à différentes expérimentations, le tableau 3 montre celles qui ont été finalement retenues, mais elles ont parfois été difficiles à choisir : les données fournies par Benoît sont en effet très fluctuantes, variant parfois d'une expérience à l'autre du simple au quadruple. Cette variabilité est certainement à lier au principal inconvénient de cette méthode : les agronomes s'accordent à dire que la concentration en nitrate dans les sols n'est pas tant liée à la culture de l'année en cours, qu'à la succession de cultures durant les deux ou trois années précédentes, ce dont cette méthode ne tient pas compte.

blé	53
orge de printemps	35
escourgeon	65
avoine	35
maïs	70
colza	96
pois	140
jachère	350
Prairies	25

Tableau 3 - Concentration en NO₃ sous racinaire associée à chaque culture (en mg/l de NO₃)

- Méthode « CORPEN »

Une troisième manière de calculer ces concentrations a été employée par Paquereau (1996), et se fonde sur une logique de stock. Les stocks de nitrates présents dans les sols sont trouvés par la méthode du CORPEN : il s'agit de soldes théoriques calculés par soustraction entre les apports théoriques conseillés pour chaque culture, et les prélèvements théoriques effectués par la végétation.

Les cultures prises en compte sont les céréales d'hiver, le colza et le maïs. Ces trois cultures ont des soldes de respectivement 40, 72 et 60 kg/ha/an. Nous avons multiplié ces chiffres par les surfaces respectives de ces cultures sur les bassins, avec des données plus précises que celles qui avaient été utilisées par l'auteur (nous avons utilisé les données PAC, alors que l'auteur s'était contenté de données estimées d'après des images satellitaires).

A ce stock issu de l'agriculture, l'auteur a ajouté les nitrates susceptibles de provenir de l'élevage, en considérant que les bovins produisent une pollution de 73 kg N(NO₃)/tête/an, les brebis 10, les porcs 4 et les poules 0.5.

Enfin les rejets domestiques ont aussi été pris en compte, en considérant qu'un habitant produit chaque jour 15 g de N(NO₃). C'est une valeur fixée par l'arrêté du 10 décembre 1991, mais il est à noter que dans le modèle Riverstrahler, qui prend lui aussi en compte les apports urbains, la valeur de 10 g de N(NO₃) a été choisie, 15 g étant considéré comme une valeur maximale.

Le tableau 4 synthétise les apports de NO₃ selon les trois sources. Il est à noter que la pollution produite par l'élevage est nettement surestimée par rapport à ce qu'elle est dans la formule de Billen et al. Cependant la pression polluante que l'élevage pourrait exercer est très semblable selon les bassins : même si l'élevage a été sous-estimé et qu'il doit relever uniformément les valeurs de pollution azotée, il ne constitue pas un facteur de différenciation entre les sous-bassins.

	Cultures	Elevage	Rejets domestiques
Villiers	91	30	5
Aubetin	115	34	4
Meilleray	98	36	3
Orgeval	101	39	5
Axe	98	31	5

Tableau 4 - Apports de NO₃ en kg/ha/an

Ce stock de nitrates doit ensuite être mis en mouvement dans un flux d'eau, pour qu'on puisse finalement trouver des concentrations.

Les flux d'eau ont été déterminés à partir des résultats d'une étude du BURGEAP de 1991. D'après cette étude basée sur les flux de l'année 1991, la lame drainant le sol était de 54 mm, et elle emportait 30% des nitrates présents dans le sol. Il était alors simple de calculer la concentration des eaux sous-racinaires.

Il aurait été judicieux de calculer une concentration des eaux sous-racinaires pour chaque année et non pas seulement pour 1991, en faisant varier la lame drainante en fonction de l'hydrologie. Cependant ceci a été impossible à réaliser, parce qu'à une lame drainante, il faut faire correspondre une proportion de nitrates lessivés, et que cette proportion est-elle même fonction de la lame drainante. La valeur de 30% est adaptée à l'hydrologie de l'année en cours, mais n'est pas applicable à une autre année. Le modèle de Burns (utilisé dans la quatrième partie de ce mémoire) calcule justement cette proportion, mais on ne dispose d'aucun paramètre (pas de hauteur de sol lessivé), et il est exclu de caler le modèle (le calage se fera au moment de déterminer le coefficient de rétention riparienne).

Nous avons donc considéré que les valeurs de concentration trouvées pouvaient s'appliquer à toutes les années étudiées.

Le tableau 5 présente les résultats obtenus avec les trois méthodes.

	Méthode Benoît	Méthode Billen et al.	Méthode CORPEN
Orgeval	51	69	80
Aubetin	58	77	85
Meilleray	44	64	77
Axe	52	67	74
Grand Morin entier	51	69	70

Tableau 5 - Concentration des eaux sous-racinaires en mg/l de NO₃

Nous disposons maintenant de toutes les données d'entrée pour Riverstrahler, que nous allons pouvoir faire fonctionner. Nous commencerons par étudier le modèle hydrologique, pour ensuite en venir au modèle Rive.

III. Application du modèle Riverstrahler

III.1 - Hydrologie

Nous avons commencé par caler le modèle sur les quatre années étudiées (1992 à 1995), et par étudier les résultats de la modélisation sur ces quatre ans, afin de comprendre comment le modèle hydrologique rendait compte des flux d'eau sur les trois sous-bassins, quels étaient ses faiblesses, ses points forts, et comment les paramètres variaient en fonction de l'hydrologie.

L'ajustement des paramètres est fait d'abord par un module de calage numérique, ensuite amélioré manuellement. Ce calage représente ce que le modèle peut faire de mieux puisque les années étudiées sont celles sur lesquels les paramètres ont été ajustés. Les quatre paramètres représentent le fonctionnement hydrologique propre au bassin quelle que soit l'année, et sont donc identiques pour les quatre années. Avant d'aborder les résultats de la simulation, nous avons voulu étudier le comportement hydrologique réel des trois sous-bassins et du Grand Morin seul.

1) Comportement hydrologique observé des bassins

Les graphiques 9 et 10 sont des représentations synthétiques permettant de caractériser le fonctionnement hydrologique des trois sous bassins choisis et du bassin de Villiers. Ils représentent tous deux des lames d'eau, qui sont les débits rapportés à la superficie des bassins versants et exprimés en mm/jour ou mm/décade (donc directement comparables entre eux).

Il apparaît dans un premier temps que les quatre années sont très contrastées : 1991-1992 et 1992-1993 sont deux années sèches (pluviométrie des années hydrologiques –du 1^{er} septembre au 31 août de l'année suivante– respectivement de 606 et 666 mm), 1993-1994 et 1994-1995 très humides (pluviométrie de 892 et 902 mm respectivement).

Les écoulements sont très concentrés (graphique 8) : l'essentiel des flux s'écoulent durant l'hiver, pendant la saison de drainage intense. Si cette constatation est particulièrement vraie sur l'Orgeval, où 70% des flux s'écoulent en 20% du temps, elle l'est beaucoup moins sur Meilleray (seulement 40% des flux durant la même période) : la différence de fonctionnement notable entre ces deux bassins est certainement à lier à la nature des sols (écoulement retardé à Meilleray à cause du stockage dans les sables, plus rapide sur l'Orgeval à cause des limons), et surtout au taux de drainage (65% sur l'Orgeval, 27% sur Meilleray).

En crue, le comportement des bassins est à lier à leur taille (effet d'échelle) : l'Orgeval (104 km²) écoule plus que l'Aubetin (270 km²), qui écoule plus que le Grand Morin (Villiers, 1188 km²). Meilleray, malgré sa taille de 321 km², écoule moins que tous les autres en raison des particularités mentionnées plus haut.

En étiage, c'est encore Meilleray qui se distingue par un niveau notablement plus élevé que les autres (comportement à relier de nouveau au taux de drainage et à la nature des sols). Les étiages de Villiers sont aussi assez soutenus, tandis que sur l'Orgeval et l'Aubetin, ils ont une hauteur semblable, et plus faible que les autres.

Enfin en bilan global d'écoulement, l'Orgeval est logiquement le plus élevé, tandis que l'Aubetin est le plus faible (le faible niveau des étiages n'est pas compensé par une forte restitution des pluies en période de crues). Au contraire, pour Meilleray, la faible restitution des pluies d'hiver est compensée par le niveau de base élevé.

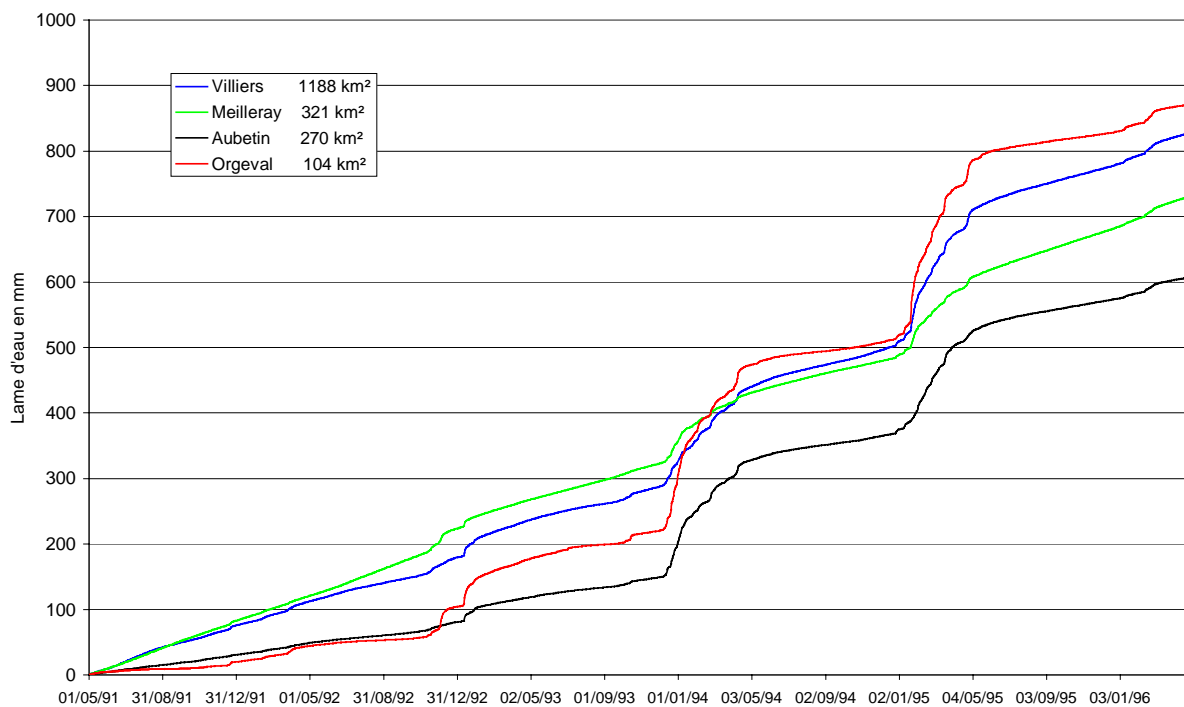


Figure 9 - Lames d'eau cumulées sur les trois sous bassins et à Villiers

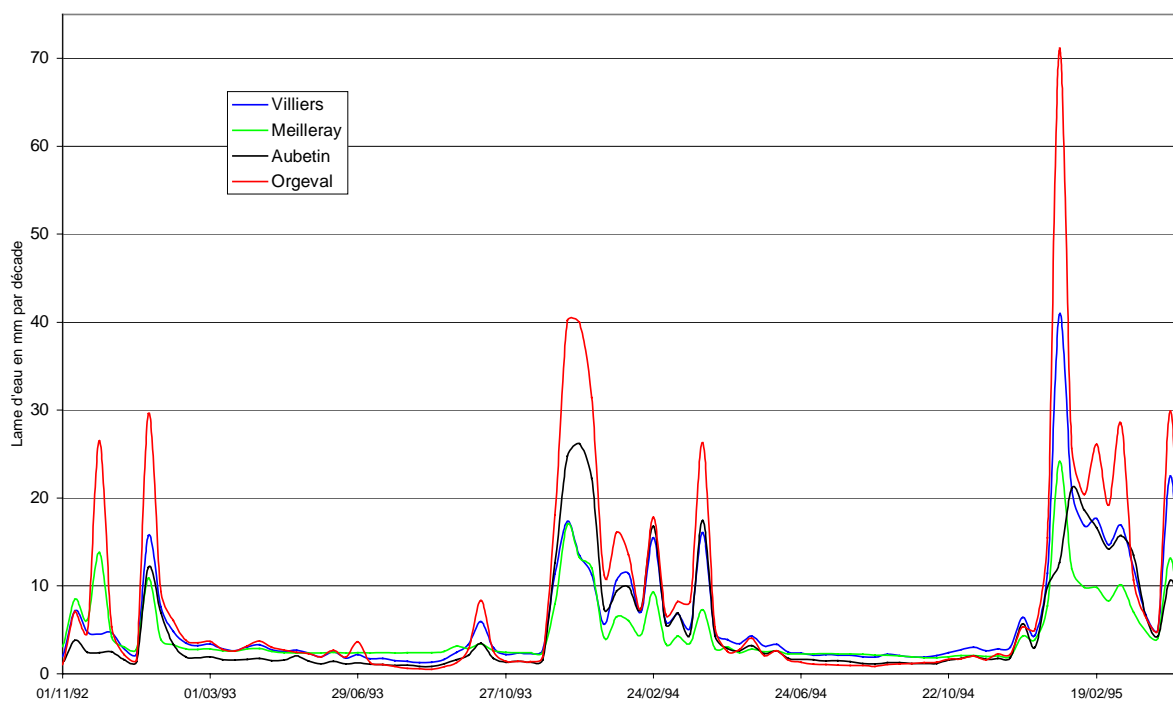


Figure 10 - Lame d'eau écoulee en mm/décade sur les trois bassins et Villiers

2) Simulation avec ajustement des paramètres sur quatre ans

- Commentaire sur la valeur des paramètres

Le calage des paramètres sur les trois sous-bassins et Villiers a abouti aux valeurs regroupées dans le tableau 6.

