HAL
open science

Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens

Sylvain Payraudeau

To cite this version:

Sylvain Payraudeau. Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. Sciences de la Terre. ENGREF (AgroParisTech), 2002. Français. NNT : . tel-00005633

HAL Id: tel-00005633

https://pastel.hal.science/tel-00005633

Submitted on 5 Apr 2004

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ECOLE NATIONALE DU GENIE RURAL, DES EAUX ET DES FORÊTS

N° attribué par la bibliothèque
/__/__/__/__/__/__/__/__/__/__/

THESE

pour obtenir le grade de

Docteur de l'ENGREF
Spécialité : Sciences de l'eau

présentée et soutenue publiquement le 24 mai 2002 par
Sylvain PAYRAUDEAU

*à **l'Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts***
*Centre de : **Montpellier***

TITRE :

MODELISATION DISTRIBUEE DES FLUX D'AZOTE SUR DES PETITS BASSINS VERSANTS MEDITERRANEENS

devant le jury suivant :

C. MILLIER	ENGREF	Président
M. BENOIT	INRA Mirecourt	Rapporteur
K. BEVEN	Université de Lancaster	Rapporteur
M. G. TOURNOUD	Université Montpellier II	Examinateur
F. CERNESSON	ENGREF	Examinateur
M. DEBLAIZE	Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse	Examinateur
F. BRISSAUD	Université Montpellier II	Directeur de thèse

Thèse préparée à
L'Unité Mixte de Recherche Cemagref-ENGREF « Structures et Systèmes Spatiaux »
Montpellier

à Françoise …

Remerciements :

Je tiens à remercier en premier lieu François Brissaud d'avoir accepté d'être le directeur de cette thèse.

Mes remerciements vont conjointement et tout particulièrement à Flavie Cernesson et Marie George Tournoud pour leur encadrement et leur soutien qui m'ont permis de mener à bien ce projet.

Je remercie Keith Beven, Professeur au Department of Environmental Sciences de l'Université de Lancaster et Marc Benoît, Directeur de recherche de l'INRA Mirecourt de m'avoir fait l'honneur d'accepter de juger ce mémoire.

J'adresse mes remerciements à Michel Deblaize, Délégué régional de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse pour avoir accepter de participer au jury de thèse.

Je voudrais également remercier Claude Millier pour son écoute et son soutien lors des étapes cruciales de cette thèse.

Les travaux présentés n'auraient probablement pu aboutir sans la collaboration de l'UMR Structures et Systèmes Spatiaux CEMAGREF-ENGREF et l'UMR hydrosciences (CNRS, IRD, Université Montpellier II). Je tiens donc à remercier Gilles Lechapt puis Sylvain Labbé et Eric Servat pour leur accueil au sein de leur unité de recherche respective. Je tiens particulièrement à remercier Alain Delacourt de m'avoir fait confiance et ouvert les portes de l'UMR Structures et Systèmes Spatiaux lors de mon stage de DEA.

Un grand merci aux chercheurs des deux UMR pour leurs conseils avisés. Merci également aux actuels et anciens thésards de la Maison de la Télédétection et de la Maison de l'Eau : Julie, Dunia, Alice, Sandra, Maria, Pei, Benoît, Indarto, Emmanuel, Damien, Nicolas, Fabien, François et tous les autres... Merci à Claire Rodier et Jeanine Saurin pour la relecture de ce mémoire et le soutien logistique en fin de thèse.

Les nombreuses données manipulées dans ce travail n'auraient pu être récoltées sans le concours des différents acteurs de l'Eau gravitant autour des bassins d'étude. Je tiens en particulier à remercier la Chambre d'Agriculture pour sa disponibilité et la mise à disposition des données des pratiques agricoles lors du stage de DEA de Fabien Dauriac, les gestionnaires des réseaux d'assainissement et des stations d'épuration, l'Agence de l'Eau, le Conseil Général de l'Hérault, la DDAF et la DIREN.

Merci enfin à mes parents et à Emilie qui m'ont permis de me ressourcer « au vert » à chaque retour dans le grand ouest vendéen.

Résumé

Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens. ENGREF, Montpellier.

Un modèle d'exportation d'azote a été développé pour fournir un outil opérationnel d'estimation des masses produite en contexte méditerranéen. Le modèle, dénommé POL, est de type conceptuel distribué. Il repose sur un découpage du bassin en unités de production (les sous-bassins versants) dont le flux est contrôlé par un paramètre F et en unités de transport (les biefs de rivières) qui véhiculent les flux produits sur les sous-bassins. La dynamique des flux d'azote dans les biefs est contrôlée par un paramètre T. Les 2 paramètres F et T du modèle POL sont définis globalement sur le bassin. Les flux générés sur les sous-bassins versants dépendent également du stock d'azote potentiellement mobilisable lors d'un épisode de pluie. On suppose que cette grandeur conceptuelle est liée à l'occupation du sol et aux pratiques culturales. Le modèle peut être utilisé en mode événementiel ou en mode continu.

La sensibilité des réponses du modèle événementiel aux valeurs des paramètres est tout d'abord analysée sur un bassin élémentaire. Le modèle POL est ensuite appliqué sur 4 bassins versants d'une cinquantaine de km² situés dans l'Hérault (France).

Les résultats obtenus après la phase de calage et de vérification montrent la capacité du modèle événementiel à reproduire les flux d'azote générés lors des épisodes de crue. Le modèle utilisé en continu fournit une estimation des exportations d'azote avec un degré d'incertitude acceptable pour un premier diagnostic des apports annuels des bassins.

Mots clés

Modèle conceptuel, Flux d'azote, Contexte méditerranéen, Analyse de sensibilité, Calage, Vérification, Outil opérationnel.

Abstract

Distributed modelling of nitrogen loads on small Mediterranean catchments. ENGREF, Montpellier.

The POL model was developed to determinate the nitrogen loads produced at the outlet of a catchment in Mediterranean climate. The model is based on a conceptual and distributed approach. The catchment is divided into subactchments and river reaches. This delineation allows the distinction between nitrogen production function on subcatchment surfaces and nitrogen transport along the river reaches. The two parameters of POL model are defined for the whole catchment. The nitrogen storage defined for each subcatchment is function of land use and agricultural inputs. The model can be used for event- based or continuous simulations.

First of all, a elementary catchment is considered to run a sensitivity analysis on the event-based model. Then, the event-based model is applied on four catchments (43 km² to 67 km²) located in South of France.

The results obtained after calibration and verification of the event-based model show good agreement with nitrogen loads monitored during flood events. For continuous simulations, the uncertainty degree of model results is acceptable for a first step of annual nitrogen load diagnosis.

Key-word

Conceptual model, Nitrogen loads, Mediterranean climate, Sensitivity analysis, Calibration, Verification, Operational tool

Sommaire

Introduction 1

Partie A : Etude bibliographique

Chapitre A1 : Définition des concepts de bassins versant, de système et de modèle 7

Chapitre A2 : Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant 15

Chapitre A3 : Les modèles de flux d'azote à l'échelle des bassins versants 25

Chapitre A4 : Premières pistes pour le choix du modèle 49

Partie B : Matériels et méthodes

Chapitre B1 : Données disponibles sur la zone d'étude 55

Chapitre B2 : Présentation des quatre bassins versants modélisés 71

Chapitre B3 : Développement du modèle d'exportation d'azote POL 89

Partie C : Application du modèle POL

Chapitre C1 : Etude de sensibilité du modèle POL en mode événementiel 109

Chapitre C2 : Application du modèle POL sur les bassins d'étude 161

Chapitre C3 : Confrontation du modèle POL aux données expérimentales 173

Conclusion générale 225

Bibliographie 233

Table des matières 255

Table des sigles et Glossaire 269

Annexes 277

Annexe 1 : Caractéristiques des modèles de flux d'azote 281

Annexe 2 : Extraction des unités fonctionnelles du modèle 347

Annexe 3 : Apports d'azote anthropiques sur les bassins 383

Annexe 4 : Caractéristiques des 20 crues échantillonnées 413

Introduction

Depuis la loi sur l'Eau de 1964 qui marque la volonté de valoriser la ressource en eau par une approche globale, le bassin versant est retenu comme l'unité de gestion des ressources en eau. Les relations eaux superficielles-eaux souterraines d'une part et amont–aval d'autre part sont prises en compte tant quantitativement que qualitativement.
Par conséquent, la gestion de la qualité de l'eau des milieux aval passe par une connaissance des apports polluants des bassins amont. Parmi les problématiques de qualité de l'eau, le phénomène d'eutrophisation des milieux aval (lacs, lagunes, baies, …) implique un diagnostic des apports de nutriments et en particulier des quantités d'azote exportées par les bassins versants associés.

En contexte méditerranéen, une part importante des flux d'azote annuels est exportée lors des épisodes de crue. Le pas de temps retenu pour réaliser le diagnostic doit donc permettre de représenter le comportement des bassins lors des épisodes pluvieux. Dans cette optique, les approches de type bilans annuels (BENETTON, 1984) paraissent inadaptées pour estimer les apports d'azote puisque la pluviométrie n'est pas prise en compte. Les modèles de simulation du cycle de l'eau et du cycle de l'azote constituent au contraire des outils aux potentialités importantes pour décrire la dynamique des flux d'azote en fonction du contexte climatique. Cependant, l'utilisation de ces modèles comme outil de diagnostic opérationnel se heurte le plus souvent à un déséquilibre entre le volume de données requises pour utiliser ces modèles et les données accessibles sur les bassins.

L'objectif de cette thèse est donc de concevoir un outil opérationnel permettant de quantifier les flux d'azote produits sur un bassin versant en contexte méditerranéen. L'outil de simulation que l'on cherche à développer doit répondre aux contraintes opérationnelles suivantes :

- être adapté au contexte méditerranéen où l'apport d'azote est prédominant durant les crues rapides observées dans ce type de climat ;

- pouvoir être utilisé avec des données accessibles sur les bassins versants en terme de variables de forçage (pluie, température), de variables d'entrée (masses d'azote apportées sur les cultures, quantification des rejets ponctuels), de caractéristiques physiques (topographie, longueur du réseau hydrographique) et de caractéristiques anthropiques des bassins (occupation du sol, localisation des points de rejets) ;

- reposer sur un nombre de paramètres limité permettant de mener la phase du calage du modèle avec les seules chroniques de flux d'azote à l'exutoire ;

Le développement du modèle d'exportation d'azote porte sur deux zones d'étude situées à l'Ouest et à l'Est de Montpellier, respectivement les bassins versants de l'étang de Thau (269 km²) et de l'Or (348 km²) situés dans le département de l'Hérault. Ces deux bassins sont représentatifs des bassins littoraux côtiers méditerranéens en terme de pression anthropique des bassins et de vulnérabilité des milieux aval.

Ce mémoire est divisé en trois parties :

La première partie vise à préciser le devenir des flux d'azote à l'échelle du bassin versant et les différentes approches de modélisation utilisées pour reproduire la dynamique des flux d'azote à l'exutoire d'un bassin versant.
Le chapitre A1 précise les concepts de bassin versant, de système et de modèle. Le devenir des flux d'azote sur le bassin versant est ensuite analysé dans le chapitre A2 par une approche systémique pour extraire les principaux processus et les différents facteurs qui agissent sur le cycle de l'azote. Le chapitre A3 a pour objectif de comparer les différentes approches de modélisation des flux d'azote en terme de représentation de l'espace, de discrétisation temporelle et selon le type d'objet d'étude : du modèle agronomique au modèle de qualité des rivières. Cette analyse comparative permet de préciser les champs d'application des différents modèles afin de guider le choix du modèle le plus adapté aux contraintes opérationnelles précédemment soulignées. Les premières pistes de réflexion pour le choix du modèle sont proposées dans le chapitre A4.

La deuxième partie permet de caractériser les deux zones d'étude, d'analyser la dynamique des flux d'azote observés et de retenir la structure du modèle la plus adaptée à l'objectif de départ.
Le chapitre B1 comporte une description des données accessibles sur les bassins des étangs de l'Or et de Thau en terme de caractéristiques physiques, anthropiques, de variables de forçage et de mesures des flux d'azote à l'exutoire. Cette analyse conduit à retenir quatre rivières : le Pallas et la Vène sur le bassin de Thau et le Salaison et le Dardaillon sur le bassin de l'Or. Le chapitre B2 vise à caractériser ces 4 bassins et à étudier leur comportement lors des épisodes de crue et hors crue. En fonction des contraintes retenues et du comportement des bassins, aucun modèle décrit dans la première partie n'est adapté pour une utilisation opérationnelle. Un modèle d'exportation d'azote original dénommé POL est donc proposé dans le chapitre B3. Les différentes hypothèses simplificatrices sur lesquelles repose le modèle sont exposées et justifiées.

La troisième partie illustre les différentes phases de développement du modèle POL.
Le chapitre C1 porte sur l'analyse de sensibilité du modèle appliqué sur un bassin élémentaire. Le chapitre C2 permet de décrire l'outil de prétraitement des données physiques et anthropiques développé pour extraire et caractériser les unités fonctionnelles sur les 4 bassins retenus. Le chapitre C3 décrit la méthode de calage et de vérification du modèle, sur les 4 bassins retenus, à l'aide de données de flux observés. La phase de calage des paramètres du modèle est réalisée à l'échelle de l'épisode de crue. La phase de vérification est menée successivement à l'échelle de l'événement puis à l'échelle d'une année hydrologique pour vérifier la pertinence de la dynamique des flux simulés.

Partie A : Etude bibliographique

Le chapitre A1 vise à préciser les concepts de bassin versant, de système et de modèle. Les définitions proviennent essentiellement de trois ouvrages consacrés à la systémique ou à son utilisation pour décrire le fonctionnement du bassin versant : (LE MOIGNE, 1977, SINGH, 1988 et AMBROISE, 1999a).

Le chapitre A2 à pour objectif d'analyser le cycle de l'azote sur le bassin versant par une approche systémique pour extraire les principaux processus et les différents facteurs qui agissent sur leur importance.

Le chapitre A3 vise à comparer les approches de modélisation du cycle de l'azote en terme de représentation de l'espace, de discrétisation temporelle et selon le type d'objet d'étude (modèle agronomique, modèle de qualité en rivière ou modèle de gestion).

Cette analyse de l'existant permet de proposer, dans le chapitre A4, les premiers éléments de réflexion pour retenir le modèle le plus adapté aux objectifs de ce travail.

Chapitre A1 : Définition des concepts de bassin versant, de système et de modèle

A1. Définition des concepts de bassin versant, de système et de modèle

A1-1. Le bassin versant : un cadre physique

Le concept de bassin versant « surface drainée par un cours d'eau, en amont d'un point définissant son exutoire » s'impose dans la communauté scientifique comme l'unité fonctionnelle d'étude du cycle de l'eau et des flux associés (énergie, matière).
Le terme de bassin versant englobe, de par sa définition, des objets spatiaux de tailles très différentes depuis quelques hectares (bassins expérimentaux de Roujan dans l'Hérault, 91 ha, Noë-Sèche dans les Côtes d'Armor, 576 ha, …) à quelques millions de km^2 (Amazone : 7 millions km^2). C'est sur cette entité physique que les hydrologues cherchent à comprendre le cycle de l'eau et des flux associés pour mieux les reproduire. Les petits bassins facilitent la mise en évidence des processus élémentaires, les grands intègrent la globalité des processus. L'objectif opérationnel est de quantifier les flux de matière (eau et solutés associés), entrant et sortant du bassin grâce aux observations (pluie, débit, concentration, …) et à des méthodes reposant sur les hypothèses de conservation de la matière (ou méthodes de bilan).
A partir de la définition du bassin versant proposée, il est évident que sa limite correspond à la ligne de crête. Son tracé commence par l'exutoire et suit les points les plus élevés jusqu'à fermeture du circuit. Or, il peut exister des interactions entre la surface et le sous-sol. Les limites déduites de la topographie peuvent ne plus correspondre aux limites fonctionnelles du bassin comme le montre la figure A1-1. On peut citer deux exemples opposés dans le massif karstique du Vercors où l'étude du sous-sol modifie la surface du bassin fonctionnel : celui du bassin de la rivière Bourne à la station Chorange (selon la topographie : 246 km^2 et en tenant compte de la géologie : 446 km^2) et celui du bassin de la rivière Vernaison à la station Royans (selon la topographie : 281 km^2 et seulement 81 km^2 en tenant compte de la géologie).

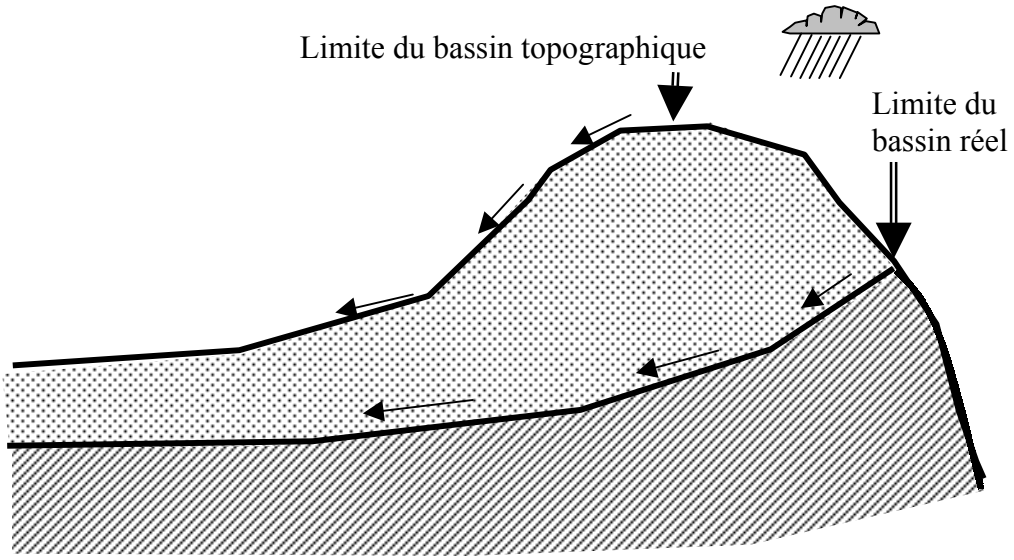


Figure A1-1 : Limites d'un bassin versant d'après ROCHE (1963)

Les hydrologues se placent dans la mesure du possible dans des situations où les échanges avec le sous-sol sont négligeables ou mesurables.

A1-2. Approche systémique du fonctionnement du bassin versant

La systémique est née, au milieu du siècle, de la rencontre de nouveaux concepts de pensée présents :

- dans le domaine de la biologie telle la théorie des systèmes (BERTALANFFY, 1954). La théorie des systèmes repose sur l'analyse « d'éléments en interaction dynamique organisés en fonction d'un but » que l'on définit comme un système ;
- dans le domaine des sciences de l'ingénierie avec la cybernétique (WIENER, 1948). La cybernétique a pour but la recherche des rapprochements entre la régulation chez les organismes et les machines construites par l'homme. Les principes développés par la cybernétique sont les précurseurs de l'automatisation et de l'informatique ;
- dans le domaine de l'information et des télécommunications avec la théorie de l'information (SHANNON et WEAVER, 1949).

La notion de système varie selon les auteurs. On peut retenir la définition proposée par DOOGE qui semble la moins restrictive (DOOGE, 1967) :

Any structure, device, scheme or procedure,
Real or abstract,
That interrelates in a given time reference,
An input, cause, or stimulus,
Of matter, energy, or information
And
An output, effect, or response
Of information, energy, or matter

Un système est le plus souvent une structure organisée en plusieurs composants distincts mais interdépendants. Le système hydrologique associe à toute cause (par exemple un épisode de pluie) un effet (par exemple crue, pic de pollution, …).

Le bassin versant est un système **ouvert** puisqu'il échange de la matière (eau, azote, …) et de l'énergie avec son environnement.

C'est un système **complexe** puisqu'il présente de nombreuses boucles de régulations (absentes d'un système **simple**). Le devenir de l'azote sur le bassin illustre cette complexité comme on va le voir dans le chapitre suivant (cf. Fig. A2-4.).

Le bassin versant est un système **très atténuant** puisque soumis à un stimulus il retrouve rapidement l'état précédant le stimulus. Ainsi si l'on s'intéresse à la relation pluie-débit, le stimulus est la pluie, et la réponse du système est le débit à l'exutoire du bassin. On observe que le débit retrouve « rapidement » sa valeur précédant le stimulus comme l'illustre la figure A1-2.

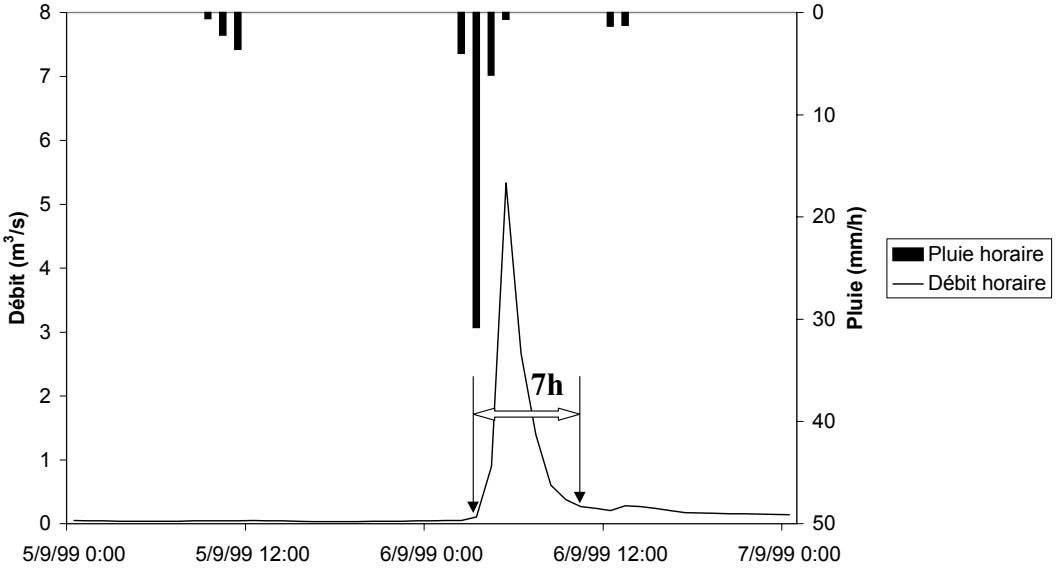


Figure A1-2 : Illustration du caractère très atténuant du système bassin versant (cas de la crue du Salaison – 52 km^2 – du 5 septembre 1999)

Comme dans tout système, le fonctionnement d'un bassin versant est constitué d'un ensemble de **processus** au sens « de changement dans le temps, de matière, d'énergie ou d'informations » (MILLER, 1965). Trois grands types de processus ont été décrits pour expliquer le fonctionnement global du système bassin versant :

- **Processus de stockage/déstockage** dans le bassin concernant le cycle de l'eau et des flux de matière associés ;
- **Processus de transformation interne** : liés aux changements de phase pour l'eau ou de forme pour un composé chimique ;
- Processus de **transfert** vers les limites du bassin : atmosphère et exutoire. On privilégie le terme de **transport** pour les processus liés au déplacement de polluant sur le bassin.

Les processus de stockage/déstockage et les processus de transformation sont classiquement regroupés en un seul ensemble dénommé processus de **production.**

L'imbrication de ces différents processus, dont l'importance varie en tout point du bassin et à chaque instant, rend le bassin fortement **non linéaire.** Pour étudier le fonctionnement du bassin, on cherche donc à hiérarchiser ces processus en fonction par exemple de seuils sur la surface des bassins (concept de REA, WOOD et al., 1988).

L'estimation de l'importance d'un processus implique de mesurer les grandeurs liées au cycle de l'eau sur le bassin. On définit le terme de **variable** qui est une grandeur mesurable du système qui évolue au cours du temps. On différencie les variables selon :

- qu'elles caractérisent l'état du système : on parle de **variables d'état** (température du sol, humidité du sol, teneur en oxygène dissous dans la rivière, …) ;
- qu'elles sont extérieures au système mais influencent l'importance des processus : on parle de **variables d'entrée**. Elles caractérisent à la fois les variables atmosphériques (température de l'air, pluie, rayonnement solaire, vent, …) mais aussi les apports de matière (azote, pesticides, …) liés ou non aux activités anthropiques ;
- qu'elles caractérisent les sorties du bassin versant (de matière : eaux, nutriments, … ou d'énergie) : on parle de **variables de sortie**.

Sur un bassin, les processus actifs, leur importance et leurs interactions dépendent d'un ensemble de **facteurs** qui contrôlent leur variabilité spatio-temporelle. Parmi ces facteurs, les variables d'entrée et les variables d'état que nous venons de décrire vont conditionner pour une grande part la réponse du système. Toutefois, il faut ajouter, à ces facteurs, les **caractéristiques physiques** du bassin versant qui comprennent l'occupation du sol, le type de sol, la géologie et la topographie. On peut ainsi tenter de définir des unités de milieu présentant une homogénéité relative en terme de propriétés hydrologiques. Les caractéristiques physiques tout comme les variables d'état permettent de décrire le système. La distinction entre ces deux composants du système dépend de leur évolution dans le temps. Ainsi, le type de sol, la géologie et la topographie peuvent être considéré comme invariants à l'échelle d'une ou de plusieurs années hydrologiques. Les variables d'état (humidité, pH, …) présentent sur ces mêmes durées une forte variabilité. L'occupation du sol est considéré comme une caractéristique physique du bassin tout en présentant une variabilité intra-annuelle (rotation des cultures par exemple).

A1-3. Du système au modèle

Un modèle est une représentation simplifiée d'un système. Un modèle n'est jamais isolé, on parle ainsi de modèle de quelque chose, pour quelque chose. Le modèle renvoie donc à d'autres éléments qu'à lui-même.

La notion de modèle est intimement liée à sa fonction. Qu'est ce qu'un modèle ? et à quoi sert un modèle ? sont deux questions indissociables puisque la raison d'être d'un modèle est de répondre aux problèmes posés (BACHELARD, 1979). C'est donc la question qui doit conduire à la création d'un modèle et non l'inverse tout comme ce sont les hypothèses posées qui restreignent le mode de modélisation à retenir (THOM, 1979).

La qualité et par conséquent l'utilité d'un modèle s'apprécient en fonction de la justesse des prédictions qu'il offre. Le caractère prédictif ne doit cependant pas masquer le rôle d'analyse des modèles. En effet, les modèles permettent une synthèse des connaissances sur une problématique donnée et peuvent mettre en évidence les zones d'ombre ou lacunes qui subsistent (BEVEN, 1989).

Correspondant à une vision simplifiée d'un système, le modèle est forcément réductionniste. La réalité modélisée est ainsi amputée des processus jugés non pertinents vis à vis de la question posée (ROCHE, 1988). Ceci montre la nécessité d'une analyse préalable du système pour juger de l'importance de tel ou tel processus (DELATTRE, 1979).

Le modélisateur doit ainsi réaliser un compromis entre le caractère de généralité (propriété d'un modèle d'être transposable à un autre système du même type), le réalisme et la précision nécessaire et suffisante pour répondre à l'objectif du modèle (KAUARK LEITE, 1990).

N'étant qu'une vision simplifiée du système, on retrouve des termes communs pour décrire la structure d'un système ou de son modèle dérivé.

Aux termes de variables d'entrée, de sortie, de caractéristiques physiques, on peut ajouter les termes de **relations** et de **paramètres** pour décrire spécifiquement la structure d'un modèle.

Les **relations** correspondent aux équations mathématiques utilisées dans le modèle pour représenter un processus du système (relation de bilan de conservation de la masse, de la quantité de mouvement). Ces relations permettent de calculer la valeur des variables de sortie du modèle en fonction de paramètres (variables d'état, variables d'entrée, caractéristiques physiques).
Le terme de **paramètre** englobe à la fois des grandeurs mesurables (variables d'état du système comme l'humidité du sol ou caractéristiques physiques comme la pente moyenne du bassin) et des grandeurs abstraites (capacité d'un réservoir conceptuel).

Le terme de **variable de forçage** est préféré au terme de variable d'entrée pour les variables atmosphériques en raison de leur rôle moteur sur un grand nombre de processus. La pluie, le rayonnement solaire sont ainsi considérés comme des variables de forçage du modèle.

A1-4. Conclusion

La complexité du fonctionnement du bassin versant justifie l'approche systémique qui offre une grille d'analyse des interactions fonctionnelles, spatiales et temporelles propres aux systèmes. Cette approche permet d'analyser l'intensité et la combinaison des processus actifs en fonction des variables d'entrée, des variables d'état et des propriétés hydrologiques des différentes unités de milieu.

Ce travail préliminaire de description est indispensable pour envisager le développement d'un modèle. L'analyse de la dynamique du système bassin versant facilite ensuite l'élaboration de la structure du modèle puisque chaque processus identifié peut être reproduit par une ou plusieurs relations intégrant les variables de forçage et différents paramètres (caractéristiques de l'état hydrologique du bassin et caractéristiques physiques).

Chapitre A2 : Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant

A2. Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant

A2-1. Le cycle de l'azote

Nous allons utiliser la grille d'analyse des systèmes pour étudier le cycle de l'azote en terme de processus, variables d'état, variables d'entrée, et variables de sortie.

Le cycle de l'azote présente deux types de processus :
- Les processus biochimiques de transformation de l'azote ;
- Les processus physiques de transport de l'azote par l'eau depuis les versants jusqu'à l'exutoire.

L'intensité et la combinaison de ces processus sur le bassin sont fonction :
- des variables de forçage (pluie, température, rayonnement solaire, …) ;
- des variables d'entrée (matières azotées d'origine naturelle ou anthropique) ;
- des variables d'état (différentes formes de l'azote, pH, humidité du sol, …) ;
- et des caractéristiques physiques (type de sol, topographie, etc …).

La résultante de l'ensemble des processus va conditionner la valeur des variables de sortie du système (masse d'azote quittant le bassin à l'exutoire ou vers l'atmosphère).

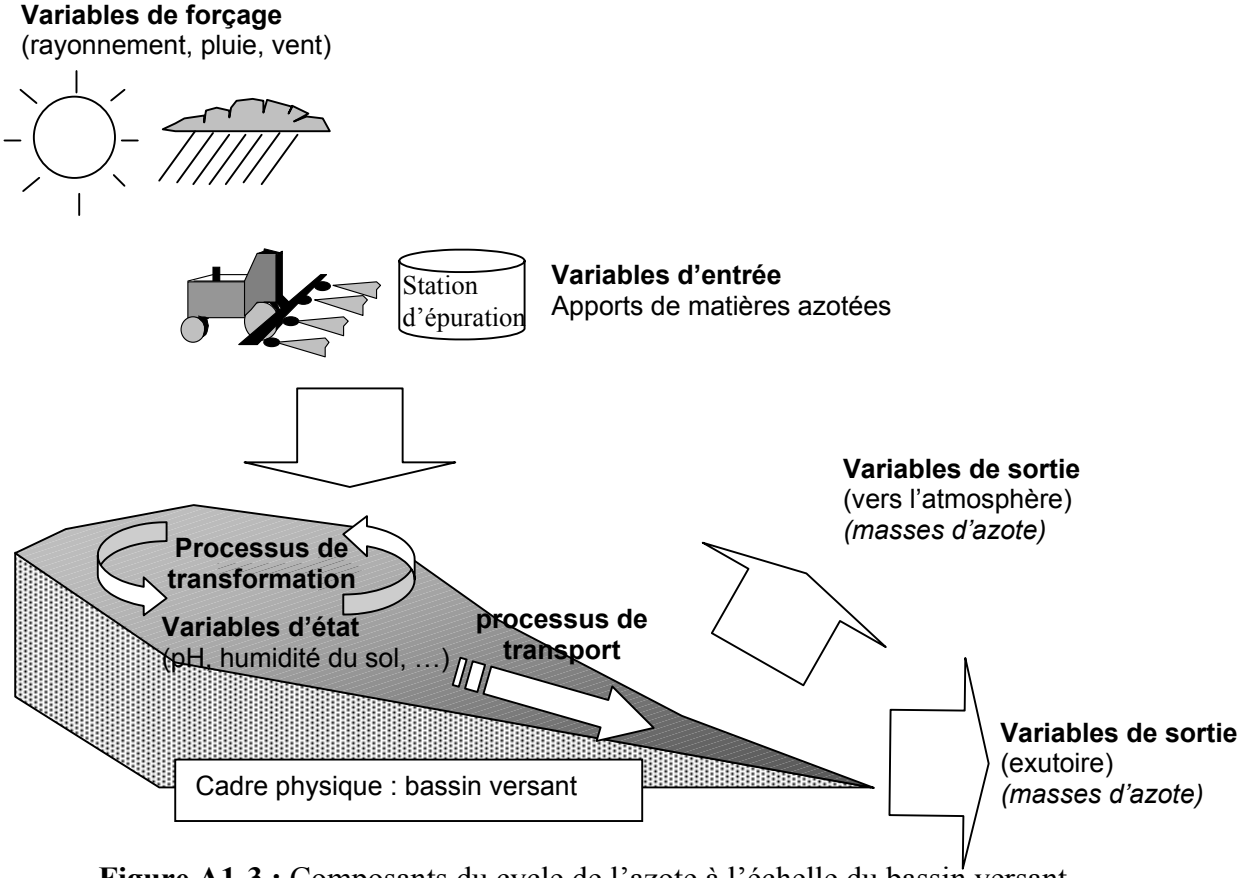


Figure A1-3 : Composants du cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant

Le schéma suivant est une synthèse du cycle de l'azote sur le bassin versant (DUVIGNEAUD, 1974, HAGIN et AMBERGER, 1974, TANJI et al., 1977, FRISSEL et VAN-VEEN, 1978, FRERE et al., 1980, RYDING et RAST, 1992).

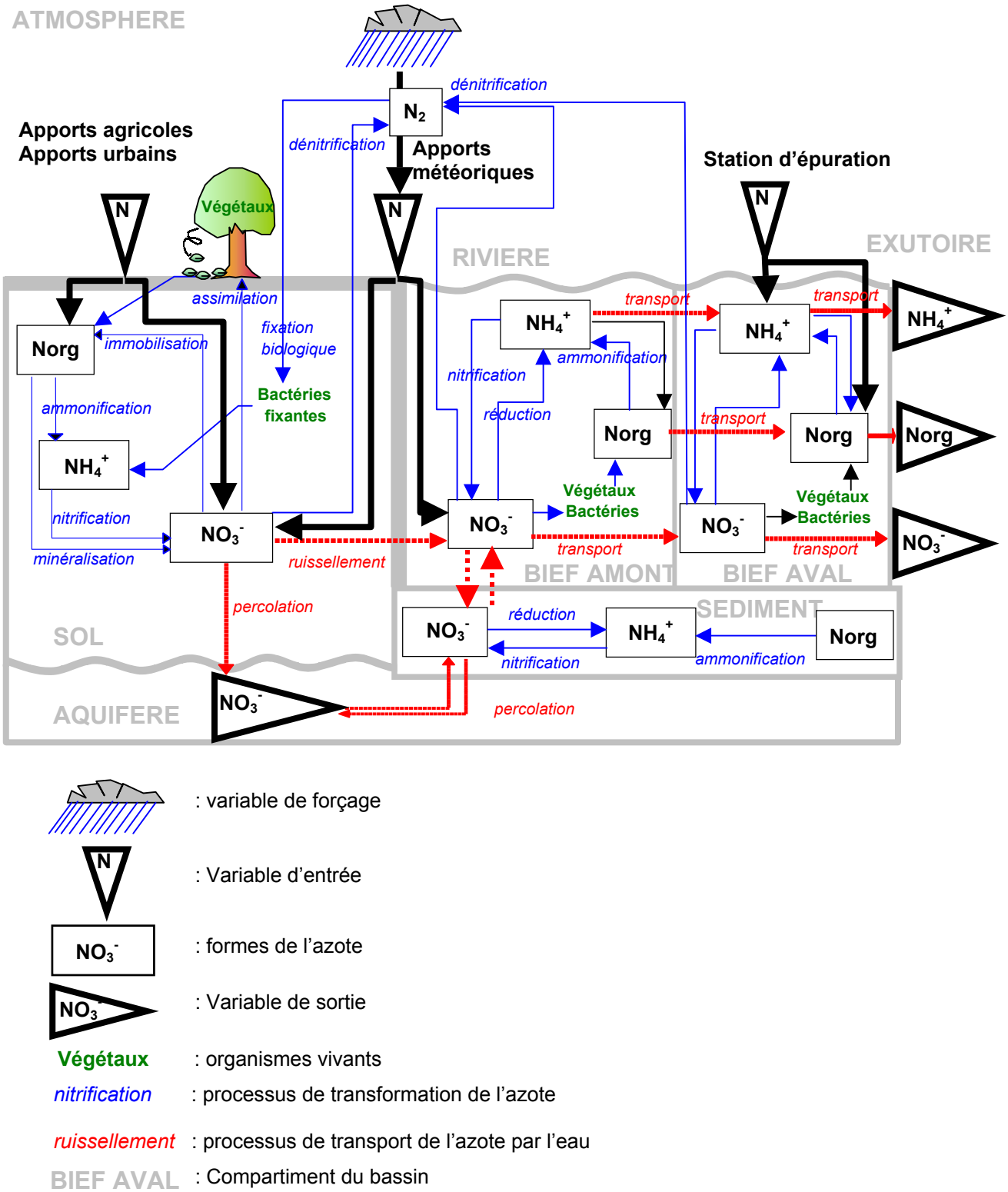


Figure A2-4 : Devenir de l'azote sur le bassin versant

A2-2. Variables d'entrée du cycle de l'azote

Pour traiter les variables d'entrée du cycle de l'azote sur le bassin versant, nous allons distinguer les apports de matières azotées anthropiques et naturels.

A2-21. Apports anthropiques

Les activités anthropiques génèrent des apports d'azote sur le bassin. On distingue les apports ponctuels et diffus. Par convention, un apport sera considéré diffus s'il est appliqué sur le sous-bassin versant (apports agricoles, rejets domestiques autonomes) et ponctuel s'il affecte directement la rivière (classiquement rejet de station d'épuration).

Trois types prédominants d'apport diffus affectent le bassin versant :

- les apports liés à l'activité agricole avec un objectif agronomique de fertilisation des cultures sous forme d'engrais minéraux ou organiques (SEBILLOTTE et MEYNARD, 1990). La prise en compte de ces apports implique de préciser le calendrier cultural (date des apports) et les pratiques culturales (type d'engrais, fractionnement des apports) (TURPIN et al., 1997, BENOIT et al., 1997) ;
- les apports urbains par temps de pluie, provoqués par le lessivage des surfaces imperméabilisées, en cas de réseaux séparatifs (OTV, 1994, FLORET MIGUET, 1995). Toutefois, comme les écoulements sont canalisés vers le réseau hydrographique le plus proche, ils peuvent également être considéré comme des rejets ponctuels ;
- les rejets domestiques des installations autonomes (villages isolés) (CHOCAT, 1997, WERNICK et al., 1998).

Les apports ponctuels qui affectent la rivière correspondent aux rejets des installations de traitement des eaux usées (domestiques et industrielles). Les eaux traitées peuvent présenter des concentrations d'azote non négligeables (LESOUEF et al., 1990, MARANDA et SASSEVILLE, 1999). L'étude des capacités épuratoires des ouvrages d'assainissement permet de préciser l'importance de cette source d'azote sur un bassin donné.

De part la variabilité spatiale et temporelle des différentes sources d'apports d'azote, l'évaluation des masses entrantes sur le bassin constitue la première difficulté d'analyse de ce système.

A2-22. Apports naturels

Les apports météoriques sont liés à la présence d'azote dans l'eau de pluie (de 0.5 à 2 mg/l) (TABATABAI, 1983). Pour une pluie annuelle de 800 mm, cet apport représente entre 4 et 16 kg/ha/an. Ces apports sont d'autant plus importants que les bassins d'étude sont situés près de grandes villes ou de sites industriels. Sur les bassins peu agricoles situés à proximité de pôles urbains, cette entrée peut être l'apport majoritaire qui participe au flux d'azote à l'exutoire d'un bassin (BELAN, 1979).

Le processus de fixation directe de l'azote atmosphérique par les organismes constitue également du point de vue du bassin versant un enrichissement du stock d'azote. Suivant le mode de fixation (symbiotique ou asymbiotique), ce processus peut représenter un apport de 5 à 200 kg/ha/an (BELAN, 1979).

A2-3. Variables de forçage

La pluie constitue une variable de forçage essentielle pour expliquer la dynamique des flux d'azote sur le bassin versant. Elle est le moteur des processus de transport de l'azote depuis les versants jusqu'à l'exutoire du bassin. La pluie modifie également le niveau de saturation en eau du bassin qui conditionne l'intensité des différents processus de transformation des formes de l'azote.

Le rayonnement solaire et le vent agissent eux aussi sur le stock global d'eau contenu sur le bassin en augmentant l'intensité du processus d'évapotranspiration. Le rayonnement solaire et dans une moindre mesure le vent agissent également sur la température de l'air qui affecte à son tour les variables d'état « température du sol » et « température de l'eau ». Ces deux variables d'état conditionnent l'intensité des processus de transformation de l'azote.

A2-4. Processus associés au cycle de l'azote

Nous distinguons les processus de transformation de l'azote et les processus de transport de l'azote par l'eau depuis les versants jusqu'à l'exutoire.

A2-41. Processus de transformation de l'azote

L'équilibre des différentes formes de l'azote dans les sols ou dans l'eau dépend de plusieurs processus biochimiques. Ce paragraphe repose sur une synthèse des processus du cycle de l'azote réalisé par KAUARK LEITE, (1990) :

La minéralisation est le processus de transformation de l'azote organique en azote minéral (NH_4^+, NO_2^- et NO_3^-). Il est lui-même composé de deux processus que sont l'ammonification et la nitrification. L'ammonification est le fait de nombreux micro-organismes et conduit à la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal (NH_4^+). La nitrification, étape clé dans le cycle de l'azote, permet le passage de l'azote ammoniacal (relativement immobile) en nitrate (NO_3^-) plus facilement lessivé et absorbé par les plantes. La nitrification produit tout d'abord des nitrites (forme fugace) oxydés en nitrates (produit final de ce processus).
Ce processus se produit dans les couches superficielles du sol et en milieu aquatique (eau et sédiment).
L'immobilisation est la transformation inverse de la minéralisation. L'azote minéral est utilisé par les micro-organismes et transformé en ammonium (si l'azote est un facteur non limitant)

puis en nitrates. Si l'azote est un facteur limitant, l'ammonium produit est directement utilisé par les micro-organismes et contribue au stock d'azote organique. Les processus de minéralisation et d'immobilisation sont par conséquent en compétition. La dominance de l'un des processus est fonction de nombreux facteurs dont le plus important est le rapport carbone/azote. En rivière, ce processus est appelé réduction et est également dû à l'activité des micro-organismes.

Le processus de dénitrification est une réduction des nitrates en azote gazeux (successivement oxyde nitrique, oxyde nitreux et azote). Ce processus affecte les stocks de nitrates dans le sol et en rivière. Ce processus conduit du point de vue du cycle de l'azote sur le bassin à une perte vers l'atmosphère. Ce processus fait que l'azote, à l'échelle du bassin, ne se comporte pas comme une substance conservative.

Le processus d'absorption de l'azote par les plantes (sur les versants ou en rivière) consiste en un piégeage des nitrates (forme privilégiée absorbée) dans les végétaux. Dans le cas des cultures, ce processus est une perte pour le bassin puisque ces cultures ne restent pas sur le bassin (BENOIT, 1992). Pour la végétation naturelle ce piégeage n'est que temporaire, puisque l'azote organique peut subir une minéralisation (après la chute des feuilles à l'automne ou à la mort du végétal).

A2-42. Processus de transport de l'azote

L'eau est le principal vecteur de transport de l'azote depuis les versants jusqu'à l'exutoire. Ce transport d'azote se fait sous deux formes :

- forme particulaire (azote minéral ou organique adsorbé sur les matières en suspension) ;
- forme dissoute (principalement les nitrates qui correspondent à la forme de l'azote la plus soluble dans l'eau).

Au cours du processus de ruissellement de surface et hypodermique, l'eau se concentre en azote dissous et en azote particulaire sur les versants avant d'atteindre le réseau hydrographique.
Outre le processus de ruissellement, le transport d'azote est dû au processus de lessivage des nitrates vers la nappe sous-jacente (processus également dénommé percolation par les agronomes). L'irrigation, en cas d'excès d'eau peut aggraver le phénomène de percolation (CEMAGREF et CACG, 1997).

Le transport de l'azote sur le bassin présente deux dynamiques :

- lors d'épisodes pluvieux, le transport d'azote débute sur les versants par l'intermédiaire des processus de ruissellement et de lessivage vers le réseau hydrographique ou d'infiltration vers la nappe ;
- en dehors des épisodes pluvieux, le transport concerne exclusivement les masses d'azote présentes dans le réseau hydrographique ou dans la nappe d'accompagnement.

Comment se comporte l'azote lors du transport ? Peut-on considérer que l'azote se comporte comme une variable conservative depuis les versants jusqu'à l'exutoire ou doit-on intégrer les processus de transformation (comme la dénitrification) ?

La réponse à ces questions est bien sûr fonction de la taille du bassin considéré et de l'état du système (crue et hors crue). Dans l'hypothèse de bassins de quelques dizaines de km², soumis à un épisode de pluie, le temps de réaction (ou de concentration) qui sépare l'épisode du pic de crue varie de quelques heures à la journée. Ce laps de temps relativement court permet de négliger les processus de transformation de l'azote. On considère alors l'azote comme une substance conservative durant son transport vers l'exutoire.

En dehors des périodes de pluie, le temps de transit des masses d'azote dans les cours d'eau est allongé. Les processus de transformation, notamment la dénitrification, peuvent devenir prépondérants sur le devenir de l'azote (WHITEHEAD et HORNBERGER, 1984). Ce processus entraîne un retour de l'azote vers l'atmosphère ce qui fait de l'azote une substance non conservative durant son transport en rivière. L'intensité de ce processus est fonction des caractéristiques physiques des cours d'eau (longueur, type de sédiment, etc …) et des différentes variables d'état (température de l'eau, teneur en oxygène, etc …).

A2-5. Variables d'état

L'intensité des processus de transformation de l'azote est fonction de plusieurs variables d'état du système bassin versant (BELAN, 1979, KAUARK LEITE, 1990).

- l'humidité du sol va ainsi favoriser une minéralisation de l'azote sur les versants. Une saturation en eau va provoquer une dénitrification et produire de l'azote gazeux. Dans un sol sec, la nitrification cesse avant l'ammonification et peut conduire à une augmentation d'ammonium dans des sols normalement pauvres en cette forme d'azote ;
- la température du sol a un rôle important sur la nitrification. Ce processus débute pour une température de 2° avec un optimum à 35°. La dénitrification est inhibée pour une température inférieure à 8°. Ceci explique l'existence du stock d'azote maximal en hiver. La température de l'eau a le même rôle sur l'intensité de la nitrification en rivière ;
- l'aération du sol va jouer un rôle important sur le métabolisme des micro-organismes qui vont fonctionner en aérobie ou en anaérobie. L'ammonification va ainsi être prépondérante en milieu peu aéré ou gorgé d'eau. La nitrification a lieu strictement en aérobie. Le processus de dénitrification nécessite au contraire de faibles concentrations d'oxygène. En rivière, c'est la teneur en oxygène dissous qui va conditionner le fonctionnement en aérobie ou anaérobie des micro-organismes.
- le pH joue lui aussi un rôle sur l'activité des micro-organismes impliqués dans les transformations des formes de l'azote. Ainsi l'acidité du milieu va ralentir la dégradation de la matière organique. Les processus de nitrification et dénitrification présentent un optimum proche d'un pH neutre.

A2-6. Variables de sortie

Outre les masses d'azote qui quittent le bassin vers l'atmosphère (lors du processus de dénitrification), la masse d'azote exportée à l'exutoire constitue la variable de sortie principale du cycle de l'azote sur le bassin. La dynamique de cette variable est fonction de l'intensité et de la répartition spatio-temporelle des processus actifs sur le bassin.

Tout comme les entrées du système, l'estimation des sorties est une étape délicate de l'analyse du cycle de l'azote sur le bassin versant. L'instrumentation de l'exutoire d'un bassin permet de préciser la dynamique du flux d'azote dans les eaux superficielles. L'utilisation de points de suivi supplémentaires le long du réseau hydrographique peut apporter une information sur la dynamique interne des flux d'azote sur le bassin versant.
La compréhension de la dynamique des flux d'azote dépend de la fréquence d'échantillonnage des débits et des concentrations. En pratique, on dispose le plus souvent des mesures de débit à l'exutoire du bassin avec une fréquence supérieure aux mesures des concentrations. Plusieurs méthodes d'interpolation des débits et des concentrations ont été proposées pour réaliser une estimation des masses exportées annuellement (DUPRAZ, 1984, WALLING et WEBB, 1985).

L'estimation des flux qui atteignent les eaux souterraines, et qui quittent définitivement le bassin, est beaucoup plus délicate. Une revue bibliographique estime que les pertes moyennes vers les eaux souterraines sont de l'ordre de 15 à 50 kg/ha/an (contre 5 à 20 kg/ha/an vers les eaux superficielles) (BELAN, 1979). L'intensité du processus de percolation est variable dans le temps et l'espace. Les mesures ponctuelles réalisées doivent être interpolées dans l'espace et le temps pour obtenir une estimation globale sur le bassin des masses mises en jeu. La connaissance des masses d'azote qui atteignent la nappe implique en général une étape de modélisation et ne permet que de disposer d'un flux simulé (PANTEL, 2000). Le contrôle des concentrations en nitrates dans les réserves souterraines constitue un point crucial dans les mesures de protection des captages d'eau potable (BENOIT, 2000).

A2-7. Conclusion

Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant est particulièrement complexe puisqu'il intègre des processus physiques, chimiques et biochimiques. Chacun de ces processus peut être quantifié et reproduit à l'échelle du laboratoire. La variabilité des processus actifs dans l'espace et le temps ne permet pas l'étude du cycle complet à l'échelle du bassin versant. La représentation du devenir de l'azote dans les modèles de flux implique par conséquent un degré de simplification important.
L'objectif du chapitre A3 est de confronter les différentes représentations du cycle de l'azote dans les modèles de flux en terme d'hypothèses simplificatrices et de perceptions de l'espace et du temps.

Chapitre A3 : Les modèles de flux d'azote à l'échelle du bassin versant

A3. Les modèles de flux d'azote à l'échelle du bassin versant

L'objectif de ce chapitre est d'analyser et de comparer les diverses approches de modélisation du cycle de l'eau et des flux d'azote associés à l'échelle du bassin versant.

A3-1. Introduction

Comme il a été précisé dans le chapitre introductif, le modèle n'est qu'une simplification d'un système complexe. A chaque stade de la modélisation, des approximations sont réalisées : perception du phénomène, formalisation en un cadre conceptuel, traduction dans un langage de programmation (AMBROISE, 1999a).

Toutes ces simplifications correspondent à des hypothèses que le modélisateur juge pertinentes à une échelle spatiale et temporelle donnée. Un modèle présente donc un domaine de validité propre qui limite son champ d'application. Pour juger de l'intérêt d'un modèle pour un objet d'étude, une comparaison de ces champs d'application est nécessaire.

Plusieurs auteurs ont proposé une classification concernant des modèles hydrologiques et leurs modules de qualités (CLARKE, 1973, DODGE, 1988, DE MARSILY, 1994, SINGH, 1995, TIM, 1995, AMBROISE, 1999a). En raison de l'ambiguïté de certains critères (notion de conceptuel ou de physique) une certaine confusion règne encore sur l'appartenance de tel ou tel modèle à une famille donnée.

Pour comparer les différentes approches de modélisation, nous retiendrons quelques critères importants soulignés par GINESTE (1998). Ces critères concernent :

- **la représentation du temps :**
  Les modèles événementiels visent classiquement à reproduire la réponse d'un bassin (en terme de débit et de flux de polluants associés) soumis à un épisode pluvieux.
  Les modèles continus permettent de suivre l'évolution des variables d'état et/ou de sortie à plus long terme (classiquement une ou plusieurs années hydrologiques) ;

- **la représentation de l'espace :**
  Un modèle est dit global si le bassin versant est considéré comme un tout sans distinction spatiale. Les variables d'entrée, les paramètres et les processus sont considérés comme identiques sur l'ensemble du bassin (SINGH, 1995).
  Un modèle spatialisé représente le bassin versant comme une association d'entités plus petites, à l'intérieur desquelles on admet l'homogénéité (BLOSCHL et SIVAPALAN, 1995). Chaque entité est soumise à des variables de forçage dont l'intensité peut varier d'une entité à l'autre.

- **la schématisation des processus :**
  Dans une approche empirique, le modèle est de type boîte noire et cherche à reproduire la dynamique des variables de sortie en fonction des variables d'entrée (LEVIANDIER et al., 1995).
  Un modèle physique repose sur une représentation du fonctionnement hydrologique du bassin par un ensemble de relations physiques et biochimiques.
  Le modèle conceptuel repose sur un ensemble de simplifications du cycle de l'eau au sein du bassin qui sont autant de concepts fondateurs de modèles (BEVEN et KIRKBY, 1979) ;

L'analyse comparative proposée dans ce chapitre ne se veut pas exhaustive en raison de la multitude des modèles de flux d'azote. Parmi les modèles cités dans cette analyse, 30 font l'objet d'une description complète (objectifs, modèle hydrologique utilisé, conceptualisation du cycle de l'azote, discrétisation de l'espace et du temps, etc …) dans l'annexe 1. Les autres modèles cités, non décrits dans cette annexe sont des modèles qui abordent uniquement le cycle de l'eau et qui permettent d'illustrer l'analyse comparative. Les différentes approches de modélisation sont successivement abordées :

- en fonction du double critère de la schématisation des processus et de la représentation de l'espace ;
- et en fonction du critère de représentation du temps.

Pour compléter l'analyse menée à l'aide des trois critères précédents, nous proposons une approche comparative en fonction de l'objet d'étude portant successivement sur :

- les modèles relatifs aux petits bassins agricoles (comprenant de une à quelques parcelles agricoles) ;
- les modèles privilégiant la description des processus biochimiques de transformation et des processus physiques de transport uniquement dans le réseau hydrographique du bassin versant ;
- et enfin les modèles de gestion de la qualité de l'eau de bassins versants de plusieurs centaines à plusieurs milliers de km².

A3-2 Représentation de l'espace

A3-21. Les modèles globaux (lumped models)

Le modèle est dit global si le bassin versant est considéré comme une entité unique. On distingue des modèles globaux empiriques et conceptuels.
Les modèles empiriques ne font appel qu'aux variables d'entrée et de sortie. Les caractéristiques physiques (pente moyenne, pourcentage de zones agricoles) ne sont utilisées que pour établir des relations entre variables d'entrée et de sortie. Les modèles basés sur des réseaux de neurones ou des fonctions de transfert de type hydrogramme unitaire sont des exemples de modèles empiriques globaux.
Les modèles globaux conceptuels représentent le bassin comme un assemblage de réservoirs interconnectés censés représenter plusieurs niveaux de stockage d'eau ou de masse de polluants. Ces modèles reposent sur une relation de conservation de bilan qui relie les variations de niveau de chaque réservoir aux flux entrant et sortant. Une relation de flux (type loi de vidange) caractérise chaque réservoir et détermine la dynamique des flux sortants.

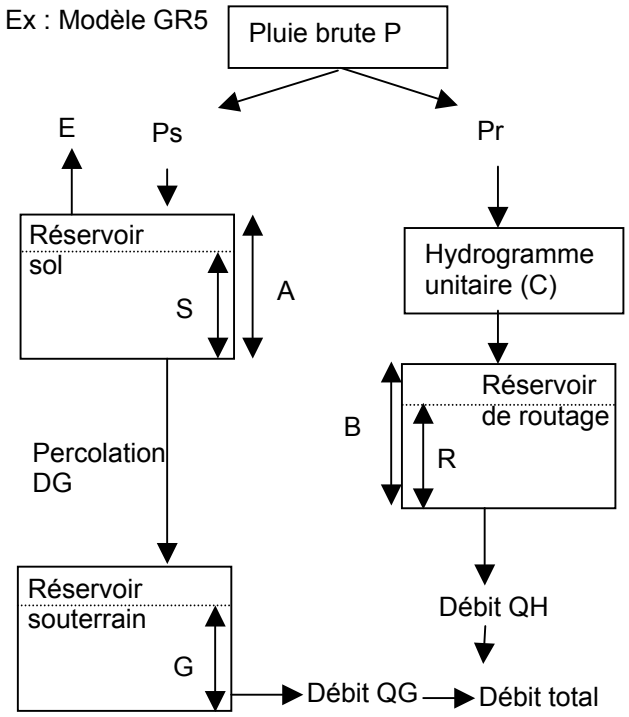
Comme le montre la figure A3-5, pour reproduire le devenir des nitrates, les réservoirs contiennent à la fois de l'eau et des masses d'azote. Comme dans le modèle hydrologique, une relation de conservation de bilan permet de relier les variations du stock en fonction des masses entrantes et sortantes. Le degré de complexité de représentation du fonctionnement du bassin peut être élevé. Le modèle SWM (Standford Watershed Model), premier représentant de cette approche, compte 8 réservoirs interconnectés et 27 paramètres (CRAWFORD et LINSLEY, 1966).

Puisque les paramètres n'ont pas de signification physique, ils doivent être calés. L'effort dans cette approche de modélisation a donc consisté à réduire le nombre de paramètres nécessaires (MICHEL, 1983). En effet, plus le nombre de paramètres est réduit moins on s'expose à des risques de compensations lors de la phase de calage. Il a été mis en évidence que 3 ou 4 paramètres suffisaient à reproduire les débits d'un bassin à l'aide d'un modèle global (SOROOSHIAN, 1991, PERRIN, 2000).

Les modèles hydrologiques préexistants comme CREC, 1969, GARDIENA (THIERY, 1982), ou les modèles de la famille GR (EDIJATNO et MICHEL, 1989) ont servi de support pour développer un modèle de transport de nitrates (respectivement Bassin Versant (PRAT, 1982), BICHE (THIERY, 1983) et Modèle Nitrate (MA, 1991). Les structures du modèle GR5 et du modèle dérivé Modèle Nitrate sont illustrées dans la figure A3-5.
Seul le devenir des nitrates est simulé dans ces modèles globaux. Cette caractéristique limite leur application aux bassins versants agricoles où les apports ponctuels domestiques (sous forme d'azote organique et d'azote ammoniacal) sont négligeables. Toutefois, le Modèle Nitrate a été appliqué sur le bassin de la Charente (9 307 km²) en supposant une transformation rapide des apports ponctuels (azote ammoniacal) en nitrates. La composante azote organique a été négligée.

Modèle hydrologique de type réservoir	Modèle de flux de nitrate dérivé

Ex : Modèle GR5



5 paramètres à caler :
A : capacité maximale du réservoir sol
B : capacité maximale du réservoir de routage
C : durée de l'hydrogramme unitaire
PD : percolation à saturation
KG : constante de vidange du réservoir souterrain

Equations :

Interception
Si P≥E ; Pn (pluie nette) = P-E et En (évaporation) = 0
Si P<E ; Pn = 0 et E_n = E-P

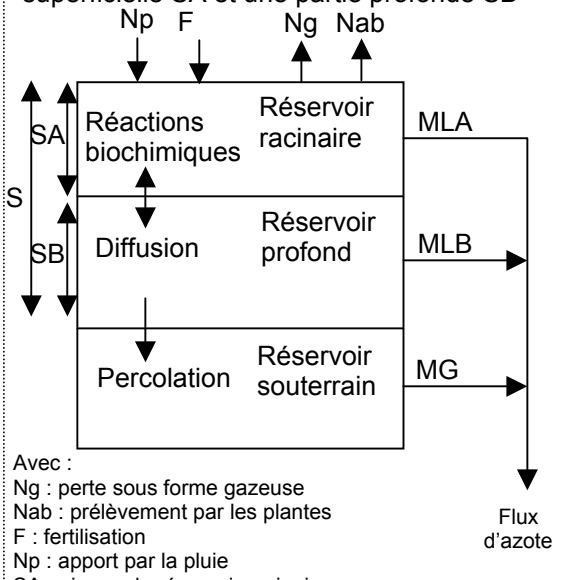
Réservoir Sol
Pr = Pn.(S/A)² et Ps = Pn – Pr
ETR = En .(S_2/A).(2-(S_2/A)) avec S_2 = S.(1-CF)
C_2 désigne le coefficient de flétrissement
DG = S.PD.$(S_3/A)^3$ avec PD : percolation à saturation
et S_3 = S.(1-CC) avec CC : Coefficient de capacité au champ

Réservoir de transfert R : reçoit Pr retardé par un hydrogramme unitaire de durée C défini par
q(t) = $3t^2/2C^3$ pour 0 <= t <= C
q(t) = $3(2C-t)^2/2C^3$ pour C <= t <= 2C
q(t) = 0 pour t > C
Loi de vidange : QH = R^2/(R+B)

Réservoir souterrain G :
QG = KG.G avec G : niveau du réservoir
et KG : constante de vidange

Ex : Modèle Nitrate

1-fusion des réservoirs Sol et Routage
2-division de ce réservoir en une partie superficielle SA et une partie profonde SB



Avec :
Ng : perte sous forme gazeuse
Nab : prélèvement par les plantes
F : fertilisation
Np : apport par la pluie
SA : niveau du réservoir racinaire
SB : niveau du réservoir profond
MLA : masse lessivée depuis le réservoir racinaire
MLB : masse lessivée depuis le réservoir profond
MG : masse lessivée depuis le réservoir souterrain

Equations :
Humidité (W)
W = S/A

Lessivage du réservoir racinaire
MLA = Pl .r.$e^{min(0,r-r0)/r)}$.CA.(W/Ws)²/100 (en kg N /ha)
Avec MLA la masse lessivée du réservoir, Pl : paramètre de lessivage, r : niveau du réservoir R du modèle hydrologique (mm) , r0 : paramètre considéré comme seuil (mm), CA concentration du réservoir (mg/l) et Ws : humidité à saturation

Lessivage du réservoir profond
MLB = CB.Q/100 (en kg N /ha)
Avec MLB : masse lessivée du réservoir, CB :concentration du réservoir profond (mg/l) et Q : débit de routage du réservoir R

Diffusion
MD : DF.(CA-CB).(W-Ws)²/100
Avec MD la masse diffusée (kg N/ha), DF : paramètre de diffusion, CA et CB : concentrations des deux réservoirs et Ws : humidité à saturation

Flux percolé vers le réservoir souterrain
MP : CB.DG/100
AVEC MP : masse percolée (kg N/ha) et DG percolation profonde

Lessivage du réservoir souterrain
MG = CG*QG/100
Avec MG : masse lessivée du réservoir souterrain, CG : concentrations des eaux souterraines et QG : écoulement souterrain.

Perte vers la rivière
ML = MLA+MLB+MG et C = 100.ML/Qt
Avec ML : masse perdue dans la rivière (kg N/ha), C : concentration dans la rivière (mg/l)

Figure A3-5 : Structures du modèle hydrologique GR5 et du modèle Nitrate dérivé d'après MA, (1991)

La prise en compte des caractéristiques physiques du bassin, dans les modèles globaux, se limite à des moyennes pondérées comme le montre la figure A3-6.

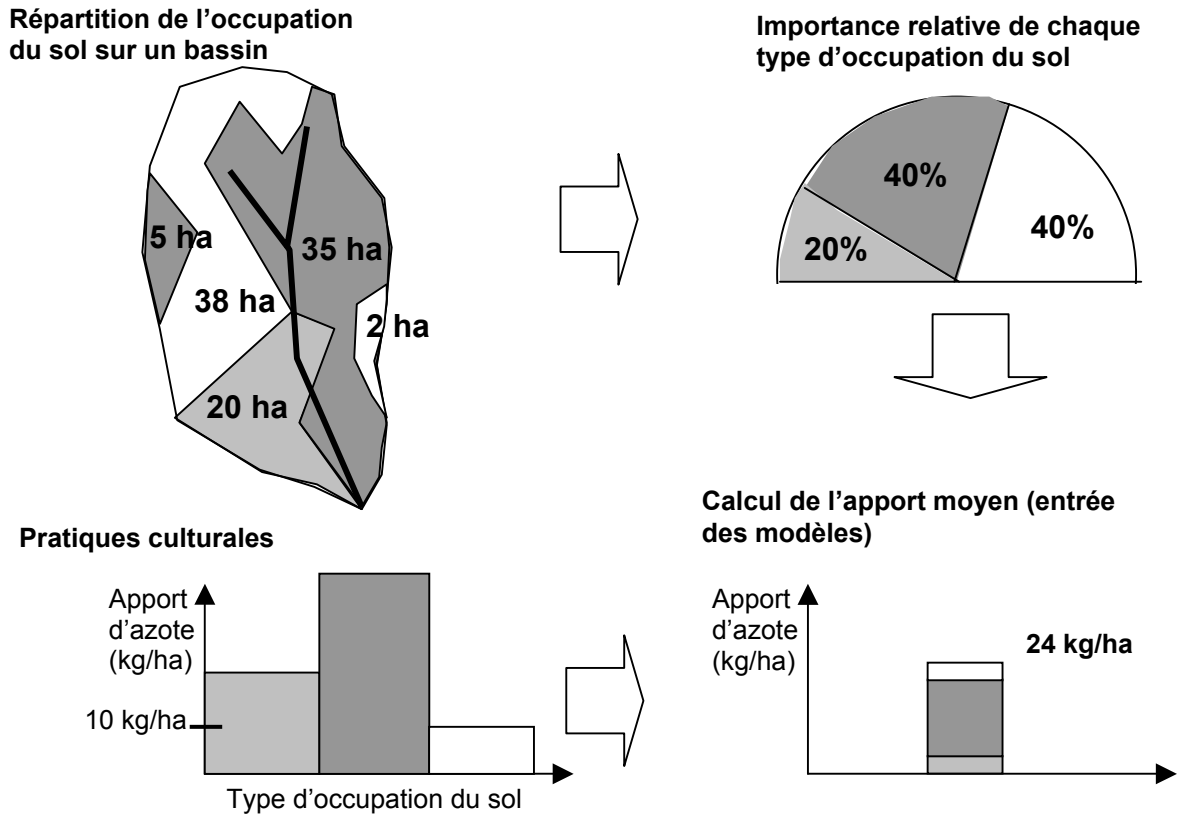


Figure A3-6 : Prise en compte de l'occupation du sol pour le calcul des apports d'azote dans le modèle Nitrate (MA, 1991)

Devant la facilité de mise en œuvre et les résultats corrects obtenus par ces modèles, certains auteurs ont essayé de rapprocher les valeurs des paramètres calés aux caractéristiques physiques globales du bassin (MAKHLOUF, 1994). Cette tentative de recherche de transposabilité des modèles globaux ne s'est pas avérée concluante.

L'intérêt de ce type de modèle est sa facilité de mise en œuvre, puisque le volume des données à collecter est limité :

- les variables d'entrée atmosphérique (pluie, température et ETP) à un pas de temps fonction du modèle (journalier pour Bassin Versant et mensuel pour BICHE) ;
- les variables d'entrée de matières azotées (pratiques culturales selon l'occupation du sol).

Les limites de ce type de modèle sont multiples :

- l'analogie entre le fonctionnement de réservoirs et le comportement réel du bassin est une hypothèse forte qui implique l'utilisation de relations de vidange empiriques ;
- dans l'optique d'un modèle de gestion, ce type de modèle s'avère bien sûr incapable de prendre en compte une organisation différente des activités anthropiques sur le bassin ;
- la prise en compte des rejets ponctuels (stations d'épuration) ne peut se faire que globalement sans localisation sur le bassin.

A3-22. Les modèles physiques spatialisés (Physically-based distributed models)

Ce type de modèle utilise des variables d'état (teneur en eau, conductivité hydraulique) reliées entres elles par des relations d'état, des relations dynamiques (reliant les flux de matières aux gradients de potentiel et aux résistances du milieu) et des relations de conservation (bilan de matière, d'énergie, de quantité de mouvement). Ce type de modèle permet, en précisant les conditions initiales et les conditions aux limites, de simuler l'évolution du système en tout point et tout instant d'une discrétisation spatio-temporelle fine.

L'aspect distribué (ou spatialisé) signifie que le modèle prend explicitement en compte la variabilité spatiale des paramètres, des variables d'entrée, des processus et des conditions aux limites du système. Le développement de ce type d'approche mobilise les hydrologues depuis plus de 20 ans (GUPTA et SOLOMON, 1977). Il correspond à la volonté d'améliorer la modélisation du fonctionnement du bassin en prenant en compte la variabilité spatiale et temporelle des processus. On peut citer comme exemple de modèles physiques distribué, le modèle SHETRAN construit à partir du modèle hydrologique SHE (Système Hydrologique Européen) (ABBOTT et al., 1986).
Initialement conçu pour prévoir le mouvement des radionucléides dans l'hypothèse d'enfouissement des déchets nucléaires (EWEN, 1990), ce modèle a été modifié pour prendre en compte le cycle de l'azote (modèle SHETRAN NELUP : (LUNN et al., 1996), et modèle SHETRAN NIT : (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)). La figure A3-7 illustre la complexité de représentation du cycle de l'eau et de l'azote dans le modèle SHETRAN NIT.

Le volume de données nécessaire au bon fonctionnement de ce modèle n'est en général pas disponible sur les bassins d'application ce qui rend ce type de modèle peu opérationnel.

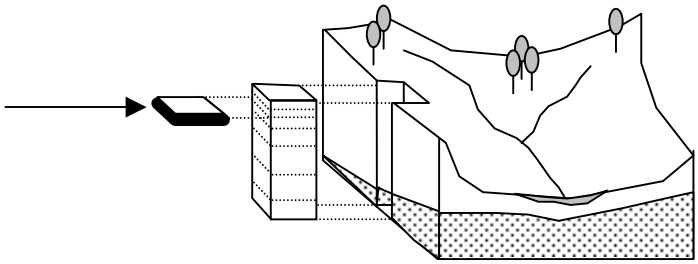
La finalité des recherches est d'obtenir un modèle ne reposant que sur des paramètres mesurables pour permettre de le transposer sur des bassins non instrumentés. Comme les paramètres sont en principe mesurables, ces modèles auraient une capacité prévisionnelle en terme d'impact de changement d'occupation du sol notamment.

Cependant, de nombreuses mises en garde ont été formulées sur les illusions entraînées par le développement des modèles physiques distribués (BEVEN, 1989, BEVEN, 1993). Les équations "physiques" ont en effet été établies pour des milieux homogènes simples, à l'échelle d'un volume représentatif (BEAR, 1972). Rien ne justifie donc que l'on puisse les appliquer sur une maille élémentaire (de l'ordre de l'hectare au km²) qui présente déjà une grande variabilité spatiale.

La discrétisation du bassin en unités "fonctionnelles" implique une étape de globalisation des données mesurées ponctuellement pour obtenir des paramètres moyens sur chaque unité (GRAYSON et BLOSCHL, 2000), (BEVEN, 2001). Une approche géostastique peut faciliter cette étape de globalisation en utilisant au mieux la variabilité des données ponctuelles (ARNAUD et EMERY, 2000).
Cependant, cette étape d'agrégation nécessite de manipuler différentes échelles de perception des processus (KLEMES, 1983). Si les problèmes liés aux changements d'échelle en hydrologie ont été identifiés (BLOSCHL et SIVAPALAN, 1995), (BECKER et BRAUN, 1999), aucune méthode de passage d'une échelle à une autre n'a encore vu le jour (AMBROISE, 1999b).

Discrétisation en 3D du bassin

Unité de base : maille
(de taille fixe en x, y et de
profondeur variable)



Processus reproduits et équations utilisées

Water flow :

- Canopy interception of rainfall
- Evaporation and transpiration
- Infiltration to subsurface
- Surface runoff (overland, overbank, and in channels)
- Snowpack development and snomelt
- Storage and 3D flow in variably satured subsurface
- Combinaison of confined, unconfined, and perched aquifers
- Transferts between subsurface water and river water
- Ground-water seepage discharge
- Well abstraction
- River augmentation and abstraction
- Irrigation

Sediment transport :

- Erosion by raindrop and leaf drip impact and overland flow
- Deposition and storage of sediments on ground surface
- Total-load convection with overland flow
- Overbank transport
- Erosion of river beds and banks
- Deposition on river bed
- Down-channel advection
- Infiltration of fine sediments into river bed

Solute transport :

- 3D advection with water flow
- Advection with sediments
- Dispersion
- Adsorption to soils, rocks, and sediments
- Deposition in atmosphere
- Point or distributed surface or subsurface sources
- Plant uptake and recycling
- Exchanges between river water and river bed

SHETRAN : 2400 Paramètres

Subsurface flow	Variably saturated flow equation (3D)
Overland flow	Saint-Venant equations(2D)
Chanel flow	Saint-Venant equations (1D)
Canopy interception and drip	Rutter equation
Evaporation	Penman-Monteith
Snowpack and melt	Accumulation energy and degree-day melt equation
Overland sediment transport	Advection-dispersion equation (2D)
Channel sediment transport	Advection-dispersion equation (1D)
Land surface and subsurface solute transport	Mobile/immobile advection-dispersion (3D)
Channel solute transport	Advection-dispersion equation (1D)

NITS : 40 paramètres

Atmospheric deposition	Mass balance equation
Plant uptake	Mass balance equation
Mineralization	Mass balance equation
Nitrification	Mass balance equation
Ammonia volatilization	Mass balance equation
Denitrification	Mass balance equation
Immobilization	Mass balance equation
Leaching	Mass balance equation
Decomposition of Carbon litter	First order kinetic equation

Données requises

- Records from weather stations, rain gauges, evaporation pans and so forth
- River gauging records
- Contour and digital maps of surface elevation
- Maps of geology and land use
- Satellite images and surface surveys of land use and vegetation cover
- Surveys of channel cross-sectional dimensions and bed and bank conditions
- Logs created during borehole drilling, digging soil pits, soil coring, and examining existing exposures
- Soil permeametry and borehole pumping test records
- Laboratory soil/rock/sediment particle size and hydraulic test records
- Geophysical logs for borehole and surface tests
- Water supply extraction licenses
- Farm records and historical records of flooding
- Plot and hillslope experimental results, including erosion and tracer tests
- Data for nearby or similar basins

Figure A3-7 : Modèle SHETRAN (EWEN et al., 2000) et module d'azote associé NITS (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)

Ce type de modèle pose en outre le problème de la surparamétrisation. Le nombre de paramètres possibles est en effet croissant avec l'augmentation du nombre de mailles ou d'unités du modèle (BEVEN, 1989). L'application du modèle SHE sur le bassin du Wye (10.5 km^2) en Angleterre implique ainsi la manipulation de 169 mailles avec 39 nœuds par verticale (pour un nombre total de paramètres égal à 2 400). Une analyse de sensibilité permet toutefois de réduire à 40 le nombre de paramètres induisant une sensibilité sur les variables de sortie du modèle (BEVEN, 1989).

La surparamétrisation pose d'une part des difficultés métrologiques (acquisition des données expérimentales pour renseigner les paramètres), et d'autre part des problèmes dans la phase de calage du modèle. En théorie, ces paramètres n'ont pas à être calés puisqu'ils sont déduits des valeurs expérimentales. Cependant nous l'avons vu, la valeur mesurée ne peut pas être directement utilisée à l'échelle de la maille du modèle. Par conséquent, si l'on accepte la nature conceptuelle des modèles physiques, comment optimiser ces paramètres ?
Les paramètres de ces modèles présentent de plus des interactions et leur calage peut se heurter à des phénomènes de compensations. La solution consiste à mesurer des variables d'état du système (niveau piézométrique par exemple) pour contraindre plus efficacement le modèle lors du calage. Se pose cependant la question récurrente de l'assimilation de ces mesures ponctuelles à l'échelle de la maille du modèle.

Pour conclure, l'utilisation opérationnelle de ce type de modèle se heurte à de nombreuses limites : estimation des paramètres, spécification des conditions initiales et des conditions aux limites, données requises.
Cependant, dans l'optique d'outils de gestion, seuls les modèles à base physique semblent pouvoir aborder la question d'évolution du système (changement d'occupation du sol). Ainsi, la connaissance et la prise en compte dans le modèle de la distribution spatiale des processus sont indispensables car une action n'aura pas le même impact selon sa localisation sur le bassin (VIEUX, 1991). Dans cette optique, la télédétection, en tant que sources de données surfaciques, pourrait être une voie d'ouverture pour la prise en compte de la variabilité spatiale des données (GINESTE, 1998). En effet, la recherche de nouvelles méthodes de mesure qui tiennent compte de la distribution surfacique des variables hydrologiques serait un bien meilleur investissement pour l'hydrologie qu'une poursuite de l'extraction d'une information inexistante à partir de quelques rares points de mesures (KLEMES, 1986).

A3-23. Les modèles conceptuels spatialisés (semidistributed conceptual models)

Les modèles hydrologiques conceptuels et leurs modules de qualité associés se situent en terme de complexité entre les modèles conceptuels globaux et les modèles physiques spatialisés. Tout comme les modèles globaux, le fonctionnement du bassin versant est assimilé à celui d'un ensemble de réservoirs. L'espace y est discrétisé en sous-unités que l'on considère "homogènes" en terme de caractéristiques physiques et/ou en terme de fonctionnement hydrologique (AMBROISE, 1991). C'est chaque unité et non plus l'ensemble du bassin qui est représentée par un ensemble de réservoirs interconnectés. Cette structure permet de tenir compte de la répartition spatiale des caractéristiques hydrologiques de chaque sous-unité et des variables d'entrée.

Les relations utilisées dans ce type de modèle sont du même type que pour les modèles conceptuels globaux : d'une part relation de conservation de bilan qui relie l'évolution du stock d'eau et d'azote dans chaque réservoir aux flux entrants et sortants et d'autre part relation de flux (loi de vidange).

L'obtention des différentes unités spatiales du modèle repose sur deux concepts complémentaires cf. Fig. A3-8) :

- la définition d'unités de production homogènes. Le bassin est ainsi subdivisé en unités supposées avoir des propriétés hydrologiques homogènes. Les HRU (Hydrologic Response Unit) sont basées sur ce concept (ROSS et al., 1979). Ces unités sont obtenues par croisement de caractéristiques topographiques (pente, orientation, etc …) et de caractéristiques d'occupation du sol, de pédologie et de géologie (FLÜGEL, 1996). Concernant le transport de polluant, le concept de CHRU (CHemical Response Unit) découle de celui des HRU. Il permet selon ces auteurs de discrétiser le bassin en sous-unités homogènes du point de vue du fonctionnement hydrologique et de la dynamique de l'azote (BENDE, 1997). Le concept de HRU constitue la base du modèle conceptuel SWAT (Soil and Water Assessment Tool) qui inclut les principaux processus de production, de transfert des flux d'eau, et de transport des masses d'azote, de phosphore et de pesticides (ARNOLD et al., 1994). L'exemple suivant illustre la gamme très large de surface que peut prendre une HRU : la partie supérieure du Mississipi a été subdivisée en 131 HRU d'une surface moyenne de 3750 km², le Goodwin Creek Watershed de 21.3 km² a été segmenté en 48 HRU.
- la définition d'unités reposant sur la structure du réseau hydrographique. Ces unités sont de deux types : biefs de rivière et sous-bassins versants associés. La séparation des fonctions de production et de transport est explicite puisque les sous-bassins se déversent dans les biefs associés. La notion de réseau hydrographique est cruciale puisque que c'est à partir de celui-ci que sont extraits les sous-bassins. La définition du réseau est en effet différente selon que l'on travaille à l'échelle régionale (BRILLY et VIDMAR, 1995) ou sur des bassins versants de l'ordre du km² (GASCUEL ODOUX et al., 1998). Le modèle hydrologique ACRU (Agricultural Catchment Research Unit) (SCHLULTZE, 1989) et le modèle d'érosion KINEROS (WOOLHISER et al., 1990) reposent sur ce concept.