	VILLIERS	ORGEVAL	MEILLERAY	AUBETIN
SOLSAT (mm)	90	84	125	211
tinf (%)	35	9.95	25	3.8
tecs (%)	9.1	7.35	9	2
tecn (%)	0.36	10.3	0.1	0.5
SOL0 (1992) (mm)	51	75	63	98
NAP0 (1992) (mm)	323	23	2779	197

Tableau 6 - Valeurs des paramètres d'Hydrostrahler

Les deux variables SOL0 et NAP0 ne sont pas à proprement parler des paramètres du modèle ; ils représentent respectivement la hauteur du réservoir « sol » et du réservoir « nappe », donné ici à titre d'exemple au premier janvier de l'année 1992.

Il faut se garder de vouloir retrouver un niveau des réservoirs « nappe » ou « sol » proche de ce qu'il peut être dans la réalité, Hydrostrahler étant un modèle conceptuel et non un modèle physique ; on peut néanmoins expliquer comment le fonctionnement hydrologique réel est transposé dans la logique interne de fonctionnement des réservoirs. Nous avons ici cherché à expliquer les contrastes les plus frappants qui apparaissent entre ces chiffres.

Les particularités de Meilleray apparaissent dans ce jeu de paramètres : les pluies, faiblement restituées en débit intermédiaire ou superficiel, s'infiltrent préférentiellement dans le réservoir « nappe », ce qu'on retrouve dans le fort taux d'infiltration (tinf) et le haut niveau de nappe (NAP0). Ces deux paramètres sont également élevés pour le bassin de Villiers, qui lui aussi a de forts niveaux d'étiage. C'est parce que le niveau de la nappe est très élevé pour ces deux bassins que leur taux d'écoulement de base (ten) paraît faible : mais c'est l'écoulement de base (NAP0 * ten) qu'il faut considérer.

Le niveau du sol n'est pas plus élevé à Meilleray qu'ailleurs, parce que l'augmenter n'améliorerait pas la restitution des débits : les singularités de ce bassin sont entièrement reportées sur le niveau de la nappe.

L'Aubetin et Meilleray, qui ont les niveaux de crues les moins élevés, sont les bassins pour lesquels le niveau de saturation du sol est le plus haut : de cette façon l'écoulement superficiel, qui est sensé n'exister que pour les fortes crues, apparaît plus rarement.

Le faible niveau d'écoulement global de l'Aubetin se retrouve dans l'ensemble des paramètres : niveau de saturation du sol élevé comme on vient de le voir, mais aussi faible

taux d'infiltration, faible taux d'écoulement du sol (tecs) et faible taux d'écoulement de la nappe.

- Commentaire des simulations hydrologiques pour les trois sous-bassins et pour Villiers

Les figures 11 et 12 montrent la répartition de l'écoulement entre les trois compartiments, en même temps qu'elles permettent de comparer écoulement global simulé (la somme des écoulements des trois compartiments) et écoulement global observé.

L'année 1992 pose manifestement problème sur le bassin de l'Aubetin : il est impossible d'obtenir un calage correct pour cette année, sauf à prendre des paramètres calés uniquement sur l'année 1992. Les autres années s'ajustant plutôt correctement, il est possible que l'erreur provienne des données d'entrée. La comparaison entre les différents niveaux de pluviométrie sur les bassins du Grand Morin excluant que l'erreur provienne des pluies, ce sont peut-être les débits de validation qui sont erronés.

Le débit de base estival est généralement bien restitué ; sur les bassins où le taux d'écoulement de la nappe est faible (Meilleray et l'Aubetin), les variations du niveau du réservoir « nappe » sont gommés et le niveau de base est constant pendant toute l'année (mais sa valeur varie d'année en année). Le comportement du niveau de base sur l'Orgeval paraît bien plus réaliste.

Sur les trois sous-bassins, même si le modèle les surestime systématiquement sur Meilleray, ou si au contraire pour certaines années (1994 sur l'Orgeval) elles sont sous-estimées, **les crues** semblent restituées avec une précision correcte.

En revanche la simulation semble moins bonne sur le Grand Morin entier (Villiers) : il apparaît donc a priori opportun de subdiviser le bassin en sous-bassins, ce qui laisse espérer une amélioration de la restitution de l'hydrologie, d'autant que la simulation est meilleure pour les sous-bassins.

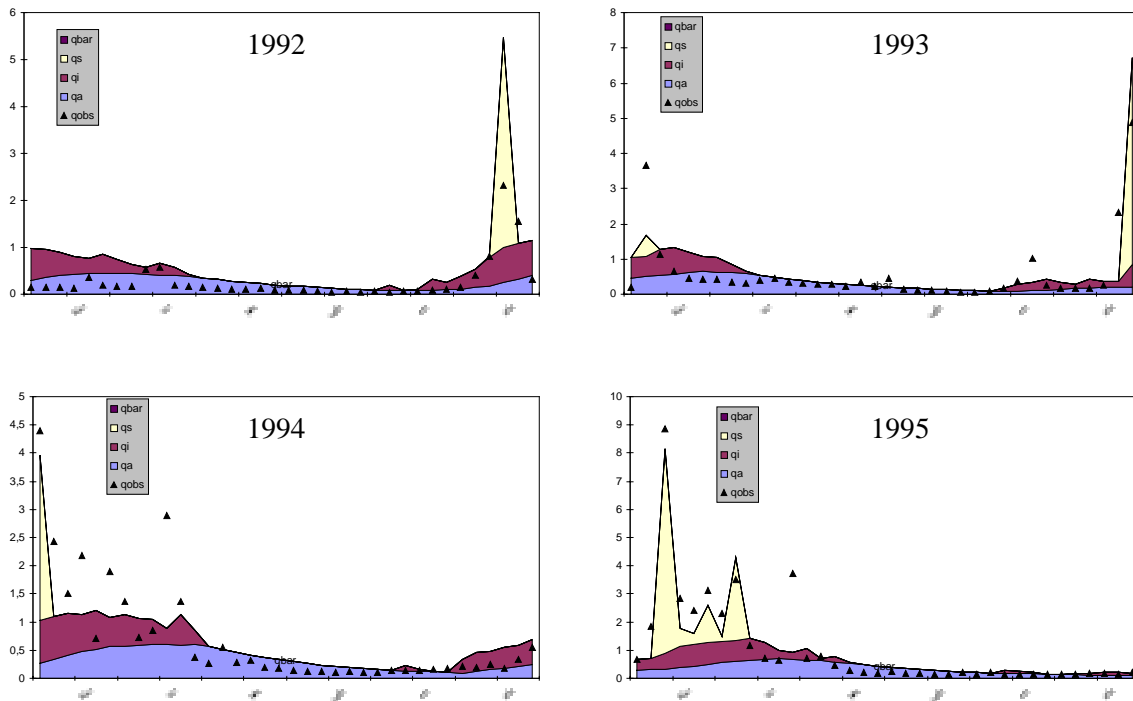
La répartition de l'écoulement entre le compartiment de base et les deux autres est importante, car elle implique un niveau de concentration des eaux en nitrates différent ; en revanche la distinction entre écoulement intermédiaire et superficiel est relativement secondaire dans ce modèle hydrologique conçu d'abord pour fournir des données d'entrée à Rive.

On observe que l'écoulement estival est toujours un écoulement de base, et que les écoulements intermédiaires et superficiels constituent l'essentiel du volume des crues. Cette particularité permet d'avoir une concentration des eaux entrant dans les rivières inférieure en été à ce qu'elle est en hiver.

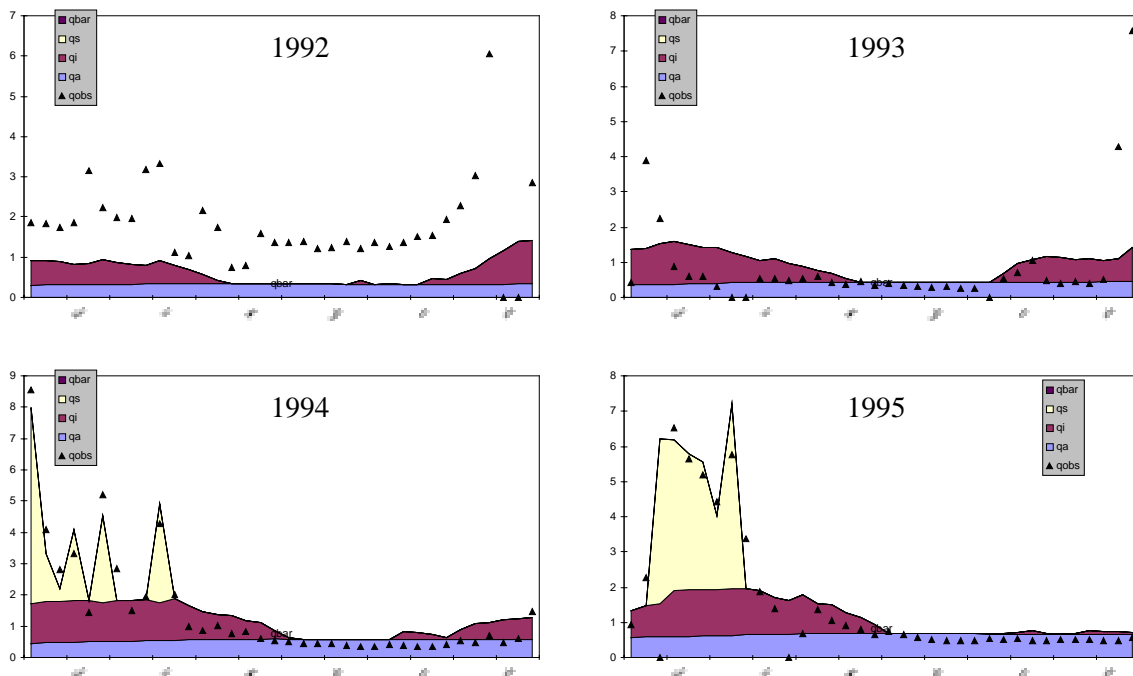
Il est frappant de noter la ressemblance entre Meilleray et Villiers du point de vue de la répartition des écoulements dans les compartiments : la lame d'eau écoulée est plus importante à Villiers, mais elle semble être la même que Meilleray, à un coefficient multiplicateur près. Le fait que Meilleray soit un sous-bassin amont de Villiers ne semble pas avoir de rapport avec cette observation, vraisemblablement à attribuer au hasard du jeu des paramètres.

Nous allons maintenant simuler l'écoulement sur le bassin du Grand Morin subdivisé en trois sous-bassins et un axe, et comparer les résultats avec la simulation sur le Grand Morin sans subdivision.

ORGEVAL



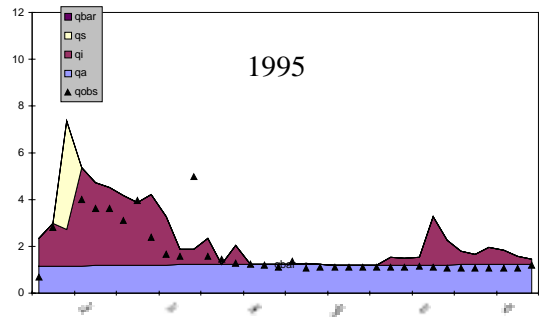
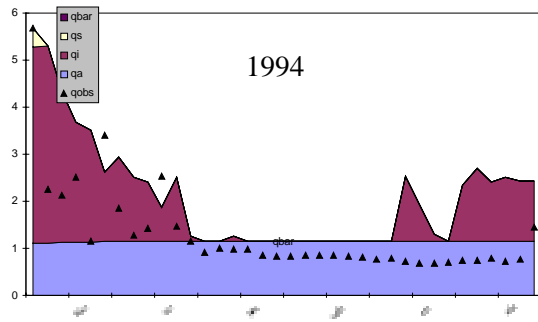
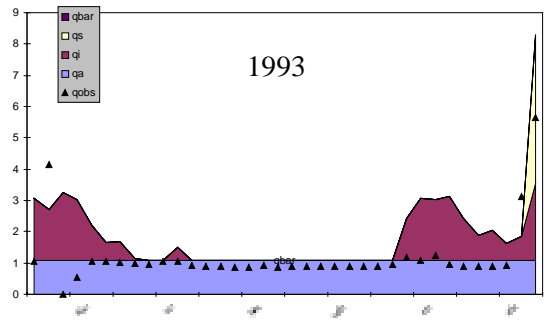
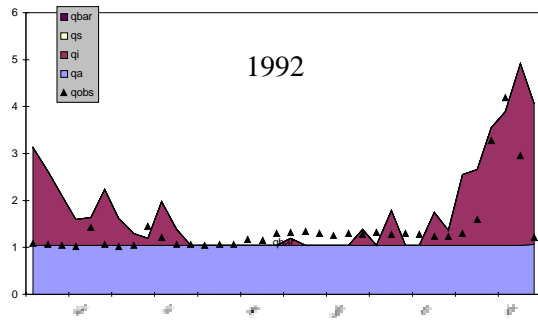
AUBETIN



Q_s = écoulement superficiel
 Q_i = écoulement intermédiaire
 Q_a = écoulement profond
 Q_{obs} = débits observés

Figure 11 – lames d'eau simulées et observées sur l'Orgeval et l'Aubetin

MEILLERAY



THEIL

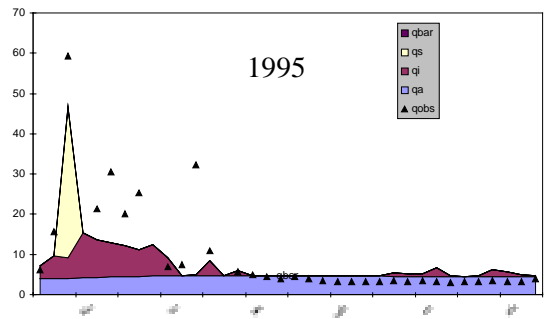
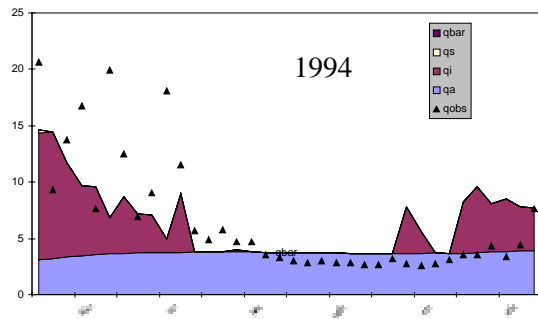
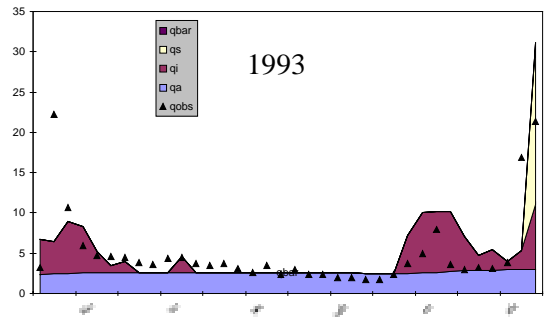
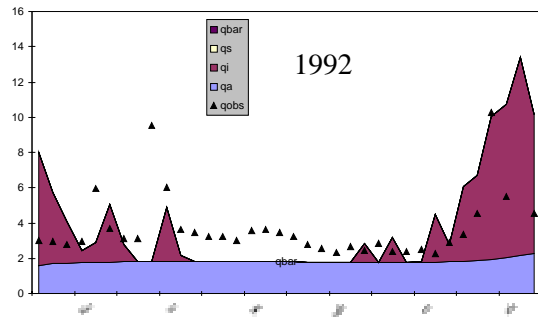


Figure 12 – lames d'eau simulées et observées sur Meilleray et le Theil

3) Simulation de l'écoulement sur le Grand Morin découpé en trois sous bassins et comparaison avec le Grand Morin non découpé

Sur l'axe (qui est donc le bassin de Villiers amputé de l'Orgeval, de l'Aubetin et de Meilleray), l'hydrologie ne peut pas être calée. Il est conseillé d'effectuer une simple moyenne des valeurs des paramètres trouvés sur les sous-bassins (Billen, 2000). Cependant dans notre cas, il est apparu peu pertinent de faire une moyenne de paramètres aux valeurs parfois très éloignées les unes des autres (cf. valeur de τ_{ecn} par exemple). Nous avons donc préféré prendre les valeurs issues du calage du bassin de Villiers.