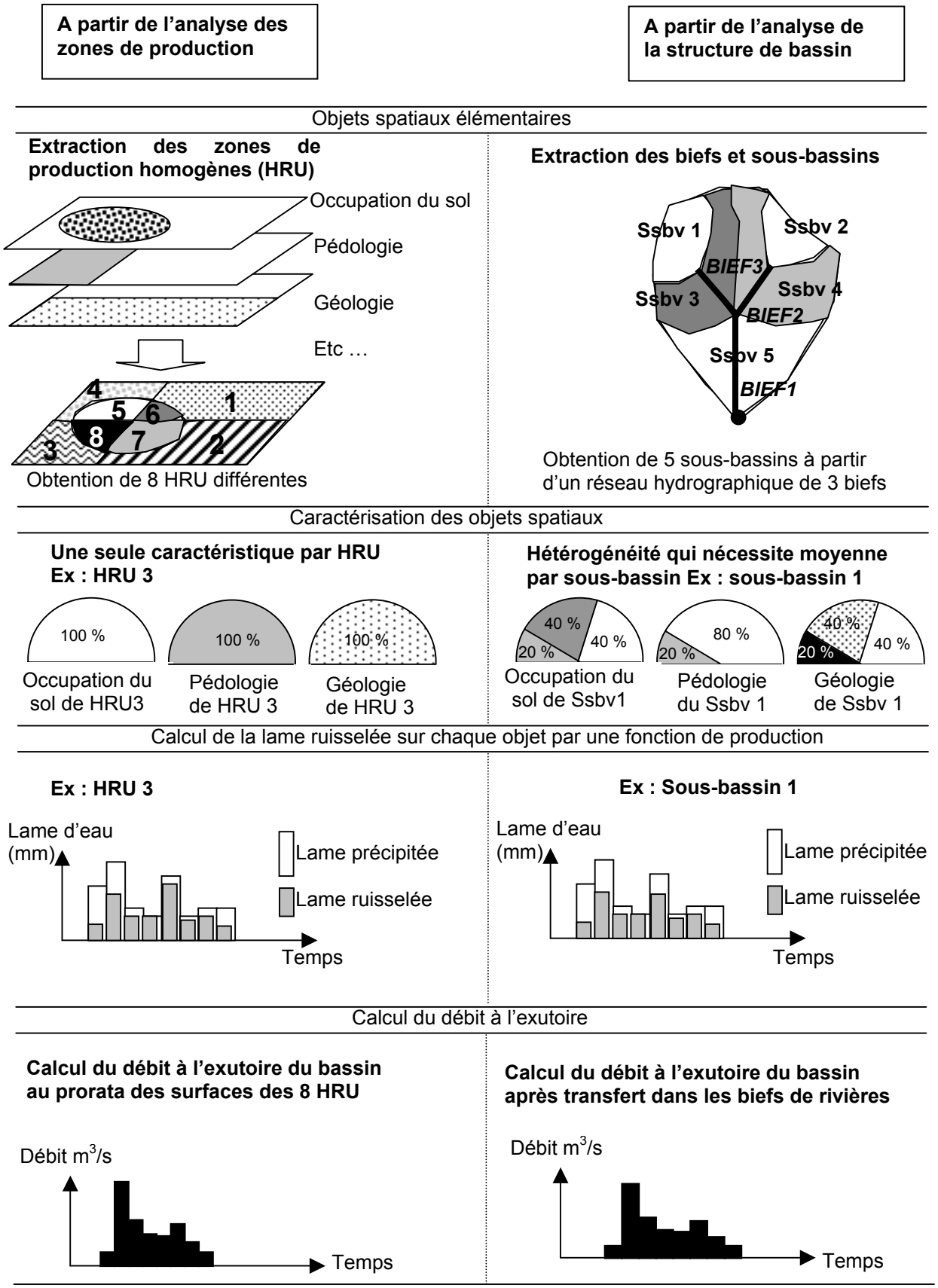


Figure A3-8 : Mise en œuvre des deux concepts de segmentation du bassin

Concernant les zones de productions homogènes, quelques conclusions peuvent être tirées après l'analyse de l'application de ces concepts dans les modèles (KITE et KOUWEN, 1992) :

- les unités sont le plus souvent déterminées de façon intuitive sans analyser les processus dominants pour guider la segmentation ;
- la taille des HRU est arbitraire ;
- et leur nombre est plus contraint par la capacité de calcul que par une réflexion sur la taille pertinente.

Une réponse à ces problèmes est proposée par WOOD, grâce au concept de REA (Representative Elementary Area) (WOOD et al., 1988). L'application du concept de REA nécessite de rechercher la taille des unités élémentaires pour lesquelles la variabilité intra-élément est significativement négligeable par rapport à celle inter-éléments (GRAYSON et al., 1992).

L'application de ce concept pose deux problèmes :

- d'une part la taille appropriée des REA est fonction du processus dominant que l'on cherche à représenter (FAMIGLIETTI et WOOD, 1995).
- d'autre part, la hiérarchie des processus prédominants dans le transfert de flux d'eau (et des solutés) peut être modifiée d'amont en aval du bassin. Par conséquent, l'application de ce concept peut nécessiter la manipulation de plusieurs tailles de REA sur un même bassin.

Les deux concepts de segmentation du bassin peuvent être utilisés seuls (découpage en unités homogènes dans CREAMS, en sous-bassins et biefs dans KINEROS) ou simultanément. Selon la taille du bassin, si les processus de transfert ne sont plus négligeables, l'utilisation d'un modèle basé sur les HRU nécessite la prise en compte du réseau hydrographique. C'est le cas du modèle SWIM qui dérive du modèle SWAT. Les deux concept de segmentation sont utilisés simultanément avec une discrétisation en sous-bassins eux-mêmes subdivisés en hydrotopes (unités homogènes en terme d'occupation du sol et de pédologie). Ce modèle a été appliqué sur le bassin du Stepenitz (sous-bassin de l'Elbe de 575 km^2 en Allemagne) discrétisé en 64 sous-bassins (moyenne de 9 km^2) et 658 hydrotopes (moyenne de 0.9 km^2) (KRYSANOVA et al, 1996).

Quel que soit le mode de discrétisation adopté (zones homogènes et/ou sous-bassins versants), les SIG (Systèmes d'Information Géographique) sont devenus des outils incontournables pour définir et caractériser les unités spatiales du modèle. Une discussion sur l'apport des SIG dans le contexte de la modélisation hydrologique est proposée dans l'annexe 2A.

Pour appliquer le concept des HRU, plusieurs caractéristiques physiques du bassin doivent être croisées et l'utilisation des SIG est systématique. Les utilisateurs du modèle SWAT ont ainsi recours aux SIG pour prétraiter les caractéristiques du bassin puis pour visualiser les résultats du modèle selon un découpage en HRU. On peut citer chronologiquement l'utilisation du SIG GRASS (SRINIVASAN et ARNOLD, 1993), d'Arc-Info (BIAN et al., 1996) et d'Arcview (FITZHUGH et MACKAY, 2000).

L'extraction des sous-bassins versants et biefs associés implique le traitement des Modèles Numériques de Terrain (MNT). Là encore l'utilisation de SIG permet d'extraire des plans dérivés des MNT : pentes, directions d'écoulement, permettant de discrétiser le bassin en sous-bassins versants (FORTIN et al., 1990, RISSONS, 1995, HELLWEGER et MAIDMENT, 1999).

Cependant, le croisement des données sous SIG, pour extraire les unités des modèles n'est pas sans risque en terme de propagation d'erreurs qui peuvent se répercuter sur la qualité de la modélisation comme le souligne BURROUGH et MCDONNEL, (1998).

Le reproche que l'on peut faire aux modèles conceptuels spatialisés est le risque de surparamétrisation. Comme pour les modèles physiques spatialisés, la complexité du modèle (en terme de processus reproduits) et le nombre de sous-unités considérées conduisent à une inflation du nombre de paramètres. Le modèle SWAT nécessite ainsi la manipulation d'une centaine de paramètres par zone homogène. Selon les auteurs de ce modèle, ces paramètres peuvent être déterminés uniquement en fonction des caractéristiques du bassin. On peut émettre les mêmes réserves que pour les modèles physiques, sur l'utilisation de caractéristiques ponctuelles pour définir la valeur des paramètres sur les différentes unités du modèle.

Outre les besoins croissants de données pour caractériser des propriétés du bassin, se pose la question de la viabilité du calage de tels modèles. Le nombre de degrés de liberté du modèle lié au nombre de paramètres ne peut en général être réduit à l'aide des seules données expérimentales à l'exutoire du bassin. Le développement d'un modèle de flux d'azote utilisant un nombre limité de paramètres doit reposer sur un modèle hydrologique lui-même parcimonieux en terme de paramètres. Pour illustrer cette voie de recherche, on peut citer deux modèles de flux d'azote conçus à partir du modèle anglais TOPMODEL (BEVEN et KIRKBY, 1979). Ce modèle hydrologique, qui n'utilise que 3 paramètres, permet une vision distribuée du bassin tout en considérant certaines caractéristiques comme globales.

Le premier modèle de flux d'azote est dénommé TOPMODEL-SLIM (VAN HERPE et al., 1998). Il couple la structure de TOPMODEL (définition de bassins élémentaires, superposition des isochrones et calcul des indices topographiques) avec un modèle empirique à un paramètre de concentration en nitrates de la couche superficielle du sol : le modèle SLIM (ADDISCOTT et al., 1986). Les variables d'état calculées par TOPMODEL sont utilisées dans SLIM pour déterminer les quantités de nitrates mises en solution par les écoulements. Les tentatives de calage du modèle sur deux bassins au pas de temps journalier donnent des résultats mitigés (chronique de 10 ans sur le bassin de Sorbrook, 97 km² en Angleterre et chronique de 2 ans sur le bassin de Zwalm, 114 km² en Belgique) (VAN HERPE et al., 1998). Concernant la qualité de reproduction des débits estimés par le coefficient de Nash, l'auteur obtient 0.6 sur Zalm et 0.87 sur Sorbrook. Concernant la qualité de reproduction des concentrations à l'exutoire des bassins, un coefficient de corrélation entre valeurs observées et simulées est proposé. Il est de 0.61 sur le bassin de Zalm et de 0.53 sur le bassin de Sorbrook. Cette application illustre la difficulté de représenter le devenir de l'azote par une vision du cycle simplifié à l'extrême (un paramètre).
Le deuxième modèle dérivé de TOPMODEL est dénommé TNT-STICS (BEAUJOUAN et al., 2001). Le modèle hydrologique utilisé, TNT, repose sur les concepts de TOPMODEL adaptés à la vision du bassin selon une grille régulière de mailles carrées. Sur chaque maille, le modèle conceptuel STICS à 5 paramètres permet de déterminer la croissance des plantes, l'évapotranspiration et l'évolution du stock d'azote dans le sol (BRISSON et al., 1998). Le modèle TNT-STICS a été testé sur des bassins virtuels de 0.64 km² (400 mailles de 40 m de côté) pour étudier l'effet de la géomorphologie des bassins sur le devenir de l'azote. Le prototype étudié dans cet exemple met en évidence la variabilité des processus actifs du cycle de l'azote en fonction de la morphologie. L'aspect théorique de l'étude ne permet pas de comparer les ordres de grandeur obtenus par le modèle avec des données expérimentales.

Cette approche simplifiée du cycle de l'eau et de l'azote permet de générer des modèles mieux adaptés aux seules données expérimentales existantes (en général uniquement disponibles à l'exutoire du bassin), mais des progrès sont encore à faire pour réduire le nombre de paramètres de ces modèles.

A3-3 Discrétisation temporelle

L'importance des processus de transformation de l'azote et des processus de transport vers l'exutoire est variable dans le temps. Pour reproduire la dynamique des flux d'azote à l'exutoire d'un bassin, les modèles doivent intégrer la variable temps.

Selon les objectifs de modélisation, le comportement du bassin peut être reproduit uniquement pour des événements particuliers (typiquement des épisodes de crues) ou en continu sur une période plus ou moins longue. On distingue ainsi les modèles événementiels et les modèles continus .

A3-31. Modèles événementiels

Les modèles SWMM (Storm Water Management Model) dans sa version initiale (METCALF et al., 1971) et ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation) (BEASLEY et al., 1980) sont des exemples de modèle de qualité de type événementiel. Le modèle SWMM est utilisé sur des bassins urbains alors que le modèle ANSWERS est appliqué sur des bassins agricoles. Seules les précipitations, à un pas de temps inférieur à la journée, sont utilisées comme variables d'entrée atmosphériques. Ceci implique la présence de pluviographes sur le bassin d'étude.

Ce type de modèle nécessite de pouvoir préciser l'état initial du bassin en fonction des antécédents climatiques. La réponse à un épisode de pluie en terme de flux de polluants est en effet fortement conditionnée par l'état hydrique du bassin et par les masses d'azote accumulées entre deux épisodes de pluie.
Les différents concepts utilisés dans les modèles événementiels pour déterminer la lame ruisselée en fonction de l'antécédent climatique sont synthétisés par SING (SINGH, 1989). Parmi eux, la fonction de production du SCS est la plus utilisée. Elle permet de distinguer trois états hydriques du bassin en début d'épisode (humide, normal et sec) en fonction de la pluie cumulée des 5 jours précédents le début de l'épisode pluvieux (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972).
Concernant les masses d'azote disponibles, les modèles urbains utilise une fonction d'accumulation des apports atmosphériques durant la durée de temps sec qui précède l'épisode. Dans le modèle agronomique ANSWERS, une équation empirique relie la concentration en nitrate à l'exutoire au volume écoulée. En contexte agricole, la principale difficulté pour un modèle événementiel est de simuler le devenir de l'azote entre les dates d'apports et le début de l'épisode de pluie.

Ce type de modèle est particulièrement adapté aux situations où les flux générés par temps de pluie constituent le mode d'exportation principal vers le milieu aquatique. Ceci explique que leur utilisation concernent le plus souvent des bassins urbains où les exportations par temps de pluie affectent la salubrité des zones aval. En contexte méditerranéen, où les exportations d'azote par temps de pluie constitue une part essentielle des masses produites annuellement sur les bassins (MEYBECK, 1992), ce type de modèle peut permettre de quantifier les flux d'azote associés aux épisodes de pluie.

A3-32. Modèles continus

La principale différence entre modèles événementiels et modèles continus réside dans la représentation du cycle de l'eau et des flux associés. Ainsi, certains processus ne peuvent plus être négligés dans les modèles en continu comme par exemple l'évaporation dans les modèles hydrologiques. Ces modèles requièrent donc des variables de forçage supplémentaires par rapport aux modèles événementiels. Outre les précipitations, la température, le rayonnement solaire ainsi que le vent sont en effet des facteurs importants pour expliquer l'évolution des stocks d'eau sur le bassin pour une ou plusieurs années hydrologiques.
Concernant le cycle de l'azote, les processus de transformation de l'azote, négligés dans les modèles événementiels, doivent être intégrés dans les modèles continus. Ils conditionnent, à l'échelle de l'année, l'évolution du stock d'azote présent sur le bassin.

En fonction des processus jugés prédominants pour expliquer la dynamique des flux d'azote sur un site d'étude, le choix d'un modèle dépend du pas de temps utilisé pour décrire le fonctionnement du bassin. Le pas des variables d'entrée utilisé dans les modèles de flux va de quelques minutes (modèle HSPF (DONIGIAN et al, 1984), SHETRAN NIT : (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)), au pas de temps horaire (ACTMO (FRERE et al., 1975), AGNPS (YOUNG et al., 1986)) jusqu'au pas de temps journalier qui est le plus utilisé. On peut ainsi citer les modèles suivants qui nécessitent des variables d'entrée journalières : modèle EPIC (WILLIAMS et al., 1982), HBV-N (BERGSTROM, 1976), POLA (PINHEIRO, 1995), SWAT (ARNOLD et al., 1994) et TOPMODEL-SLIM (VAN HERPE et al., 1998).

Le pas de temps des variables de sortie peut être fixe ou variable en fonction de l'état du système (crue et non crue). Le modèle SWIM permet d'obtenir les variables de sortie au pas de temps journalier, mensuel ou annuel selon les objectifs du modélisateur. Pour chacun de ces pas, il ne s'agit que d'un cumul (lame écoulée) ou d'une moyenne (débit moyen) sur une durée donnée à partir du fonctionnement journalier du modèle.

Le cas particulier des modèles annuels mérite d'être distingué. L'analyse des flux à cette échelle de temps correspond à une tentative de diagnostic des masses d'azote exportées par le bassin. L'objectif de ces modèles est d'estimer l'apport moyen annuel d'un bassin en fonction de l'occupation du sol. Ces modèles sont additifs puisqu'ils assimilent l'apport global du bassin à la somme des contributions de chaque unité du bassin. Une unité correspond à un type d'occupation du sol homogène (parcelle ou un groupe de pixels).
Ces modèles nécessitent deux types de données :

- l'occupation du sol du bassin. L'estimation des différentes surfaces d'occupation du sol peut se faire à l'aide de données statistiques (recensement de type RGA) ou plus finement par une cartographie de la zone d'étude (observations terrains, photos aériennes ou images satellitales) ;
- une estimation de l'exportation d'azote annuelle par type d'occupation du sol. Chaque unité (occupation du sol homogène) est ainsi caractérisée par un coefficient d'exportation spécifique (VOLLENWEIDER, 1968). Ces coefficients constituent des apports moyens annuels obtenus sur des parcelles ou petits bassins expérimentaux. Des plages de valeurs de coefficients d'exportation sont ainsi proposées pour chaque type d'occupation du sol (RAST et LEE, 1983, BENNETON, 1984).

La masse totale exportée par le bassin est déterminée par la somme des contributions de chaque type d'occupation du sol (produit de la surface par la pression polluante).

La disponibilité de ces données explique le succès de cette approche comme premier diagnostic. Se pose la question de l'utilisation de ces coefficients d'exportation établis dans un contexte donné (taille du bassin, processus prédominants, pratiques culturales, etc …) dans d'autres contextes d'application.

Ce type d'approche a été mené sur les étangs littoraux méditerranéens pour hiérarchiser les types d'apports (agricole, domestique, industriel, etc …) (CEMAGREF, 1991).

A3-4. Approche par objets d'étude

Pour compléter l'analyse comparative réalisée en fonction des critères de description de l'espace, du temps et du degré de conceptualisation des processus, nous proposons une comparaison selon le critère « objet d'étude ».

La dynamique des flux d'azote peut être analysée à l'exutoire « d'objets d'étude » aussi variés qu'un groupe de parcelles expérimentales, ou qu'un bassin de plusieurs milliers de km².
Selon la taille des bassins versants étudiés, le devenir de l'azote va être abordé avec des disciplines aussi différentes que l'agronomie, la biologie, l'hydraulique, la météorologie, etc… De plus, la spécificité de chaque objet d'étude implique de prendre en compte certains processus du cycle de l'azote (comme par exemple les processus biochimiques de transformation de l'azote dans le sol) au détriment d'autres jugés négligeables.

Nous proposons successivement d'aborder :

- les modèles portant sur des petits bassins agricoles (comprenant d'une à quelques parcelles agricoles) ;
- les modèles privilégiant la description des processus de transformation et des processus de transport uniquement dans le réseau hydrographique du bassin versant ;
- et enfin les modèles de gestion de la qualité de l'eau des bassins versants de plusieurs centaines à plusieurs milliers de km².

A3-41. Du modèle agronomique parcellaire aux modèles de petits bassins versants agricoles

L'objectif de ce type de modèle est la détermination de la dynamique des flux d'azote depuis la parcelle agricole jusqu'au milieu récepteur qu'est la rivière. La partie du cycle de l'azote dans le sol est privilégiée.

Le domaine d'étude est la parcelle. Celle-ci est caractérisée en terme d'itinéraires techniques et de propriétés agronomiques. Le sol est représenté en couches successives pour reproduire les différents processus d'évolution de l'azote. Le cycle de l'azote est ainsi analysé d'un point de vue agronomique.

Dans une première famille de modèles, les processus de transformation de l'azote et les processus de transport sont représentés uniquement par des relations empiriques établies à l'échelle de la parcelle (cas des modèles CREAMS (KNISEL, 1980), SPNM (WILLIAMS et HAAN, 1978), SWRRB (ARNOLD et al., 1990) et AGPNS (YOUNG et al., 1986)). Les paramètres de ces modèles sont reliés à des caractéristiques physiques du groupe de parcelles du bassin étudié. Ces modèles ne nécessitent théoriquement pas de phase de calage.

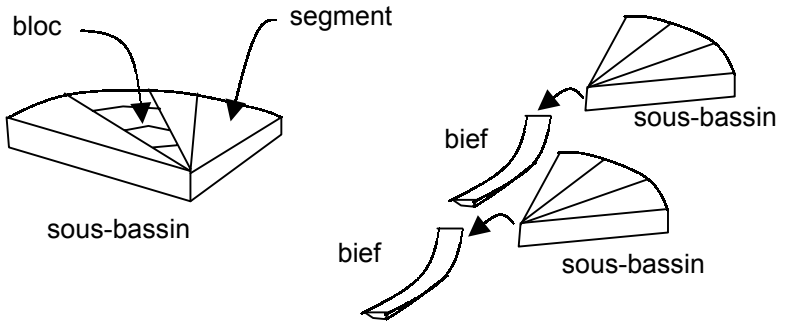
La deuxième famille correspond à une représentation des processus à la fois par des relations empiriques et des relations conceptuelles (de type réservoir). Les modèles utilisent une représentation plus fine de la zone d'étude (distinction de plusieurs couches de sol) au prix d'une augmentation du nombre de paramètres (plus de 1000 pour le modèle HSPF dont la structure est illustrée sur la figure A3-9 (DONIGIAN et al, 1984)). Certains de ces paramètres sont dépourvus de réalisme physique (coefficient de mélange dans les réservoirs conceptuels) et nécessitent une phase de calage (modèles ACTMO (FRERE et al., 1975), ARM (DONIGIAN et CRAWFORD, 1976) et HSPF).

Les modèles portant sur les petits bassins agricoles reposent sur l'hypothèse que chaque parcelle est située à la même distance de l'exutoire et que les processus en rivière sont négligeables. Ces hypothèses restreignent la taille des objets d'étude à des bassins inférieurs au km² (modèles ACTMO et ARM). Ces modèles ont fait l'objet de modifications pour pouvoir intégrer le transport en rivière et ainsi être applicables sur des bassins de plusieurs dizaines de km² (modèles HSPF et SWRRB). Pour ces tailles de bassin, les processus de transformation en rivière ne sont plus négligeables (AYPHASSORHO, 1992).

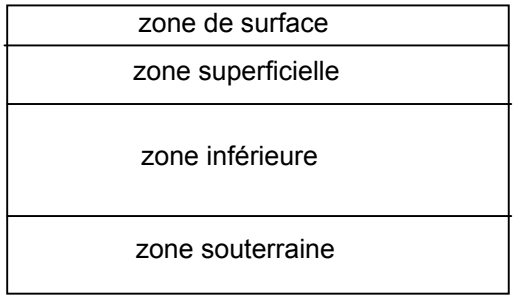
On peut enfin citer des approches physiques du devenir des nitrates à l'échelle de la parcelle voire du petit bassin versant agricole comme celle développée par MAISON, (2000). Dans cette approche, la parcelle est représentée par une juxtaposition de colonnes de sol composées de plusieurs couches présentant des caractéristiques de sol homogènes. Ce modèle a été développé sur une parcelle d'1 ha puis appliqué sur le bassin de l'Auradé (328 ha).

Modèle HSPF : objets spatiaux élémentaires

Chaque **sous-bassin** est une fraction du bassin ayant des caractéristiques climatiques et pédologiques homogènes .
Un sous-bassin peut être de nouveau fractionné en **segments** représentant les différents types d'occupation du sol. Le segment peut enfin être divisé jusqu'à 5 **blocs** en fonction des propriétés des couches superficielles du sol.
Le **réseau** hydrographique est segmenté en **biefs** de rivière aux propriétés hydrauliques uniformes



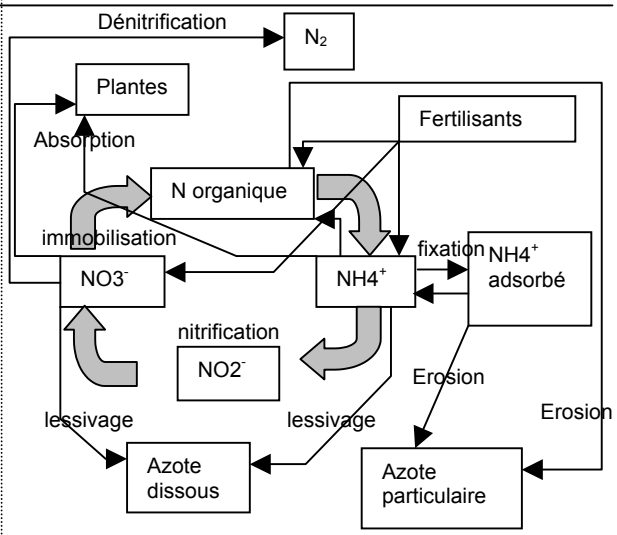
Modèle hydrologique



La circulation de l'eau dans chaque segment est simulée par un modèle conceptuel à réservoirs (version modifié du Standford Watershed Model (CRAWFORD and LINSLEY, 1966)) qui dissocie l'écoulement à l'exutoire d'un segment en trois composantes : écoulement rapide, écoulement moyen et écoulement lent.
Dans sa dimension verticale, un segment est conceptualisé comme la superposition de quatre couches comme illustré ci-dessus. Le transfert entre zones est simulées par une cascade de six réservoirs.

Processus :
- infiltration
- Ecoulement rapide
- Ecoulement lent
- Percolation
- Evapotranspiration

Modèle azote



Transformations biochimiques :
- adsorption et désorption de NH_4^+ (cinétique du premier ordre ou isotherme de Freundlich)
- autres réactions : cinétique du premier ordre (taux corrigés en fonction de la température des sols)

Figure A3-9 : Structure du modèle HSPF d'après KAUARK LEITE, (1990)

Les modèles portant sur l'objet d'étude « petits bassins versants agricoles » présentent plusieurs limites :

- ces modèles conçus initialement pour l'étude de groupes de parcelles ne représentent que le transport de l'azote sous forme nitrates. Ceci exclut les bassins d'étude de type périurbain où l'apport d'azote sous forme organique et ammonium peut constituer la moitié du flux annuel d'azote (Contrat pour l'étang de Thau, 1997) ;

- l'utilisation de ces modèles pose la question du mode d'agrégation des flux. En effet, le calcul du flux à l'exutoire du bassin se fait dans ces modèles par sommation des contributions de chaque parcelle (KAUARK LEITE, 1990). Ce mode d'agrégation suppose que les processus jugés prédominants pour le devenir de l'azote soient les mêmes à la parcelle et au niveau du bassin versant. Cette hypothèse est d'autant plus contestable que la taille du bassin modélisé augmente (PUECH, 1996). Il est important de préciser que les processus sont les mêmes, de la parcelle au bassin. C'est uniquement leur hiérarchisation qui diffère entre les différents niveaux (VILLENEUVE et al., 1998). Ainsi les essais de transposition d'un modèle établi sur un bassin d'une dizaine de km² à des bassins plus vastes (centaine de km²) posent la question du respect du champ d'application du modèle. Les résultats concernant la capacité des modèles testés à reproduire les flux à l'exutoire des bassins d'étude, sont d'ailleurs systématiquement moins probants après transposition sur des bassins plus vastes (PRAT, 1982, MA, 1991, MANTILLA MORALES, 1995).

- Enfin, en terme de données nécessaires, l'utilisation de ces modèles nécessite un suivi agronomique et une information à la parcelle, sur les pratiques agricoles et sur les caractéristiques pédologiques, dont l'acquisition est difficilement envisageable sur des bassins d'une superficie supérieure à la centaine de km².

A3-42. Modèle de dynamique de l'azote dans le réseau hydrographique

Ce paragraphe repose sur un ouvrage de synthèse sur les modèles de qualité des eaux de surface (AMBROSE et al., 1996). Seul le modèle QUAL2E (BROWN et BARNWELL, 1985) est détaillé dans l'annexe 1 comme exemple des modèles de cette famille. Le choix de ce modèle est justifié par son utilisation dans plusieurs modèles de gestion de bassin comme GIBSI, BASIN et son couplage avec SWAT dans le modèle ESWAT.

L'objectif de ce type de modèle de rivière est de simuler l'évolution des traceurs de la qualité de l'eau dans le réseau hydrographique. Le premier « modèle » de qualité des eaux de surface remonte aux années 20 (STREETER et PHELPS, 1925). Les disciplines concernées par ce type de modélisation sont l'hydraulique, la chimie de l'eau et la biologie.

Le réseau hydrographique est le plus souvent représenté en 1D comme dans HEC5 (U.S. Army Engineer Hydrologic Engineering Center) ou dans QUAL2E. Ce dernier modèle permet de segmenter le réseau en 25 biefs au maximum avec au plus 20 éléments par bief. Un élément correspond à une portion du bief que l'on juge homogène en terme de caractéristiques hydrauliques. C'est au niveau de l'élément que les différentes équations sont résolues en fonction des apports latéraux du bassin et des apports amont. Le réseau peut être représenté en 2D (x, y) comme WASP5 (Environmental Protection Agency USA) ou 2D (x, z) comme

CE – QUAL-ICM (US. Army Engineer). Il peut être enfin représenté dans ses trois dimensions comme une succession de couches depuis la surface jusqu'aux sédiments (REICHERT et al., 2001).

Le formalisme adopté pour représenter les processus de transformation et les processus de transport repose sur des bases physiques. Ces différents processus sont représentés par des relations qui intègrent des variables d'entrée atmosphériques (ensoleillement, température de l'air), des variables d'état dérivées (température de l'eau) et des caractéristiques hydrauliques de la rivière étudiée (ALPASLAN et al., 1994). Le cycle de l'oxygène (BORCHARDT et REICHERT, 2001) et la croissance de la population algale y sont reproduits. Le modèle QUAL2E permet le suivi de 15 traceurs de la qualité de l'eau dont les différentes formes de l'azote.

Certains modèles impliquent un débit stable durant la simulation comme QUAL2E (BROWN et BARNWELL, 1985). D'autres modèles intègrent la dynamique du système (simulations d'épisodes de crue). C'est le cas des modèles MIKE11 (Danish Hydraulic Institute) et SALMON-Q (Wallingford, Oxford, Angleterre) (AMBROSE et al., 1996).

Ces modèles présentent des contraintes qui limitent leur domaine d'application :

- ces modèles intègrent de nombreux cycles dont les cinétiques sont fonction de constantes préétablies en laboratoire. La question du domaine de validité de ces valeurs se pose lors de l'application en rivière ;
- de plus, les données requises par ces modèles ne sont souvent pas disponibles sur l'ensemble des biefs d'un bassin versant et impliquent par conséquent une phase expérimentale très fine du point de vue spatial (pour intégrer les caractéristiques du bief) et temporel (pour caler les paramètres des équations du modèle).

Ceci explique que lors pour une application sur une rivière donnée, ces modèles doivent être simplifiés en fonction des processus jugés prédominants et surtout en fonction de la disponibilité des données (VANROLLEGHEM et al., 2000).

A3-43. Modèles de gestion de la qualité de l'eau

L'objectif de ces modèles est de fournir un outil d'aide à la décision concernant l'impact des activités anthropiques sur la ressource en eau. Les bassins concernés par ce type de modèles vont de quelques centaines de km² à plusieurs milliers de km² (bassin de la Seine (44 000 km²) pour le modèle SENEQUE (BILLEN et GARNIER, 1995), et bassin de la Tamise (13 000 km²) pour le modèle WATERWARE (JAMIESON et FEDRA, 1996a)). Le pas de temps adopté pour représenter le fonctionnement de tels bassins est la journée. L'estimation des flux d'azote est l'un des objectifs de ces modèles. Leur particularité est d'intégrer un module économique pour évaluer la faisabilité de mesures environnementales.

En plus des disciplines déjà évoquées (agronomie, biologie, hydraulique, hydrologie) l'approche socio-économique joue un rôle important dans la conception de ces modèles.

Du point de vue de la structure, ces modèles sont composés de plusieurs sous-modèles adaptés à la production et au transport des différents flux d'azote jusqu'à l'exutoire. Ainsi, le cycle de l'azote sur les versants est géré dans le modèle GIBSI par le sous-modèle EPIC alors

que le transport en rivière est reproduit grâce au modèle QUAL2E (COUILLANDEAU, 1999). Le modèle SHETRAN peut être utilisé comme module hydrologique et module de qualité dans le modèle WATERWARE (PARKIN et O'CONNELL, 1999).

Les données disponibles sont généralement plus limitées que les données requises par chacun des sous-modèles. Ce déséquilibre conduit le plus souvent à dégrader la structure des sous-modèles (TIM, 1995).

La juxtaposition de modèles aux champs d'application différents soulève deux questions :

- sur l'intégrité des paramètres : la signification d'un paramètre est-elle la même d'un sous-modèle à l'autre ?
- sur l'homogénéité du modèle obtenu : comment intégrer, au sein d'un modèle unique, des sous-modèles aux champs d'application différents ?

Pour juger de la cohérence de l'ensemble du modèle, il est par conséquent indispensable de pouvoir valider chaque sous-modèle à l'aide d'un protocole de mesures adapté. Des phénomènes de compensation entre sous-modèles peuvent en effet conduire à une simulation correcte des flux d'azote à l'exutoire qui masque une représentation erronée du fonctionnement interne du bassin.

A3-5. Conclusion

L'objectif de ce troisième chapitre était de comparer les différentes approches de modélisation du cycle de l'azote sur le bassin versant. Bien que non exhaustive, cette analyse bibliographique montre l'extrême diversité des modèles de flux d'azote. La figure A1-10 synthétise les divers champs d'application des modèles cités dans l'analyse comparative.

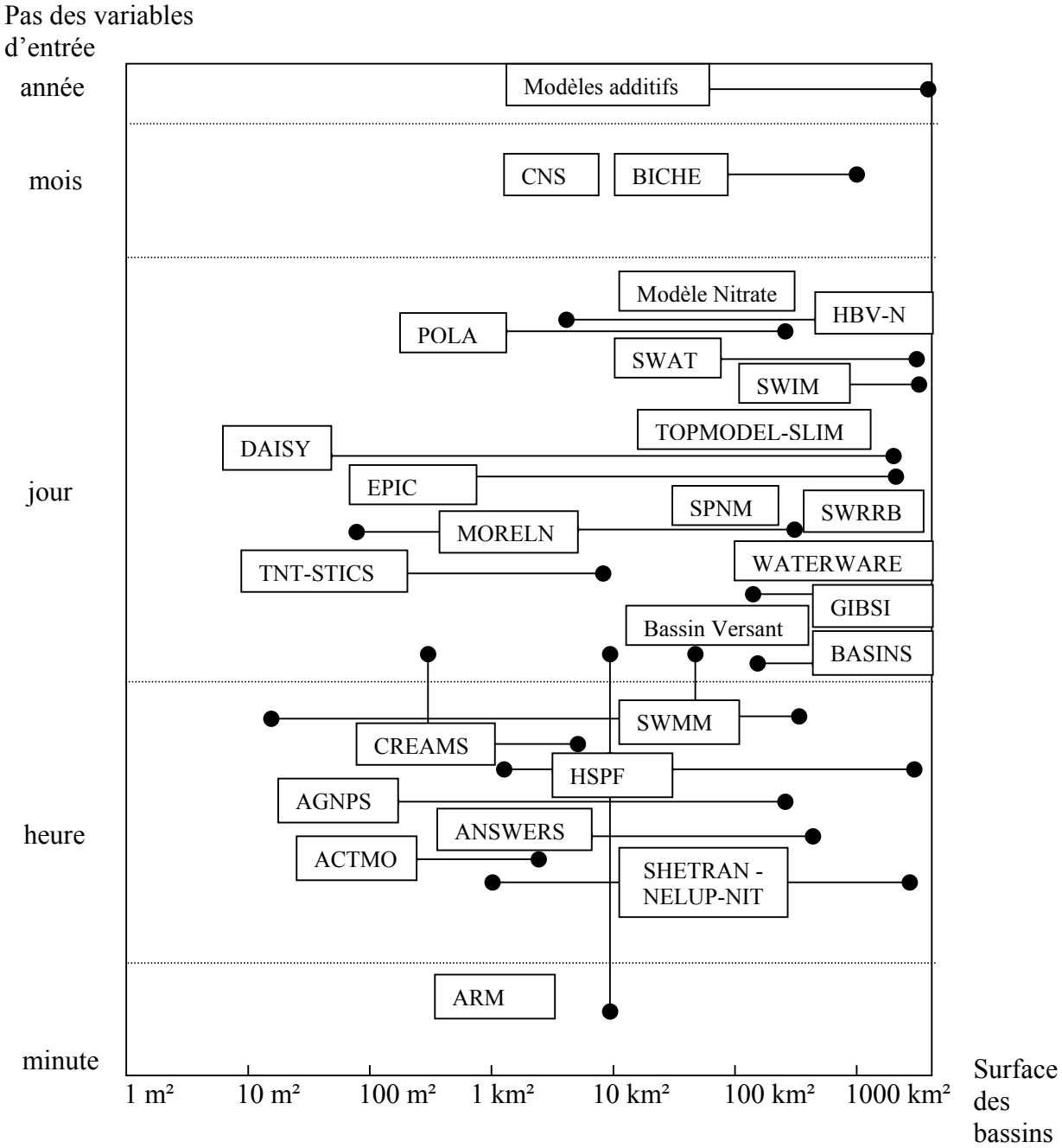


Figure A1-10 : Champ d'application des modèles de flux d'azote (cf. annexe 1)

Pour chaque modèle, le champ d'application spatio-temporel est figuré par la position du rectangle.

Parmi les modèles cités, seul le modèle ARM utilise des données de pluie inférieure à la journée (de 5 à 15 minutes). Ce pas de temps est adapté à la simulation d'épisode pluvieux à l'échelle de la parcelle. Le pas de temps horaire apparaît déjà grossier pour décrire correctement le comportement de la parcelle lors d'un épisode pluvieux (modèles ACTMO, AGNPS et CREAMS). Ce pas de temps est en revanche plus adaptée pour des bassins versants entre 1 km² et plusieurs dizaine de km² (modèles ANSWERS, HSPF, SWMM, SHETRAN NELUP et NIT). Tous ces modèles impliquent l'existence de pluviographes sur le bassin pour caractériser les précipitations au pas horaire. La disponibilité de données horaires est une forte contrainte en terme d'utilisation de ces modèles.

La majorité des modèles de flux analysés dans ce chapitre simule le comportement des bassins au pas de temps journalier. Ces modèles peuvent donc être appliqués sur des bassins où les pluviomètres sont les seuls instruments de mesure de la pluie. Le pas de temps journalier semble insuffisant pour décrire la dynamique des flux d'azote lors d'épisodes pluvieux sur des bassins allant de la parcelle (modèles DAISY et EPIC) à plusieurs dizaine de dizaine de km² (modèles POLA, Bassin Versant et SWAT). Pour des bassins de surfaces plus importantes (de la centaine de km² à quelques milliers de km², le pas journalier permet de représenter correctement leur comportement hydrologique (modèles SWIM, WATERWARE, GIBSI et BASINS).

Les modèles mensuels et annuels reposent sur une vision très simplifiée du bassin. L'estimation des flux d'azote dans le modèle CNS est obtenue directement par une relation empirique fonction des variables de forçage. De même, le modèle additif consiste en une simple somme des apports spécifiques annuels de chaque type de culture. Ces modèles constituent donc des outils permettant de réaliser un premier diagnostic des apports d'azote.

L'analyse des différents modèles de flux montre qu'initialement, les concepteurs des modèles admettent des hypothèses simplificatrices adaptées au champ d'application du modèle. Certains modèles ont été utilisés largement en dehors du champ défini lors de leur développement (figuré par les barres horizontales et verticales, cf. Fig. A1-10) sans que leur utilisateur ne modifie ni la structure ni les relations du modèle initial. On observe ainsi sur la figure A1-10, qu'un grand nombre de modèles a été testé sur des gammes de bassins allant du km² à plusieurs milliers de km². Ces applications hors du champ d'application initial ne facilitent pas le choix d'un modèle adapté au bassin versant que l'on souhaite étudié. Pour chaque modèle, il est indispensable de pouvoir revenir aux hypothèses simplificatrices pour juger de la pertinence du modèle par rapport aux objectifs de modélisations, aux données disponibles et aux spécificités des bassins d'étude.

Chapitre A4 : Premières pistes pour le choix du modèle

A4. Premières pistes pour le choix du modèle

A l'issue de cette partie bibliographique, il est possible de restreindre le champ des modèles existants adaptés à l'objectif de ce travail. Même si le choix définitif du modèle doit se faire après analyse critique des données accessibles sur les bassins d'étude, le modèle retenu doit répondre aux critères opérationnels **d'accessibilité des données** et de **parcimonie** des paramètres.

En effet, l'application d'un modèle d'exportation d'azote quel qu'il soit implique l'acquisition de données sur les caractéristiques physiques du bassin, les variables de forçage et d'entrée pour alimenter le modèle et les variables de sortie (éventuellement des variables d'état) pour caler les paramètres. La taille des bassins d'étude (de l'ordre de quelques centaines de km²) ne permet pas d'acquérir les variables d'état qui agissent sur le cycle de l'azote dans le sol et dans le milieu aquatique. Le choix du modèle s'oriente donc vers les modèles de flux qui proposent un cycle simplifié de l'azote. On peut donc exclure les modèles agronomiques et les modèles de dynamique de l'azote dans le réseau hydrographique. En effet, l'importance des processus pris en compte dans ces modèles, dépend directement des variables d'état température du sol, température de l'eau, pH, …

Par ailleurs, la parcimonie des paramètres est un critère primordial dans le choix du modèle. L'utilisation des chroniques de pluie et de flux d'azote à l'exutoire ne permet pas de réduire le nombre de degrés de liberté que présente un modèle complexe. La phase de calage d'un tel modèle conduit classiquement à l'existence de nombreux jeux de paramètres permettant de reproduire correctement les débits et les flux associés. Chaque jeu correspond pourtant à une dynamique interne du bassin différente. Ce problème dénommé « équifinalité » justifie l'effort de réduction du nombre de paramètres des modèles. On va privilégier les approches conceptuelles de type réservoir qui permettent avec peu de paramètres de reproduire la dynamique des débits et des flux à l'exutoire.

Les objectifs du modèle nécessitent de pouvoir intégrer la **localisation** et la **diversité** des activités anthropiques sur le bassin dans le modèle d'exportation d'azote. Le modèle retenu doit donc prendre en compte les différentes sources d'azote sur le bassin (agricoles, domestiques et industrielles) et les modes d'apport à la fois diffus et ponctuels.
La vision globale ne paraît pas adéquate car elle ne permet pas de prendre en compte l'organisation des activités anthropiques et en particulier la position des rejets ponctuels. Si l'on retient une vision distribuée du bassin, deux concepts peuvent être utilisés pour définir les unités spatiales du modèle : le concept de zones de production homogène et le concept des unités de structure du bassin (bief et sous-bassin). La taille des bassins d'étude ne permet plus de négliger le transport en rivière, par conséquent l'approche par sous-bassins et biefs semble donc le concept le plus adapté pour représenter l'organisation du bassin en unités de production et unités de transport d'azote avec le minimum de paramètres.

Enfin, le pas de temps adopté par le modèle pour reproduire la dynamique des exportations d'azote est déterminant dans le choix du modèle. L'analyse du comportement des bassins d'étude va permettre de retenir le pas d'analyse le plus adapté pour reproduire le devenir de l'azote avec pour conséquence de restreindre encore le choix du modèle d'exportation.
Le cas échéant, si un modèle unique ne répond pas à ces différentes contraintes, le modèle original d'exportation d'azote devra intégrer l'ensemble des contraintes précédemment citées.

Partie B : Matériels et méthodes

Cette deuxième partie permet de définir les caractéristiques physiques et anthropiques des bassins de l'étang de Thau et de l'étang de l'Or. Sur ces deux sites d'étude, on précise les données accessibles dans l'optique d'une modélisation des flux d'azote (chapitre B1).

Les bassins du Pallas et de la Vène (situés sur le bassin de l'étang de Thau) et les bassins du Salaison et du Dardaillon (bassin de l'étang de l'Or) sont retenus pour développer le modèle d'exportation d'azote. Ces quatre bassins ont fait l'objet d'un suivi des débits et des concentrations nécessaire au calage d'un modèle d'exportation d'azote. Le chapitre B2 permet de préciser les caractéristiques de ces quatre bassins et d'analyser la dynamique des flux d'azote.

Il ressort de cette analyse qu'aucun modèle de flux existant n'est adapté aux spécificités des bassins en terme de dynamique des flux d'azote, de prise en compte des activités anthropiques et de données accessibles. Un modèle original d'exportation d'azote dénommé POL, est donc proposé dans le chapitre B3 pour répondre aux contraintes opérationnelles retenues en introduction de ce mémoire. Les différentes hypothèses sur lesquelles repose le modèle sont décrites et justifiées.

Chapitre B1 : Données disponibles sur la zone d'étude

B1. Données disponibles sur la zone d'étude

Utiliser ou concevoir un modèle d'exportation d'azote nécessite un minimum de données concernant :

- les variables de forçage dont la pluie qui joue le rôle de moteur dans la production et le transport des flux d'azote depuis les versants jusqu'à l'exutoire ;
- la variable de sortie du système, à savoir : le flux d'azote (qui nécessite des mesures de débit et de concentration en azote) ;
- les variables d'entrée en terme de masses d'azote (apports agricoles, rejets de stations d'épuration, …) ;
- les caractéristiques physiques des bassins (occupation du sol, géométrie du réseau hydrographique, etc …).

L'analyse des données accessibles est une étape indispensable qui va conditionner le choix du modèle adapté aux bassins d'étude et aux objectifs de modélisation. Le travail de modélisation des exportations d'azote porte sur les bassins versants de l'étang de l'Or et de l'étang de Thau localisés dans le département de l'Hérault.

L'étang de Thau représente une surface de 7500 ha pour une profondeur moyenne de 4 m. La superficie de son bassin versant est de 269 km². L'activité principale sur l'étang est la conchyliculture.
L'étang de l'Or occupe 3170 ha pour une profondeur moyenne de 0.8 m. La principale activité est la pêche. Son bassin versant représente une superficie de 348 km².

L'ensemble des données cartographiques sur la zone d'étude a été harmonisé (système de projection, cohérence entre informations) pour concevoir un SIRS (Système d'Information à Références Spatiales). Les différentes couches d'information du SIRS sont présentées dans l'annexe 3C.

B1-1. Caractéristiques physiques des bassins

B1-11. Topographie

L'étude hydrologique d'un bassin versant nécessite la prise en compte de la topographie qui conditionne, pour une large part, le cheminement de l'eau, sa dynamique ainsi que le type d'écoulement. Le modèle numérique de terrain (MNT) constitue une représentation numérique de l'altimétrie. L'analyse des données contenues dans un MNT, ainsi que ses informations dérivées, comme la pente, les directions d'écoulement, les limites et surface de bassin versant et la géométrie du réseau hydrographique permettent de caractériser la topographie et la morphologie associée d'une zone donnée (MOORE et al., 1993).

Le MNT de la base Bd Alti® de l'IGN permet de décrire la topographie sur la totalité de la zone d'étude. Ce MNT est obtenu a été conçu par interpolation entre des points cotés de la Bd Alti®. La résolution du MNT est de 50 m et sa précision sur la zone étudiée est de 1 à 3 m en altitude. La qualité des données disponibles est seulement estimée sur le plan des altitudes et ne garantit en rien la qualité des plans dérivés (en particulier l'extraction des rivières (PUECH, 2000)).

Le MNT disponible sur la zone va être utilisé pour décrire la topographie de la zone et extraire les limites des bassins versants et les directions d'écoulements. L'annexe 2C illustre sur les bassins d'étude la méthode de correction du MNT utilisée pour améliorer la qualité des réseaux hydrographiques extraits (CHARLEUX-DEMARGNE, 2001).

L'analyse du MNT permet de caractériser la topographie des deux bassins (cf. Fig. B1-1). Les différentes rivières figurées sur la figure B1-1 proviennent de la base Bd Carto® de l'IGN.
L'analyse du MNT permet de préciser le topographie des deux bassins versants. Sur le bassin de l'étang de Thau, le relief est caractérisé par deux massifs principaux : le Causse d'Aumelas, point culminant du bassin (322 m) et le massif de la Gardiole au Nord Est de Sète. Sur le reste du bassin, le relief est plus monotone. Une dizaine de rivières draine le bassin avec une direction privilégiée du Nord au Sud. Les rivières les plus importantes sont le Pallas au centre du bassin et la Vène à l'extrémité Est. La longueur totale du réseau hydrographique s'élève à 157 km dont seulement 64 km sont considérés comme pérennes.
Le bassin versant de l'Or culmine au Nord à 317 m. Le centre et la partie aval du bassin présente un relief monotone caractérisé par une faible pente. Le bassin est entièrement situé dans le département de l'Hérault à l'exception d'une portion de la commune d'Aigues-Mortes dans le Gard. Une dizaine de rivières draine le bassin du Nord au Sud vers la lagune. Les plus importantes sont le Salaison et le Dardaillon. On recense 237 km de rivières dont seulement la moitié est considérée comme pérenne.

Las caractéristiques topographiques des bassins de l'Or et de Thau sont illustrées sur la figure B1-1.

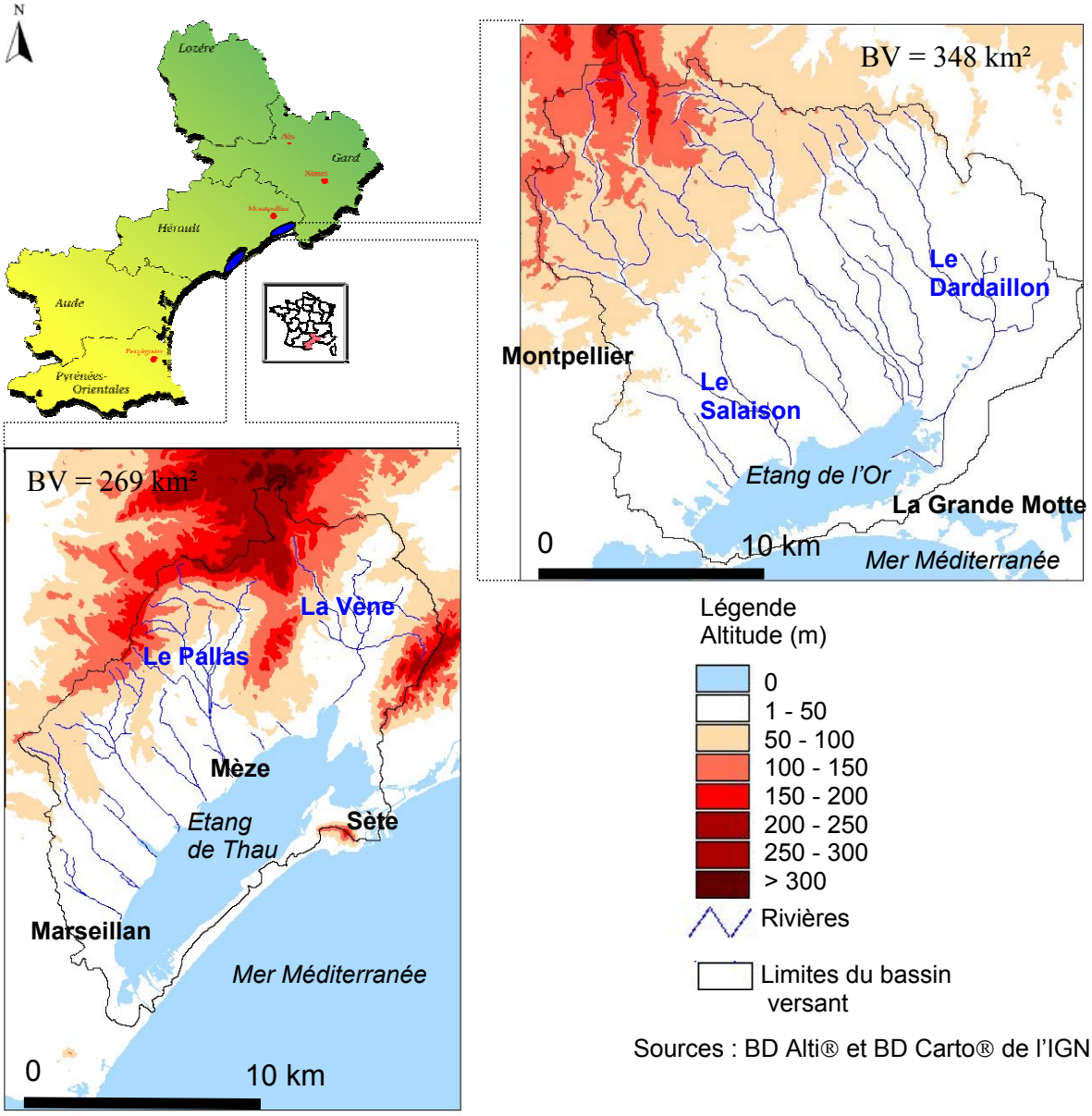


Figure B1-1 : Localisation et topographie des deux sites d'étude

B1-12. Contexte hydrogéologique

L'analyse préalable des données hydrogéologiques est indispensable pour déterminer la pertinence des limites topographiques du bassin versant. La présence de zones karstiques peut augmenter le bassin d'alimentation en eau d'une rivière (KACAROGLU, 1999, PLAGNES et BAKALOWICZ, 2001).
Deux sources d'informations sont disponibles sur les deux zones d'études :

- les limites et nature des aquifères du Languedoc-Roussillon représentées au 1/250 000ième (Agence Rhône Méditérranéen Corse - BRGM) au format numérique illustrées ci-contre ;
- la Carte hydrogéologique du Languedoc et du Roussillon au format papier réalisée en 1978 par E. GOACHET qui intègre les travaux du Centre d'Etude et de Recherches Hydrogéologiques menés depuis 1958. Cette information a été numérisée pour être intégrée au SIRS.

Du point de vue hydrogéologique, les deux bassins d'étude sont très différents comme l'illustre la figure B1-2. Le bassin de l'Or présente deux faciès distincts (DIREN, 1998) :

- au nord, le bassin est représenté par des terrains calcaires, marneux et molassiques du crétacé et du tertiaire ;
- au sud, des formations villafranchiennes (sables, molasse, argiles et galets) recouvrent la plaine de Mauguio-Lunel (DIOP, 1980). La nappe localisée au sein des formations villafranchiennes fait l'objet d'une surveillance de la qualité de l'eau car l'ensemble du périmètre est classé en zone vulnérable (MAILLET, 1995).

Sur le bassin de Thau, deux sous-ensembles peuvent être distingués (Contrat pour l'étang de Thau, 1997) :

- une zone calcaire à pente plutôt forte (à l'Est du bassin). La contribution du karst sur les écoulements superficiels de la Vène est importante puisque le bassin d'alimentation représente le double du bassin topographique ;
- une zone de faible pente sur substrat marneux à marno-argileux (au centre et à l'Ouest du bassin). Du point de vue hydrologique, la nature marneuse des sols va induire un temps de réponse très court des ruisseaux aux épisodes pluvieux de fortes intensités. Par contre, du fait de la faible pente de ces zones, les épisodes pluvieux d'intensité limitée n'engendreront qu'un faible ruissellement superficiel.

L'analyse de ces deux types d'information a permis de conserver le tracé du bassin déterminé par la topographie pour le bassin de l'Or. Sur le bassin de Thau, une composante karstique doit être prise en compte. Le bassin versant d'alimentation est donc plus étendu que le seul bassin topographique.

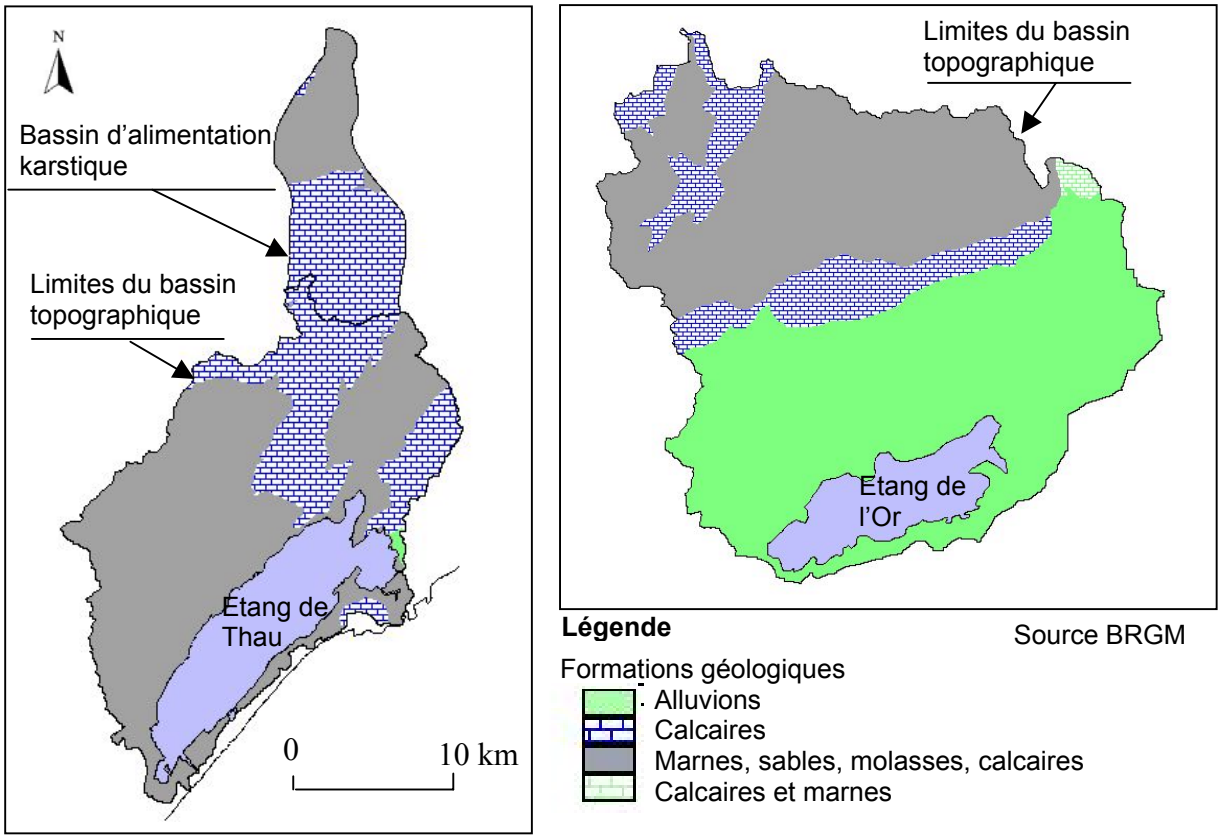


Figure B1-2 : Contexte hydrogéologique des deux sites d'étude

B1-13. Pédologie

Le sol est le siège de nombreux processus intervenant dans le cycle de l'eau et celui de l'azote. La prise en compte de la pédologie comme variable descriptive du bassin dépend du degré de simplification des processus du cycle de l'eau et de l'azote et est fortement dépendante de la disponibilité de la donnée (SAULNIER, 1996).

Deux types différents de données pédologiques sont disponibles sur les bassins d'étude :

- des cartes pédologiques sur support papier depuis le 1/5 000ième et 1/100 000 ^{ième} existent uniquement sur des portions des bassins. De même, des profils de sols réalisés ponctuellement dans le cadre d'études agronomiques sont disponibles (ROUZET, 1992) ;
- une carte numérique des pédopaysages réalisée par l'INRA sur l'ensemble de Languedoc-Roussillon au 1/250 000ième recouvre la totalité des sites d'étude.

B1-14. Occupation du sol

La connaissance, sur chaque bassin, de l'occupation du sol est nécessaire pour déterminer la répartition des apports d'azote dans l'espace et le temps. Plusieurs sources d'information permettent de caractériser l'occupation du sol sur un périmètre donné selon la précision souhaitée, le budget et la surface à renseigner. On distingue ainsi la détermination directe sur le terrain, les photos aériennes, et les images satellitales (GIRARD et GIRARD, 1999).
Nous avons retenu les images satellitales adaptées à la surface des deux sites d'étude. Sur le bassin de Thau, nous utilisons une cartographie préexistante réalisée en 1999 sur des images SPOT de 1996 (SAGOT, 1999). Nous estimons que la dynamique de l'occupation du sol sur ce bassin permet d'utiliser cette information sur la période 1994 - 1998 (période de mesure de flux d'azote sur l'étang de Thau). Sur le bassin de l'Or, l'urbanisation intense nous a conduit à réactualiser l'occupation du sol à partir d'images satellitales SPOT acquises en 2000 (DAURIAC, 2000). Une description des nomenclatures et de la qualité de la classification pour ces deux travaux est synthétisée dans l'annexe 3A.

Du point de vue de l'occupation des sols, les deux bassins présentent des faciès différents comme le montre la figure B1-3 :

Le bassin versant de l'étang de l'Or est recouvert de zones naturelles à hauteur de 42% de sa surface contre 37% sur le bassin de Thau. Dans les deux cas, ces zones sont constituées de garrigues, landes et forêts essentiellement localisées sur les reliefs et de zones humides sur le pourtour des lagunes.

Le bassin de Thau est le plus agricole avec un total de 54% de la surface du bassin contre 39% sur le bassin de l'Or. Sur le bassin de Thau, c'est la vigne qui représente le thème agricole majoritaire (25% du bassin) puis on trouve les autres types de surfaces agricoles (vergers, maraîchage) représentant 29% de la surface. Sur l'Or, la vigne ne représente que 13% des surfaces. Les autres types de surfaces agricoles (vergers et surtout maraîchage) prédominent avec 26% des surfaces.

Sur le bassin de Thau, les zones artificialisées couvrent 9% du bassin et comprennent les centres urbains des communes ainsi que la zone industrielle entre Ballaruc les Bains et Sète. Des zones d'extraction de matériaux (bauxite) sont localisées autour de Villeveyrac sur le Pallas et représentent moins d'1% de la surface du bassin (en gris sur la carte). Le bassin de l'Or est beaucoup plus urbanisé avec 19% de surfaces artificialisées. Ces dernières sont essentiellement localisées dans les zones commerciales de Pérols et le long de la RN113 (qui traverse le bassin d'Est en Ouest) ainsi que sur le lido de la lagune (Carnon et La Grande Motte).

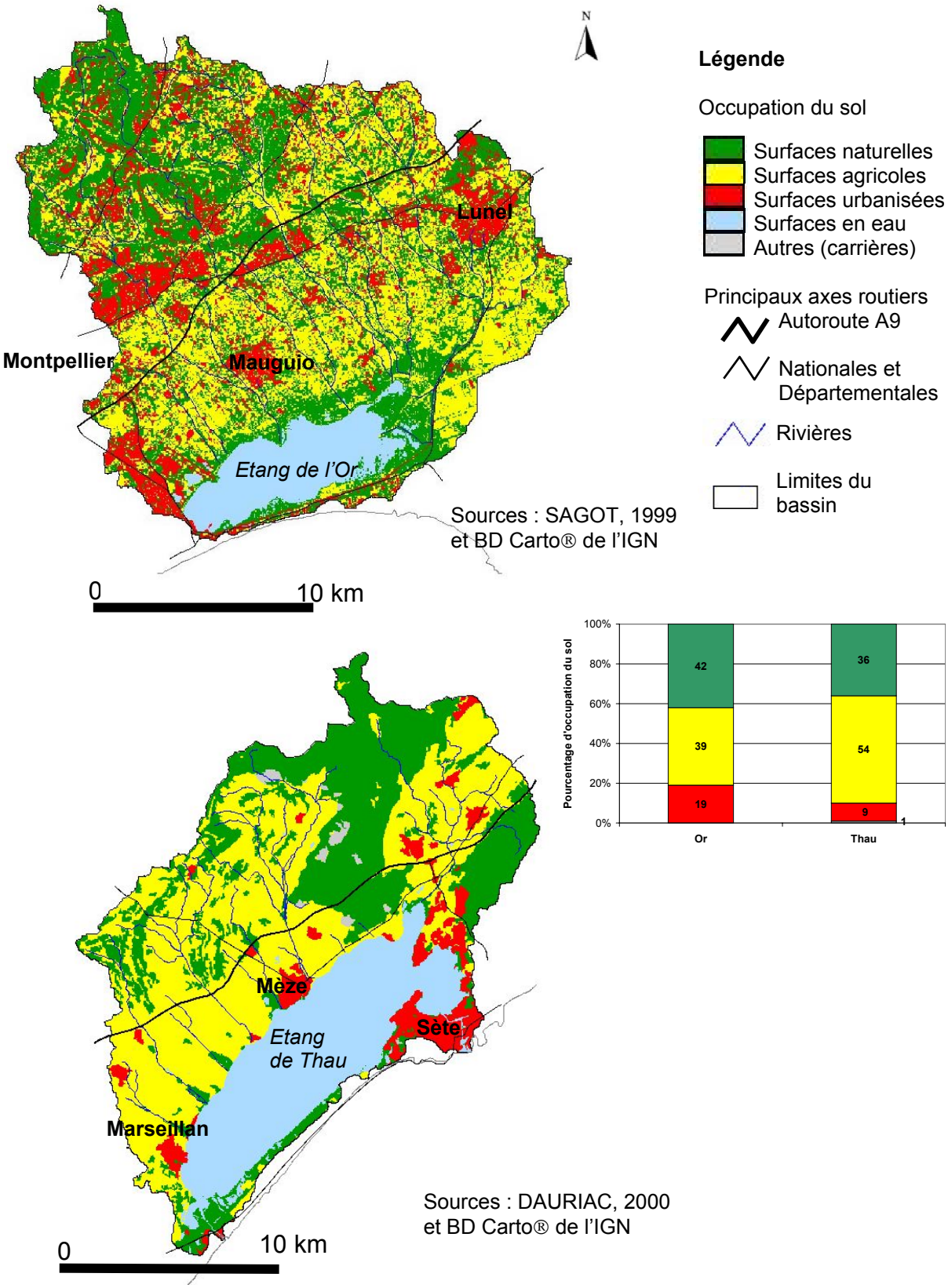


Figure B1-3 : Occupation du sol du bassin versant de l'étang de l'Or et de Thau

B1-2. Variable d'entrée « masses d'azote »

Comme il a été précisé dans l'étude du cycle de l'azote (cf. chapitre A2), les apports peuvent être naturels (depuis les zones forestières, dans l'eau de pluie) ou liés aux activités anthropiques. Dans le premier cas, l'utilisation de données bibliographiques est la seule alternative sur les bassins étudiés puisque aucune étude n'a porté sur la quantification des apports naturels. Concernant le suivi de la qualité de l'eau de pluie, un programme d'étude se met en place actuellement.
Pour caractériser les apports liés aux activités anthropiques, un travail de collecte des données disponibles a été mené dans le cadre de cette thèse. Les différentes composantes de cette phase de collecte sont résumées dans le tableau B1-1.

Types d'activités	Type de rejet	Informations collectées	Services ou organismes contactés	Année de validité	Type de donnnées
Agricoles	diffus	calendrier culturaux itinéraires techniques (DAURIAC, 2000)	Chambre d'Agriculture	1998-1999	Numérique
Domestiques autonomes	diffus	localisation des zones non raccordées et estimations du nombre d'habitants concernés	Gestionnaires de réseaux	1999-2000	cartographique numérique
Domestiques raccordés	ponctuel	localisation des zones raccordées et caractéristiques des stations d'épuration	Gestionnaires de réseaux SATESE Agence de l'Eau Conseil Général	1996-2000	cartographique numérique
Zones urbaines	diffus/ ponctuel	charge polluante et type de réseaux « unitaire - séparatif »	Gestionnaires de réseaux	1999-2000	numérique
Industrielles raccordées	ponctuel	charges polluantes et type de raccordements	Agence de l'Eau Conseil Général Fédération des caves coopératives	1999-2000	cartographique numérique
Industrielles autonomes	ponctuel	charges polluantes et localisation des rejets	DDAF34 Fédération des caves particulières	1999-2000	numérique

Tableau B1-1 : Protocole d'acquisition des apports anthropiques d'azote sur le bassin

B1-21. Apports agricoles

Le dépouillement de deux enquêtes sur les pratiques des agriculteurs de l'étang de l'Or réalisées par la Chambre d'Agriculture conduit à l'élaboration d'un calendrier des pratiques et à une estimation des apports d'azote pour chaque type d'occupation des sols (cf. Fig. B1-4) (CA 34, 2000a, CA 34, 2000b).

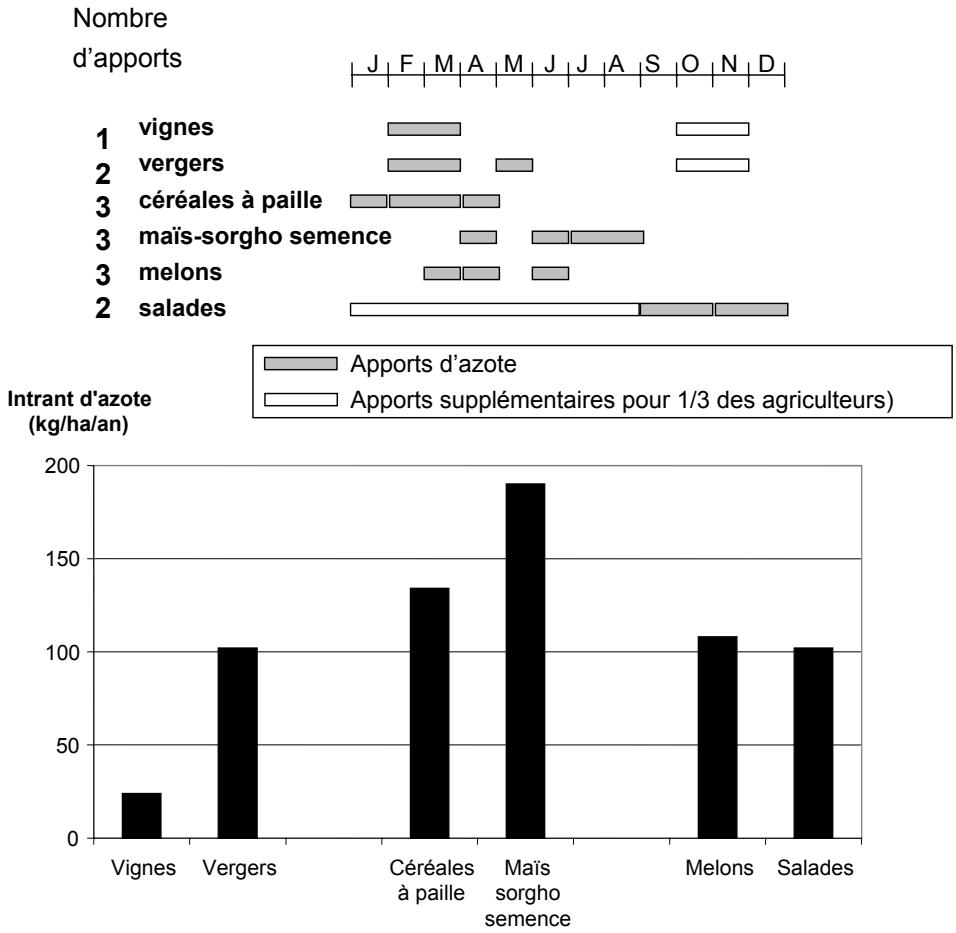


Figure B1-4 : Pratiques agricoles sur le bassin de l'Or (DAURIAC, 2000)

Selon les experts, les pratiques identifiées sur le bassin de l'Or par la Chambre d'Agriculture, illustrée dans la figure B1-4, sont transposables au bassin de Thau. Il faut noter que l'information collectée n'est pas située géographiquement pour des raisons de confidentialité. Ainsi, l'estimation des pratiques se fait donc pour une culture donnée de façon homogène. Par exemple, toutes les surfaces en vigne du bassin vont être caractérisées par les mêmes pratiques agricoles. Cette hypothèse d'homogénéité, rendue nécessaire par la source d'information, masque la variabilité des comportements d'un agriculteur à l'autre (cf. annexe 3A).

B1-22. Apports industriels et domestiques

La figure suivante permet de localiser les différentes stations d'épuration et les caves coopératives.

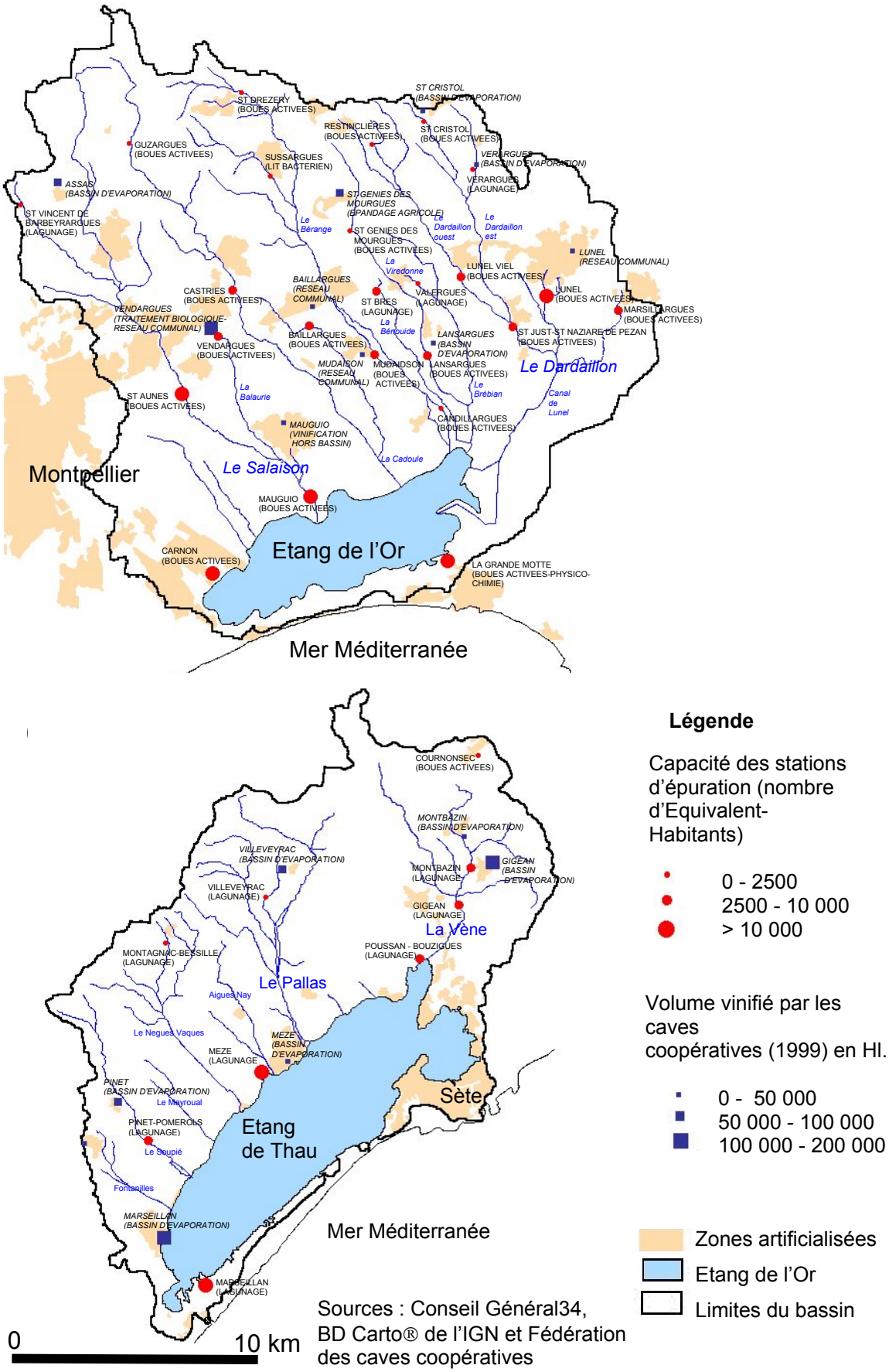


Figure B2-5 : Localisation des caves coopératives et des rejets de stations d'épuration sur le bassin de l'Or et de Thau

Du point de vue de la population, le bassin de l'Or arrive en tête avec 119 544 habitants permanents contre 81 342 habitants sur le bassin de Thau. (INSEE, 1999). La population en période estivale est estimée à 200 000 habitants sur le bassin de l'Or et à 160 000 habitants sur le bassin de Thau (Agence de l'Eau, 2000). Sur le bassin de l'Or, les villes situées sur le lido de la lagune accueillent la quasi-totalité des estivants. Sur Thau, les communes de Marseillan, Sète et dans une moindre mesure Mèze, sont principalement concernées par cet aspect touristique. Le nombre d'ouvrages d'assainissement sur les deux bassins traduit cette différence de population comme l'illustrent la figure B2-5 :

Le taux moyen de raccordement aux réseaux d'eaux usées (hors communes traitées par la station de Sète qui rejette en mer) est de 92% sur le bassin de Thau (gestionnaire de réseaux, 1998-1999) et de 90% sur le bassin de l'Or. Globalement, le taux de collecte sur les deux bassins met en évidence le faible pourcentage d'assainissement autonome (complément du taux de collecte).
Les eaux usées domestiques sont traitées par 9 stations d'épuration sur le bassin de Thau comme l'illustre la figure B2-5. Huit d'entre elles sont de type lagunage. Seule la station de Cournonsec est de type boues activées. Le parc des stations d'épuration, sur le bassin de l'Or, regroupe 24 ouvrages. La filière boues activées est la plus représentée (17 stations qui traitent 48% des Equivalent-Habitants raccordés sur l'étang de l'Or). Cinq stations sont de type lagunage. La station de Mauguio présente une filière qui associe un traitement de type boue activée et un lagunage naturel. La station de la Grande Motte présente une double filière selon la saison. Durant l'hiver, les eaux de la commune sont traitées par une boue activée. L'été, une filière physico-chimique complète le traitement pour faire face à l'excédent de charge estivale. Cette station traite 45% des Equivalent-Habitants raccordées sur l'étang de l'Or.

L'analyse des mesures de rendement effectuées par le SATESE d'une part et par les gestionnaires des stations d'épuration d'autre part, permet d'estimer le rendement des stations. Le degré de confiance à accorder à ces valeurs dépend du nombre de mesures annuelles et du type de filière. Concernant ce dernier point, le mode de calcul du rendement (bilan de 24 heures sur les entrées et les sorties) est inadapté aux filières de type lagunage dont le temps de séjour peut être de plusieurs jours. Toutefois l'analyse de ces bilans permet une première estimation des rendements des stations. Les rendements épuratoires obtenus sur les deux bassins sont synthétisés dans l'annexe 3B.

Concernant l'activité viticole, on dénombre 7 caves coopératives sur le bassin de Thau, qui sont toutes équipées de bassin d'évaporation pour traiter leurs effluents vinicoles (Conseil Général, 1999). Le volume vinifié pour 1999 est de 499 802 hl (Fédération des caves coopératives, 1999). Dix caves coopératives sont répertoriées sur le bassin de l'Or (Conseil Général, 1999). Le volume vinifié en 1999 s'élève à 337 645 hl (Fédération des caves coopératives, 1999). Quatre d'entre elles rejettent leurs effluents vinicoles dans le réseau communal d'eaux usées. Quatre caves disposent de bassin d'évaporation et l'épandage agricole ne concerne que les effluents de la cave de Saint Geniès des Mourgues. La cave coopérative de Mauguio ne vinifie pas sa production sur le bassin.
L'évaluation des rejets industriels non raccordés, principalement les caves particulières sur le bassin, s'avère complexe puisque aucune étude exhaustive sur la localisation de ces rejets n'est achevée à ce jour.
L'étude des plans de réseaux (obtenus auprès des gestionnaires de réseaux) montrent que l'ensemble des communes est caractérisé par un réseau séparatif. L'existence de débits parasites, de fuites au niveau des réseaux d'assainissement rend l'estimation du devenir des

eaux usées plus complexe. De même, l'impact des eaux pluviales est fonction de la présence et de l'efficacité d'éventuels déversoirs d'orage

B1-3. Variables de forçage

Du point de vue climatique, le département de l'Hérault bénéficie d'un climat méditerranéen caractérisé par des étés chauds et secs et des hivers doux avec des pluies rares mais brutales. Les températures moyennes mensuelles augmentent de janvier à juillet et décroissent d'août à décembre (ASCENCIO, 1984).
L'irrégularité, plus que tout autre critère, caractérise le régime de pluie méditerranéen. On observe ainsi une variabilité spatiale et temporelle des pluies. Spatialement, la pluviométrie annuelle reste conditionnée par l'altitude. On observe en effet une augmentation de celle-ci selon un axe SE-NW, correspondant au contrefort des Cévennes.
La variabilité intra-annuelle des pluies est importante. Les plus fortes valeurs mensuelles moyennes sont enregistrées à l'automne et au printemps. Les plus faibles valeurs sont observées en général en juillet. La variabilité inter-annuelle est marquée avec pour la station de Montpellier-Fréjorgues, un ordre de grandeur de 3.6 entre l'année la plus sèche (311 mm en 1985) et la plus pluvieuse (1132 mm en 1969) sur la période 1961-1989 (COLAS, 1991).
Les fortes intensités de pluie sont également caractéristiques du climat méditerranéen. On a ainsi relevé au pluviographe de Montpellier-Fréjorgues, sur la période 1958-1979, une valeur maximale de 20.2 mm en 6 minutes (ASCENCIO, 1984).

Parmi les variables de forçage, la caractérisation de la pluie est essentielle en raison de son rôle moteur dans les processus de production et de transport des masses d'azote. La figure B1-6 permet de localiser sur les deux sites d'étude les appareils de mesures (pluviomètres et pluviographes) :

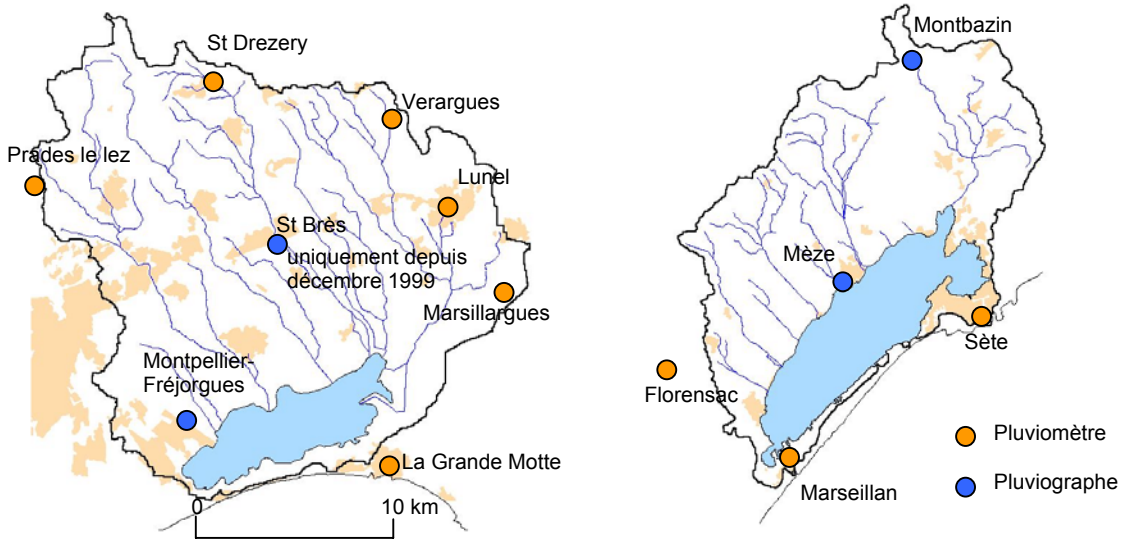


Figure B1-6 : Localisation des pluviomètres et pluviographes

Le suivi de la température et du rayonnement solaire peut être nécessaire pour estimer par exemple l'évapotranspiration sur le bassin. Les stations de Montpellier-Fréjorgues et de Mèze (depuis février 1999) permettent un tel suivi.