Les figures 11 à 14 représentent la comparaison entre les débits calculés à l'exutoire de Villiers, en ne prenant en compte qu'un bassin (courbe verte), ou en ayant subdivisé ce bassin en trois « feuilles » et un axe (courbe orange).

Les résultats sont mitigés : si on observe une amélioration de la restitution des étiages particulièrement pour les années 1994 et 1995, en revanche les crues sont toujours ignorées par le modèle en 1994, même si les trop faibles pics sont cette fois synchrones avec les pics réels de crue.

En effectuant un bilan d'eau écoulee pour chaque année (tableau 7), on voit que la méthode de simulation en trois sous bassins apporte quand même de la précision supplémentaire, le cumul de lame écoulee pour les années 1992 à 1994 étant très proche des chiffres réels, et en amélioration par rapport à ce que fournissait le simulation en bassin simple, sauf pour l'année 1995.

Malgré cela, le gain de qualité de simulation obtenu par le découpage en sous-bassins semble marginal.

	1992	1993	1994	1995
Lame observée	90	126	175	263
Simulation 3bassin + 1axe	89	111	170	165
Simulation 1 bassin	102	140	129	210

Tableau 7 - Lames d'eau annuelles écoulées à l'exutoire du bassin de Villiers

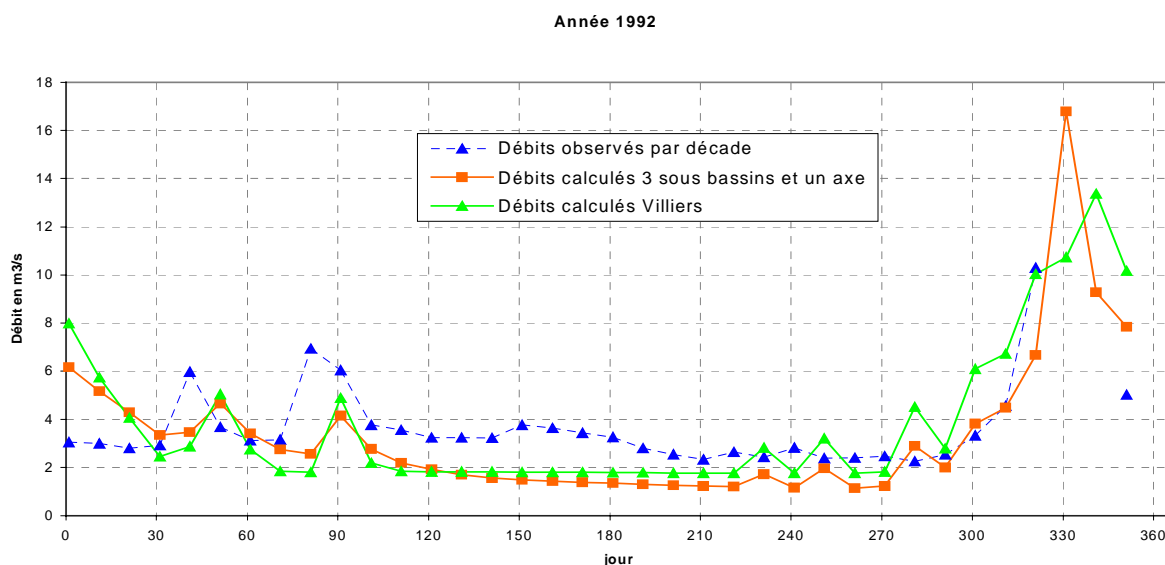
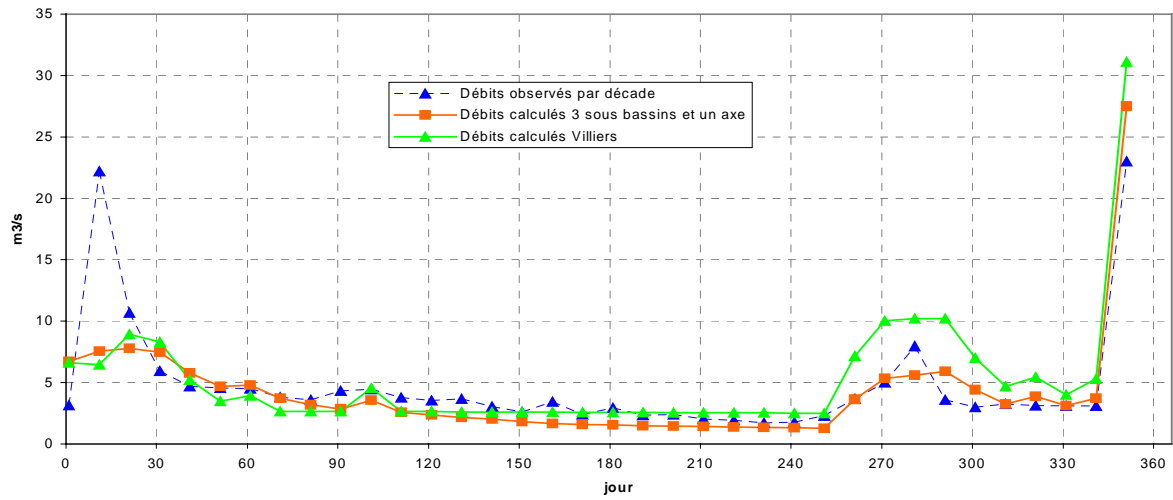


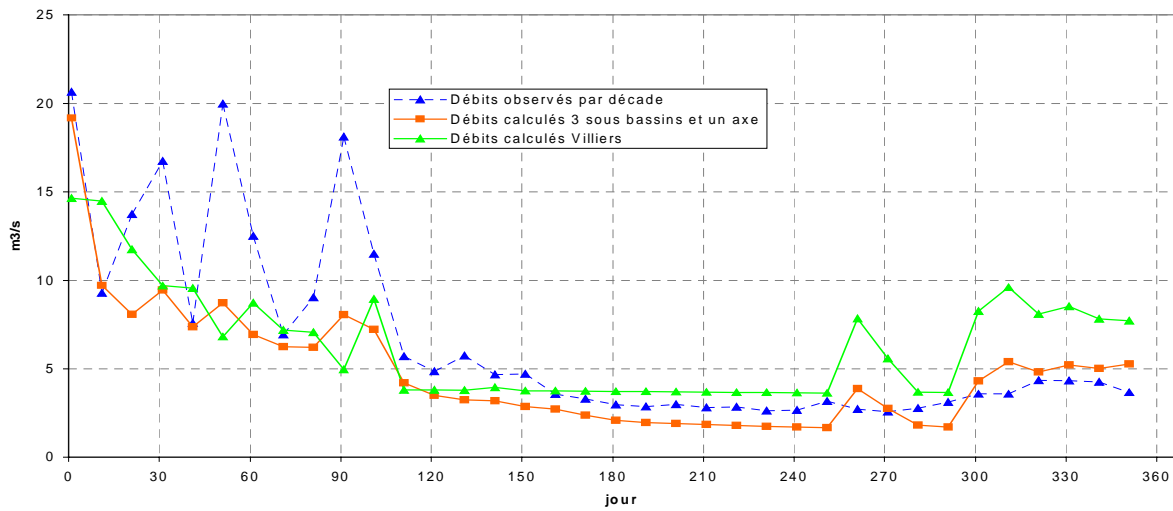
Figure 13 - Comparaison des lames d'eau écoulées à l'exutoire de Villiers, entre deux méthodes de modélisation et les débits observés

(mm)

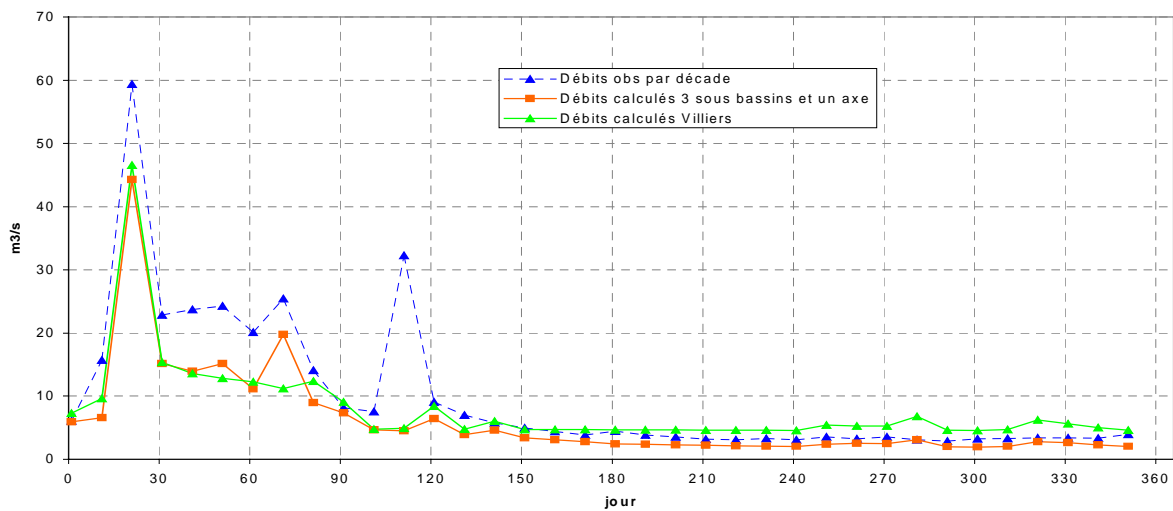
Année 1993



Q Année 1994



Q Année 1995



Figures 14 à 16 - Comparaison des lames d'eau écoulees à l'exutoire de Villiers, entre deux méthodes de modélisation et les débits observés

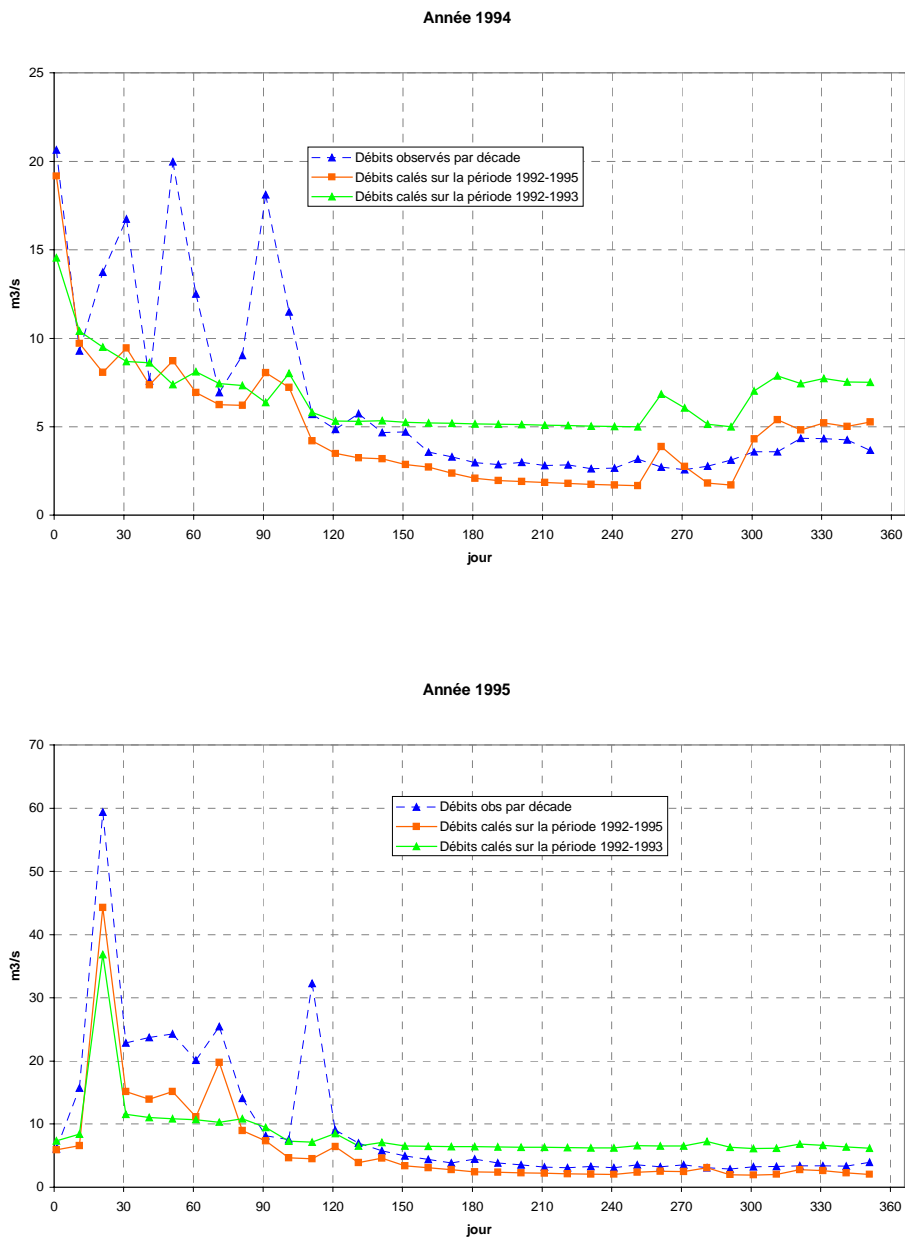
4) Calage et validation sur des années distinctes

- Calage de l'hydrologie sur deux années, et application sur deux autres années

Les résultats précédents étaient obtenus en appliquant le modèle aux années sur lesquelles il avait été calé. Cependant en utilisation normale, un modèle hydrologique est calé sur certaines années, et validé sur d'autres.

Nous avons donc calé Hydrostrahler sur les années 1992 et 1993, pour l'appliquer aux années 1994 et 1995. Les résultats apparaissent en figures 17 et 18.

Compte tenu du très faible nombre d'années de calage et du fait que ces deux couples d'années sont hydrologiquement très dissemblables, les mauvais résultats obtenus étaient prévisibles. Il n'y a que la crue de janvier 1995 qui soit correctement simulée.



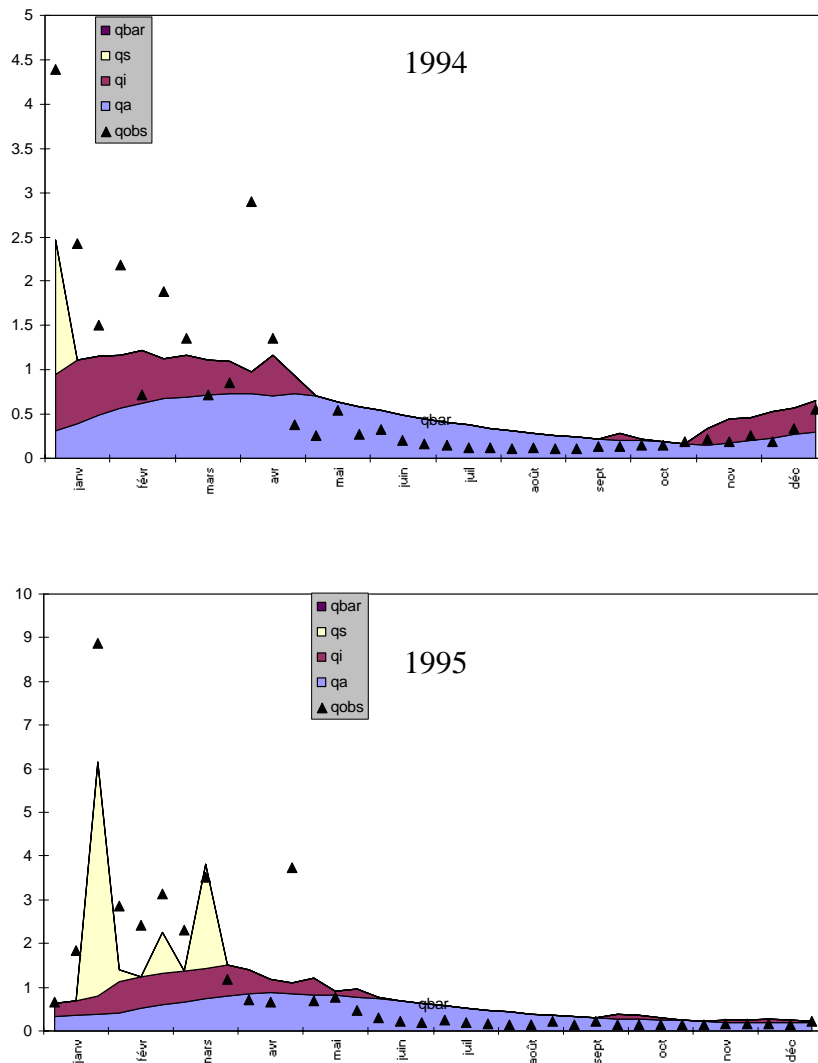
Figures 17 et 18 - Comparaison des résultats de la simulation à l'exutoire de Villiers selon que les paramètres sont calés sur deux ou quatre ans

- Calage sur dix ans pour le bassin de l'Orgeval et validation sur 1994 et 1995

Avec un calage sur des années aussi peu représentatives, n'importe quel modèle hydrologique aurait donné de mauvais résultats. Nous avons donc voulu tester Hydrostahler dans des conditions plus significatives, en mettant à profit la longue série de données disponibles sur l'Orgeval.

Les paramètres ont été calés sur dix ans de 1984 à 1993, et la simulation a été appliquée aux années 1994 et 1995.

Les résultats sont pratiquement identiques à ceux pour lesquels ces deux années avaient été incluses dans la période de calage (cf. figure 11), ce qu'on peut considérer comme encourageant pour une utilisation du modèle dans un but prospectif. Ce résultat montre aussi que ne pas avoir d'années de calage et de validation distinctes ne fausse pas trop les conclusions qu'on peut tirer quant à la qualité des simulations.



Figures 19 et 20 - Simulations sur l'Orgeval avec période de calage de 10 ans

En conclusion, on peut dire que le modèle hydrologique donne une idée assez juste de la répartition saisonnière des flux dans l'année, mais qu'il ne permet pas de restituer avec beaucoup de précision les pointes de crue, ce qui paraît a priori problématique pour simuler des flux d'azote. Les résultats pour certains sous-bassins sont très corrects (l'Orgeval et Meilleray), mais pour le Grand Morin, les simulations sont assez moyennes, que le bassin soit découpé en sous-bassins ou pas.

III.2 - Simulation des flux de nitrates

Le but de cette section est de tester la capacité du modèle Riverstrahler à simuler les concentrations en nitrates des eaux, et de trouver les coefficients de rétention riparienne caractérisant les sous-bassins et en particulier le Grand Morin.

1) Simulation à l'exutoire des sous-bassins avec des valeurs majorantes

Nous allons d'abord montrer les résultats de la simulation pour les différents bassins, en choisissant comme données d'entrée les valeurs de concentration des eaux sous-racinaires les plus élevées dont nous disposons (celles issues de la méthode « CORPEN », cf. partie II.3.3), et pour la concentration des eaux du niveau de base, les valeurs obtenues par pondération entre les deux nappes aquifères (cf. II.3.2).

Les résultats sont assez mauvais sur tous les sous-bassins. Les graphiques suivants montrent la meilleure des quatre années pour chaque bassin.

Les pics de concentration ne sont pas simulés, l'allure générale est beaucoup trop linéaire. Les résultats les meilleurs sont ceux de Meilleray, mais le niveau de pollution semble trop élevé, de même que sur l'Aubetin, et dans une moindre mesure sur l'Orgeval.

Le bassin le plus intéressant à étudier est celui de l'Orgeval, car il est le seul pour lequel les données de validation sont nombreuses. On voit que la concentration en NO₃ est très fluctuante, ce dont Riverstahler est incapable de rendre compte.

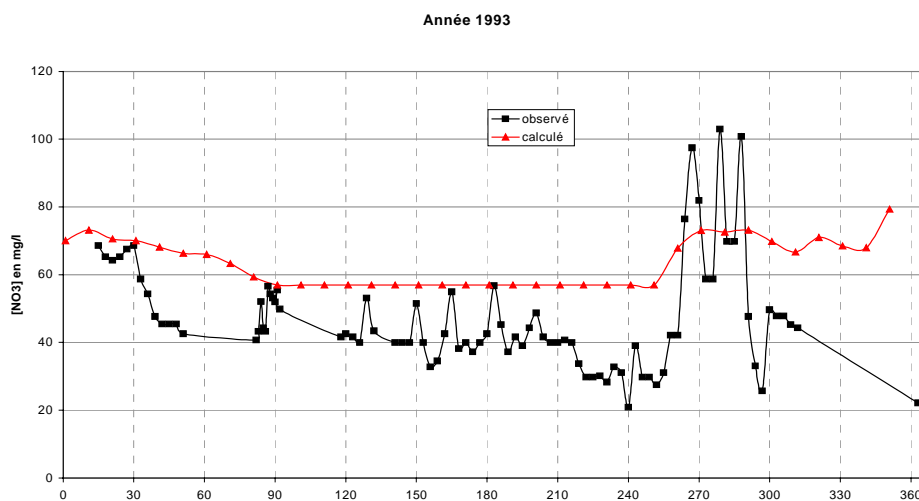


Figure 21 - Concentrations de NO₃ simulées et observées sur l'ORGEVAL (1993)

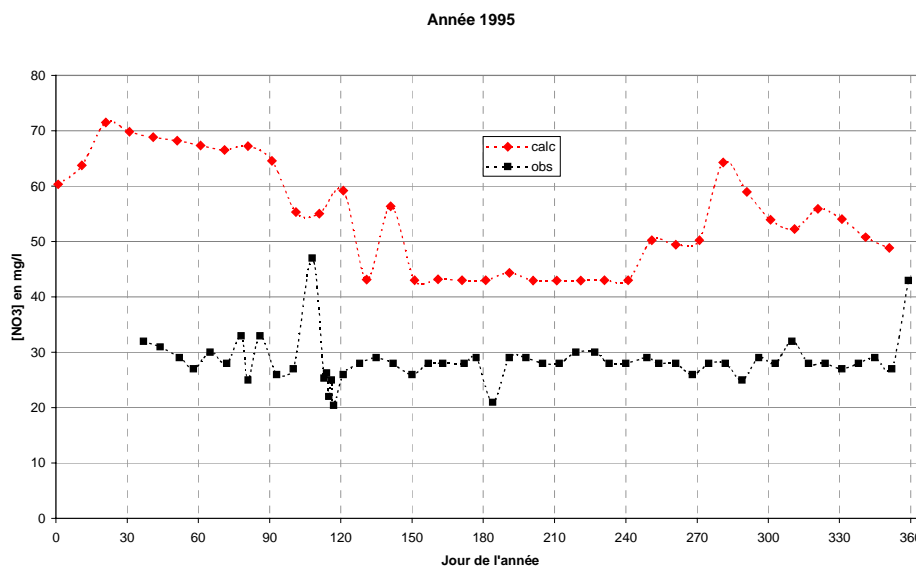


Figure 22 - Concentrations de NO₃ simulées et observées sur MEILLERAY (1995)

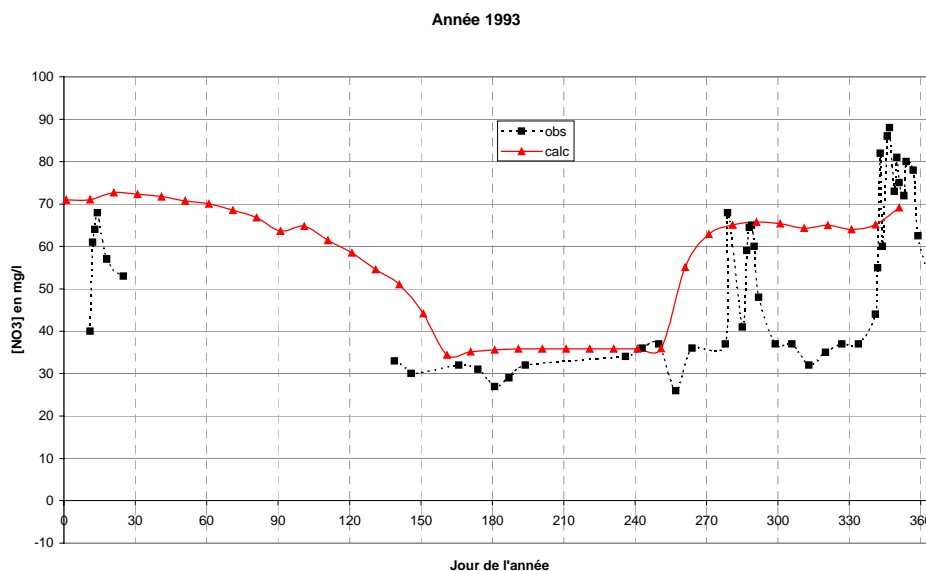


Figure 23 - Concentrations de NO₃ simulées et observées sur l'AUBETIN (1993)

Il a été impossible de faire des bilans en flux pour Meilleray et l'Aubetin, car les données de concentration en NO₃ sont trop rares. Appliquer une concentration mesurée ponctuellement, pour un débit connu approximativement, à une période de 5 à 20 jours, génère une incertitude trop importante sur les flux totaux, particulièrement sur des petits bassins versants (Vidon et al., 1999).

En revanche ce calcul est possible sur l'Orgeval. Le graphique de la figure 24 représente les cumuls de flux de NO₃ en fonction du temps. Le fait de moyenner les valeurs par décade gomme les crues, et rend ce type de graphique peu intéressant : il permet seulement de visualiser le bilan à l'échelle de l'année (il est excessif : flux totaux simulés de $1,2 \cdot 10^6$ kg de NO₃ contre $9 \cdot 10^5$ kg observés). Le graphe de double cumul (figure 25) permet de constater en pratique ce qui avait été évoqué en théorie au chapitre 1 : la courbe de lessivage modélisée est une droite qui croît en fonction de lame d'eau écoulée, tandis que la courbe de lessivage observée a une forme asymptotique.