B1-4. Variables de sortie

L'estimation de la variable de sortie « flux d'azote », à l'exutoire des bassins d'étude, nécessite l'acquisition simultanée des débits et des concentrations d'azote. Concernant les débits, les données utilisées dans ce travail sont de deux types.
Sur le bassin de l'étang de l'Or, le Salaison et le Dardaillon sont instrumentés par la DIREN. Dans les deux cas, une courbe de tarage permet d'associer le niveau à l'amont d'un seuil à un débit. Sur le Salaison, la chronique des débits utilisable ne débute qu'en 1995 après la réalisation d'un nouveau seuil. Les données sont acquises à pas de temps variable en fonction des fluctuations du débit.
Sur le bassin de Thau, les exutoires des deux principaux tributaires (le Pallas et la Vène) ont été équipés d'une station limnimétrique (GUILBOT et TOURNOUD, 1991). Les hauteurs d'eau sont enregistrées toutes les 5 minutes. Les chroniques disponibles débutent en 1993. Sur le Pallas, la station a été définitivement abandonnée durant l'automne 1998.

Les données de concentration disponibles proviennent des deux programmes de recherche (Contrat pour l'étang de Thau, 1997, Contrat de Plan Etat Région, 2001). Le tableau B1-2 synthétise les données obtenues lors de ces deux programmes. On précise pour chaque crue, sa durée en heure et le nombre d'échantillons analysés.

THAU	OR
VENE	**SALAISON**
CRUE	CRUE
22/09/1994 (69 h - 45 Prélèvements)*	25/03/1999 (22 h - 6 Prélèvements)
19/10/1994 (200 h - 8 Prélèvements)*	26/04/1999 (19 h - 9 Prélèvements)
24/04/1995 (162 h - 5 Prélèvements)*	05/05/1999 (48 h - 13 Prélèvements)
29/04/1996 (162 h - 5 Prélèvements)*	06/09/1999 (7 h - 3 Prélèvements)
05/05/1999 (79 h - 18 Prélèvements)	18/10/1999 (33 h - 6 Prélèvements)
06/09/1999 (12 h - 6 Prélèvements)	13/11/1999 (142 h - 13 Prélèvements)
18/10/1999 (168 h - 11 Prélèvements)	17/04/2000 (33 h - 12 Prélèvements)
13/11/1999 (245 h - 33 Prélèvements)	
REGULIER	REGULIER
du 01/09/1994 au 02/06/1996 (34 Prélèvements)*	du 01/09/1998 au 03/05/2000 (29 Prélèvements)
du 01/09/1998 au 16/05/2000 (30 Prélèvements)	
PALLAS	**DARDAILLON**
CRUE	CRUE
22/09/1994 (34 h - 23 Prélèvements)*	
19/10/1994 (77 h - 5 Prélèvements)*	
24/04/1995 (36 h - 5 Prélèvements)*	
15/03/1996 (120 h - 3 Prélèvements)*	
23/04/1996 (17 h - 8 Prélèvements)*	
REGULIER	REGULIER
du 01/09/1994 au 23/04/1996 (18 Prélèvements)*	du 01/09/1998 au 17/08/2000 (14 Prélèvements)

Avec * : données acquises dans le cadre du Contrat pour l'Etang de Thau
Sans * : données acquises dans le cadre du Contrat de Plan Etat Région

Tableau B1-2 : Protocoles d'échantillonnage

Vingt crues ont été échantillonnées durant ces deux programmes. Le suivi régulier a consisté en un suivi mensuel à bi-mensuel, mené pour un total de 170 échantillons sur les deux programmes.
Pour chaque prélèvement, les différentes formes de l'azote ont été mesurées avec des différences entre les deux programmes (azote total, azote kjeldahl, ammonium, nitrites et nitrates pour le Contrat pour l'Etang de Thau et ammonium, nitrite, nitrate, azote organique dissout et azote organique particulaire pour le Contrat de Plan Etat Région).
Pour chaque prélèvement, le flux instantané est calculé par le produit du débit instantané et de la concentration en azote total. La méthode utilisée pour déterminer la masse exportée globalement pendant une crue est détaillée dans le chapitre C3 lors de l'application du modèle de flux sur les bassins.

Le suivi de la variable de sortie « flux d'azote » n'est donc disponible que pour les rivières du Pallas, de la Vène, du Salaison et du Dardaillon. Le calage du modèle d'exportation d'azote retenu va donc porter sur ces quatre bassins dont nous allons détailler les caractéristiques et la dynamique des flux observés.

B1-5. Conclusion

Les deux sites d'étude de Thau et de l'Or présentent des caractéristiques différentes du point de vue hydrogéologique et anthropique. L'application d'un même modèle de flux dans ces deux contextes nous semble une démarche originale et pertinente pour juger de la qualité du modèle.

L'existence de données sur les débits et concentrations en azote est indispensable à la phase de calage des paramètres du modèle de flux. Par conséquent, nous retenons les bassins du Pallas, de la Vène, du Salaison et du Dardaillon pour tester et valider le modèle. Toutefois, on peut d'ores et déjà observer que la durée des chroniques de flux observés est relativement courte (2 ans sur le Salaison et sur le Pallas et 4 sur la Vène) puisqu'en contexte méditerranéen, on estime à 10 ans la durée représentative d'un suivi expérimental pour intégrer le fonctionnement des bassins (MEYBECK et al., 1992).

Chapitre B2 : Présentation des quatre bassins versants modélisés

B2. Présentation des quatre bassins versants modélisés

Les quatre bassins sont définis en considérant comme exutoire les stations limnimétriques existantes. Le tracé des bassins a été réalisé par traitement du Modèle Numérique de Terrain grâce au SIG ARC-INFO®. La figure B2-7 permet de localiser ces quatre bassins. Le réseau hydrographique cartographié provient de la Bd Carto® de l'IGN.

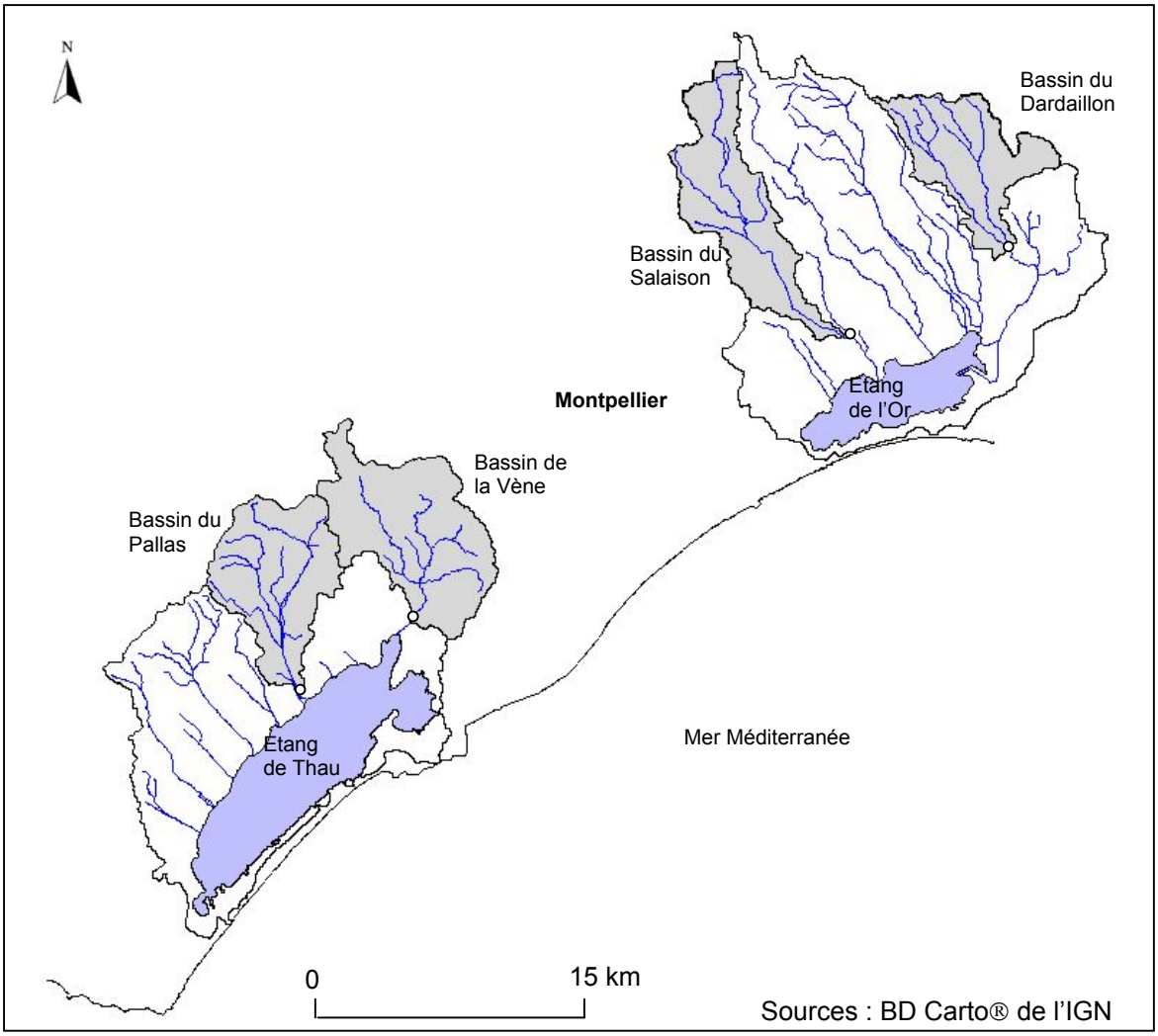
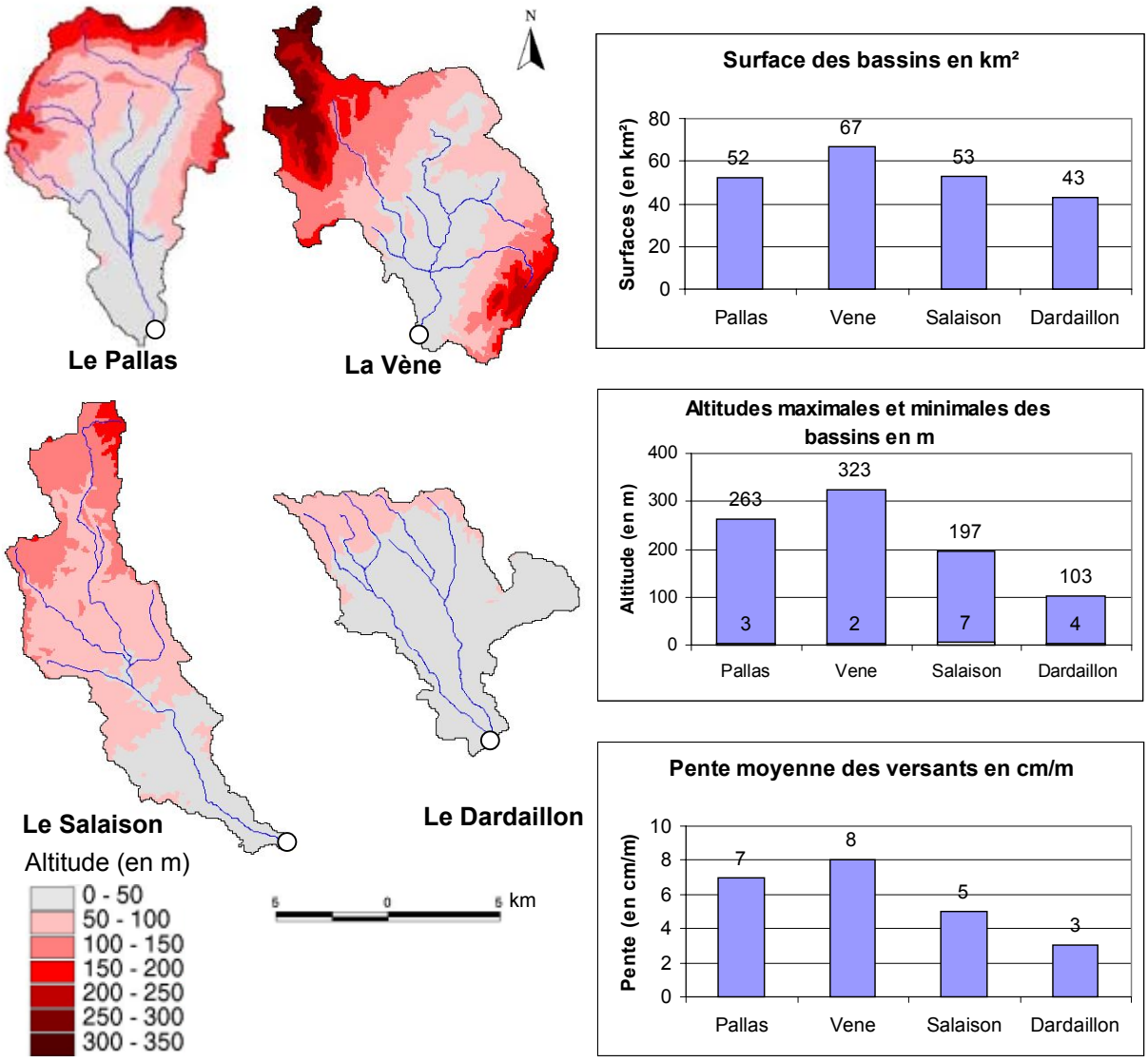


Figure B2-7 : Localisation des quatre bassins d'étude

B2-1. Caractéristiques physiques et anthropiques des bassins d'étude

Les caractéristiques morphologiques des quatre bassins sont illustrées dans la figure B2-8.

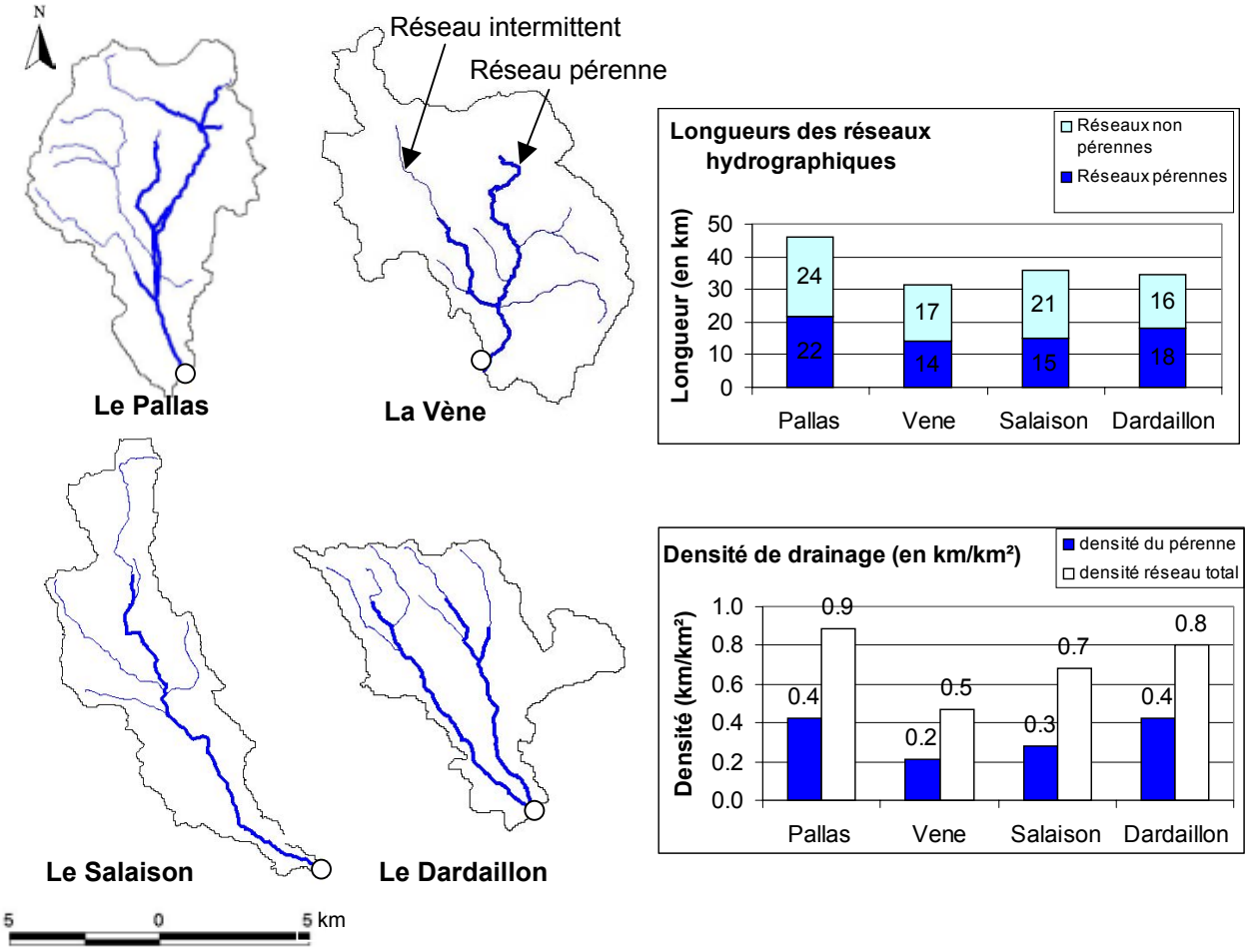


Sources : BD Alti® et BD Carto® de l'IGN

Figure B2-8 : Caractéristiques morphologiques des bassins

Ces quatre bassins présentent une surface proche de 50 km^2 (maximum pour la Vène avec 67 km^2 et minimum pour le Dardaillon 43 km^2). La Vène est le bassin le plus élevé et présente la pente moyenne des versants la plus importante. A l'opposé, le bassin du Dardaillon est le moins élevé et présente le relief le plus monotone.

Situés en contexte méditerranéen, les bassins sont caractérisés par des écoulements intermittents dans leur partie amont comme le montre la figure B2-9.

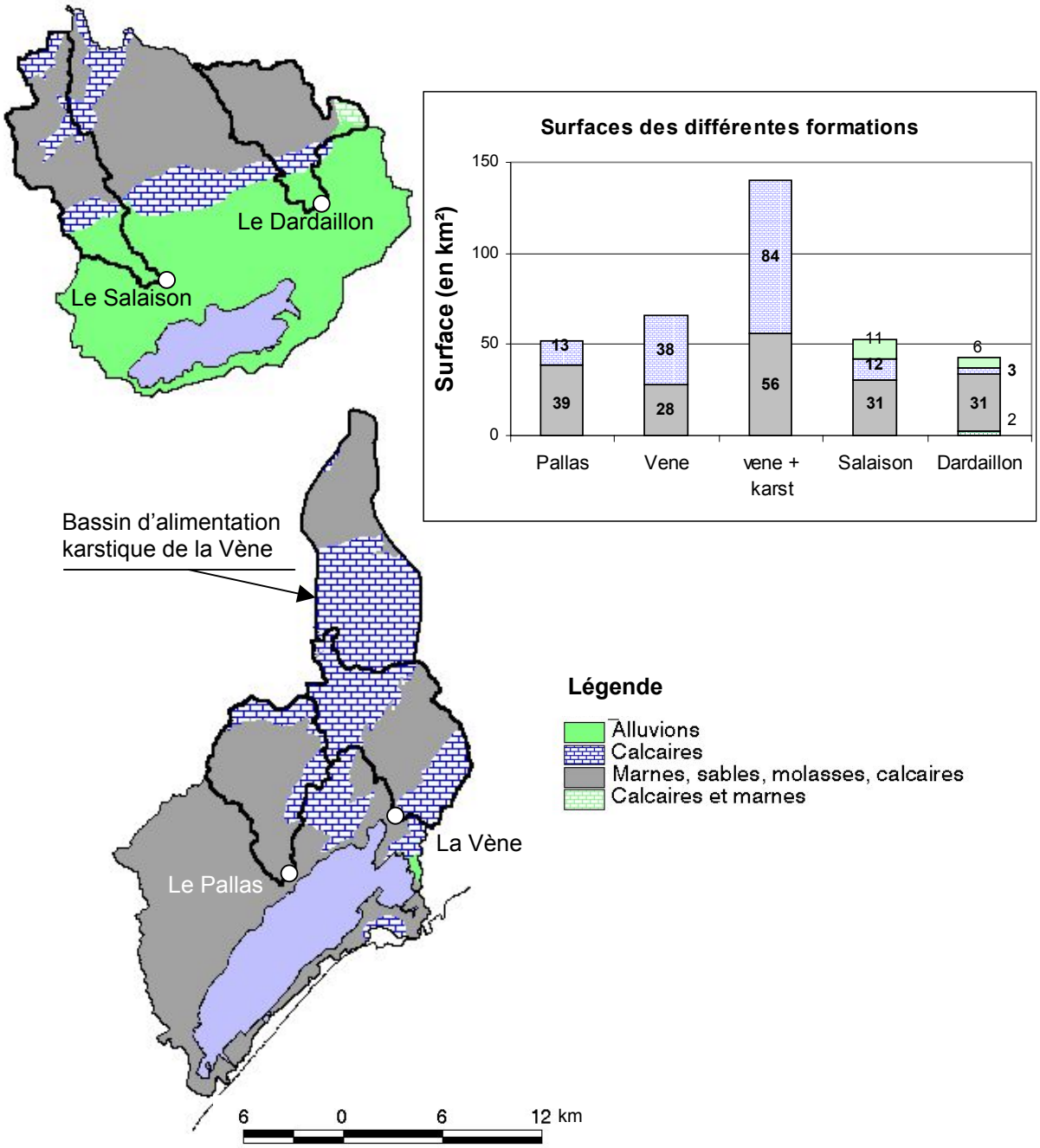


Sources : BD Carto® de l'IGN

Figure B2-9 : Caractéristiques hydrographiques des bassins

Le réseau intermittent représente donc plus de la moitié du réseau total cartographié sur les bassins. Le réseau le plus long est celui du Pallas qui présente la densité de drainage la plus importante. A l'opposé, la Vène présente le réseau le plus court et par conséquent la densité la plus faible. La notion de réseau intermittent et pérenne est ambiguë car des observations de terrain montrent que certaines portions pérennes (IGN) présentent des phases de tarissement en période estivale. Toutefois, l'absence de végétation dans le lit de la rivière dans les portions pérennes, confirme l'existence d'écoulements fréquents à l'opposé des portions non pérennes souvent caractérisées par une végétation herbacée.

Le contexte hydrogéologique varie sur les quatre bassins comme le montre la figure B2-10.



Sources : BRGM

Figure B2-10 : Caractéristiques hydrogéologiques des bassins

L'analyse du contexte hydrogéologique conduit, sur le bassin de la Vène, à doubler la surface du bassin. Le bassin karstique situé au nord alimente de façon intermittente deux sources au nord et au sud du bassin topographique. Sur les autres bassins, l'analyse du contexte hydrogéologique ne modifie pas les limites de bassin.

En terme d'occupation du sol, les différences sont marquées comme l'illustre la figure B2-11.

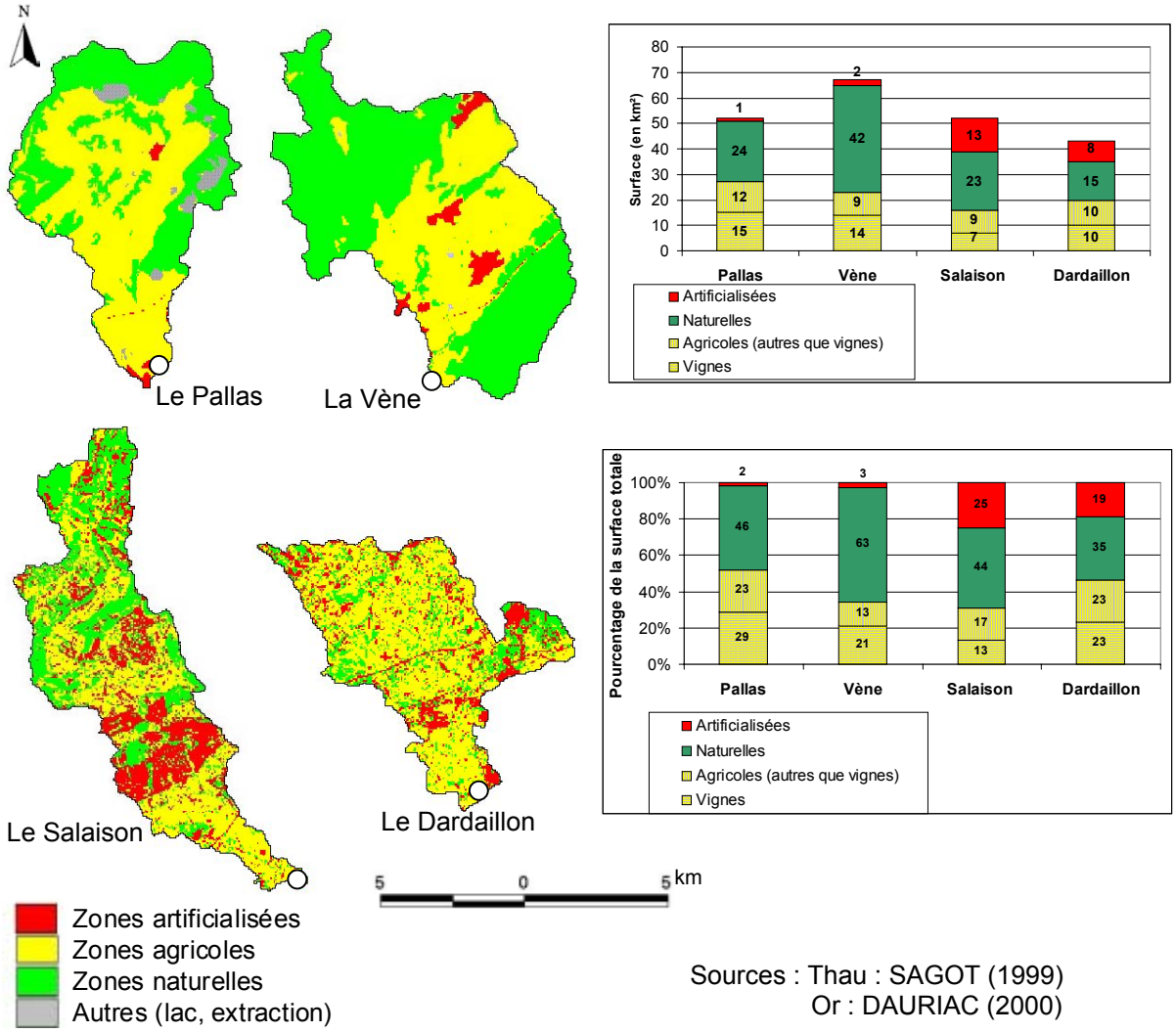


Figure B2-11 : Occupation du sol

Les deux classifications de l'occupation du sol ont été réalisées différemment (nombre d'images et utilisation d'informations exogènes). Sur Thau, les limites des zones forestières et urbaines provenant d'autres sources d'information ont été utilisées ce qui explique le moindre degré de mitage de l'occupation du sol.

Le bassin de la Vène est le plus naturel des quatre avec plus de 63% de surfaces naturelles. Les bassins du Pallas et de la Vène présentent sensiblement la même surface agricole (27 km² sur le Pallas et 23 km² sur la Vène). Ces deux bassins sont très peu urbanisés. Sur le bassin du Pallas, les zones d'extraction qui représentent moins d'1% de la surface du bassin (en gris sur la carte) sont comptabilisées comme surfaces artificialisées (en rouge) dans les deux graphiques qui composent la figure précédente.

A noter que la zone d'alimentation karstique au nord de la Vène (non figurée sur cette carte) est recouverte d'une végétation naturelle (essentiellement des garrigues).

Les bassins du Salaison et du Dardaillon sont les plus artificialisés. Pour le Salaison ces zones sont situées au centre du bassin dans la zone d'activité du Crès et de Vendargues. La partie aval de ce bassin est essentiellement agricole avec céréales, maraîchages et vignes. Le bassin du Dardaillon présente des surfaces agricoles qui s'équilibrent entre vignes (10 km²) et les autres cultures (10 km² de céréales, maraîchages et vergers).

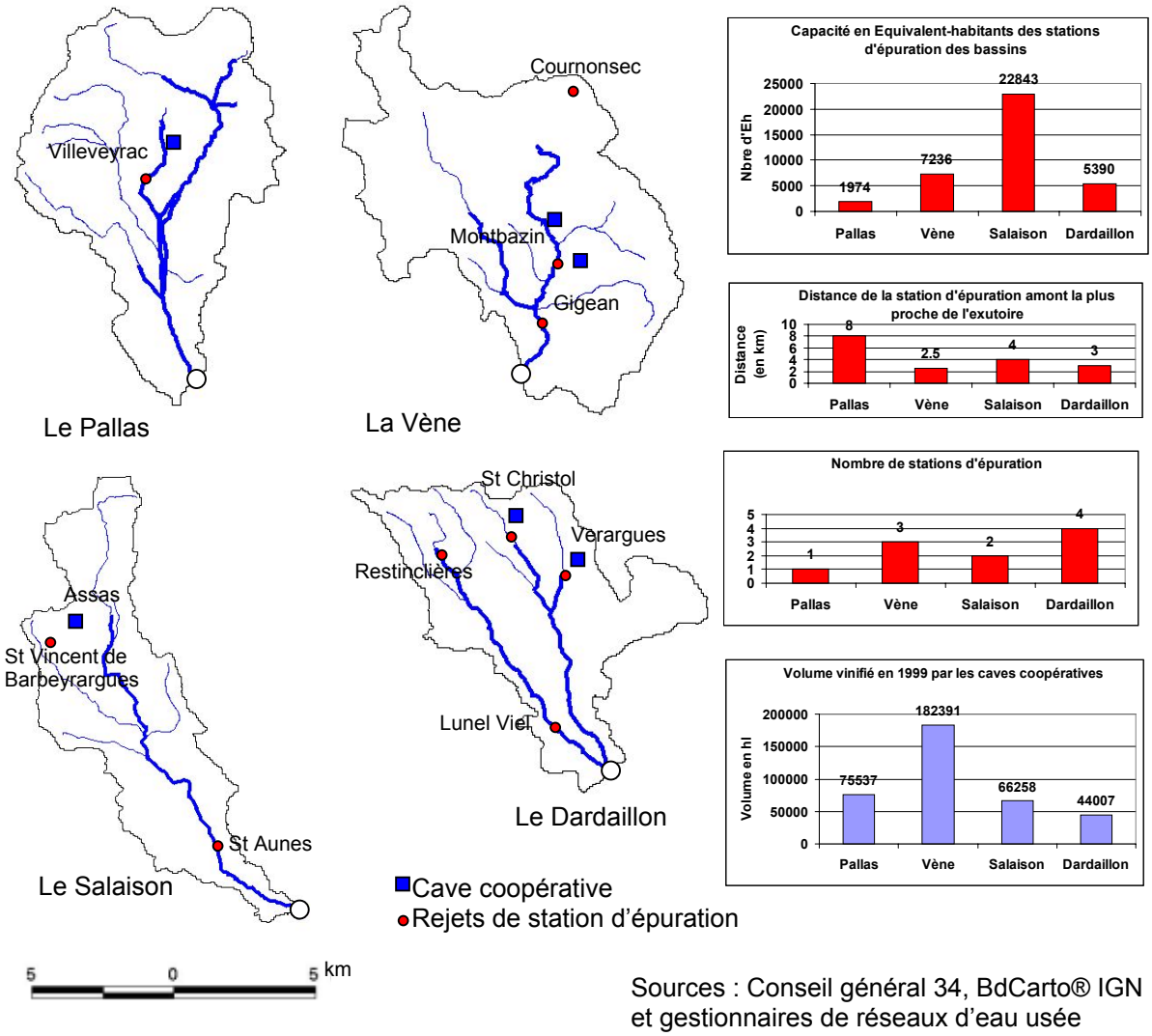


Figure B2-12 : Localisation des caves coopératives et des rejets de stations d'épuration

Le bassin du Salaison présente le plus grand nombre d'Equivalent-habitants raccordés (22 843 Eh), dont 22 724 Eh pour la station de St Aunes située à seulement 4 km de l'exutoire. Des observations de terrain confirment que les rejets de la station de St Vincent de Barbeyrargues (119 Eh) sont très limités et se perdent avant d'atteindre le cours principal du Salaison. Le bassin du Dardaillon reçoit les effluents de 4 stations (total de 5 390 Eh). Le bassin du Pallas reçoit les effluents d'une unique station (Villeveyrac). Sur le bassin de la Vène, seuls les effluents des stations de Montbazin et de Gigean contribuent aux écoulements de surface. Les rejets de la station de Cournonsec (1627 Eh) se perdent avant d'arriver dans le réseau hydrographique.

Pour les stations de St Vincent de Barbeyrargues et de Cournonsec, le devenir des rejets est à nuancer. En effet, ces rejets qui par temps sec n'atteignent pas le réseau hydrographique peuvent contribuer au flux à l'exutoire lors des épisodes de pluie.

Les 5 caves coopératives disposent d'un bassin d'évaporation. Pour ce type d'équipement, le rejet vers le milieu aquatique est considéré comme nul. En cas de rejets dans le réseau, l'estimation des flux d'azote peut se faire à l'aide de ratio (cf. Annexe 3B).

B2-2 Dynamique des flux d'azote sur les bassins d'étude

L'analyse et la compréhension des phénomènes de crue sont essentielles en contexte méditerranéen où la majeure partie des exportations de nutriments depuis les bassins se fait durant les crues (MEYBECK et al., 1992). C'est pour mieux appréhender ce comportement des bassins des étangs de l'Or et de Thau qu'ont été conçus les protocoles expérimentaux mis en œuvre durant le Contrat pour l'étang de Thau (1997), et le Contrat de Plan Etat Région (2001). Le paragraphe suivant vise à préciser les suivis des flux d'azote à la fois durant les crues et de façon régulière durant l'année et à analyser la dynamique des flux d'azote observés sur les bassins d'étude.

B2-21. Comportement général des bassins

La figure B2-13 illustre les chroniques pluie-débit observées sur les bassins d'étude et la position des suivis réguliers et événementiels réalisés sur les bassins.
L'analyse des quatre chroniques met en évidence :

- les longues périodes d'étiage à des débits faibles voire nuls ;
- les pics de crues successifs ;
- la quasi inexistence de périodes de hautes eaux exceptées durant les années très humides qui caractérisent la première période d'observation (684 mm entre septembre 1994 et septembre 1995 et 1029 mm entre septembre 1995 et septembre 1996 enregistrés par le pluviographe de Montbazin).

Le protocole de suivi sur ces 4 bassins est illustré sur la figure B2-13. Il comporte un suivi régulier (figuré par les points sur la figure B2-13) qui permet de caractériser l'évolution des concentrations en azote durant l'année et un suivi plus fin de 20 crues (figuré par les flèches sur la figure B2-13) pour quantifier les masses exportées durant ces épisodes et préciser la dynamique des formes de l'azote durant les crues. Ce suivi de crue a été réalisé pour 3 des 4 bassins d'étude : les bassins du Pallas, de la Vène et du Salaison.
L'analyse des chroniques pluie-débit permet d'identifier sur les bassins du Pallas et de la Vène des périodes de hautes eaux, à l'automne 1994 et durant l'hiver 1996, et des périodes de basses eaux le reste de la chronique. La deuxième période de suivi sur la Vène présente un hydrogramme très différent sans véritables périodes de hautes eaux. Seuls 5 épisodes de crue présentent en effet un débit de pointe supérieur à 1 m^3/s. La deuxième période correspond à deux années plus sèches (517 mm entre septembre 1998 et septembre 1999 et 683 mm entre septembre 1999 et septembre 2000 enregistrés par le pluviographe de Montbazin). L'analyse du débit montre des phases d'étiage sévères durant les mois de juillet et d'août.
Les débits observés sont beaucoup plus élevés sur le bassin de la Vène que sur le bassin du Pallas pour la même période. Si l'on considère la taille similaire des bassins (43 km² pour le Pallas et 67 km² pour la Vène), cette différence démontre la contribution de la résurgence karstique sur le bassin de la Vène lors des épisodes de pluie.
Les bassins du Salaison et du Dardaillon ont été suivis entre septembre 1998 et septembre 2000. L'analyse des l'hydrogrammes sur ces deux bassins met en évidence une succession de crues occasionnées par les épisodes pluvieux sans véritable périodes de hautes eaux et des phases d'étiages. Le débit moyen horaire minimal observé sur le Dardaillon est de 7 l/s et 18 l/s sur le Salaison.