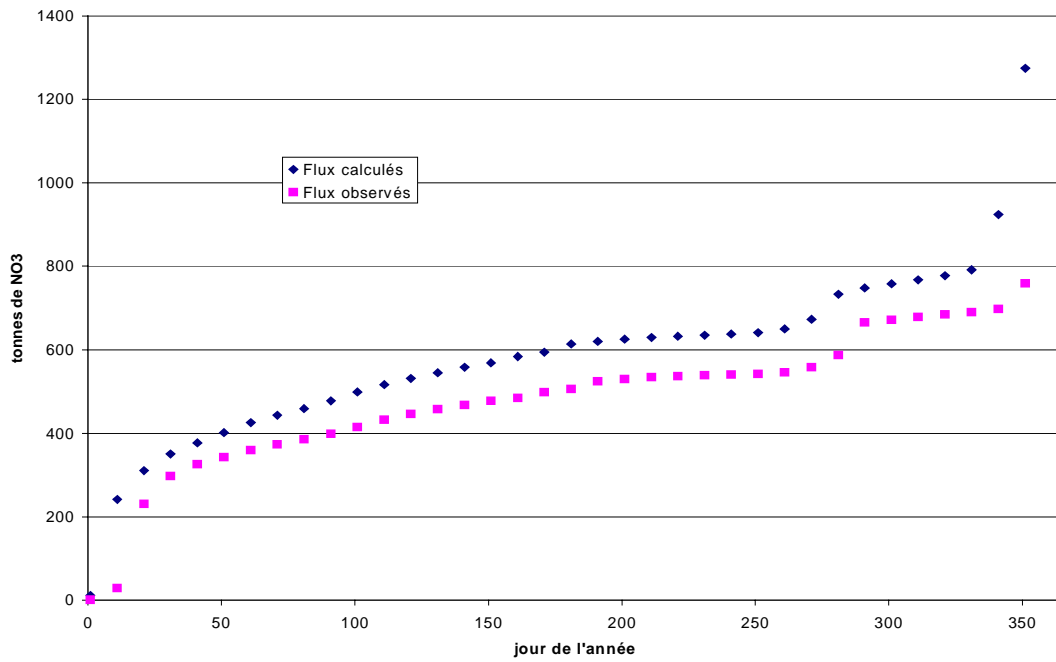


Figure 24 - Flux cumulés de NO3 en fonction du temps sur l'Orgeval (1993)

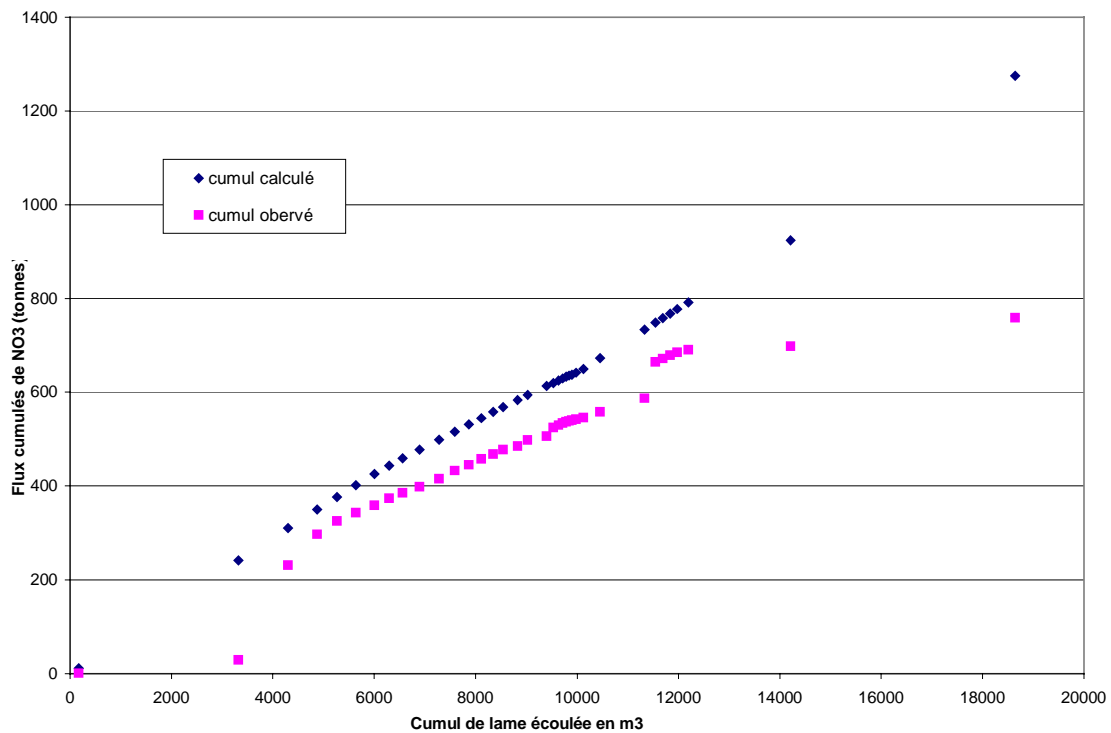


Figure 25 - Cumuls de NO3 en fonction du cumul de lame d'eau écoulée sur l'Orgeval (1993)

- Ajustement des coefficients de rétention

Nous avons recherché les coefficients de rétention riparienne pour que l'adéquation entre valeurs simulées et observées soit la meilleure possible. Nous donnons juste à titre d'exemple les résultats sur le bassin de l'Orgeval pour l'année 1993 en figure 26.

Avec à la base les données d'entrée issues de la méthode CORPEN, les meilleurs résultats sont obtenus avec les coefficients suivants :

	eaux de surface	eaux hypodermiques	eaux profondes
Orgeval	0.9	0.9	0.7
Aubetin	0.8	0.8	0.7
Meilleray	0.6	0.6	0.7

Ces valeurs sont relativement logiques : plus les bassins sont drainés, plus le coefficient approche de 1 (et moins la rétention riparienne est intense). Sur l'Orgeval et l'Aubetin, il y aurait plus de rétention sous le sol que dans le sol, ce qui peut être relié à la présence des drains dans les sols, qui accélèrent les transferts et annulent toute rétention.

Ces résultats sont bien entendus totalement dépendants des données d'entrée choisies ; en annulant toute rétention riparienne (les coefficients des trois compartiments sont alors égaux à 1), cela revient à choisir les concentrations suivantes :

	eaux de surface	eaux hypodermiques	eaux profondes
Orgeval	72	72	39.9
Aubetin	68	68	35
Meilleray	46.2	46.2	32.2

En comparant ces valeurs à celles du tableau 2 (II.3.2), on voit que la concentration de nitrates dans les eaux profondes à Meilleray serait, dans le cas d'une rétention nulle, égale à la concentration moyenne des eaux de la nappe de Champigny (32 mg/l). Les concentrations des eaux profondes seraient cohérentes avec les caractéristiques géologiques des sous-bassins, et enfin les valeurs de concentration sous-racinaire oscilleraient entre les résultats fournis par les deux méthodes s'appuyant sur des mesures de concentration sous-racinaire : ces valeurs ne sont donc pas invraisemblables non plus.

Il est impossible d'affirmer s'il se produit ou pas une quelconque rétention dans ces bassins : tout dépend des valeurs d'entrée choisies. Ces résultats confirment seulement que les différents modes de calcul de la concentration des eaux entrant dans le réseau hydrographique donnent des résultats plausibles, sans qu'on puisse opter pour tel ou tel.

On devra se contenter d'affirmer que les coefficients de rétention sont compris entre 0.6 (qui correspond à une assez forte rétention / élimination des nitrates, pour le bassins de Meilleray) et 1 (absence de rétention), suivant les données d'entrée choisies. Nous tenterons en quatrième partie d'affiner la précision de ces données d'entrée en expérimentant un nouveau mode de calcul.

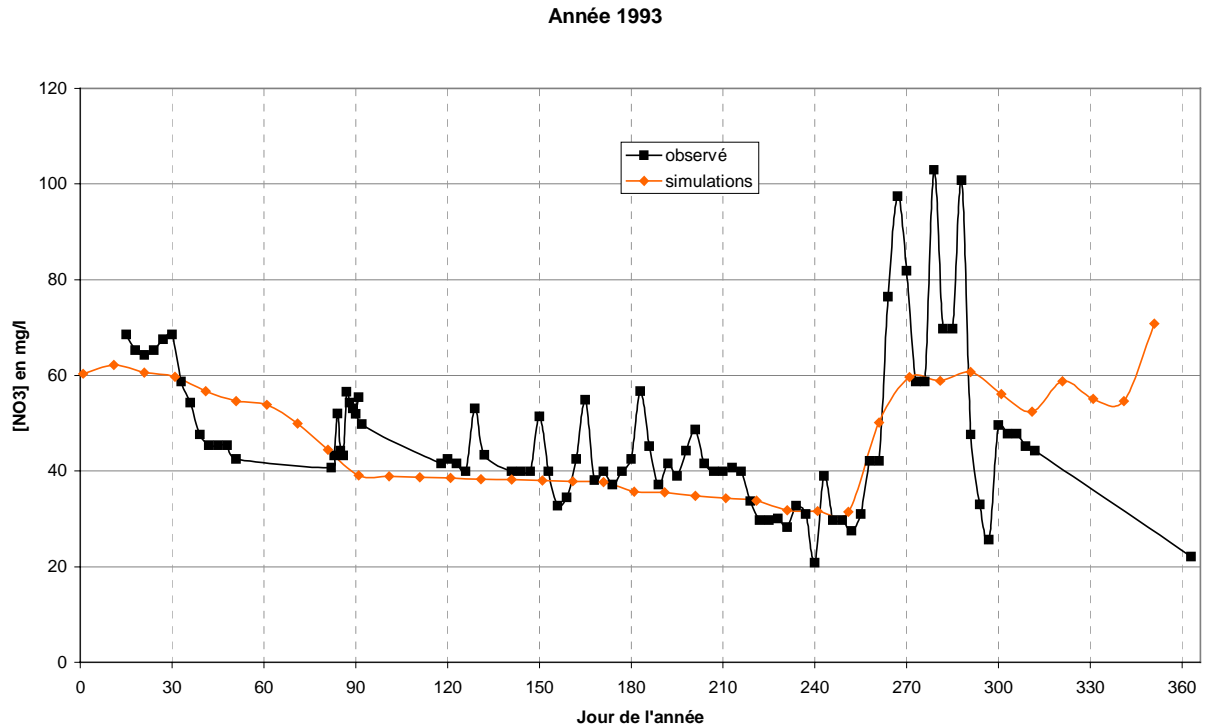


Figure 26 - Simulation des concentrations en nitrates (avec un calage optimisé) sur l'Orgeval

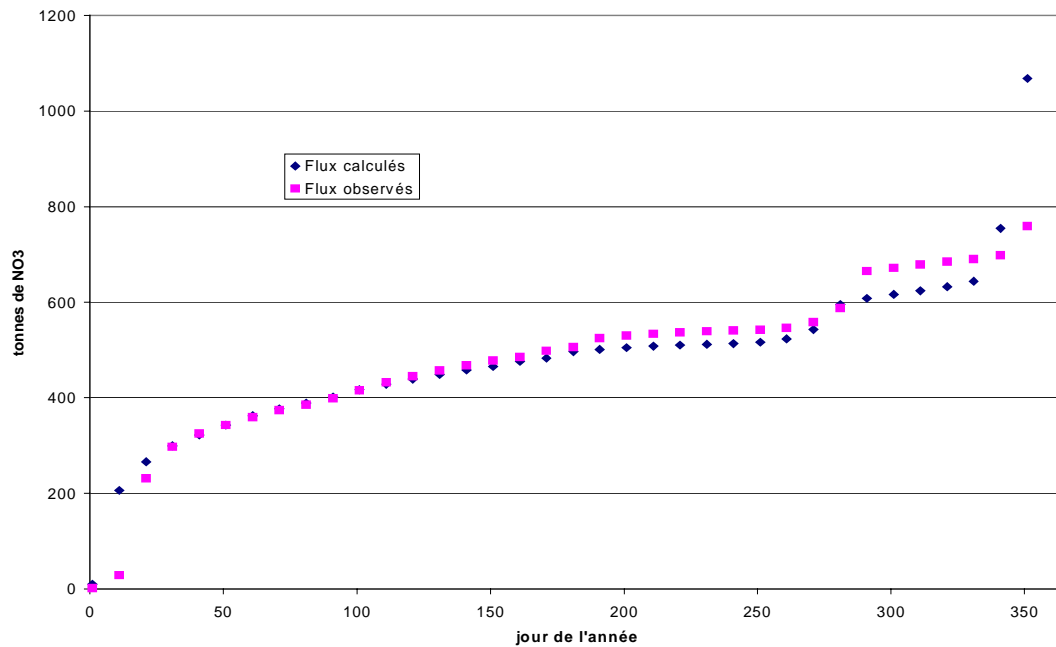


Figure 27 - Flux cumulés de nitrates en fonction du temps après calage sur l'Orgeval en 1993

2) Simulation sur le Grand Morin (3 feuilles + 1 axe) et comparaison avec la simulation sur le Grand Morin (un seul bassin)

Comme nous l'avons fait pour l'hydrologie, nous avons comparé les résultats de la simulation dans le bassin découpé, avec la simulation dans le Grand Morin non subdivisé. Pour cette dernière expérimentation, nous avons de nouveau pris les valeurs majorantes de la méthode « CORPEN » (qui, dans le cas du bassin de Villiers, est sensiblement égale à la valeur fournie par la méthode Billen et al.), et le coefficient de rétention des eaux profondes a été d'emblée calé à 0.7, puisque cette valeur était partagé par tous les sous-bassins. Nous avons laissé les coefficients des eaux superficiels à 1.

Les figures 28 et 29 représentent les résultats de ces deux approches.

Alors que la simulation en « 3 feuilles + 1 axe » donne de bien médiocres résultats (ce qui peut s'expliquer par le fait qu'elle n'est que l'addition de 3 simulations elles-même peu satisfaisantes), la simulation pour le bassin de Villiers non découpé paraît de très bonne qualité.