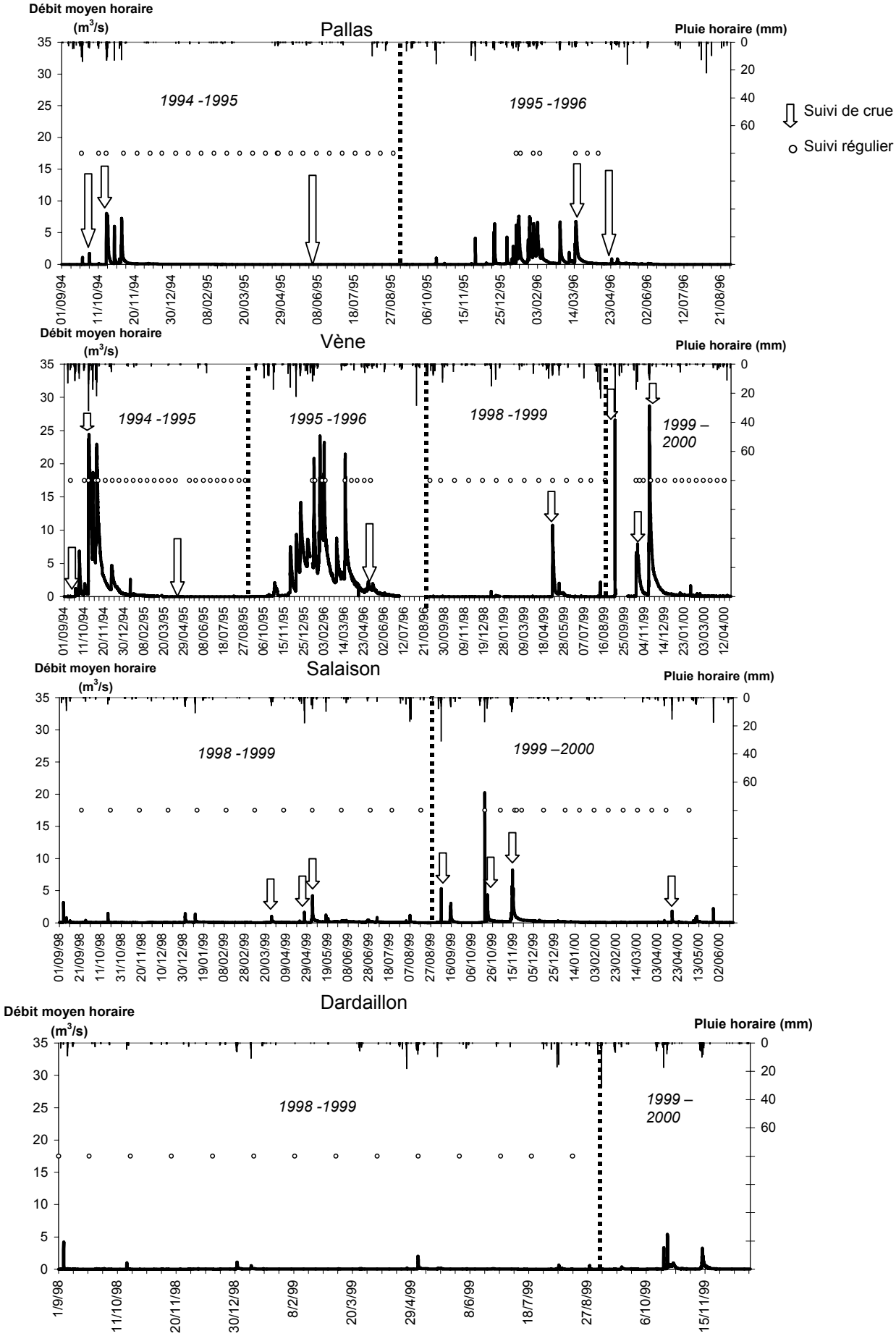


Figure B2-13 : Chronique pluie-débit et suivi régulier et événementiel

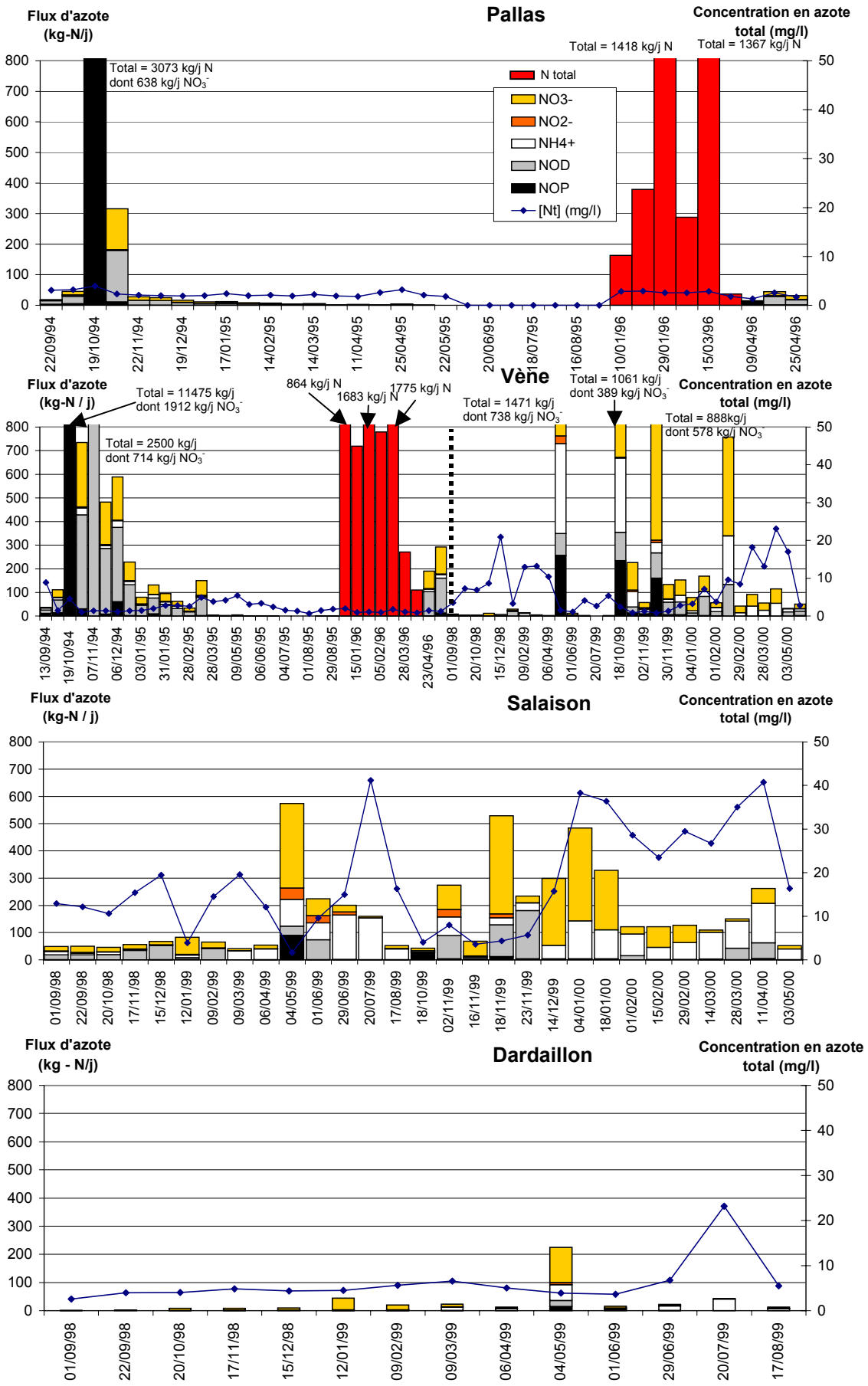


Figure B2-14 : Flux des différentes formes de l'azote et concentration en azote total

La figure B2-14 synthétise les résultats obtenus sur les bassins versants du Pallas, de la Vène, du Salaison et du Dardaillon en terme de flux d'azote. Pour chaque prélèvement, les différentes formes de l'azote sont distinguées. Pour certains prélèvements sur le Pallas et la Vène, seul l'azote total a été mesuré (figuré en rouge sur la figure B2-14).

L'analyse des concentrations montre que le bassin du Pallas présente les concentrations en azote les plus stables (concentration moyenne de 2 mg/l et concentration maximale de 4.6 mg/l). Sur la Vène, on distingue une stabilité des concentrations durant les périodes de hautes eaux pour la période 1994 et 1996 et une variabilité plus marquée durant l'automne 1998 et le printemps 2000. Les concentrations les plus fortes sont observées sur le bassin du Salaison (valeur maximale de 42 mg/l à l'occasion d'un épisode de crue). Sur le Dardaillon, les concentrations en azote sont relativement stables excepté pour le prélèvement du 20 juillet 1999. Ce prélèvement a été réalisé en basses eaux et la concentration élevée en NH_4^+ laisse supposer un dysfonctionnement d'une des stations d'épuration du bassin.
La figure B2-14 montre enfin que les flux les plus élevés observés ne correspondent pas aux concentrations les plus fortes. Un phénomène de dilution peut donc intervenir lors des périodes de crues ou de hautes eaux.

L'analyse des flux mesurés sur les quatre bassins permet d'identifier deux comportements dans la dynamique des flux d'azote à l'exutoire :

- un comportement de crise associé aux hautes eaux et aux épisodes de crues. Les prélèvements réalisés en hautes eaux et durant les épisodes de crue mettent en évidence une exportation massive par le bassin. L'augmentation de la contribution des nitrates dans la masse totale d'azote pour ces prélèvements est un indicateur d'apports diffus depuis les versants ;
- un comportement de non crise, lors des basses eaux, caractérisé par un flux essentiellement dû aux rejets ponctuels sur le bassin. Dans ce contexte, le flux est essentiellement composé de formes organiques dissoutes (NOD) et d'ammoniac ($NH4^+$). Ce flux de base évolue selon le nombre d'Equivalent-habitants traités sur le bassin (flux de base de 50 à 150 kg/j sur le Salaison pour 22 843 Eh, de 5 à 25 kg/j sur le Dardaillon pour 5 390 Eh, de 2 à 20 kg/j sur le Pallas pour 1 974 Eh et de 10 à 100 kg/j sur la Vène pour 7 236 Eh) ;

Cette distinction en deux comportements est bien sûr réductrice de la complexité des situations rencontrées à l'exutoire des bassins. Cette distinction ne permet pas, par exemple, d'intégrer les apports « accidentels » dus aux rejets de boues par les stations ou aux débordements des réseaux d'assainissement (exemple du débordement du réseau d'eaux usées en avril 2000 sur le Salaison ayant entraîné une forte mortalité piscicole). On mesure lors de ces rejets accidentels un flux anormalement élevé à l'exutoire du bassin. De même, cette distinction ne prend pas en compte le comportement des bassins lors du tarissement estival des cours d'eau (bassin du Pallas, de la Vène et du Dardaillon). Les masses d'azote exportées par ces bassins sont nulles durant ces périodes.

B2-22. Analyse des évènements échantillonnés

Le tableau B2-3 permet de synthétiser le contexte climatique et les caractéristiques hydrologiques des 20 crues échantillonnées.

Nom de l'épisode	P199409	P199410	P199504	P199603	P199604	V199409	V199410	V199504	V199604	V199905	V199909	V199910	V199911	S199903	S199904	S199905	S199909	S199910	S199911	S200004
Date de début de montée	22/9/94	19/10/94	24/4/95	14/3/96	23/4/96	22/9/94	19/10/94	24/4/95	28/4/96	3/5/99	6/9/99	18/10/99	12/11/99	25/3/99	26/4/99	3/5/99	6/9/99	20/10/99	12/11/99	16/4/00
Durée de la crue (h)	34	77	36	120	17	69	200	60	162	79	12	168	245	22	19	48	12	33	142	33
Nb jours secs précédant la pluie	3	8	2	2	5	3	8	1	3	6	1	2	4	18	2	3	5	1	11	3
Pluie du jour précédent (mm)	1.4	0.0	0.0	0.0	3.2	0.6	0.0	0.0	3	75.6	2	3.8	4.4	4	0	50	6.4	3	2.6	33.6
Pluie des 3 jours précédents (mm)	8.2	0.0	0.4	3.4	3.2	5.4	0.0	0.0	5	75.6	3.8	3.8	4.4	4.2	7.4	50	20.2	3	2.6	34
Pluie des 10 jours précédents (mm)	26.0	28.4	1.2	11.8	8.6	25.0	34.6	0.0	37	104	120	26.8	5.4	4.2	16.8	89	23	34	2.6	51.4
Pluie des 20 jours précédents (mm)	34.0	57.6	7.2	72.6	9.6	48.6	89.6	4.4	37	120.4	125	27.6	6.2	4.2	18.8	107	28.6	34	4.2	57.6
Pluie des 30 jours précédents (mm)	72.2	135.6	26.6	72.8	13.0	80.8	165.0	33.0	44	121.4	149.2	36	134	6.4	19	108	45.4	43	91	65.8
Débit de base (m3/s)	0	0.009	0.0195	0.250	0.125	0.006	0.352	0.006	0.926	0.043	0.002	0.040	0.266	0.083	0.049	0.050	0.045	0.270	0.194	0.106
Débit de pointe (m3/s)	1.19	8.10	0.02	6.78	0.900	1.22	24.51	0.0407	2.30	10.81	26.70	8.39	29.05	1.11	1.82	4.24	5.77	4.35	8.38	1.93
Débit moyen (m3/s)	0.209	4.44	0.0021	2.82	0.385	0.449	14.49	0.0153	1.41	6.22	12.52	5.57	13.92	0.551	0.766	1.33	1.64	1.93	2.24	0.308
Volume de base (m3)	0	2748	366	118800	7218	2063	242978	1290	719976	5573	80.4	24373	137894	3586	2135	8640	47102	32659	92189	22896
Volume de la crue (m3)	26601	1207736	1372	1091020	20629	155215	8343550	2385	983642	808539	544652	3367483	7220006	23984	33317	230649	41886	233575	1066415	66540
Hauteur précipitées (mm)	69.8	119.0	20.0	55.6	6.8	70.0	166.8	32.0	31.6	119.2	72.6	128.8	167.2	21.0	39.2	85.2	50.6	48.6	130.2	34.4
Imax (mm/h) calculé sur 5 min	52.80	45.60	8.00	1.60	8.80	38.00	55.20	7.20	7.20	14.40	153.60	48.00	26.40	8.00	33.60	12.00	54.72	73.20	16.00	33.00
Imoy mèze (mm/h)	1.80	2.80	0.15	0.30	0.70	1.50	4.00	0.24	0.12	3.10	5.17	0.80	2.30	1.00	2.20	2.30	5.31	1.50	1.80	4.30
Coeff. de ruissellement (%)	0.007	0.195	0.001	0.336	0.038	0.033	0.725	0.001	0.125	0.101	0.112	0.387	0.632	0.018	0.015	0.049	0.005	0.078	0.141	0.024

Tableau B2-3 : Caractéristiques hydrologiques des 20 crues échantillonnées

La figure B2-13 met en évidence la saisonnalité des crues analysées : 10 crues ont été échantillonnées entre septembre et de novembre et 10 crues ont été étudiées entre mars et mai. Ce protocole ne permet pas d'étudier les crues estivales liées à des épisodes orageux ou les crues d'hiver. Les hydrogrammes des 20 épisodes sont présentés dans l'annexe 4.

Le début et la fin de la crue sont déterminés par la méthode de séparation graphique des écoulements proposés par Horton en 1933 (CHOW et al., 1988). Sur le Pallas, la durée des crues varie entre 17 heures et 5 jours. Le débit de pointe maximum atteint plus de 8 m^3/s pour l'épisode d'octobre 1994. La crue d'avril 1995, correspond à un épisode peu marqué dont le volume ruisselé est très faible (1372 m^3). Le coefficient de ruissellement varie de 0.7 % pour la crue de septembre 1994 à 34 % pour la crue d'avril 1996.
Sur la Vène, la variabilité du coefficient de ruissellement est plus importante que sur le bassin du Pallas : de 0.1 % à plus de 72 %. Ces fortes valeurs confirment la contribution des résurgences karstiques. En effet, le coefficient de ruissellement est calculé en fonction de la surface du bassin topographique. Les débits de pointe peuvent dépasser la trentaine de m^3/s alors que dans la chronique disponible sur le Pallas les débits de pointe ne dépassent pas la dizaine de m^3/s.
Sur le bassin du Salaison, les crues échantillonnées présentent des durées plus courtes que celles observées sur le bassin de la Vène durant la même période. Une des raisons possibles de ce comportement peut être le plus fort pourcentage de surfaces imperméabilisées rencontrées sur le bassin du Salaison. Toutefois, cette hypothèse est à nuancer car les coefficients de ruissellement ne sont pas plus élevés que ceux observés sur le bassin du Pallas pourtant très peu imperméabilisé. Le débit de pointe n'excède pas la dizaine de m^3/s pour les 7 épisodes considérés.

Les 5 crues échantillonnées sur le Pallas représentent 0.001 % du volume écoulé entre septembre 1994 et juin 1996. On retrouve ce même pourcentage pour les 8 crues sur la Vène durant cette même période. La période de hautes eaux de l'hivers 1995-1996 n'a pas été échantillonnée ce qui peut expliquer le faible pourcentage obtenu. Sur le bassin de la Vène, les 4 crues échantillonnées entre septembre 1998 et décembre 1999 représentent 0.005 % du volume écoulé durant cette période. Sur le Salaison, les 7 crues échantillonnées représentent 0.001 % du volume écoulé entre septembre 1998 et juin 2000.

Du point de vue de la qualité, l'étude des concentrations en azote total observées lors les 20 crues sur les trois bassins confondus, permet de tirer les conclusions suivantes :

- le bassin du Salaison présente la concentration moyenne, en période de crue, la plus importante (6.6 mg/l) devant les bassins du Pallas (3.2 mg/l) et de la Vène (2.6 mg/l) ;
- l'effet saisonnier en terme de concentration moyenne des 10 crues de printemps (mars à mai) et les 10 crues d'automne (septembre à novembre) est peu marqué. Cette concentration moyenne est de 3.2 mg/l pour les crues de printemps et de 2.6 mg/l pour les crues d'automne tous bassins confondus. Par contre, les valeurs maximales de concentration observées durant les crues de printemps sont 2 fois plus élevées que celles d'automne (respectivement 11.6 mg/l et 6.4 mg/l).

Le tableau B2-4 permet de préciser pour chaque crue la concentration moyenne, maximale, minimale en azote, le débit spécifique, les flux spécifiques, la masse exportée et la durée de crue.

	Concentration moyenne (N mg/l)	Concentration maximale (N mg/l)	Concentration minimale (N mg/l)	Débit spécifique (l/km²)	Flux spécifique (kg/km²)	Masse totale (kg)	Durée de crue (h)
P199409	4,0	6,1	2,5	4,2	0,7	111	34
P199410	2,9	4,0	2,2	83,8	1,5	4107	77
P199504	3,9	6,4	2,6	0,2	0,7	7	36
P199603	2,3	2,8	2,1	48,6	2,3	3304	120
P199604	3,0	3,8	2,5	6,5	0,3	69	17
V199409	2,9	8,1	1,0	9,3	1,0	295	69
V199410	1,8	4,5	1,1	173,0	3,0	16422	200
V199504	7,9	9,1	6,5	0,2	0,9	27	60
V199604	1,5	1,7	1,2	25,2	2,4	1238	162
V199905	1,8	4,6	1,0	42,4	1,2	3127	79
V199909	2,3	3,3	1,1	188,2	0,2	1505	12
V199910	1,2	1,9	0,8	83,1	2,5	3341	168
V199911	1,5	2,4	0,7	122,2	3,7	11966	245
S199903	8,2	24,4	5,1	5,7	0,4	335	22
S199904	5,9	21,2	3,7	9,2	0,4	337	19
S199905	4,1	7,0	2,6	25,2	0,9	733	48
S199909	7,3	13,9	3,5	18,3	0,2	542	12
S199910	4,2	8,0	2,1	37,1	0,6	656	33
S199911	3,9	12,0	2,1	39,4	2,7	3674	142
S200004	12,6	34,5	3,9	10,6	0,6	502	33

Tableau B2-4 : Variation de la concentration en azote selon les crues et flux associé sur le Pallas

La première étape de l'analyse de ce tableau porte sur les concentrations, le débit spécifique et la durée des crues.

Sur le Pallas, la concentration moyenne en azote obtenue pour chacune des crues varie seulement d'un facteur 2 alors que le débit spécifique varie d'un facteur 420 entre la crue d'avril 1995 et celle d'octobre 1994 (cf. Tab. B2-4). Durant la crue, la variation des concentrations est au maximum d'un facteur 3.
Sur la Vène, la variation des concentrations moyennes entre les différentes crues est de l'ordre d'un facteur 4 (cf. Tab. B2-4). Durant la crue, les variations de concentration sont plus marquées que pour le Pallas (facteur 8 contre un facteur 3 pour le Pallas). Le débit spécifique maximal dépasse les 180 l/km² avec une variation par rapport au débit spécifique le plus faible de l'ordre d'un facteur 940. L'estimation des durées de crue pose problème sur la Vène lors de la contribution du karst. On assiste en effet à des crues complexes pour lesquelles la fin de crue est difficile à estimer (cf. annexe 4).
Sur le Salaison, l'analyse des concentrations observées montre une variabilité plus marquée entre les crues et durant les crues par rapport à celles observées sur les bassins du Pallas et de la Vène (cf. Tab. B2-4). Les débits spécifiques sont beaucoup moins variables que sur les précédents bassins. Les durées de crue sont en moyenne plus courtes que celles observées sur le bassin du Pallas et de la Vène.

Durant les crues, l'évolution dans le temps des débits et des concentrations montre en général un phénomène d'hystérésis (MEYBECK, 1985). On peut mettre en évidence ce phénomène sur les 3 bassins instrumentés. On observe ainsi des boucles dans le sens des aiguilles d'une montre (« clockwise loop » ou « négative ») comme pour la crue de mars 1999 et d'avril 2000 sur le bassin du Salaison illustrées par les figures B2-15 et B2-16.

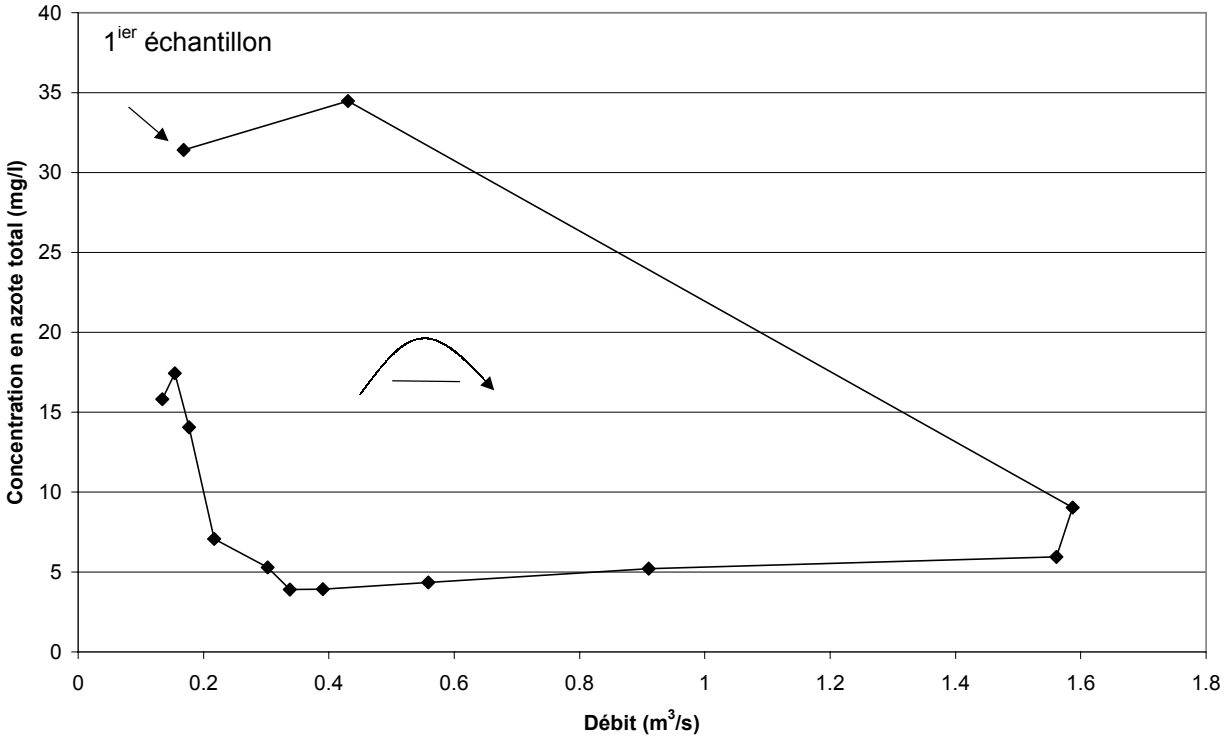


Figure B2-15 : Phénomène d'hystérésis « négatif » pour la crue du Salaison d'avril 2000

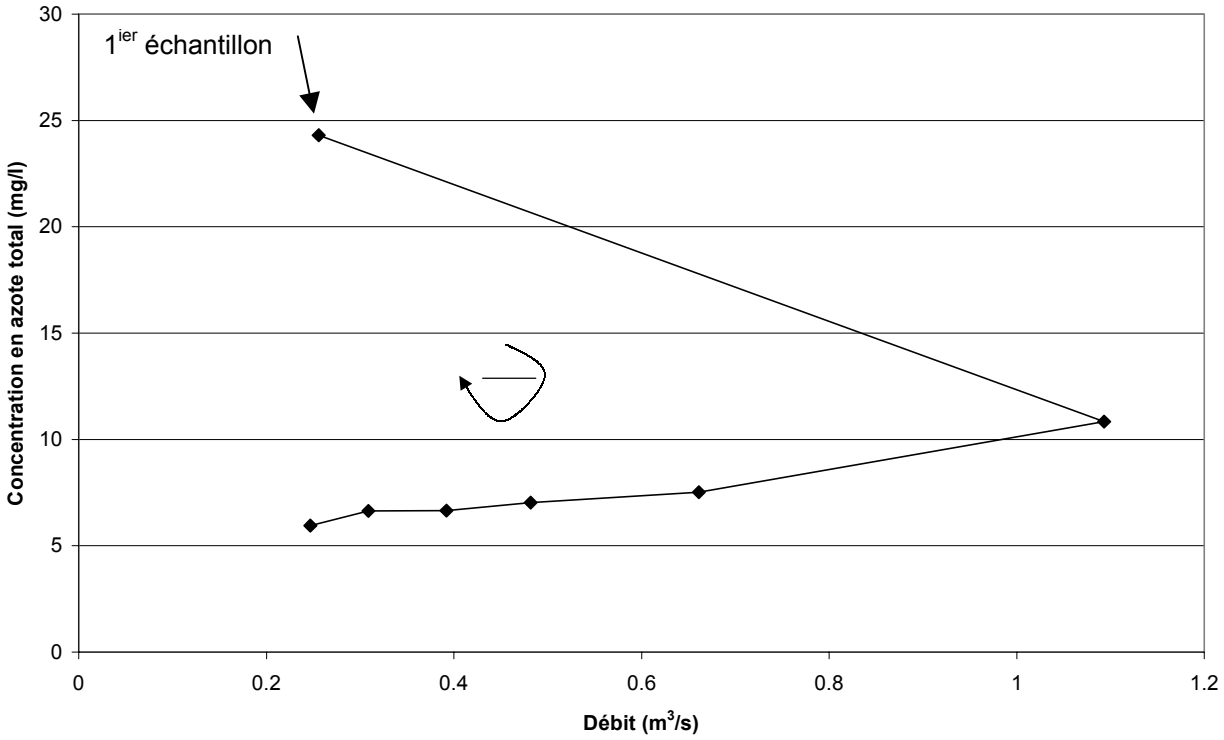


Figure B2-16 : Phénomène d'hystérésis « négatif » pour la crue du Salaison de mars 1999

Les trajectoires mises en évidence peuvent apporter une information sur le comportement du bassin lors de crues (MANTILLA MORALES, 1995). Les trajectoires « négatives » correspondent ainsi à une mobilisation de l'azote facilement disponible par ruissellement qui s'épuise au cours de la crue. Ce comportement est cohérent puisque ces crues se situent durant la période d'apports où l'azote est encore facilement mobilisable lors du ruissellement. La

valeur de concentration maximale observée correspond pour 8 des 10 crues de printemps au premier échantillon prélevé lors de la montée de crue. Sur ces crues de printemps, le pic de concentration précède le pic de débit. Ce décalage entre le pic des concentrations en azote et l'hydrogramme lors des crues de printemps a été mis en évidence sur d'autres bassins versants (CANN, 1998). Les travaux précédemment cités montrent que ce décalage évolue dans l'année : plus on s'éloigne de la date d'apport, plus le pic de concentration est en retard par rapport au pic de crue.
Toutefois, ces hypothèses sont à nuancer en raison de la fréquence d'échantillonnage des 20 crues. L'analyse des figures B2-15 et B2-16 met en évidence la faiblesse du protocole lors du début des épisodes de crues qui est due à la rapidité de la montée des crues sur ces bassins (cf. annexe 4).

L'estimation des quantités d'azote exportées lors d'une crue nécessite une méthode d'interpolation entre les flux instantanés observés. Différentes méthodes de calcul de masse ont été testées, durant les années 80, à partir de données de débit en continu et de mesures de concentrations ponctuelles (DUPRAZ, 1984, WALLING et WEBB, 1985). La plus couramment utilisée correspond à l'équation B1-1.

$$M = \sum (\overline{q_i} \times c_i \times t_i)$$ **Équation B1-1**

Avec M : la masse totale générée, c_i la concentration de l'échantillon i, t_i : la durée représentatif de l'échantillon i (égale à la moitié de l'intervalle entre le précédent échantillon et l'échantillon suivant), $\overline{q_i}$: le débit moyen sur l'intervalle t_i, toutes les variables étant exprimées en unités cohérentes de masse, de longueur et de temps.

Les masses d'azote obtenues pour les 20 crues à partir de l'équation B1-1 sont figurées dans le tableau B2-3. Sur le Pallas, on observe de fortes exportations aussi bien à l'automne (4 tonnes pour la crue P199410) qu'au printemps (3 tonnes pour la crue P199603). Sur la Vène, deux crues d'automne sont caractérisées par une exportation supérieure à la dizaine de tonnes (V199410 et V199911). Sur le bassin du Salaison, la variabilité des masses exportées lors des crues est moins marquées que pour les crues du Pallas et de la Vène. L'exportation maximale est observée lors d'une crue d'automne (3.6 tonnes pour la crue S199911).

En terme de représentativité, 5.6 tonnes ont été exportés lors de ces 5 épisodes observés sur le Pallas soit 8 % de la masse exportée par le bassin durant la période d'étude (estimé à 72 tonnes d'azote entre septembre 1994 et juin 1996). Cette masse a été estimée à partir des flux observés en crue et durant le suivi régulier (Contrat pour l'étang de Thau, 1997).
Sur la Vène, la masse d'azote exportée durant cette période (septembre 94 - septembre 96) a été estimée à 180 tonnes d'azote. Plus de 10 % de cette masse a été exportée lors des quatre crues. Ce type de calcul ne peut être reproduit sur la deuxième période d'analyse (septembre 98-décembre 99). Le nombre plus restreint d'échantillons impliquerait une incertitude importante lors de l'interpolation entre les données observées (suivi régulier mensuel). Il en est de même sur le bassin du Salaison.

Le tableau B2-5 permet de mettre en évidence l'importance des flux exportés durant les épisodes de crues et en hautes eaux par rapport aux périodes de basses eaux. Sur le Salaison, l'importance des exportations en période de crue est moins marquée en raison des rejets ponctuels de la station d'épuration de St Aunès.

	Flux moyen journalier en crue (kg N /j)	Flux moyen journalier hautes eaux (régulier) (kg N /j)	Flux moyen journalier basses eaux (régulier) (kg N /j)	Seuil Hautes/basses eaux (l/s)
Pallas	424	439 (17*)	5 (18*)	50
Vène	985	1143 (24*)	35 (40*)	500
Salaison	529	275 (10*)	122 (19*)	150
Dardaillon	-	136 (2*)	15 (12*)	50

(20*) : nombre d'échantillons

Tableau B2-5 : Comparaison des flux journalier en crue, hautes et basses eaux

Pour clore cette analyse des crues échantillonnées, on peut retenir que les bassins présentent des comportements hydrologiques différents (coefficient de ruissellement, débit spécifique, …). Les différences entre flux d'azote spécifiques sont moins marquées. Les résultats obtenus lors du premier programme de recherche sur l'étang de Thau montrent que plus de 40 % des masses d'azote sont exportées lors des épisodes de crue qui ne représentent que 3 % du temps (Contrat pour l'étang de Thau, 1997). Ce résultat montre tout l'intérêt d'étudier ces épisodes et de les prendre en compte dans un modèle d'exportation développé en contexte méditerranéen.

B2-3. Conclusion

L'analyse des données disponibles sur les quatre bassins du Pallas, de la Vène, du Salaison et du Dardaillon, permet d'envisager l'utilisation ou le développement d'un modèle de flux puisqu'il est possible :

- de quantifier les apports d'azote dans l'espace et dans le temps (variable d'entrée du système bassin versant) à l'aide des caractéristiques physiques d'occupation du sol ;
- de caractériser la dynamique de pluie au pas de temps inférieur à la journée (variable de forçage du système bassin versant) ;
- de quantifier le flux d'azote à l'exutoire (variables de sortie du bassin versant) dans l'optique d'un calage des paramètre du modèle de flux.

Concernant les caractéristiques physiques du bassin, on dispose sur les deux sites d'étude des informations requises dans les modèles de flux : topographie, géologie, pédologie et occupation du sol.

La seule information non accessible sur les bassins concerne l'évolution des variables d'état du système à savoir : évolution des stock des différentes formes de l'azote dans le sol et en rivière, évolution de l'humidité, de la température, du pH dans le sol et de l'oxygène dissous, température, pH dans les rivières. L'absence de ces données va peser sur le choix du modèle en terme de complexité des processus représentés.

Outre les données nécessaires pour caractériser le bassin, l'utilisation d'un modèle de flux nécessite d'avoir identifié les spécificités des bassins d'étude en terme de flux d'azote. L'analyse menée sur les mesures de débit et de concentration nous a permis de distinguer deux types de comportement des bassins : période de crise et de non-crise avec la pluie comme élément déclencheur des crises. Le modèle de flux d'azote retenu doit permettre de prendre en compte ce comportement des bassins versants.

Chapitre B3 : Développement du modèle d'exportation d'azote POL

B3. Développement du modèle d'exportation d'azote POL

B3-1. Pourquoi un modèle de flux ?

On cherche à développer un modèle capable de reproduire la dynamique des exportations d'azote sur une ou plusieurs années hydrologiques (durant et en dehors des épisodes de crue) avec un pas de temps adapté à la dynamique des bassins étudiés.

Les spécificités des sites d'étude permettent de préciser les contraintes qui pèsent sur le choix du modèle :

- la présence de rejets domestiques ponctuels sur le bassin nécessite de prendre en compte l'azote dans sa totalité et non simplement sous forme nitrates comme sur des bassins exclusivement agricoles. Ceci exclut l'utilisation des modèles de petits bassins versants agricoles qui prennent uniquement en compte la forme nitrates ;
- la dynamique des bassins d'étude requiert un pas de temps de modélisation de l'ordre de l'heure pour simuler le comportement de ces bassins lors des crues. Ceci exclut les modèles utilisant un pas de temps journalier. Si l'on se reporte à la figure de synthèse de comparaison des modèles (cf. A3-5), les 2/3 des modèles existants ne satisfont pas à cette contrainte ;
- la double composante diffuse et ponctuelle des rejets implique de prendre en compte leur localisation sur le bassin. A l'issue de l'analyse bibliographique, le découpage du bassin en sous-bassins versants et biefs de rivière associés (déterminés selon la position des sources et confluences du réseau hydrographique et de la localisation des rejets ponctuels) paraît la plus adaptée pour distinguer la contribution de ces deux composantes durant l'année.
- de plus, l'objectif est de développer un modèle opérationnel (premier pas vers un outil d'aide à la gestion). Le modèle doit donc avoir une qualité essentielle de parcimonie. Ceci n'est pas une spécificité des sites d'étude, mais permet de répondre aux contraintes opérationnelles. Par conséquent, les modèles physiques comme les différentes versions de SHETRAN ne peuvent être retenues en raison du nombre élevé de paramètres.

L'ensemble de ces contraintes ne permet pas de retenir un modèle préexistant parmi ceux décrits dans la partie bibliographique. La poursuite de ce travail repose donc sur le développement d'un modèle d'exportation d'azote spécifique aux sites d'étude en contexte méditerranéen.
Selon l'objectif de ce travail, la variable de sortie pertinente à l'exutoire des bassins d'étude est le flux d'azote, autrement dit l'évolution des masses exportées par unité de temps. Le milieu récepteur aval va en effet être sensible aux quantités d'azote qui parviennent à la lagune. La détermination du débit par le modèle n'est donc pas un objectif du travail.

L'approche classique consiste pourtant à construire le modèle de flux d'azote à partir d'un modèle hydrologique existant. On peut ainsi citer différentes approches illustrées dans le tableau B3-6.

Organisme	Modèle hydrologique	Modèle de qualité
EPA (USA)	SWM	HSPF
USDA (USA)	SCS	CREAMS
BRGM (FRANCE)	GARDIENA	BICHE
CEMAGREF (FRANCE)	GR5	MODELE NITRATE
INRS-Eau (CANADA)	HYDROTEL	GIBSI

Tableau B3-6 : Exemples de modèles de qualité issus d'un modèle hydrologique

Cette approche classique répond au souhait de disposer d'un outil unique pour répondre aux différents besoins des modélisateurs :

- déterminer l'évolution des débits à l'exutoire d'un bassin ;
- prévoir l'évolution des concentrations d'azote en rivière (dépassement de norme) ;
- et prévoir les masses d'azote exportées à l'exutoire.

Cependant, les hypothèses retenues pour reproduire le fonctionnement hydrologique du bassin peuvent s'avérer incompatibles avec la simulation du devenir de l'azote. Le modèle HSPF, (Hydrological Simulation Program Fortran) développé par l'Environmental Protection Agency (USA) (DONIGIAN et al, 1984), constitue un exemple notoire d'incompatibilité entre le modèle hydrologique préexistant et le module d'azote associé. L'approche conceptuelle retenue pour le modèle hydrologique s'avère en effet inadaptée pour la simulation du transport de soluté dans le sol. KAUARK LEITE cite deux exemples qui illustrent cette inadéquation (1990). Tout d'abord, dans le modèle hydrologique, l'eau infiltrée peut atteindre le réservoir souterrain en un pas de temps (entre 5 minutes et une heure selon les modules du modèle). Ce formalisme n'affecte pas les performances du modèle hydrologique mais influe sensiblement sur la modélisation du transport des masses d'azote. Ensuite, le réservoir inférieur, où se produisent les réactions biochimiques de l'azote ne communique pas avec le réseau hydrographique. Il est par conséquent impossible de représenter les variations de concentration à l'exutoire des bassins. La structure du modèle hydrologique préexistante ne permet donc pas le couplage avec un module d'azote. Le développement du modèle de qualité a donc supposé des artifices conceptuels tel le mélange incomplet du soluté dans les différents réservoirs du modèle (MA, 1991), ce qui complexifie le modèle sans améliorer ses qualités prédictives.

Nous préférons donc développer un modèle conceptuel, dénommé POL, permettant de déterminer directement les flux d'azote produit sur le bassin et son transport dans le réseau jusqu'à l'exutoire en fonction de la pluie. Cette approche permet de limiter le nombre de paramètres dans un souci opérationnel. Les paramètres retenus dans le modèle devront par ailleurs, dans ce même souci opérationnel, pouvoir être déduits des données expérimentales et déterminés en fonction des caractéristiques de la pluie ou des caractéristiques physiques et anthropiques du bassin.

B3-2. Hypothèses du modèle POL

Le modèle adopté correspond à une vision simplifiée des processus qui conduisent à l'exportation d'azote à l'exutoire du bassin. Cette approche est synthétisée sur la figure B3-17.

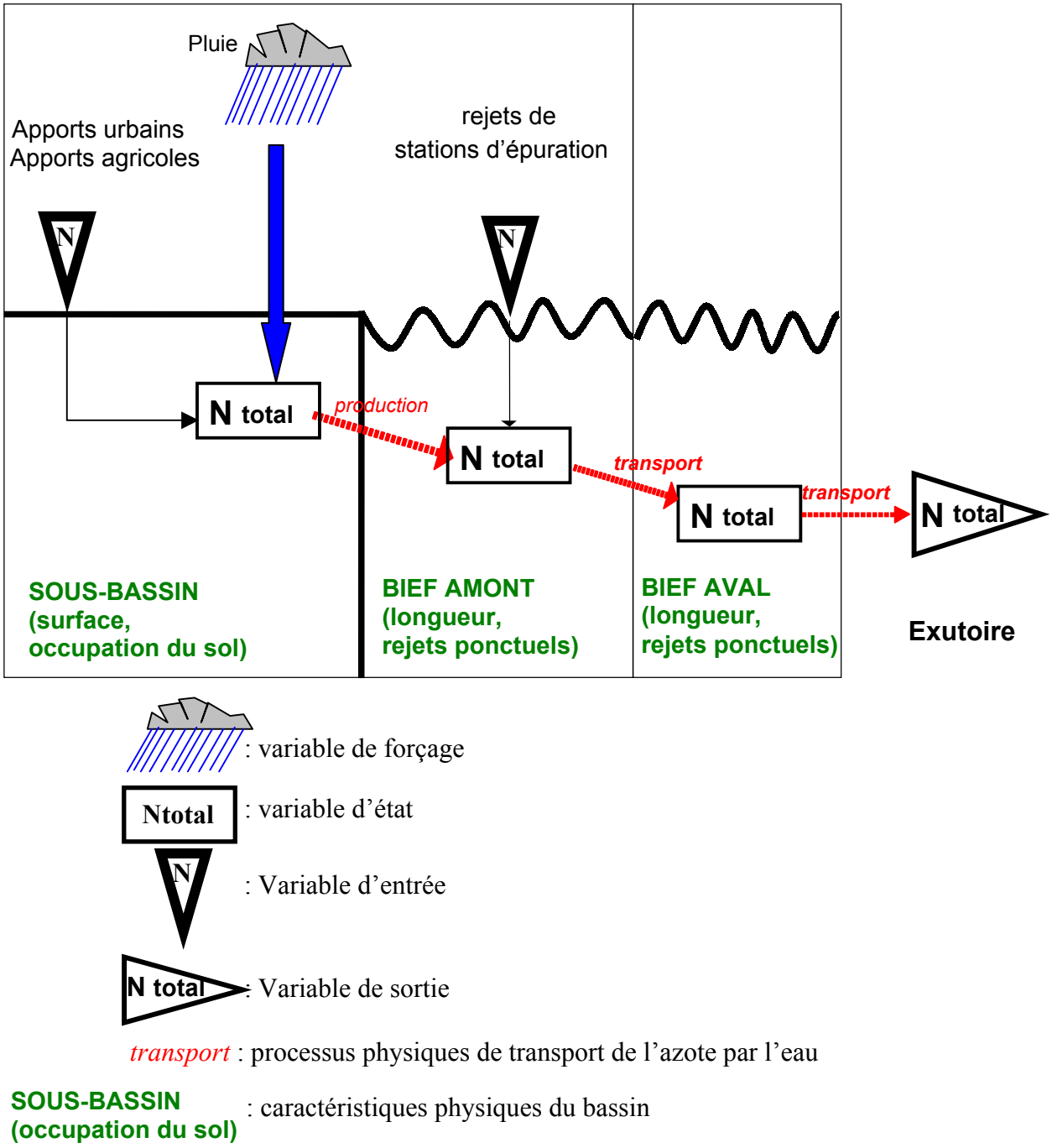


Figure B3-17 : schématisation de l'azote sur le bassin

La conception de ce modèle repose sur plusieurs hypothèses simplificatrices. Ces hypothèses, adaptées aux objectifs du travail et au contexte des bassins ont pour conséquence de restreindre le champ d'application du modèle.

La pluie est la seule variable de forçage prise en compte dans le modèle en raison de son rôle moteur dans les processus de production et de transport des masses d'azote. L'analyse de la dynamique des flux d'azote observés (cf. chap. B2) montre la nécessité de travailler avec un pas de temps inférieur à la journée. Ce choix limite l'utilisation du modèle aux seuls bassins équipés de pluviographes. On considère d'autre part, en raison de la faible densité de pluviographes disponibles (cf. chap. B1.), que la pluie est homogène sur le bassin et correspond aux données acquises par le pluviographe le plus proche.