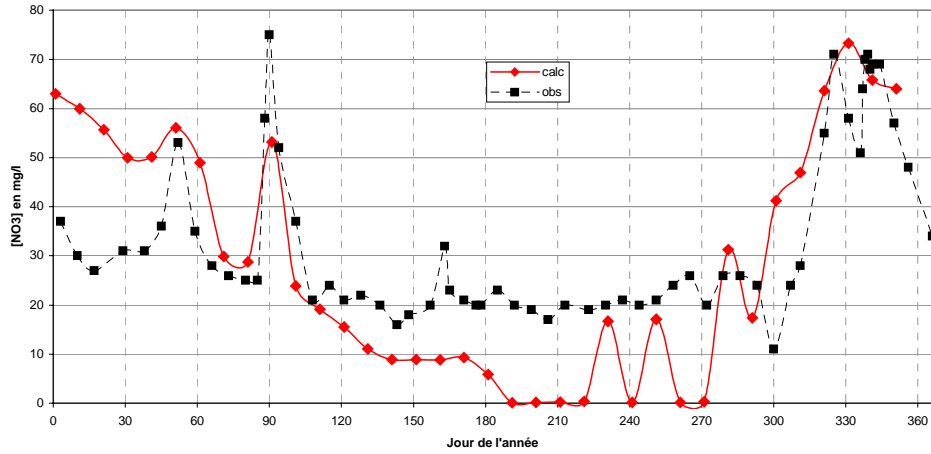
Certaines crues sont très bien simulées (en 1992 particulièrement), et le niveau des étiages est bien rendu. De plus contrairement à ce qui se passait pour les sous-bassins, les concentrations semblent être très réactives aux variations de débits. Les gros défauts de ces simulations (début 1995 par exemple) sont uniquement imputables à l'hydrologie.

Il semblerait que l'on ait mis en évidence un seuil dans le fonctionnement de Rive : alors que le modèle est très satisfaisant pour les bassins versants d'ordre 4, ou supérieur (comme l'ont montré les précédents travaux entrepris avec Riverstrahler), où le principal facteur limitant semble être l'hydrologie, aux ordres 3 où pourtant la simulation de l'hydrologie était meilleure qu'à Villiers, la simulation des concentrations des eaux en nitrates est uniformément mauvaise pour tous les sous-bassins, et a fortiori quand on agrège ces bassins dans un axe. Il faudrait donc éviter d'utiliser Rive pour des bassins d'ordre inférieur à 4.

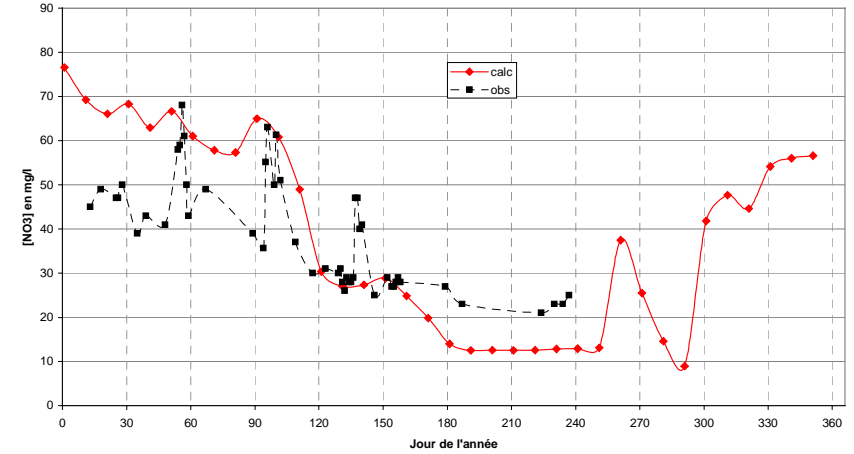
Même si nous sommes parvenus à des résultats relativement satisfaisants en utilisant le bassin de Villiers non découpé, le modèle a quand même des lacunes importantes pour simuler l'hydrologie et les flux de nutriments dans les bassins versants de petite taille. Dans la partie suivante nous nous sommes proposés de modifier soit le mode de calcul de certaines données d'entrée, soit le modèle lui-même sur certains aspects.

Figure 28 : Simulation Grand Morin 3 feuilles + 1 axe

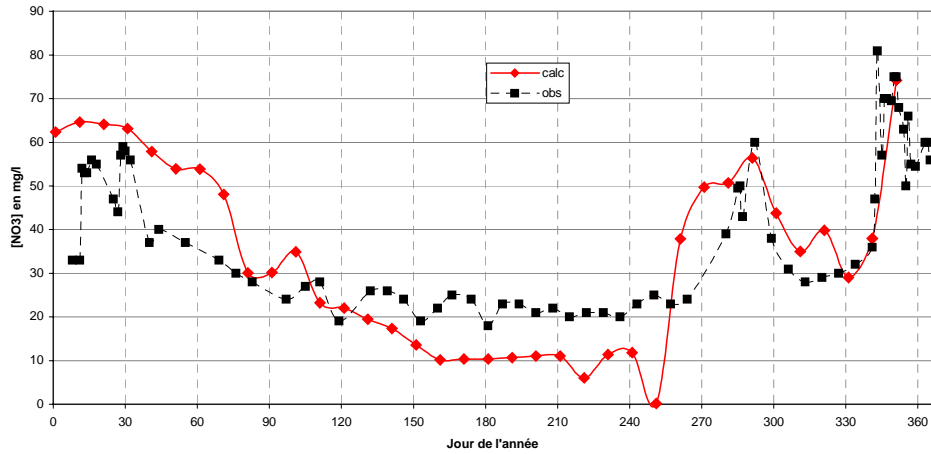
[NO3] Année 1992



[NO3] Année 1994



[NO3] Année 1993



[NO3] Année 1995

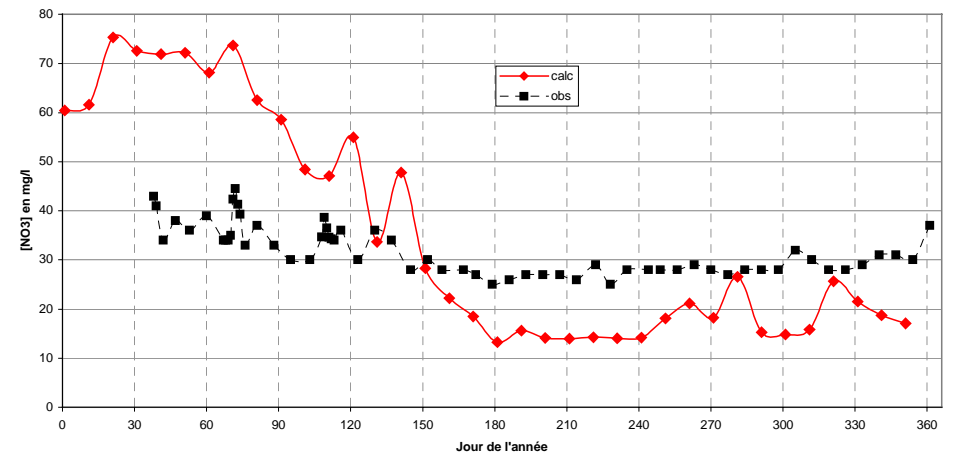
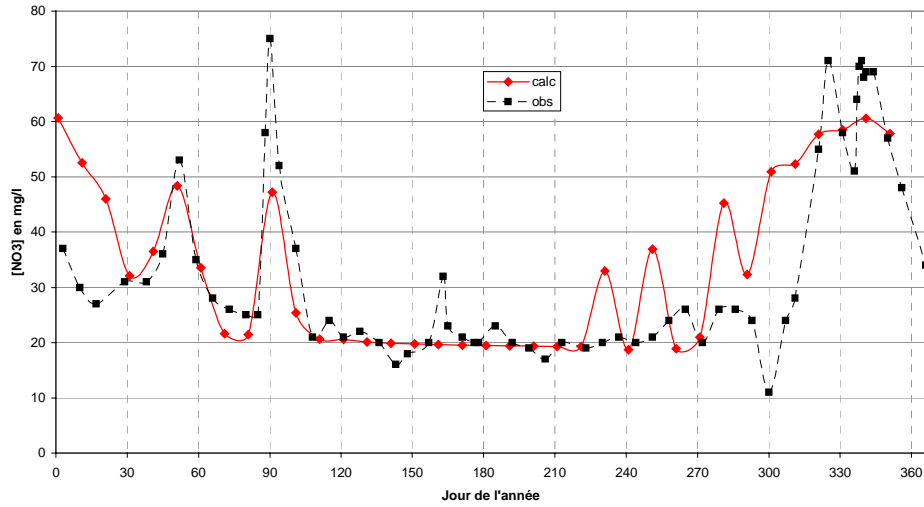
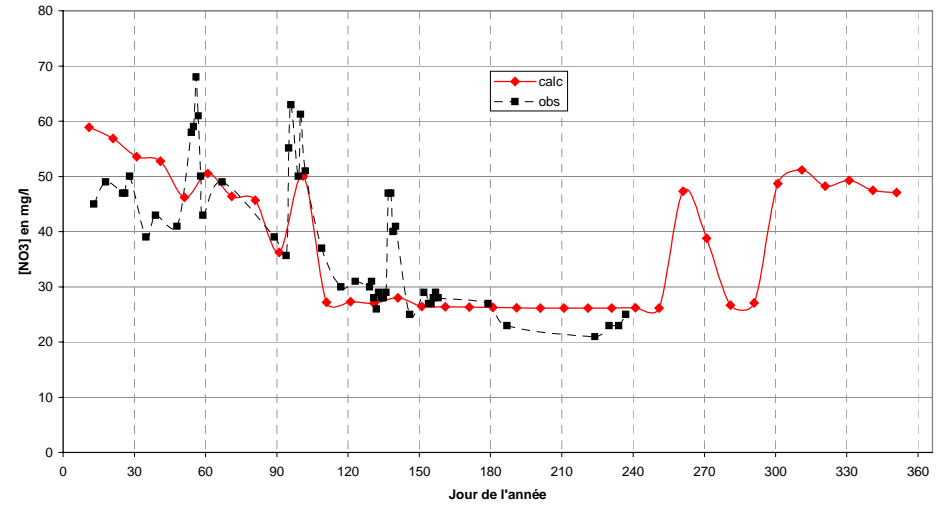


Figure 29 : Simulation Grand Morin non

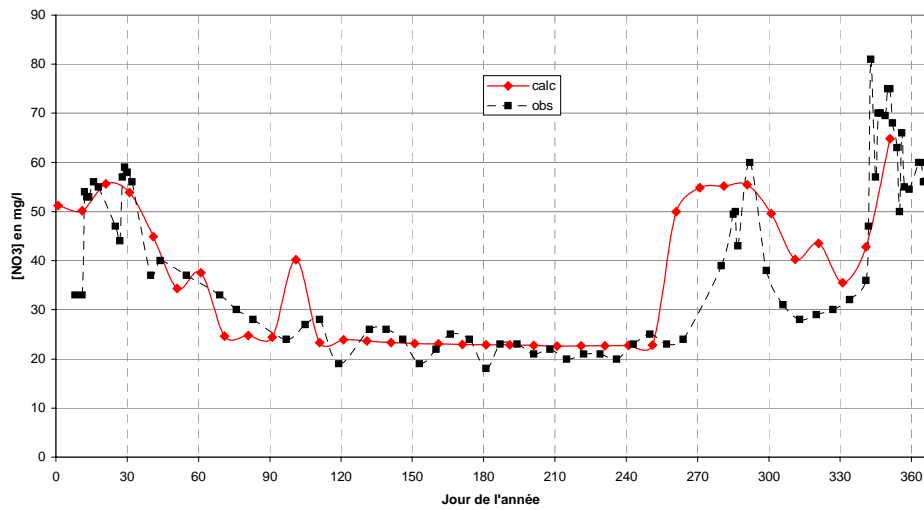
[NO3] Année 1992



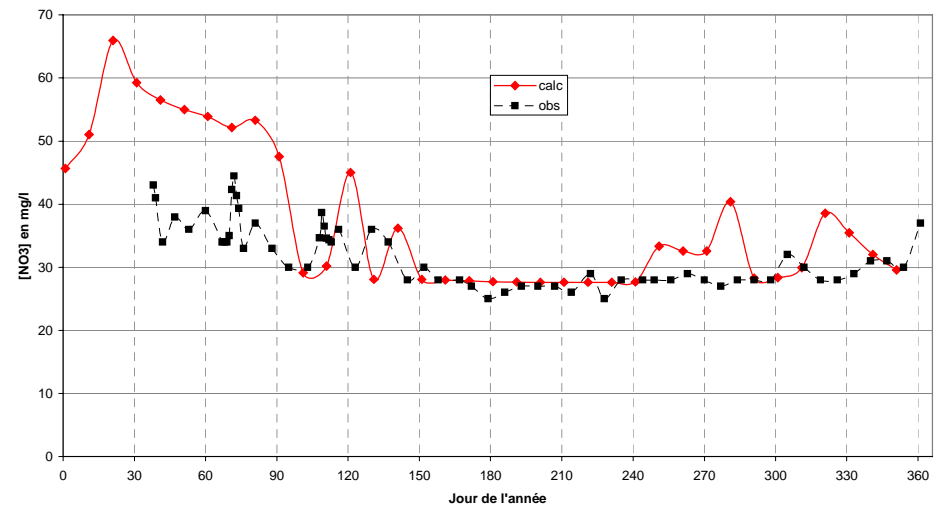
[NO3] Année 1994



[NO3] Année 1993



[NO3] Année 1995



IV. Tentatives d'amélioration de Riverstrahler

Nous avons identifié trois points essentiels qui gagneraient à être améliorés :

- La difficulté d'avoir des données d'entrée de concentration des eaux sous-racinares précises, en partie due au fait que les méthodes employées ne tiennent pas compte des successions culturales,
- Le module hydrologique est incapable de restituer la plupart des crues sur des bassins versants de petite taille. La raison première de cette incapacité tient au fait que le modèle fonctionne au pas de temps décadaire, échelle de temps qui convient certainement pour le bassin de la Seine, mais qui est inadapté à un bassin versant d'ordre 4 comme le Grand Morin, et a fortiori aux sous-bassins d'ordre 3.
- Impossibilité de faire varier la concentration des eaux sous-racinares au cours de l'année, pour tenir compte des événements comme la reprise de la minéralisation, les épandages d'engrais, la mise en charge du réseau de drainage...

Nous avons tenté de proposer un début de résolution à ces trois problèmes, dans la mesure de nos moyens et du temps imparti.

I.1 - Employer une nouvelle méthode de détermination des eaux sous-racinares

La chambre d'agriculture de Seine et Marne a réalisé, dans le cadre de l'opération Ferti-Mieux « des Morin à la Marne », des mesures de **Reliquats Entrée Hiver (REH)** de nitrates, sur une centaine de parcelles de références situées en Seine et Marne, dont 60 sont situées sur le bassin du Grand Morin, pour l'année 1996. Le REH est la quantité de nitrates résiduelle au début de l'hiver hydrologique (1^{er} décembre), susceptible d'être emportée vers les eaux superficielles ou souterraines. Ces REH ont été classés par succession de cultures, et non simplement par culture.

Si on parvenait à déduire de ces REH parcellaires un reliquat lessivable à l'échelle du bassin, et qu'on arrivait à le lessiver en fonction de l'hydrologie de l'année, on parviendrait à obtenir une concentration variable d'une année sur l'autre et d'un niveau de fiabilité accru.

Les nitrates sont mesurés dans trois horizons de 0 à 30 cm, de 30 à 60 cm et de 60 à 90cm, en kg/ha.

Pour chaque succession, on dispose donc d'un REH de nitrates correspondant au stock de nitrates susceptible d'être emporté par les eaux de lessivage. Il va falloir :

- déterminer les successions présentes sur le bassin
- leur attribuer un REH correspondant au REH moyen relevé sur les parcelles de référence ayant les mêmes successions,
- mettre en mouvement ce stock à l'aide d'une fonction de lessivage appropriée.

1) Raisonnement pour identifier les successions culturales

Pour déterminer les successions présentes sur le bassin, nous avons utilisé une méthode conseillée par les agronomes de la Chambre d'Agriculture. Nous allons raisonner à partir de l'occupation du sol agricole en 1996 sur le Grand Morin, et tenter de déterminer les successions pour 1995 et 1996. La méthode utilisée présuppose que toutes les successions se

font sur deux ans seulement, ce qui est une approximation acceptable au vu de l'évolution des pratiques notée par Benoît -cf. II,2,3-(les REH relevés par la chambre d'agriculture sont de toutes façons classés selon des successions en deux ans).

Culture	% de la SAU
Blé	39.6
Orge de printemps	5.2
Escourgeon	5.3
Avoine	0.3
Maïs	9.5
Colza	4.5
Tournesol	0.5
Pois	11.8
Jachère	9.2
Prairie	3.7
Inconnu	10.4

Tableau 8 - Occupation du sol agricole en 1996 sur le Grand Morin

Nous adopterons la notation conventionnelle A / B, avec A la culture de l'année en cours, et B le précédent de l'année antérieure, et nous appellerons P les cultures de printemps et H les cultures d'hiver.

Sur le Grand Morin, les cultures d'hiver sont le blé et l'escourgeon : mais l'escourgeon étant faiblement représenté par rapport au blé, et surtout les mesures concernant la succession P / escourgeon étant inexistantes dans les données de la chambre d'agriculture, on a considéré que les mesures effectuées pour le blé pouvaient s'appliquer à l'escourgeon.

On suppose dans un premier temps qu'une **culture de printemps est toujours précédée d'une culture d'hiver**, et qu'une **culture d'hiver est toujours précédée d'une culture de printemps**. Ceci permet déjà de trouver immédiatement les successions de type P / H (qui sont simplement égales aux proportions de cultures P en 1996 : par exemple Maïs / Blé = proportion de maïs en 1996).

Pour connaître les précédents du blé et de l'escourgeon, on fait l'hypothèse que l'occupation du sol à l'échelle du bassin en 1996, est semblable à celle de 1995 (tandis qu'à l'échelle de la parcelle, les successions ont tourné). Ceci permet d'établir que les successions de type H / P sont égales à la proportion de cultures P en 1996 (Blé / Maïs = proportion de maïs en 1996).

Nous pouvons alors affiner le raisonnement et revenir sur la première hypothèse :

Si $\sum H > \sum P$, cela signifie qu'il y a des successions de type H / H, dont la proportion est fournie par $\sum H - \sum P$.

Si $\sum H < \sum P$, alors il existe des successions de type P / P. On répartit équitablement le surplus $\sum H - \sum P$ entre les différentes cultures de printemps.

On considère de plus que les prairies sont pour moitié des prairies temporaires, et pour moitié des prairies permanentes (n'entrant donc pas dans le jeu des successions).

En appliquant cette méthode aux trois sous-bassins, à l'axe et à Villiers, on obtient les successions du tableau 9 pour les années 1995 et 1996.

On multiplie ensuite cette proportion par le REH moyen par succession fourni par la chambre d'agriculture, et par la SAU du bassin considéré. On obtient alors un stock de nitrates qu'il faut mettre en mouvement.

	VILLIERS	ORGEVAL	AUBETIN	MEILLERAY	AXE
blé/blé	9.5	8.5	11.5	12	7
blé/pois	12	13	13	9	12
pois/blé	12	13	13	9	12
blé/maïs	9	15	10	4	12
maïs/blé	9	15	10	4	12
blé/jachère	4.5	4.5	4.5	4	5
jachère/blé	4.5	4.5	4.5	4	5
blé/orge	5	3	5	7	5
orge/blé	5	3	5	7	5
Blé/colza	5	1	4	8	4
colza/blé	5	1	4	8	4
Jachère fixe	4.5	4.5	4.5	4	5
prairie	4	3	2	3	5
inconnu	11	11	9	17	7

2) Modèle de lessivage

Pour mettre en mouvement ce stock de nitrates, nous avons imaginé un petit modèle dont le principal intérêt est qu'il est peu sensible à l'intensité de la lame d'eau drainée.

Le sol est divisé en trois compartiments correspondant aux horizons de mesure des REH. Les nitrates passent de compartiment en compartiment par une fonction de Burns. Dans le dernier compartiment, dont la profondeur (60-90 cm) correspond à la profondeur d'enfoncement des drains enterrés, une fonction de lessivage asymptotique du type de celle décrite en I.4.2 assure l'exportation des nitrates hors du sol.

Tableau 9 – Pourcentage de successions culturales dans chaque unité

La fonction de Burns est valable surtout pour les transferts verticaux et en terres non drainées. Sa formulation simplifiée, que nous avons utilisée, est de ce type :

$$\frac{N_{lessivé}}{N_{initial}} = \left(\frac{Ed}{Ed + Vm/100} \right)^{h-0.5w}$$

Avec **Ed** (cm) = eau drainante, ou eau efficace, qu'on obtient normalement par la relation $Ed = \sum (P - k * ETP)$, k étant un coefficient dépendant de la culture considérée. Ce calcul doit être effectué une fois que la réserve utile est remplie, la fonction de Burns n'ayant pas de sens quand cette dernière n'est pas saturée.

Vm = capacité au champ en % volumique

h (cm) = profondeur du profil de sol

0.5w (cm) = profondeur du centre de gravité de la répartition des nitrates

Nous avons pris la valeur de 24% pour Vm (valeur moyenne pour les sols argilo-limoneux majoritaires sur le bassin), et 90 mm pour h.

Nous reviendrons sur le calcul de Ed plus loin.

On rappelle la fonction de lessivage exponentielle présentée plus haut :

$$F = Fa(1 - \exp(-\frac{D}{a}))$$

Dans notre cas, nous prendrons :

Fa = REH obtenu dans le sous-bassin,

a = 90 mm

D, lame drainante, est un terme équivalent à Ed dans la formule de Burns.

Pour trouver ce terme de lame drainée, plutôt qu'appliquer la formule $Ed = \sum(P - k * ETP)$, qui impliquait un certain nombre de choix arbitraires, nous avons préféré déterminer la quantité d'eau drainante directement à partir des lames d'eau observées aux exutoires des bassins, selon une méthode graphique empirique mais précise, utilisée par Arlot (1999) et Vidon et al. (1999). Sur un graphique de double cumul, représentant en abscisse le cumul de pluie brute et en ordonnées le cumul de lame d'eau écoulée, les dates de début et de fin de la saison de drainage intense (SDI) sont déterminées par les changements brusques de la pente de la courbe de lessivage. Sur le bassin de l'Orgeval et pour l'année hydrologique 1995-1996, la courbe a la forme représentée en figure 30. On obtient la lame d'eau drainante en calculant la lame d'eau écoulée entre ces deux dates.

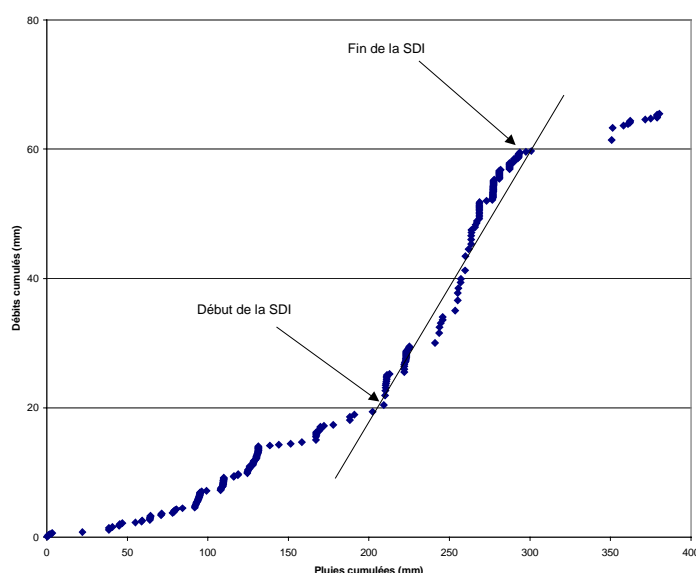


Figure 30 - Courbe de lessivage en double cumul sur l'Orgeval (1995-1996)

La quantité de nitrates lessivée par la fonction exponentielle est ensuite diluée dans la lame d'eau drainante de l'année pour qu'on obtienne au final une valeur de concentration. Programmé dans un tableur, ce petit modèle de lessivage permet d'avoir facilement une valeur de concentration par sous-bassin et aussi par année.

La limite de cette méthode est que nous ne disposons que des REH pour l'année 1996, alors que cette quantité présente de fortes variations d'année en année. De plus la variabilité entre les mesures de REH d'une même succession est très importante.

Ce mode de calcul présente finalement un degré d'incertitude aussi important que les autres.

3) Résultats

Les valeurs de concentration des eaux sous-racinaires obtenues avec ce modèle pour les années 1992 et 1995 (une année sèche et une année humide) sont dans le tableau 10. Pour comparaison, nous avons placé à côté les valeurs des méthodes «Billen et al.» et «CORPEN».

	Méthode REH 1992	Méthode REH 1995	Méthode Billen	Méthode CORPEN
Villiers	75	72	69	70
Aubetin	81	84	77	85
Meilleray	71	74	64	77
Orgeval	73	62	69	80

Tableau 10 - Comparaison de méthodes de calcul de concentration des eaux sous-racinaires (mg/l de NO₃)

Une fois de plus, les valeurs sont du même ordre de grandeur, et sont pour la plupart étonnamment proches les unes des autres malgré des modes de calcul très différents, ce qui est plutôt un signe encourageant.

1.2 - Modification du modèle hydrologique au pas de temps journalier

Modifier l'ensemble du modèle pour un pas de temps journalier aurait été idéal, mais c'est une opération lourde qui s'est avérée impossible à réaliser dans le temps imparti. Nous nous sommes contenté de réaliser l'adaptation d'Hydrostrahler à ce pas de temps.

Nous avons dans un premier temps repris le modèle tel quel en modifiant seulement les pas de temps. Les résultats de la modélisation pour l'année 1995 apparaissent en figure 31

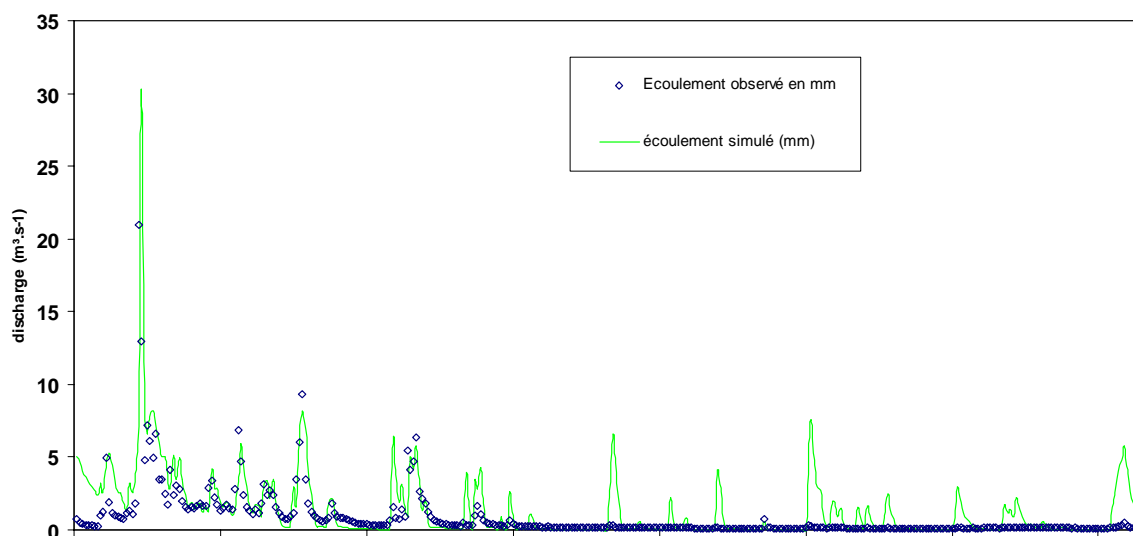


Figure 31 - Hydrostrahler journalier adapté à l'Orgeval (1995)

Les résultats sont remarquables pendant la période de crues : les débits simulés sont très réactifs et suivent de près les débits réels.

Cependant un problème qui n'existait pas dans la version décadaire est apparu : les débits sont toujours surestimés en été, chaque pluie générant systématiquement de l'écoulement.. Ces pluies sont, à l'échelle de la journée, largement supérieures à l'évapotranspiration, c'est pourquoi elles remplissent le réservoir sol, qui mécaniquement prélève une part de cette recharge pour alimenter l'écoulement intermédiaire. Au pas de temps décadaire, les courtes pluies journalières étaient absorbées par l'évapotranspiration cumulée de 10 jours , et n'atteignaient ainsi jamais le réservoir sol.

Pour corriger ce défaut, nous avons modifié l'expression de la formule donnant naissance à l'écoulement intermédiaire.