Pour estimer les variables d'entrée sur le bassin, on émet l'hypothèse que l'on peut caractériser les apports d'azote en utilisant uniquement les caractéristiques physiques d'occupation du sol au sens large. Chaque surface agricole est ainsi caractérisée par une quantité d'apports selon le calendrier cultural. Un niveau de rejet est défini pour chaque apport ponctuel identifié sur le bassin.
Nous négligeons ici l'apport d'azote par la pluie car le niveau des rejets ponctuels et des activités agricoles fait que la contribution de cette source au flux d'azote à l'exutoire est très faible. En terme de limites d'application, cette hypothèse ne permet pas l'utilisation de ce modèle aux bassins naturels sur lesquels l'apport météorique est prédominant (cf. chap. A2.)
Nous négligeons aussi la composante ponctuelle du lessivage des zones urbaines, les réseaux étant séparatifs sur la quasi totalité des communes, ainsi que la composante diffuse de la pollution domestique, l'assainissement autonome étant peu répandu sur les zones concernées. Ce modèle ne peut donc pas être utilisé sur les bassins présentant un réseau unitaire ou une composante assainissement autonome importante.

La variable de sortie dont on cherche à reproduire la dynamique est le flux d'azote total à l'exutoire du bassin. Nous considérons donc l'azote total sans en distinguer les différentes formes (NO_3^-, NH_4^+, …) bien que celles-ci permettent de préciser l'origine des flux d'azote et d'appréhender la dynamique interne du bassin. En effet, l'objectif même du modèle est de reproduire la masse d'azote qui affecte les milieux aval. La prise en compte de la dynamique de transformation entre les formes impliquerait en effet une complexité accrue du modèle et l'existence de mesures expérimentales des variables d'état du système, pour contraindre les transformations (pH, température du sol, …) contraire à l'objectif opérationnel fixé. Chaque sous-bassin est donc caractérisé par la variable d'état « stock d'azote » comme l'illustre la figure B3-15. Le modèle ne permet donc pas de suivre l'évolution des différentes formes de l'azote dans le sol et dans les biefs de rivière. Cette simplification des processus de transformation de l'azote dans le sol nous permet de ne pas prendre en compte les caractéristiques pédologiques du bassin dans le modèle.

On émet de plus l'hypothèse de conservation de l'azote durant son transport dans les biefs du réseau hydrographique. On néglige en effet, par rapport au cycle présenté dans la partie bibliographique, les processus de dénitrification. Cette hypothèse de conservation se justifie durant les épisodes de crise de par la rapidité du transport de l'azote dans le réseau (cf. chap. B2.). Entre les épisodes de crise, cette hypothèse est plus contestable. Nous justifions cette hypothèse par la longueur limitée des cours d'eau (cf. chap. B2.) et par les résultats d'une campagne de mesures sur le bassin du Salaison portant sur les flux des différentes formes de l'azote (DAURIAC, 2000). Les mesures réalisées le long de cette rivière (distance amont-aval de 15 km) montrent que lors de son transport dans le réseau, l'azote peut changer de forme mais avec une conservation de la masse de l'azote total. En terme de champ d'application, cette simplification limite l'utilisation du modèle à des bassins d'une taille inférieure à la centaine de km². Au delà on peut considérer que les processus de dénitrification ne sont plus négligeables (AYPHASSORHO et al., 1993).

Enfin, les relations nappes-rivières sont négligées comme le montre le schéma initial proposé dans la partie bibliographique (cf. chap. A2.). Un transfert est possible entre les masses d'azote depuis la nappe vers la rivière au travers de la couche de sédiment. Selon le contexte hydrogéologique, la contribution des eaux souterraines peut alors être importante lors des crues ou en basses eaux (GOMIS et GRESILLON, 2000). Sur les bassins d'étude, les caractéristiques hydrogéologiques permettent de négliger les échanges depuis la nappe vers les eaux de surface. Les échanges « nappe-rivière » se font essentiellement en bordure d'étang et donc en aval des exutoires instrumentés sur les différentes rivières. La composante souterraine des flux d'azote n'est donc pas retenue dans le modèle.

Comme l'analyse de la dynamique des flux d'azote l'a montré (cf. chap. B2.), on observe deux comportements différents du bassin : des périodes de crise lors des épisodes pluvieux séparées par des périodes de non crise entre les épisodes pluvieux. La période de crise est conditionnée par les épisodes pluvieux ; elle s'achève lorsque le flux à l'exutoire retrouve sa valeur d'avant la crise. On fait l'hypothèse que durant les périodes de non crise, le flux d'azote à l'exutoire est essentiellement constitué par les rejets ponctuels auxquels s'ajoutent les flux d'origine diffuse durant les épisodes de crise.
On confirme donc l'intérêt d'adopter un modèle présentant un découpage de l'espace composé :

- d'unités de production (les sous-bassins versants) qui ne contribuent à la dynamique des masses d'azote à l'exutoire que lors des épisodes de crises ;
- et d'unités de transport (les biefs) qui participent durant les épisodes de crise au transport des masses produites sur les sous-bassins versants et au transport des masses provenant des rejets ponctuels.

L'approche retenue est donc comparable aux modèles KINEROS (WOOLHISER et al., 1990) et ACRU (SCHLULTZE, 1989). Ce découpage permet en outre d'intégrer dans ce schéma d'écoulement la localisation des nombreux rejets ponctuels qui caractérisent les bassins d'étude. La figure B3-18 illustre le découpage spatial utilisé dans le modèle pour représenter la production et le transport des masses d'azote sur les bassins.

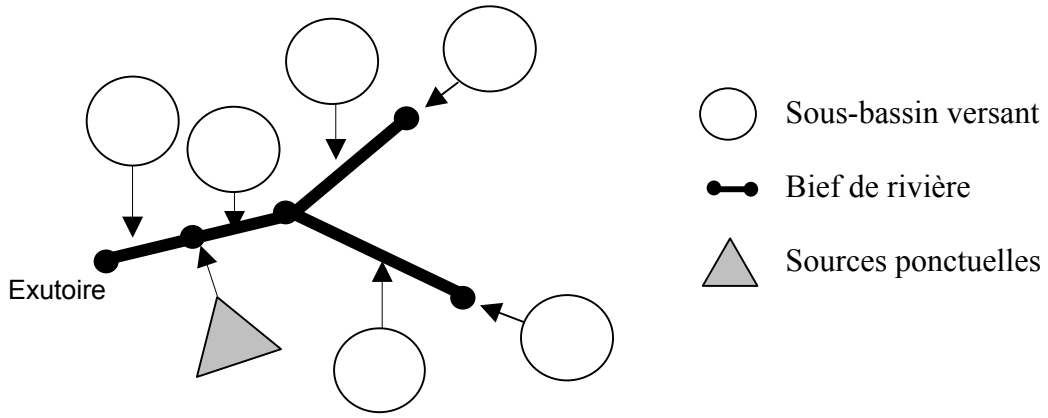


Figure B3-18 : Découpage spatial en sous-bassin versant et bief de rivière

Les apports d'azote au réseau sont :

- d'une part diffus, liés aux activités agricoles et aux lessivages des zones urbaines produits par les sous-bassins durant les épisodes pluvieux ;
- d'autre part ponctuels et continus, liés aux rejets de stations d'épuration qui recueillent les eaux usées domestiques et industrielles ;

comme l'illustre la figure B3-19.

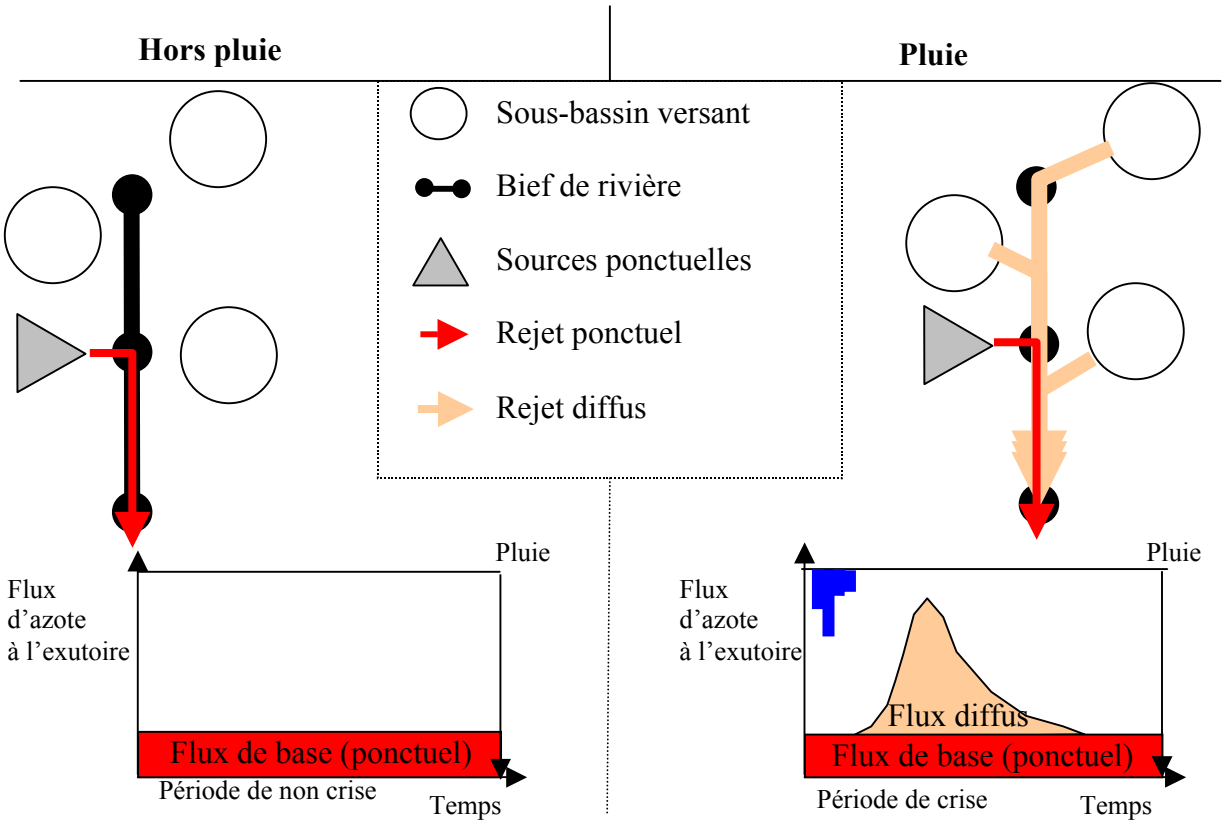


Figure B3-19 : Composantes du flux à l'exutoire selon la pluie

En conclusion, les hypothèses simplificatrices énoncées précédemment sont adaptées aux caractéristiques physiques et anthropiques des bassins d'étude d'une part, à la disponibilité des données expérimentales d'autre part et enfin à la dynamique des flux d'azote observés à l'exutoire des bassins. Le champ d'application du modèle POL concerne donc exclusivement les bassins sur lesquels les différentes hypothèses émises sont vérifiées.

B3-3. Formalisme mathématique

Cette section a pour objectif de préciser le formalisme mathématique adopté pour représenter les fonctions de production (sur les sous-bassins) et de transport (sur les biefs) des masses d'azote.

B3-31. Fonction de production

Selon les hypothèses du modèle, chaque sous-bassin soumis à un épisode de pluie génère un flux d'azote dont l'importance est fonction de la variable d'état « stock d'azote » et de l'importance de l'épisode pluvieux.

On assimile le fonctionnement d'un sous-bassin, en terme de production d'azote, à la vidange d'un réservoir caractérisé par son stock d'azote comme l'illustre la figure B3-20. Ce réservoir fuit plus ou moins en fonction de la variable de forçage.

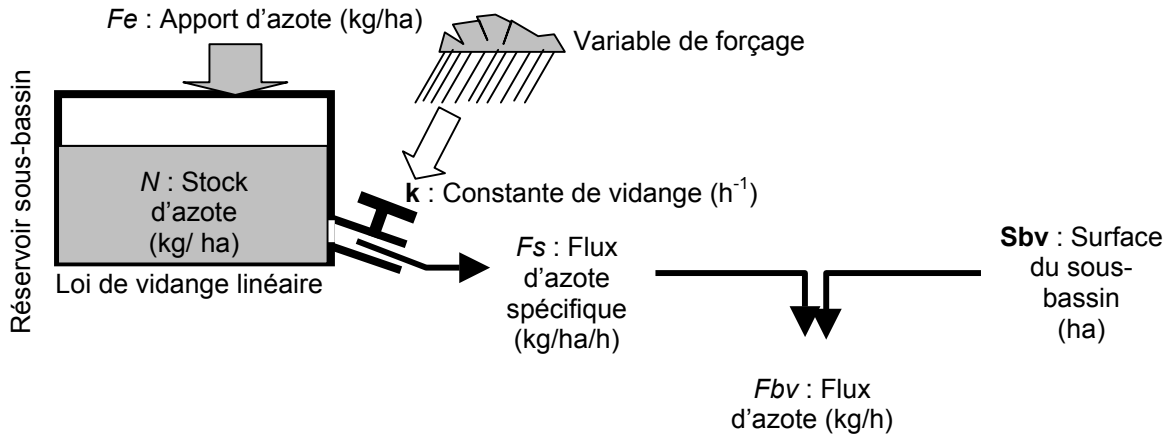


Figure B3-20 : Production du flux d'azote sur un sous-bassin

Le niveau du stock d'azote est lié aux flux entrants et sortants par une équation de conservation de la masse :

$$dN/dt = Fe - Fs \qquad \textbf{Équation B3-2}$$

Avec N le stock d'azote exprimé en masse spécifique (kg/ha), Fs le flux d'azote sortant (kg/ha/h) et Fe le flux d'azote entrant (kg/ha/h).

La vidange du réservoir est de type linéaire donc :

$$Fs = \mathrm{k} \times N \qquad \textbf{Équation B3-3}$$

Avec k la constante de vidange des réservoirs sous-bassins versants (h^{-1}).

Le flux total produit par le sous-bassin est :

$$Fbv = \text{Sbv} \times Fs$$ **Équation B3-4**

Avec *Fbv* le flux produit sur le sous-bassin (kg/h), Sbv la surface du sous-bassin (ha).

Par hypothèse, la constante de vidange k est une grandeur comprise entre 0 et 1 variable dans le temps. Cette constante qui règle la vidange du réservoir est définie à partir des caractéristiques de l'épisode pluvieux. On suppose que :

- pour qu'un réservoir commence à fuir, (k > 0), il faut un forçage pluviométrique suffisant ;
- les fuites sont maximales (k = 1) au delà d'un certain seuil de ce forçage ;
- et qu'entre ces deux valeurs extrêmes, les évolutions de k sont linéaires (comme l'illustre la figure B3-21).

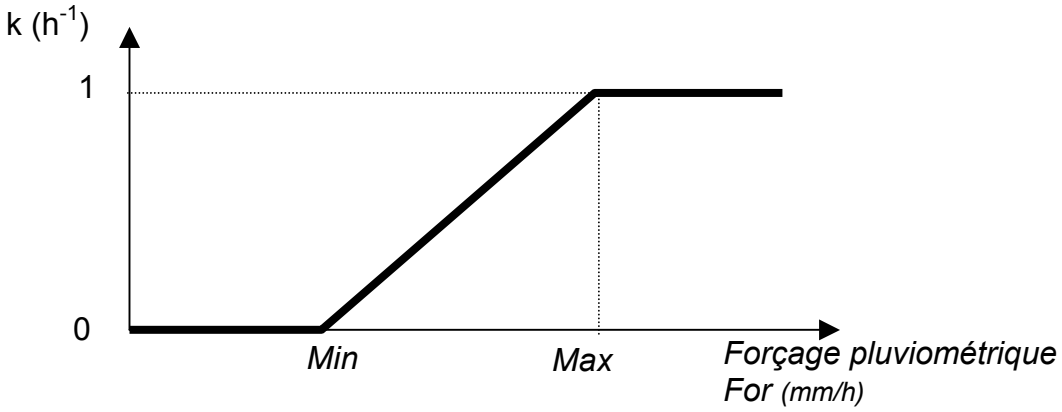


Figure B3-21 : Valeur de k déterminée par la fonction rampe

Les seuils *Min* et *Max* du forçage pluviométrique sont supposés dépendent des caractéristiques locales de la pluie sur la zone d'étude. Ces seuils sont des paramètres cachés du modèle puisqu'on les considère constants sur les bassins d'étude. La sensibilité de la variable de sortie « flux d'azote », à ces paramètres cachés, est étudiée dans le chapitre C1.

Le forçage est fonction de l'épisode de pluie. Ce forçage pluviométrique est calculé globalement sur le bassin, comme la fuite d'un réservoir linéaire dans lequel s'accumule la pluie. On définit la constante de vidange F de ce réservoir « Pluie » qui va plus ou moins atténuer la dynamique de l'épisode pluvieux. Cette constante F est l'un des paramètres du modèle.

Le réservoir « Pluie » illustré par la figure B3-22 est caractérisé par une relation de conservation de la masse :

$$dH/dt = P - For$$ **Équation B3-5**

Avec *H* la hauteur de pluie cumulée dans le réservoir (mm), *P* l'intensité de la pluie (mm/h) et *For* le forçage pluviométrique (mm/h).

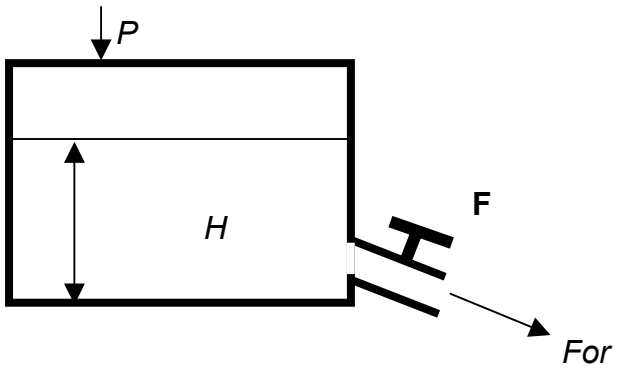


Figure B3-22 : Réservoir Forçage pluviométrique

La vidange de ce réservoir étant de type linéaire :

$$For = F \times H$$ **Équation B3-6**

Avec F la constante de vidange du réservoir « Pluie » (h^{-1}).

La fonction de production permet donc de générer un flux d'azote sur chaque sous-bassin en fonction du stock d'azote présent sur le sous-bassin (apports anthropiques) et de la pluie qui affecte le bassin dans sa globalité.
Cette fonction comprend un seul paramètre, la constante de vidange F, du réservoir « Pluie », qui permet de moduler le forçage pluviométrique. Cette fonction implique de fixer les deux constantes *Min* et *Max*.
Au début d'un épisode, le réservoir pluviométrique est vide (H = 0) et le stock d'azote N va être défini par rapport à l'occupation du sol et aux pratiques agricoles du sous-bassin considéré.

B3-32. Fonction de transport

Lors d'un épisode pluvieux, les flux d'azote produits sur chaque sous-bassin sont ensuite transportés dans le réseau jusqu'à l'exutoire. Dans l'hypothèse de conservation de l'azote durant son transport dans le bief, le formalisme retenu doit permettre de reproduire le processus de transport-diffusion qui atténue et retarde le signal flux entre l'entrée et la sortie du bief.

On a choisi de retenir pour modéliser ce phénomène une schématisation de type Muskingum. Cette méthode a été développée pour la première fois par McCARTY (1939), pour reproduire la propagation des crues de la rivière Muskingum.

Elle assimile le bief de rivière à un réservoir dont le stock Sb évolue au cours du temps, en fonction du débit E, entrant à l'amont et S, sortant à l'aval du bief.

La formulation est la suivante :

$$\begin{cases} dSb/dt = S-E \\ K[(1-X)S - XE] = Sb \end{cases}$$

Équation B3-7

K et X sont les deux paramètres du processus de transport-diffusion. K caractérise le transport et s'exprime à partir de la vitesse de propagation et X caractérise la diffusion.

Lorsque X = 0, on aboutit alors à une formulation de type Kalinin (KALININ et MILYUKOV, 1957, cité dans LETTENMAIER et WOOD, 1992) qui oblige à segmenter ce bief en tronçons élémentaires de longueur constante. La longueur du tronçon, c'est à dire le nombre de tronçons, fixe l'atténuation du signal entre l'entrée et la sortie du bief.

Appliqué au transport du flux d'azote le long des biefs de rivière, nous allons écrire :

$$dSbdt = (Fbe + Fbsa + Rp) - Fbs$$

Équation B3-8

Avec *Sb* la valeur du stock d'azote dans le réservoir en kg, *Fbe* le flux d'azote entrant dans le réservoir en kg/h et *Fbs* le flux sortant en kg/h, *Fbsa* : flux d'azote provenant du bief amont (kg/h), *Rp* : flux d'azote correspondant à un rejet ponctuel (kg/h).

$$Fbs = T \times Sb$$

Équation B3-9

Avec *Fbs* le flux sortant en kg/h, *Sb* la valeur du stock d'azote dans le réservoir en kg et T la constante de vidange (h^{-1}).

Par hypothèse et au regard de la taille des biefs de rivière sur les bassins d'étude, nous avons choisi de segmenter les biefs de rivière en tronçons élémentaires de longueur constante égale à 900 m (la longueur du plus petit bief observé : cf. C2-2).
Cette hypothèse revient à supposer que l'atténuation est constante sur tous les biefs, c'est à dire indépendante de ses caractéristiques géométriques (pente, largeur, profondeur, …).

La fonction de transport retenue repose donc uniquement sur la longueur de chaque bief et le paramètre T. La figure B3-23 illustre le devenir des flux produits sur un sous-bassin dans son bief associé :

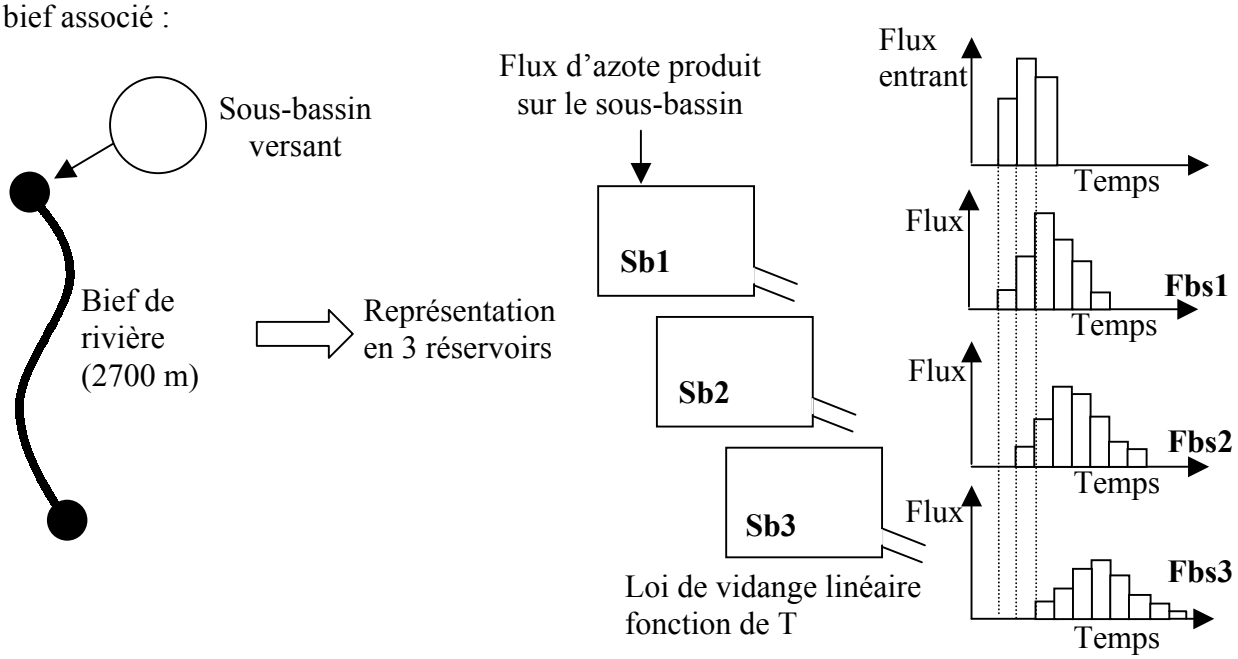


Figure B3-23 : Application de la fonction de transport sur un bief

B3-4. Environnement de développement

Le développement du modèle implique l'écriture des relations du modèle dans un langage de programmation.

Plusieurs raisons ont motivé le choix de l'environnement de programmation VENSIM® (VENTANA SYSTEMS, 1997) pour développer le modèle :

- tout d'abord, cet environnement est dédié à l'approche systémique et facilite la construction de systèmes complexes ;
- ensuite, sa flexibilité permet de manipuler les différents objets (ajout, suppression de rejets ponctuels, modifications de l'occupation du sol d'un sous-bassin versant) sans modifier les équations qui régissent la production et le transport des flux ;
- d'autre part, la résolution des différentes équations différentielles est facilitée par plusieurs méthodes d'intégration préprogrammées comme la méthode d'Euler et celles de Runge Kutta, RK2 et RK4 à pas variable ou fixe (QUARTERONI et al., 2000) selon le problème traité ;
- enfin, l'utilisateur dispose d'un utilitaire dédié au calage des paramètres du modèle considéré. Cet utilitaire repose sur l'algorithme de POWELL qui permet de rechercher l'optimum d'une fonction objectif par une méthode de gradient. La recherche de l'optimum peut être conduite à partir d'un point initial de l'espace des paramètres ou à partir de multiples points initiaux successifs. Cette deuxième approche permet de gérer l'existence des minima (ou maxima locaux) de la fonction objectif utilisée. Cet algorithme est couramment utilisé pour le processus de calage des modèles hydrologiques (ZHANG et LINDSTROM, 1997, NDIRITU et DANIELL, 2001) et de leurs modules de qualité (ZUG et al., 1998).

Cet environnement de programmation avait déjà été retenu pour le développement d'un modèle de flux de chlore sur un petit bassin naturel du sud de la France (FOURCADE, 2001). Des modèles de gestion de la ressource en eau ont également été développés en Indonésie (KOSITSAKULCHAI, 2001), et sur les îles de Noirmoutier en France et de Palma de Mallorca en Espagne (XU, 2002).

Le formalisme de type réservoir, adopté pour reproduire à la fois la production sur les sous-bassins et le transport des masses d'azote dans les biefs, repose sur des équations de conservation de la masse et sur des lois de vidange. La méthode de Runge Kutta RK4 (détermination de la dérivée d'ordre 4) à pas fixe disponible dans VENSIM est retenue pour les simulations. En effet, l'utilisation d'une méthode de Runge Kutta à pas variable pose des problèmes lors du changement de pas de calcul entre le fonctionnement du modèle en crise et en hors crise.

B3-5. Fonctionnement du modèle POL

La prise en compte des deux comportements du bassin (crise et non crise) dans le modèle nécessite une représentation du temps adaptée à la dynamique des flux d'azote pour chacun des comportements considérés. La prise en compte du temps dans un modèle concerne en réalité trois notions de pas de temps différents (BOCQUILLON, 2001 communication personnelle) :

- le pas de mesure : correspondant aux instants successifs de mesure des variables d'entrée ;
- le pas de gestion : correspondant aux instants successifs des variables de sortie (fixés par des considérations extérieures : scientifiques ou pratiques) ;
- le pas de calcul : fonction du formalisme mathématique adopté (le pas de calcul doit être adapté au type d'algorithme pour éviter une dérive des résultats).

Les deux paragraphes suivants visent à préciser pour les deux types de fonctionnement du modèle les pas de temps utilisés.

Durant les **épisodes de crise** (dit événements), la pluie constitue le moteur de la production des masses d'azote sur les sous-bassins versants. L'intensité des précipitations et la taille des bassins d'étude conduisent à des réponses rapides des bassins comme l'illustre l'analyse du laps de temps qui sépare le début de l'épisode de pluie du début de la crue (cf. Tab. B2-3). Ce laps de temps n'est que de quelques heures. Pour reproduire correctement l'impact de la pluie sur le bassin en terme de production et de transport des masses d'azote, le pas de temps ne doit donc pas excéder quelques heures. Le pas de temps horaire semble un compromis pertinent entre finesse de description de la dynamique du système et volume des données à manipuler lors de la modélisation.
L'assimilation du fonctionnement du bassin à celui d'un ensemble de réservoirs implique la résolution simultanée des nombreuses équations différentielles. Selon le type d'excitation (ici le signal de pluie) et la méthode d'intégration, le pas de calcul doit permettre de limiter les dérives du modèle. Le choix de ce pas ne peut se faire qu'après mise en œuvre dans un langage de programmation et tests avec des pluies observées. Le logiciel VENSIM dispose d'un utilitaire qui permet de retenir le pas de calcul nécessaire et suffisant pour résoudre l'ensemble des équations différentielles qui composent le modèle.
Concernant le pas de gestion, on peut considérer deux aspects différents. Durant la phase de calage des paramètres du modèle POL en mode événementiel, on cherche à déterminer le flux

total généré à l'exutoire pour un épisode de pluie donnée. Ce flux total correspond au rapport de la masse exportée sur la durée de crise. On retient donc un pas de gestion égal à la durée de crise lors de la phase de calage. Une fois les paramètres calés, le pas de gestion journalier permet un bon équilibre entre la finesse de description de la dynamique et le volume de données généré lors de l'utilisation du modèle POL en continu.

Durant les **périodes de non crise** (hors événements), le pas de gestion adopté est journalier. Cependant, le pas de mesure des rejets ponctuels est plus grossier (mensuel voire annuel) comme le montre l'analyse des données disponibles auprès des gestionnaires des ouvrages d'assainissement (cf. annexe 3B). La mise en place progressive de l'auto-surveillance sur les stations d'épuration devrait permettre de disposer d'un pas de mesure plus fin dans les années à venir.
Le pas de calcul retenu doit quant à lui, permettre le passage d'une période de non crise à un épisode de crise. Par conséquent, on adopte le pas de calcul horaire qui correspond au pas de mesure du modèle POL. A chaque pas de calcul, le modèle peut basculer en comportement de crise selon l'impact du forçage pluviométrique.
Le modèle, durant les périodes de non crise, ne nécessite pas de calage de paramètres puisque nous considérons que la dynamique des flux à l'exutoire est uniquement fonction des rejets des stations d'épuration.

Le tableau B3-7 permet de synthétiser le prise en compte du temps dans le modèle selon le comportement du bassin.

Comportement du système	Pas de mesure	Pas de calcul	Pas de gestion (phase de calage)	Pas de gestion (application en continu)
Non crise	journalier	horaire	-	journalier
Crise	horaire	inférieur à l'heure	durée de la crise	journalier

Tableau B3-7 : Différents types de pas de temps manipulés dans le modèle

Le modèle peut donc être utilisé en mode événementiel (à l'échelle de l'épisode de crue) ou en continu en considérant un flux de base entre les épisodes de crise.

B3-6. Conclusion

Cette deuxième partie visait dans un premier temps à décrire le comportement des bassins en fonction de leurs caractéristiques physiques et anthropiques et dans un deuxième temps à retenir un modèle d'exportation d'azote adapté aux contraintes opérationnelles définies en introduction de ce travail et aux spécificités des bassins d'étude. Aucun modèle parmi ceux analysés dans la partie bibliographique ne répond à ces contraintes.

Un modèle conceptuel distribué d'exportation d'azote est donc proposé. Ce modèle dénommé POL répond aux objectifs opérationnels définis en introduction de ce travail.
Le modèle d'exportation d'azote repose sur un découpage de l'espace en sous-bassins versants (unités de production) et biefs de rivière (unités de transport). Cette segmentation dépend de la structure du réseau hydrographique (position des sources et confluences de la rivière) et la localisation des points de rejets ponctuels sur le bassin d'étude. Cette vision du bassin permet d'intégrer les différentes activités anthropiques dans le schéma de production et

de transport des flux d'azote. La production et le transport des flux d'azote sont calculés localement sur les différentes unités à l'aide de 2 paramètres F et T définis globalement sur le bassin. Le paramètre F traduit le délai d'influence de la pluie sur la production d'azote sur les sous-bassin versants et le paramètre T contrôle la dynamique du transport des flux d'azote dans les différents biefs de rivière. Les flux générés sur les sous-bassins versants dépendent également du stock d'azote potentiellement mobilisable lors d'un épisode de pluie. Ce stock n'a pas de signification physique. On suppose que cette grandeur conceptuelle est liée à l'occupation du sol et aux pratiques culturales.

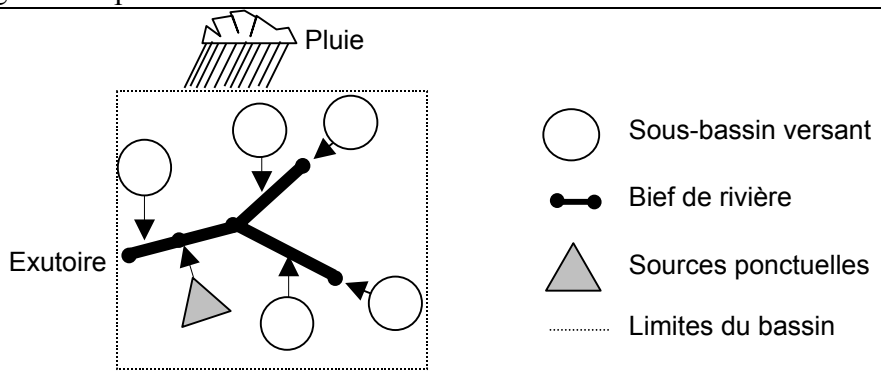
L'analyse des flux observés à l'exutoire des bassins a permis de distinguer deux comportements des bassins : un comportement de crise lors des épisodes pluvieux et un comportement de non crise entre les épisodes de pluie. Pour intégrer ce comportement, on distingue dans le modèle un fonctionnement de crise (ou événementiel) qui permet de générer un flux d'azote diffus lors des épisodes pluvieux et un fonctionnement de non-crise qui fournit un flux de base en fonction des rejets ponctuels en dehors des épisodes de crise. Ce modèle est donc adapté à des bassins pour lesquels les apports en crue sont prédominants. Le modèle peut donc être utilisé en mode événementiel ou en mode continu pour reproduire les exportations d'azote pour une succession d'épisodes de pluie en considérant un flux de base entre les périodes de crise.

La mise en œuvre du modèle se fait dans un environnement de programmation flexible (VENSIM®). Cet environnement permet de générer la structure du modèle sur un bassin particulier (selon le nombre de sous-bassins et de biefs et selon leurs caractéristiques physiques et anthropiques). La figures B3-24 synthétise le formalisme retenu.

La création d'un nouveau modèle nécessite plusieurs phases de développement. Avant de confronter le modèle aux données de flux d'azote observés, il faut s'assurer du comportement du modèle par une analyse de sensibilité de la réponse de ce modèle aux valeurs de ses paramètres. La dernière étape du développement consiste à vérifier l'aptitude du modèle à reproduire les masses exportées lors d'événements observés, en phase de calage puis de vérification.
La troisième et dernière partie de ce mémoire synthétise donc ces étapes du développement du modèle POL :

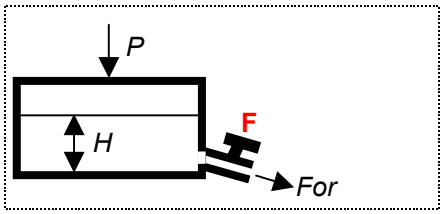
- le chapitre C1 porte sur l'analyse de sensibilité du modèle événementiel aux valeurs des paramètres F et T, des constantes Min et Max, de la variable de forçage, de la variable d'état « stock d'azote» et selon le découpage de l'espace ;
- le chapitre C2 décrit les étapes d'application du modèle sur les bassins d'étude en terme d'extraction et de caractérisation des unités fonctionnelles sous-bassins et biefs requises par le modèle ;
- le troisième et dernier chapitre concerne la confrontation du modèle aux données expérimentales. On considère successivement une phase de calage du modèle événementiel et de vérification du modèle événementiel et continu.

Découpage de l'espace



Formalisme mathématique

Forçage pluviométrique déterminé globalement sur le bassin



Conservation de la masse :

$$DH/dt = P - For$$

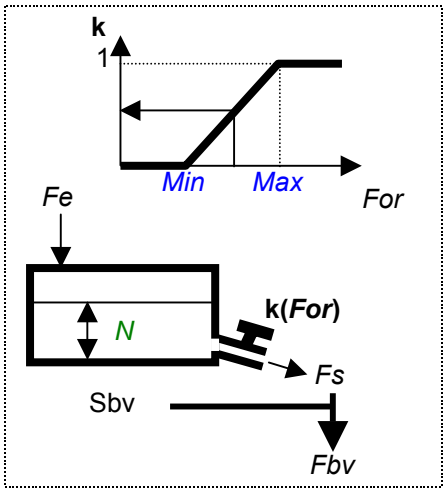
H : hauteur de pluie dans le réservoir « Pluie » (mm)
P : pluie (mm/h)
For : forçage pluviométrique (mm/h).

Vidange linéaire :

$$For = F \times H$$

F : constante de vidange (h^{-1}).

Fonction de production sur chaque sous-bassin



Fonction de forçage pluviométrique :

$$k = 1 \text{ if } For >= Max$$
$$k = 0 \text{ if } For <= Min$$
$$k = (For - Min) / (Min - Max) \text{ if } Min < For < Max$$

k : constante de vidange des réservoirs bassins versants (h^{-1})
Min : valeur minimale du forçage pluviométrique (mm/h)
Max : valeur maximale du forçage pluviométrique (mm/h)

Conservation de la masse :

$$DN/dt = Fe - Fs$$

N : stock d'azote dans le réservoir Sous-Bassin Versant (kg/ha)
Fs : flux d'azote sortant (kg/ha/h)
Fe : flux d'azote entrant (kg/ha/h).

Vidange linéaire :

$$Fs = k \times N$$

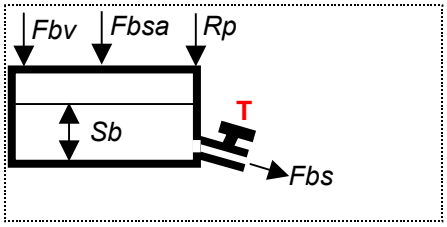
k : constante de vidange (h^{-1}) fonction de *Min* et *Max*

Flux total produit par le sous-bassin :

$$Fbv = Sbv \times Fs$$

Sbv : surface du sous-bassin (ha)

Fonction de transport sur chaque bief



Conservation de la masse :

$$DVb/dt = (Fbv + Fbsa + Rp) - Fbs$$

Vb : stock d'azote dans le réservoir bief (kg)
Fbv : flux d'azote produit sur le sous-bassin et entrant dans le bief (kg/h)
Fbs : flux d'azote sortant (kg/h).
Rp : flux d'azote correspondant à un rejet ponctuel (kg/h).
Fbsa : flux d'azote provenant du bief amont (kg/h).,

Vidange linéaire :

$$Fbs = T \times Vb$$

T : constante de vidange (h^{-1}).

Le modèle repose donc sur 2 paramètres : **F** et **T**, un stock d'azote N et sur deux constantes *Min* et *Max*

Figure B3-24 : Formalisme mathématique du modèle POL

Partie C : Application du modèle POL

Cette partie décrit les phases de développement du modèle en considérant :

- l'analyse de sensibilité des différents composants du modèle POL en mode événementiel (chapitre C1) ;
- l'application du découpage de l'espace du modèle sur les bassins d'étude (chapitre C2) ;
- la confrontation du modèle POL aux données expérimentales en mode événementiel et continu (chapitre C3).

Chapitre C1 : Etude de sensibilité du modèle POL en mode événementiel

C1. Etude de sensibilité du modèle POL en mode événementiel

Cette étape du développement d'un modèle permet de discriminer l'influence des paramètres, des variables de forçage et du découpage de l'espace du modèle sur les variables de sortie (SOROOSHIAN, 1991). Elle est par conséquent indispensable à la mise en œuvre du modèle. L'analyse de sensibilité porte uniquement sur le modèle POL en mode événementiel qui permet de reproduire le comportement du bassin lors d'un épisode de pluie. En dehors de ces périodes pluvieuses, le flux généré est considéré comme constant et dépend uniquement des rejets ponctuels sur le bassin.

L'analyse de sensibilité du modèle événementiel nécessite au préalable :

- la définition d'un bassin élémentaire sur lequel sera appliqué le modèle ;
- la définition les variables de calage du modèle sur lesquelles va porter l'analyse de sensibilité, ainsi que le choix de la fonction objectif permettant de minimiser les écarts entre les variables de calage observées et simulées.

C1-1. Application du modèle POL sur un bassin élémentaire

Le modèle POL est appliqué sur un bassin élémentaire pour mener l'analyse de sensibilité. On définit successivement les conditions d'application du modèle en terme de :

- découpage de l'espace du bassin élémentaire ;
- fonction de forçage pluviométrique ;
- état initial des sous-bassins de production ;
- valeur du seuil de déclenchement de la crise ;
- pas de calcul du modèle.