Au lieu de $E_{ci} = tecs * SOL$,

ici $E_{ci} = tecs * (SOL - solsat/n)$ ET si $(SOL - solsat/n) < 0$, alors $e_{ci} = 0$

n doit être calé manuellement ; dans le cas représenté figure 32, $n=2$

Cela revient à interdire l'écoulement intermédiaire si le sol descend en-dessous d'un seuil (une sorte de capacité de rétention).

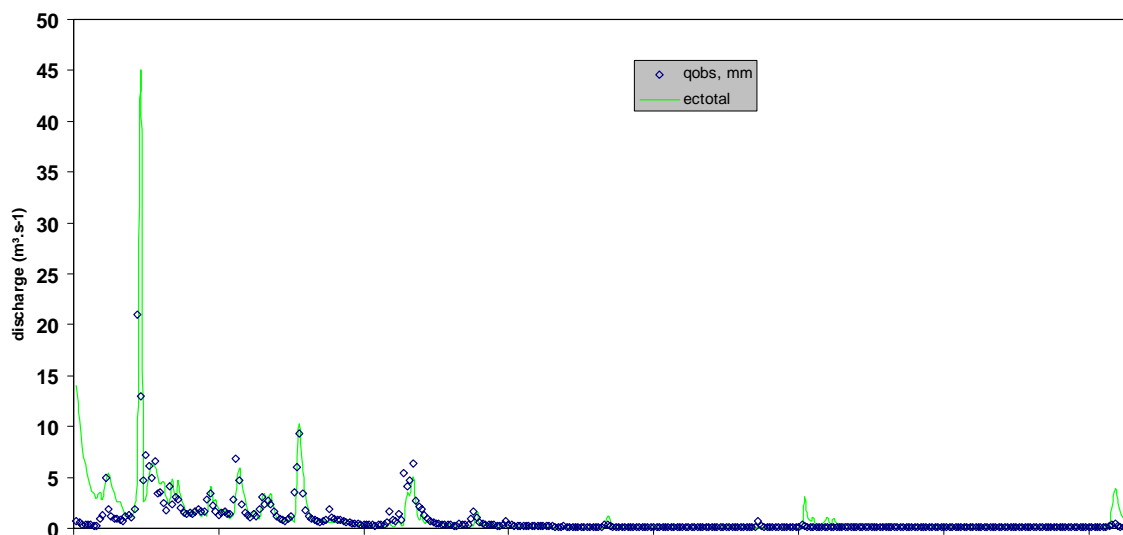


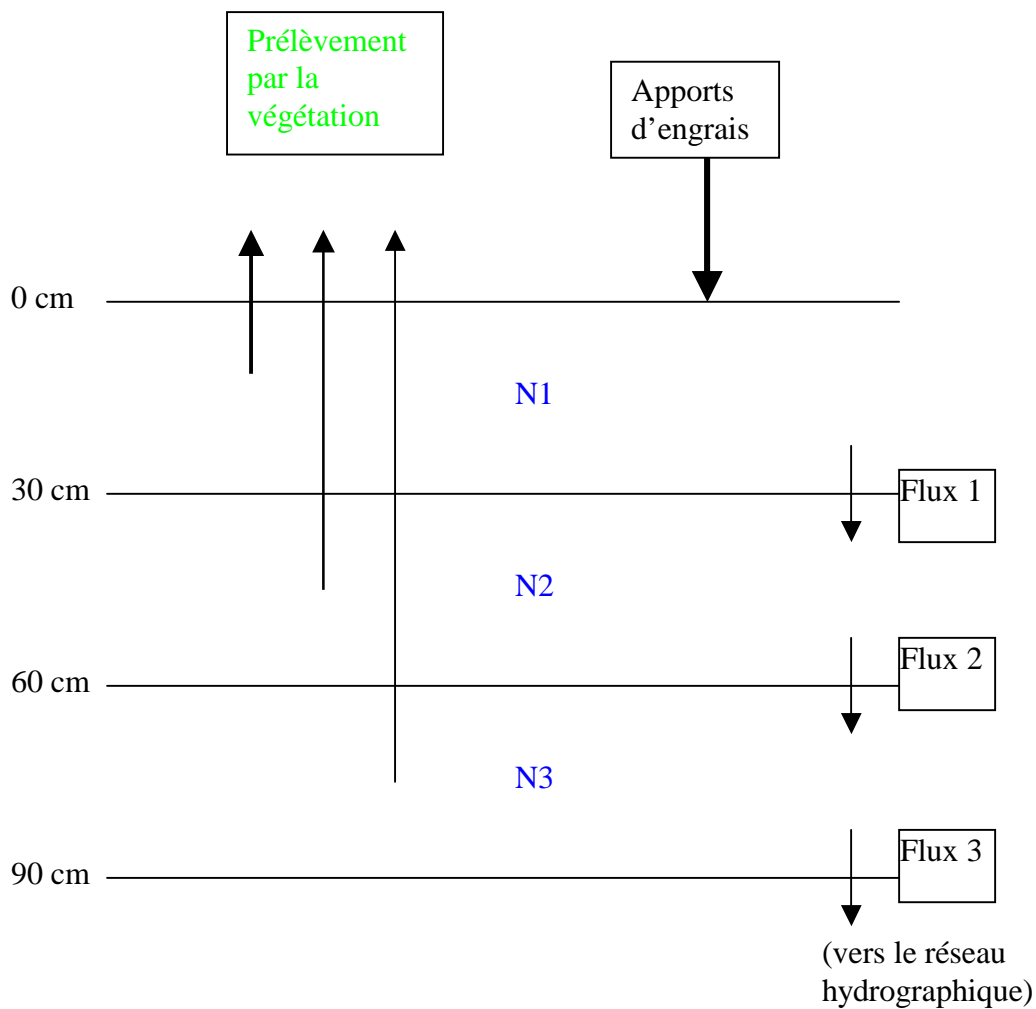
Figure 32 - Simulation avec écoulement intermédiaire modifié (Orgeval, 1995)

Ce défaut n'apparaît plus que pour deux crues. On notera que cette modification a pour effet pervers de grossir les crues d'hiver.

Dans le prolongement de ce modèle hydrologique amélioré, nous avons tenté de faire un petit modèle de gestion du cycle de l'azote dans les sols, destiné à fournir à Rive des entrées non pas année par année, mais jour par jour, en tenant compte des épandages d'engrais, et du prélèvement par la végétation.

I.3 – Un petit modèle de gestion du cycle de l'azote dans les sols

Le modèle fonctionnait de la façon indiquée figure 33 :



Avec :

$N1, N2$ et $N3$ = Quantité de nitrates contenue dans l'horizon,

Eci = écoulement hypodermique,

Inf = infiltration,

SOL = hauteur du réservoir « sol »

$$Flux1 = \frac{Eci + inf}{SOL/3} * N1$$

$$Flux2 = \frac{Eci + inf}{SOL/3} * N2$$

$$Flux3 = \frac{Eci + inf}{SOL/3} * N3$$

N1, N2 et N3 sont recalculés à chaque pas de temps :

$N1 = N1_{j-1} - F1 + \text{Apports d'engrais} - 0.5 \text{ prélèvements par la végétation}$

$N2 = N2_{j-1} - F2 + F1 - 0.3 \text{ prélèvements par la végétation}$

$N3 = N3_{j-1} - F3 + F2 - 0.2 \text{ prélèvements par la végétation}$

Les prélèvements par la végétation ont été fixés

les paramètres Eci , inf et SOL étant fournis par le modèle hydrologique de la partie IV.2

Enfin, $C = \frac{N3}{SOL/3}$, où C est la concentration des eaux sous-racinaires.

Ce modèle n'a malheureusement pas pu fonctionner correctement, parce que le niveau de SOL fourni par le modèle hydrologique ne permettait pas de fournir un flux continu de nitrates. SOL avait tendance à s'annuler fréquemment ; des conditions ayant été ajoutées pour y palier, son niveau restait trop fluctuant et donnait des concentrations journalières de l'ordre de quelques centaines de mg/l au moment des crues, pour redescendre brutalement. D'autres conditions auraient pu être ajoutées pour contraindre son niveau, mais alors c'est la simulation hydrologique qui aurait été affectée.

Il nous a paru impossible d'obtenir des résultats exploitables, mais l'expérimentation mériterait d'être poursuivie cependant.

CONCLUSION

L'application du modèle Riverstrahler au Grand Morin aura été riche d'informations sur le modèle lui-même : il semble que ce dernier fonctionne très mal sur les bassins versants d'ordre inférieur à 4. Le fait de découper le Grand Morin en trois sous-bassins d'ordre 3, loin d'améliorer la qualité des simulations, a fait franchir un seuil, au-delà duquel les données ne sont plus exploitables.

En revanche sur le Grand Morin seul, le modèle donne des résultats tout à fait satisfaisants, malgré une modélisation des débits approximative. L'absence de prise en compte d'une variation de la concentration des eaux sous-racinaires au cours de l'année, qui en théorie aurait dû beaucoup entraver le fonctionnement du modèle, n'empêche manifestement pas Riverstrahler de simuler « les variations géographiques et saisonnières du débit et de la qualité des eaux » correctement, puisque c'est là son objectif affiché.

Le facteur limitant nous a paru être plutôt le module hydrologique. Son adaptation au pas de temps journalier et son application au bassin de l'Orgeval semblent montrer que ce n'est pas la simplicité du modèle qui est en cause, mais son fonctionnement au pas de temps décadaire.

Enfin la méthode employée pour déterminer les concentrations des eaux sous-racinaires au moyen d'une simple équation, a donné des résultats très proches de ceux obtenus par des simulations beaucoup plus lourdes à mettre en œuvre, à cause des nombreuses données d'entrée qu'elles réclament. Cette simple équation semble là encore constituer une approximation valide.

En revanche, il est bien difficile de tirer des conclusions sur le fonctionnement des bassins du Grand Morin : on ne peut pas se prononcer sur une valeur du coefficient de rétention, tout dépendant des données d'entrée choisies. Cependant trois méthodes de calcul donnant pour le bassin de Villiers des chiffres très proches, nous incitent à accorder du crédit aux données d'entrée pour ce bassin en particulier, et nous amènent à penser qu'il n'y a pas de rétention sensible des nitrates sur le Grand Morin. Nous rejoindrions alors les conclusions d'une étude de Vidon et al. (1999) sur l'absence de rétention dans les bassins amont.

Bibliographie

Arlot M.P., 1999 – Lessivage des nitrates : Drainage acteur, Drainage témoin ?, Thèse de Doctorat, Paris VI / CEMAGREF

Benoît M. et al., 1999 – Rapport scientifique d'étape. Contrat de recherche INRA/CNRS. Programme PIREN-Seine 1998-2001, INRA SAD, Mirecourt

Billen et al., 1999 – Seneque 1.3, Notice d'utilisation, programme PIREN Seine, UMR Sysiphe, Paris VI

Bleuse N., 1999 – Influence de la forêt sur l'écoulement et la qualité des eaux de deux petits bassins versants ruraux, mémoire de maîtrise de géographie physique, Paris I / CEMAGREF

Brunstein D., 1999 – Un système d'information géographique pour l'analyse du continuum amont - aval et des changements d'échelle dans un système fluvial. Exemple du bassin versant du Grand Morin, Thèse de Doctorat de l'Université Paris I

CEMAGREF, 1987 – Bassin versant de l'Orgeval – Présentation et principaux résultats, Antony

CEMAGREF, 1996 – Bassin versant de l'Orgeval. Annuaire graphique 1993-1994-1995, Antony

Cosena-Alcolea I., 1997 – Maîtrise de la pollution par le nitrate dans le bassin versant du Grand Morin. Propositions d'indicateurs de suivi et d'une méthodologie pour l'identification des zones naturelles d'épuration, mémoire de DESS Pollutions chimiques et environnement, université Paris XI / CGE

Daguzan M., 1998 – Opération « des Morins à la Marne » : Mise en place d'outils de diagnostic des risques de pertes de nitrates à partir de données d'occupation du sol, mémoire pour l'obtention du Diplôme d'Agronomie Approfondie, INA P-G / CGE.

DES MORIN A LA MARNE, Action Prévention Nitrates. Dossier de candidature au label Ferti-mieux, version n°2, 1999

Ferlier M., 1999 – Etude des risques de pollution nitrique liés aux successions de cultures par bassin versant, mémoire de fin d'études à l'INA-PG, INA P-G / CGE

Gaury F., 1992 – Systèmes de culture et teneurs en nitrates des eaux souterraines, thèse de Doctorat, INRA Mirecourt, 229 p. + annexes

Hannon E., 1997 – Logiciel intégré Riverstrahler. Manuel technique, Université libre de Bruxelles

Ibipress, 1999 - Productions végétales, CD ROM de la collection « Techniques agricoles », développé par ibipress avec l'appui financier de l'Enesad-Cnerta.

KAO C., 1994 – Le ruissellement en parcelle agricole en situation hivernale. Mécanismes de genèse et modélisation. Parcelles drainées et non drainées, Site de la Jaillière (Maine et Loire), mémoire de DEA à Paris VI, 55p.

Mégnién C., 1979 – Hydrogéologie du bassin de Paris. Mémoires du BRGM, n°98, BRGM, Paris, 532 p.

Meybeck et al., 1998 – La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé. Elsevier, Paris

Normand B., 1996 – Etude expérimentale et modélisation du devenir de l'Azote dans le système sol-plante-atmosphère, Thèse de l'université Grenoble 1.

Pacquereau V., 1996 – Diagnostic de la pollution par les nitrates du bassin versant du Grand Morin, mémoire de DEA HHGG, Paris VI / CGE

PIREN-Seine, 2000 – Rapport d'activité 1999, UMR Sysiphe

Prat M., 1982 – Simulation numérique du transport de produits réactifs dans les sols. Cas de l'azote dans les relations bassin-versant rivière, Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 184 p. + annexes.

Trincal L., 1994 – Recensement des superficies drainées d'un bassin versant agricole à l'aide d'un SIG. Application au bassin versant expérimental de l'Orgeval en Seine et Marne, mémoire d'ingénieur ESGT, CEMAGREF

Vidon et al., 1999 – Utilisation et réhabilitation des zones de fonds de vallons en bassin versant rural partiellement drainé, Cemagref, 32 p.

ZIMMER, 1989 – Transferts hydriques en sols drainés par tuyaux enterrés. Compréhension des débits de pointe et essai de typologie des schémas d'écoulement. Thèse université Paris VI, 327 p.