C1-11. Découpage de l'espace du bassin élémentaire

L'analyse de sensibilité du modèle est réalisée sur un découpage spatial composé d'un sous-bassin source (ssbv 1) et de deux sous-bassins respectivement à l'amont (ssbv 2) et à l'aval (ssbv 3) d'un rejet ponctuel (cf. Fig. C1-5).
On utilise les caractéristiques physiques (surface des sous-bassins et longueur des biefs) d'un des bassins d'étude : le bassin versant du Salaison qui répond à ce motif spatial élémentaire. On considère qu'une source ponctuelle contribue au flux de base à l'exutoire. Ce flux de base est estimé à partir des caractéristiques de la station d'épuration présente sur le bassin. Le calcul du flux de base en fonction des rejets ponctuels est détaillé dans le chapitre suivant.

Pour ce découpage élémentaire, les masses produites sur un sous-bassin sont introduites en tête du bief associé comme l'illustre la figure C1-1.

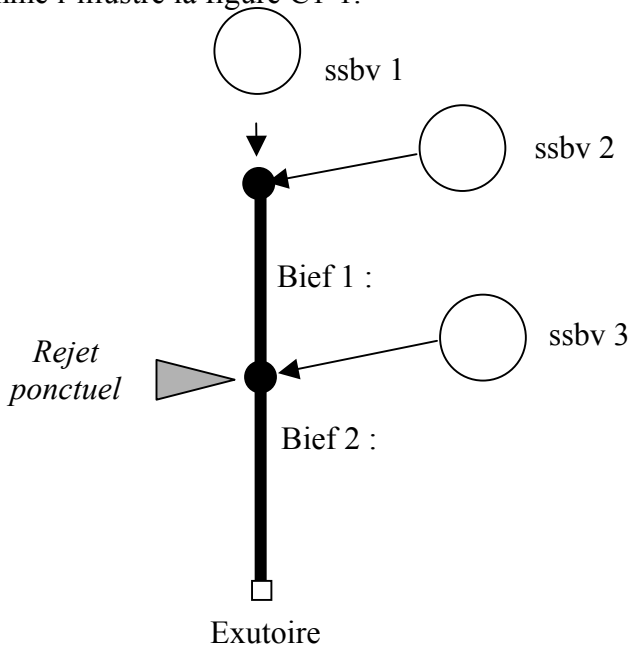
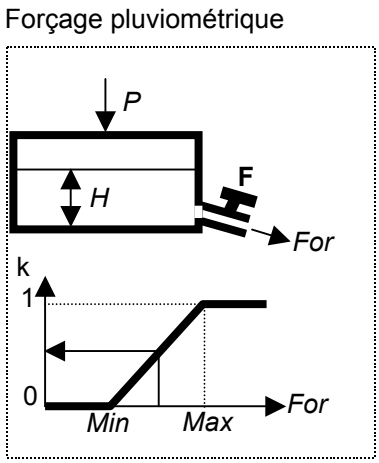


Figure C1-1 : Représentation fonctionnelle du bassin en sous-bassins et biefs associés

C1-12. Fonction de forçage pluviométrique

Les deux constantes MIN et MAX interviennent au niveau du forçage pluviométrique dans le modèle. La relation entre la constante de vidange des réservoirs « sous-bassins », dénommé k et le forçage pluviométrique, *For*, dépend des seuils *MIN* et *MAX* comme le montre la figure C1-2.



Conservation de la masse :

$$DH/dt = P - For$$

H : hauteur de pluie dans le réservoir « Pluie » (mm)
P : pluie (mm/h)
For : forçage pluviométrique (mm/h).

Vidange linéaire :

$$For = \mathbf{F} \times H$$

F : constante de vidange (h^{-1}).

Fonction de forçage pluviométrique :

$$k = 1 \text{ if } For >= Max$$
$$k = 0 \text{ if } For <= Min$$
$$k = (For - Min) / (Min\text{-}Max) \text{ if } Min < For < Max$$

k : constante de vidange des réservoirs Sous-Bassin versant (h^{-1})
Min : valeur minimale du forçage pluviométrique (mm/h)
Max : valeur maximale du forçage pluviométrique (mm/h)

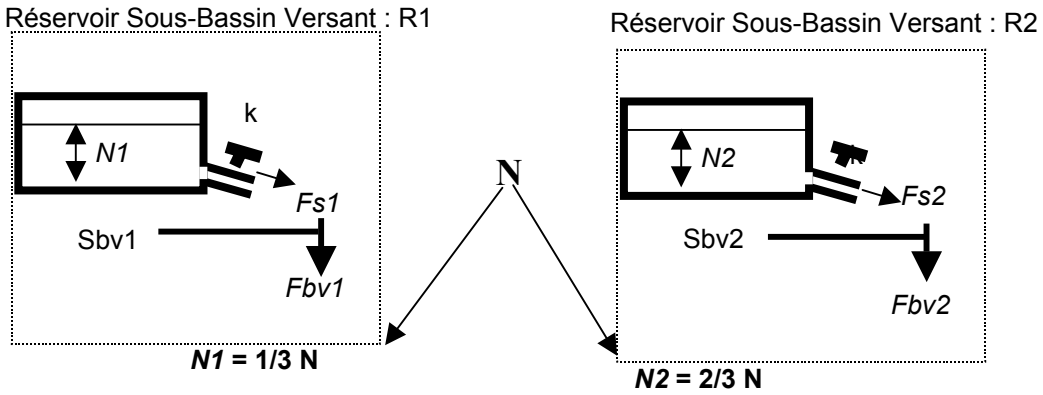
Figure C1-2 : Forçage pluviométrique

On suppose que ces seuils *MIN* et *MAX* du forçage pluviométrique dépendent des caractéristiques locales de la pluie sur la zone d'étude.
La valeur de la constante MAX utilisée pour le test est fixée à 90 mm/h. Cette valeur correspond à la pluie horaire de période de retour centennale, calculée par la formule de Montana, pour le pluviographe de Montpellier-Fréjorgues.
La valeur MIN est fixée à 0.2 mm/h. Cette valeur correspond au seuil minimal de déclenchement des pluviographes à augets.

C1-13. Etat initial des sous-bassins de production

Le modèle de crise nécessite avant chaque épisode de pluie de déterminer le stock d'azote N potentiellement disponible au ruissellement sur chaque sous-bassin de production.
Ce stock n'a pas de signification physique. Le terme de stock a été retenu car cette grandeur représente dans le modèle le niveau des réservoirs sous-bassins.
On suppose que cette grandeur conceptuelle est liée à l'occupation du sol et aux pratiques culturales. A cette étape du développement du modèle, ce stock doit être calé au même titre que les paramètres F et T sur chaque sous-bassin. Ce calage nécessite de définir le domaine de définition de cette variable.
On fait l'hypothèse que le stock n'est expliqué que par les surfaces agricoles et que la borne maximale de son domaine correspond à l'apport annuel d'azote simultané sur toutes les surfaces agricoles (cf. C1-3). Appliqué à l'ensemble du bassin du Salaison, on peut estimer à 30 kg/ha ce stock spécifique maximum. Pour déterminer le stock sur chaque sous-bassin, on distribue le stock moyen spécifique calculé sur le bassin au prorata des surfaces agricoles présentes sur le sous-bassin.

Pour illustrer le type de relation entre N et les différentes valeurs de stock d'azote des sous-bassins versants, on considère un bassin composé de deux sous-bassins R1 et R2. Le premier regroupe 1/3 des surfaces agricoles du bassin, le deuxième 2/3 des surfaces agricoles.



Avec *N* le stock global (kg/ha), *N1* et *N2* les stocks d'azote exprimés en masse spécifique (kg/ha), *Fs1* et *Fs2* les flux d'azote sortant (kg/ha/h), k la constante de vidange des réservoirs R1 et R2 (h^{-1}), Sbv1 et Sbv2 les surfaces des sous-bassins (ha) et *Fbv1* et *Fbv2* le flux produit sur les sous-bassins (kg/h).

Figure C1-3 : Répartition du stock global déterminé lors du calage

Ce mode de calcul permet d'intégrer l'importance des surfaces agricoles sur chaque sous-bassin tout en évitant la multiplication des grandeurs à caler. Le calage d'une valeur du stock par sous-bassin aboutirait à des jeux de paramètres F et T et des valeurs des différents stock N1, N2, …, avec à chaque fois des flux corrects à l'exutoire pour un comportement en interne très différent. La solution adoptée semble donc le meilleur compromis pour mener la phase de calage du modèle.

C1-14. Valeur du seuil de déclenchement de la crise

On considère que la crise débute lorsque le flux d'azote à l'exutoire dépasse la valeur du flux de base. Ce flux de base est fixé à 5 kg/h pour le modèle test. Le déclenchement de la crise nécessite de déterminer la valeur ε au dessus du flux de base à partir de laquelle la crise commence. On considère qu'il y a crise lorsque le flux d'azote à l'exutoire dépasse de 50% ce flux de base. Par conséquent, la crise débute lorsque le flux d'azote dépasse 7.5 kg/h et s'achève lorsque le flux passe sous cette valeur seuil.

C1-15. Pas de calcul de modèle

L'assimilation du fonctionnement du bassin à celui d'un ensemble de réservoirs implique la résolution simultanée des nombreuses équations différentielles. Selon le type d'excitation (ici le signal de pluie) et la méthode d'intégration, le pas de calcul doit permettre de limiter les dérives du modèle. Le logiciel VENSIM® dispose d'un utilitaire qui permet de retenir le pas de calcul adapté à la structure du modèle, à la méthode d'intégration et à la variable de forçage. Le pas de temps nécessaire et suffisant pour le modèle événementiel est de 2 minutes. Ce pas de temps sera conservé pour la suite du développement du modèle.

C1-16. Conclusion

Les conditions d'application du modèle élémentaire sont résumées dans le tableau C1-1.

Composants du modèle	**Valeurs retenues**
Paramètres F et T	$[0, 1] \times [0, 1]$
Stock d'azote	[0, 30]
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	Motif élémentaire

Tableau C1-1 : Conditions d'application du modèle élémentaire

C1-2. Variables de calage du modèle et fonction objectif

L'application du modèle de flux sur un bassin implique de caler ses différents paramètres, c'est-à-dire de retenir le jeu de paramètres qui permet de minimiser les différences entre variables de sortie observées et simulées. Cette phase de calage va porter uniquement sur le fonctionnement du modèle en crise puisque l'on considère un flux de base constant entre les épisodes de crise. On utilisera le terme de « modèle de crise » pour qualifier ce mode de fonctionnement.
L'application du modèle de crise sur un bassin suppose de définir au préalable :

- les variables de calage du modèle ;
- la fonction objectif qui découle du choix des variables de calage ;
- la méthode d'optimisation ;

Sur quelles variables de sortie du modèle caler les paramètres F et T pour reproduire au mieux le flux d'azote à l'exutoire ? Deux approches peuvent être considérées :

- approche A : calage sur la dynamique des flux d'azote durant la crue qui permet notamment de reproduire les pics de flux ;
- approche B : calage sur la masse totale d'azote exportée et la durée de la crise qui permet de reproduire le flux généré lors de la crise.

Pour les deux approches, le processus de calage requiert un critère qui permette de minimiser l'écart entre variables simulées et observées. On définit à cet effet une fonction objectif (ou fonction critère) qui fournit une mesure quantitative de l'écart entre les séries des valeurs observées et simulées (AMBROISE, 1999b). Elle se présente sous forme d'une fonction mathématique, pour laquelle le processus de calage va consister à déterminer le jeu de paramètres qui la minimise ou maximise. Les deux approches nécessitent des fonctions objectif adaptées aux variables de calage. Dans l'approche A, la calage va consister à minimiser la somme des écarts entre flux observé et simulé, alors que dans l'approche B, la fonction objectif doit permettre de minimiser les écarts entre masse observée et simulée et durée observée et simulée.

La somme des carrés des écarts est classiquement utilisée pour mesurer l'adéquation entre variable simulée et observée (NASH et SUTCLIFFE, 1970). Ce type de fonction objectif appliquée à l'approche A aboutit à l'équation C1-1.

$$FO_A = \sum_{i=1}^{n} (F_{o,i} - F_{c,i})^2 \qquad \textbf{Équation C1-1}$$

Avec FO_A : fonction objectif exprimée en (kg/h)², $F_{o,i}$ et $F_{c,i}$ respectivement les flux observés (kg/h) et simulés (kg/h) au pas de temps i et n le nombre total de mesures du flux instantané observé sur une crue.

Pour l'approche B, la fonction objectif doit permettre de minimiser à la fois les écarts sur les durées et les masses. Dans les approches de calage simultané de plusieurs variables, la somme des erreurs relatives s'avère la plus contraignante (VAN GRIENSVEN et BAUWENS, 2001).

La fonction objectif utilisée pour l'approche B est donc du type :

$$FO_B = 1 - \left(\left(\frac{Abs(M_O - M_C)}{M_O} \right) + \left(\frac{Abs(D_O - D_C)}{D_O} \right) \right)$$ **Équation C1-2**

Avec FO_B : fonction objectif (sans dimension), M_O : masse d'azote calculée à partir des observations (kg), D_O : durée de crue observée (h), M_C : masse d'azote simulée (kg) et D_C : durée de crue simulée (h).

Le calage des paramètres repose sur un algorithme d'optimisation qui sélectionne le jeu de paramètres qui permet de minimiser ou maximiser la valeur numérique de la fonction objectif.

Selon le type de fonction utilisée dans un modèle donné, des approches différentes peuvent être utilisées pour atteindre le minimum ou maximum d'une fonction :

- si la fonction est dérivable, l'algorithme d'optimisation utilise la dérivée de la fonction, et non la fonction elle-même, pour atteindre plus efficacement l'extremum recherché ;

si la fonction n'est pas dérivable, par exemple en cas de non-linéarité du modèle, les méthodes de gradient sont privilégiées. Celles-ci permettent de s'affranchir du calcul de la dérivée des équations du modèle. En raison de la non-linéarité des modèles hydrologiques, ces méthodes sont en général préférées. Parmi les plus utilisées, on peut citer : POWELL (FLETCHER et POWELL, 1964, cités dans CEA, 1971), NELDER et MEAD (NELDER et MEAD, 1964), et ROSENBROCK (ROSENBROCK, 1960).
L'environnement de simulation retenue (VENSIM®) permet d'utiliser l'algorithme de POWELL selon deux modes de recherche : local et global.
Dans le mode local, un jeu de paramètres sert de point de départ pour l'exploration de la surface réponse. A chaque itération, l'algorithme va rechercher la direction de plus grande pente sur la surface réponse jusqu'à un extremum. Celui-ci peut être local ou global. Le risque est d'être piégé dans un extremum local. Selon la complexité de la surface réponse dans les *n* directions de l'espace des paramètres, le choix du point de départ a donc une influence sur la qualité de la recherche de l'extremum. Pour certaines surfaces réponses présentant une géométrie adaptée, on peut montrer que le choix du point de départ n'a pas d'influence sur la qualité de recherche de l'extremum (PERRIN, 2000). Pour éviter les pièges locaux de la surface réponse, le mode de recherche global est donc retenu. Celui-ci permet de générer plusieurs points de départ dans l'espace des paramètres. Chaque point de départ est obtenu par tirage aléatoire d'une valeur de chaque paramètre dans le domaine de définition suivant une loi de probabilité uniforme. Lorsqu'après un nombre donné d'itérations, l'algorithme de POWELL a détecté un extremum local, un nouveau jeu de paramètres de départ est généré. La valeur de la fonction objectif la plus faible (ou au contraire la plus élevée) est stockée et comparée à celle obtenue avec un nouveau point de départ. Dans la pratique, il est impossible de déterminer lorsque l'extremum global est atteint. Des conditions d'arrêts de la procédure d'optimisation doivent donc être définies. Pour cette analyse, on stope le processus de calage lorsque l'évolution de la valeur de la FO entre simulations est inférieure à 0.01%.

Les approches A et B vont être comparées sur un exemple d'épisode de crise test. L'objectif est de montrer les capacités du modèle à reproduire le flux total généré selon les deux types de variables de calage. Pour chaque approche on utilise la fonction objectif adaptée : respectivement FO_A pour la variable flux d'azote et FO_B pour les variables masse et durée. La méthode d'optimisation de POWELL en mode global est utilisée.

C1-21. Caractéristiques de l'épisode test

On considère l'épisode test illustré par la figure C1-4.

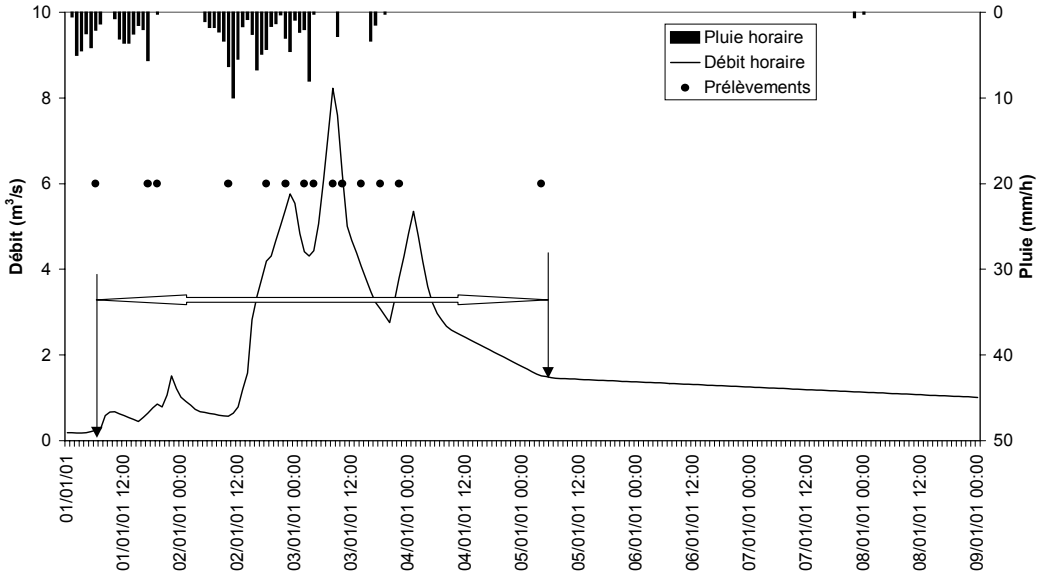


Figure C1-4 : Episode test

Les caractéristiques de cet épisode sont synthétisées dans le tableau C1-2.

Hauteur de pluie (mm)	130
Durée de crue (h)	91
Volume écoulé (m^3)	905272
Nombre de prélèvements	14

Tableau C1-2 : Caractéristiques de l'épisode de crue

La durée de crise et la masse exportée, déterminées selon les méthodes présentées au paragraphe B2-2 valent respectivement 91 h à ± 4 h et à 2930 kg à ± 50 %. La figure C1-5 illustre les deux types de variables de calage correspondant à l'épisode test : respectivement les flux instantanés et la masse et durée.

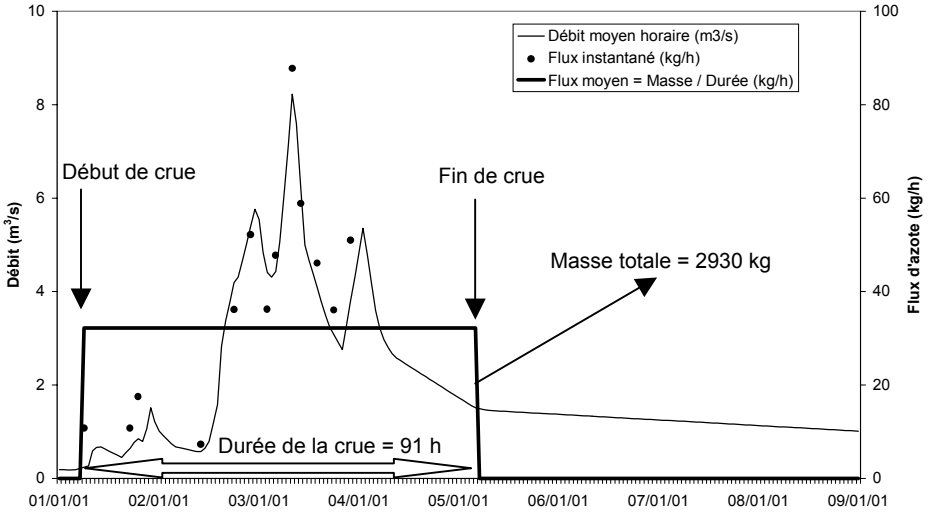


Figure C1-5 : Comparaison des deux types de variables de calage

C1-22. Résultats du calage du modèle élémentaire avec l'épisode test

La figure C1-6 illustre les résultats du calage du modèle en utilisant la variable de calage flux d'azote (approche A) avec la fonction objectif FO_A. La figure C1-7 représente les résultats du calage sur la masse et la durée avec la fonction objectif FO_B.

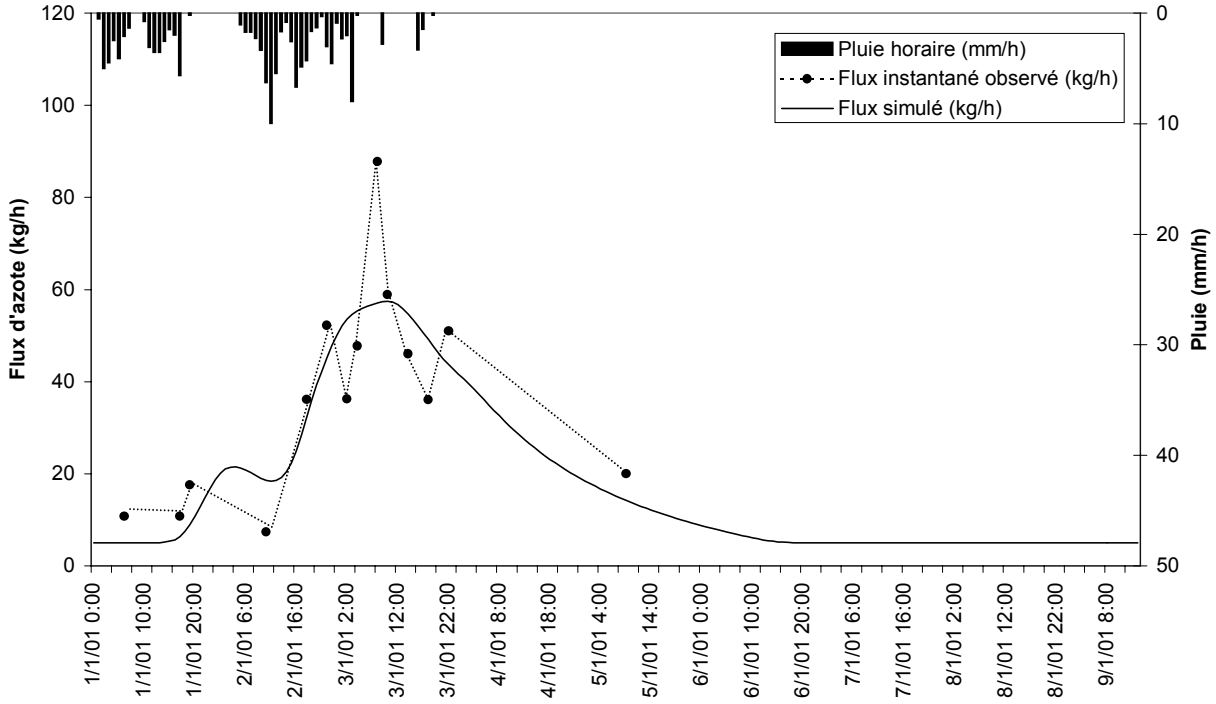


Figure C1-6 : Dynamique des flux observés et simulés avec la variable de calage flux d'azote

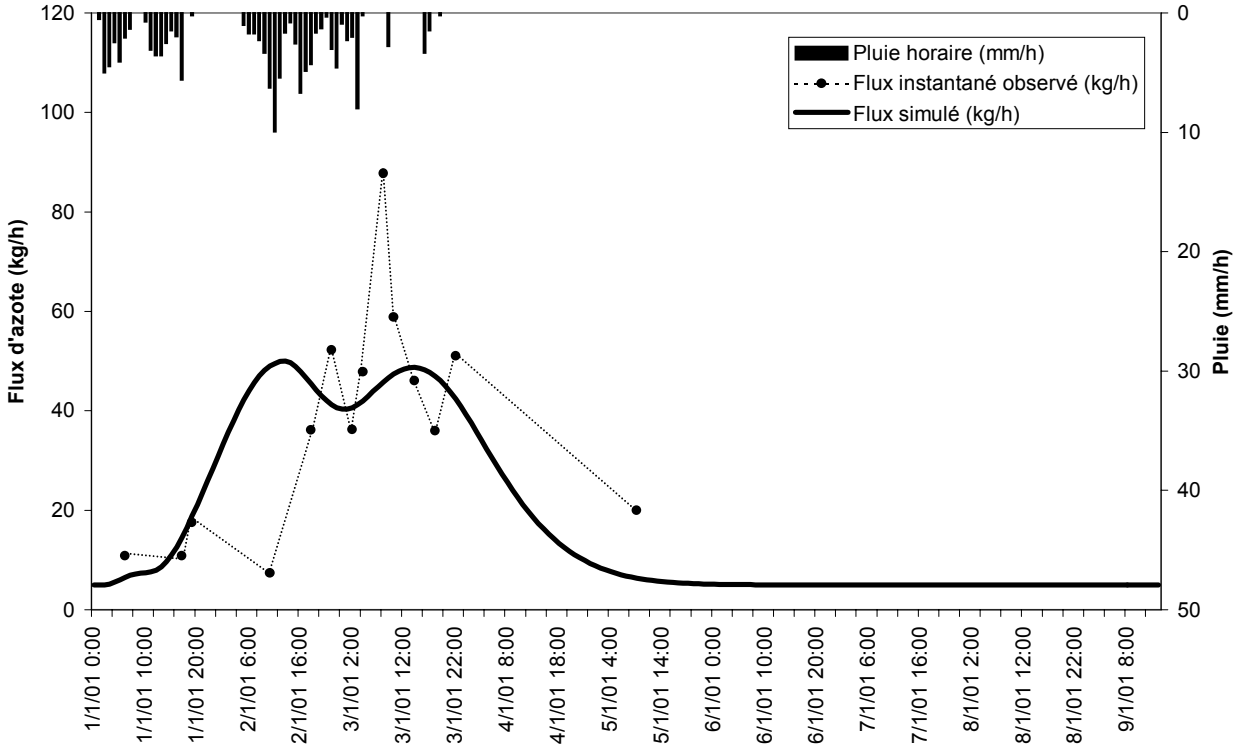


Figure C1-7 : Dynamique des flux observés et simulés avec les variables de calage masse et durée

Le calage du modèle en minimisant les écarts entre les flux observés et simulés permet de reproduire assez correctement la dynamique des flux durant l'épisode de crise (cf. Fig. C1-6). Toutefois, la pointe de flux est nettement sous-estimée et le premier pic de flux est en retard sur les observations. Les valeurs des variables de contrôle du modèle sont les suivantes :

- une masse simulée de 3100 kg soit une différence de 6 % par rapport à la masse observée ;
- une durée simulée de 120 h soit une différence de 32 % par rapport à la durée observée.

La figure C1-7 correspond à la dynamique des flux résultant du calage du modèle sur les variables masse et durée. Le flux total simulé obtenu avec la fonction objectif FO_B correspond au flux total observé puisqu'on obtient :

- une masse simulée de 2908 kg égale à la masse observée ;
- une durée simulée de 91 h égale à la durée observée.

Durant l'épisode de crise, la dynamique des flux d'azote est moins fidèle aux flux instantanés observés.

Ces résultats montrent que les deux approches aboutissent à des résultats différents :

- soit on privilégie la dynamique du flux durant la crise au détriment du flux total généré (calage sur les flux);
- soit on privilégie le flux total généré au détriment de la dynamique du flux durant la crise (calage sur la masse et la durée).

L'objectif du modèle consiste à reproduire le flux total généré pour un épisode de pluie donné. Par conséquent, on va donc privilégier l'utilisation des variables de contrôle du modèle (masse et durée) comme variables de calage.

C1-23. Conclusion

On retient donc pour la suite du développement du modèle les 2 variables de calage masse exportée et durée de crise. La fonction objectif associée FO_B est adoptée pour la phase de calage du modèle.
L'utilisation de cette fonction objectif nécessite l'acquisition de la durée et de la masse observée. La durée peut se déduire de l'analyse graphique de l'hydrogramme de crue. La masse peut être estimée à partir de mesures de flux instantanés comme dans le précédent paragraphe. On peut également envisager un protocole de mesure moins coûteux avec un totalisateur qui recueille, pour une fréquence donnée, des échantillons permettant d'obtenir une concentration moyenne représentative de la crue. En déterminant le volume écoulé à l'aide de l'hydrogramme, il est possible d'estimer la masse exportée.
Le choix des variables de calage masse et durée permet donc de faciliter l'acquisition de données expérimentales, ce qui renforce son caractère opérationnel.

L'analyse de sensibilité du modèle de crise va donc porter sur les deux variables de calage masse-durée.

C1-3 Revue rapide des tests de sensibilité

L'étude de sensibilité des variables de sortie aux différents paramètres peut être menée à deux niveaux du développement d'un modèle :

- avant le calage des paramètres, sur des jeux de données fictives. Une analyse à ce niveau est dite a priori ;
- après le calage des paramètres sur des jeux de données expérimentales. Cette étude vise à étudier le comportement du modèle autour des valeurs des paramètres retenues (MEIN et BROWN, 1978).

L'étude de sensibilité menée dans ce chapitre correspond au premier point. Son intérêt est double :

- vérifier que le comportement du modèle est cohérent avec la connaissance de la dynamique des flux d'azote observés. On cherche par exemple à répondre à la question suivante : le modèle réagit-il et dans quelles mesures à la variable de forçage ?
- identifier les éléments du modèle qui induisent la plus forte sensibilité sur ses variables de sortie. Ces éléments peuvent être internes (constantes, paramètres), ou externes (variables de forçage).

Les travaux récents sur l'état de l'art des méthodes d'analyse de sensibilité mettent en évidence plusieurs stratégies qu'on peut regrouper, selon le mode d'exploration de l'espace des paramètres, en deux catégories : les stratégies locales et les stratégies globales d'étude de sensibilité (CAMPOLONGO et SALTELLI, 1997, BERTONI, 2001, SALTELLI, 2000).

C1-31. Stratégies locales et globales

Les stratégies locales visent à étudier la sensibilité du modèle autour d'un point dans l'espace des paramètres (BENJAMIN et CORNELL, 1970). La méthode FOVE (First Order Variance Estimation) est un exemple de stratégie locale couramment utilisée en hydrologie pour étudier la sensibilité d'un modèle (MEIN et BROWN, 1978, KAUARK-LEITE, 1990, CLARKE, 1999). Cette méthode suppose de disposer du jeu optimal des paramètres obtenu après calage. On augmente la valeur de chacun des paramètres (par exemple de + 5 %) et on analyse l'impact de cette augmentation sur les variables de sortie. On peut reprocher à ce type d'étude locale de ne tester qu'un domaine limité de l'espace des paramètres (autour d'un point donné) (GAUME et al., 1998).

Contrairement aux approches locales, les stratégies globales visent à étudier les réponses du modèle en parcourant l'ensemble des domaines de définition des paramètres (SPEAR et HORNBERGER, 1978, CAMPOLONGO et al., 1999). Ce type de méthode semble donc mieux adapté aux objectifs de l'analyse de sensibilité a priori.

La figure C1-8 illustre le résultat d'une approche globale menée sur un modèle à 2 paramètres (P1 et P2). Pour différents couples (P1, P2) pris sur leur domaine de valeurs [0, 1]×[0, 1], on calcule la valeur de la variable de sortie **A** du modèle.

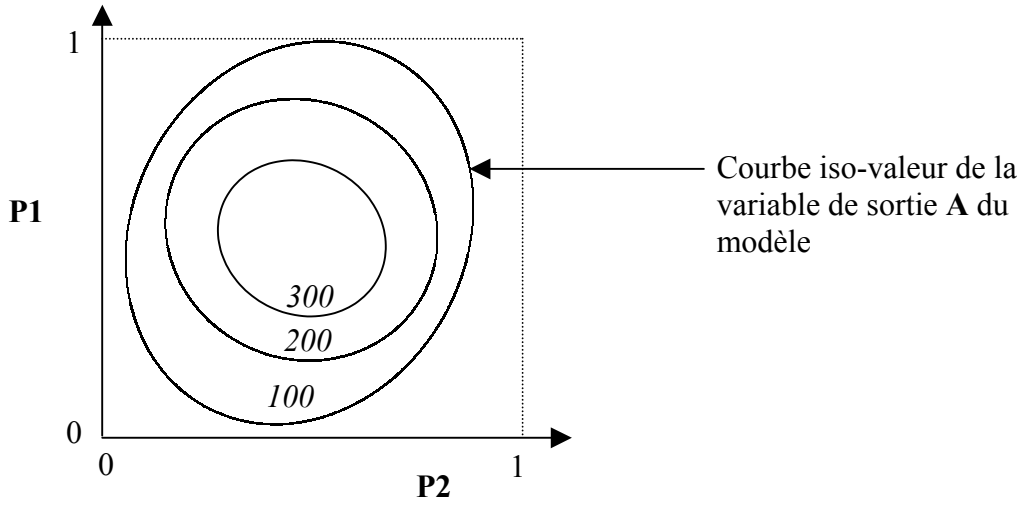


Figure C1-8 : Exemple de résultat d'une étude globale de sensibilité d'une variable (cas d'un modèle à deux paramètres)

Le choix des différents couples P1 et P2 (et plus généralement les différentes combinaisons de paramètres) peut se faire selon deux approches distinctes (GAUME et al., 1998) :

- l'exploration systématique du domaine de chaque paramètre ;
- l'exploration aléatoire du domaine de chaque paramètre.

C1-32. Exploration systématique et aléatoire

L'exploration systématique du domaine des paramètres implique de définir un pas d'analyse pour parcourir ce domaine. Le choix du pas est le fruit d'un nécessaire compromis entre la finesse de description du domaine de chaque paramètre et le nombre de simulations nécessaires. Le nombre de simulations peut être calculé en fonction du nombre de paramètres et du pas d'analyse en utilisant l'équation C1-3.

$$\text{Nombre de simulation} = E^P \qquad \textbf{Équation C1-3}$$

Avec E le nombre de valeurs que peut prendre un paramètre et P le nombre de paramètres du modèle.

Reprenons l'exemple d'un modèle à deux paramètres défini précédemment. Le choix d'un pas d'analyse égal à 10 % de l'amplitude du domaine [0, 1] implique ainsi 11 valeurs différentes à tester (0 ; 0.1 ; 0.2 ; … ; 1) et donc 121 combinaisons possibles. Si l'on réduit le pas d'analyse à 5 % de l'amplitude du domaine, le nombre de combinaisons passe à 441. L'inconvénient d'une telle approche est l'augmentation rapide du nombre de simulations pour chaque réduction du pas d'analyse.

Le choix du pas d'analyse dépend également de la forme de la surface réponse du modèle (SOROOSHIAN, 1991). Ainsi, une surface réponse monotone pourra être appréhendée avec un pas d'analyse large. Au contraire, une surface réponse présentant des pics localisés va nécessiter un pas d'analyse restreint pour en étudier la géométrie. Dans ce cas, une exploration systématique peut être coûteuse en nombre de simulations.

L'exploration aléatoire du domaine des paramètres consiste à parcourir le domaine de chaque paramètre simultanément de façon aléatoire et non selon un pas fixe. Ce type d'approche implique une génération de nombres aléatoires de type Monte Carlo (BECK, 1987). Le tirage aléatoire nécessite de définir a priori la loi de probabilité (normale, uniforme, etc …) de chaque paramètre. Dans le cas de paramètres physiques, la loi de probabilité peut être déduite de la distribution des données. En cas de paramètres conceptuels, la loi de probabilité couramment utilisée est de type uniforme (BEVEN et BINLEY, 1992).

Les différents tests que nous souhaitons mener dans cette analyse de sensibilité impliquent de déterminer la méthode la plus efficace pour explorer le domaine des paramètres. Nous débutons donc cette analyse de sensibilité par une étude comparée des performances des deux méthodes d'exploration du domaine des paramètres.

C1-4. Choix de la méthode d'exploration de domaine des paramètres

L'objectif de cette étude est donc de déterminer la méthode d'exploration du domaine des paramètres F et T du modèle, la plus adaptée pour mener l'ensemble des tests de sensibilité. Les critères d'efficacité concernent la justesse de description du domaine des réponses du modèle et le nombre de simulation requis. Ce nombre doit être minimisé pour réduire le temps de calcul des différents tests.
La sensibilité du modèle est étudiée au travers des deux variables de sortie : masse totale exportée durant la crise et durée de l'épisode de crise. On discutera des valeurs des paramètres dans l'espace des sorties du modèle « masse-durée ».

C1-41. Définition des conditions d'application

Les conditions d'application utilisées dans ce test sont les mêmes que dans le chapitre C1 :

- valeur de MIN égale à 0.2 mm/h et valeur de MAX de 90 mm/h ;
- modèle élémentaire composé de trois sous-bassins, de deux biefs et d'un rejet ponctuel ;
- stock d'azote N défini entre [0, 30] kg/ha ;
- flux de base égal à 5 kg/h
- valeur du seuil de déclenchement de crise égale à + 50 % du flux de base soit : 7.5 kg/h ;

Pour le test de comparaison des méthodes d'exploration du domaine des paramètres, on retient la valeur du stock d'azote d'1 kg/ha (3 % du stock maximal).

Une pluie élémentaire de 30 mm durant une heure est retenue pour tester le comportement du modèle. Cette pluie correspond à une pluie de période de retour de 2 ans sur cette station

(d'après la formule de Montana). Cet épisode de pluie est relativement important puisque la médiane des pluies horaires calculée pour les épisodes entre septembre 1998 et septembre 2000 n'atteint seulement que 1.54 mm/h. Ce choix permet dans cette phase de sensibilité d'explorer une plus grande surface du domaine des réponses du modèle.

Pour tester l'efficacité de l'exploration systématique du domaine des paramètres, plusieurs pas d'analyse sont successivement considérés pour balayer le domaine de variation des paramètres F et T [0, 1] × [0, 1] comme l'illustre le tableau C1-3.

Pas d'analyse du domaine	Nombre de simulations
0.1	121
0.01	10 201
0.001	1 002 001
0.0001	100 020 001

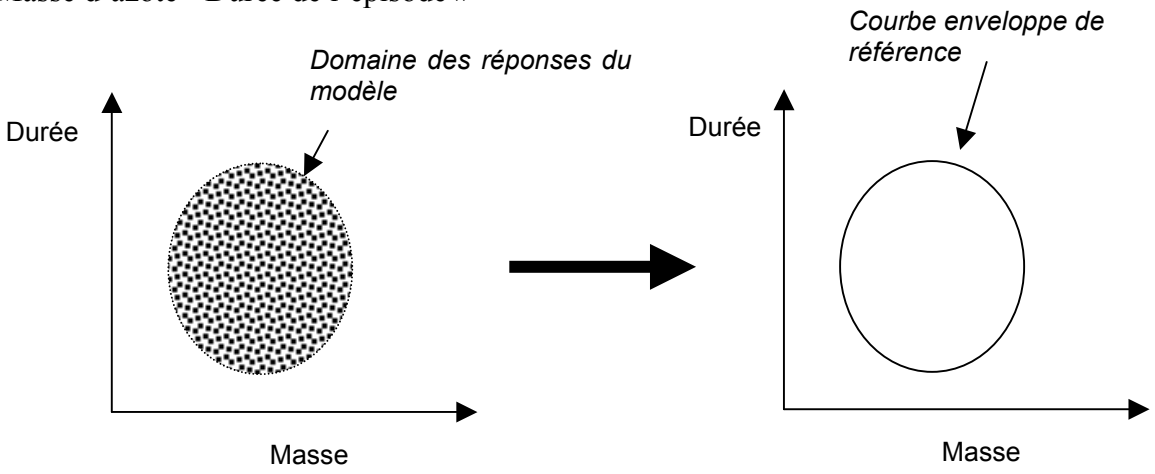
Tableau C1-3 : Pas d'analyse et nombre de simulations associé

Pour tester l'efficacité de l'exploration aléatoire du domaine des paramètres F et T, on retient une fonction de probabilité uniforme. La précision est fixée à 0.0001 pour être homogène avec le plus petit pas d'analyse de l'approche systématique.
On retient les 65 536 premières simulations (soit 2^{16} simulations) occasionnant un flux d'azote à l'exutoire supérieur au flux de base. Ce nombre élevé de simulations est-il nécessaire pour caractériser les réponses possibles du modèle ?
Pour répondre à cette question, on propose une analyse graphique des réponses masse-durée dont le protocole complet est illustré dans la figure C1-9. Les différentes étapes consistent successivement :

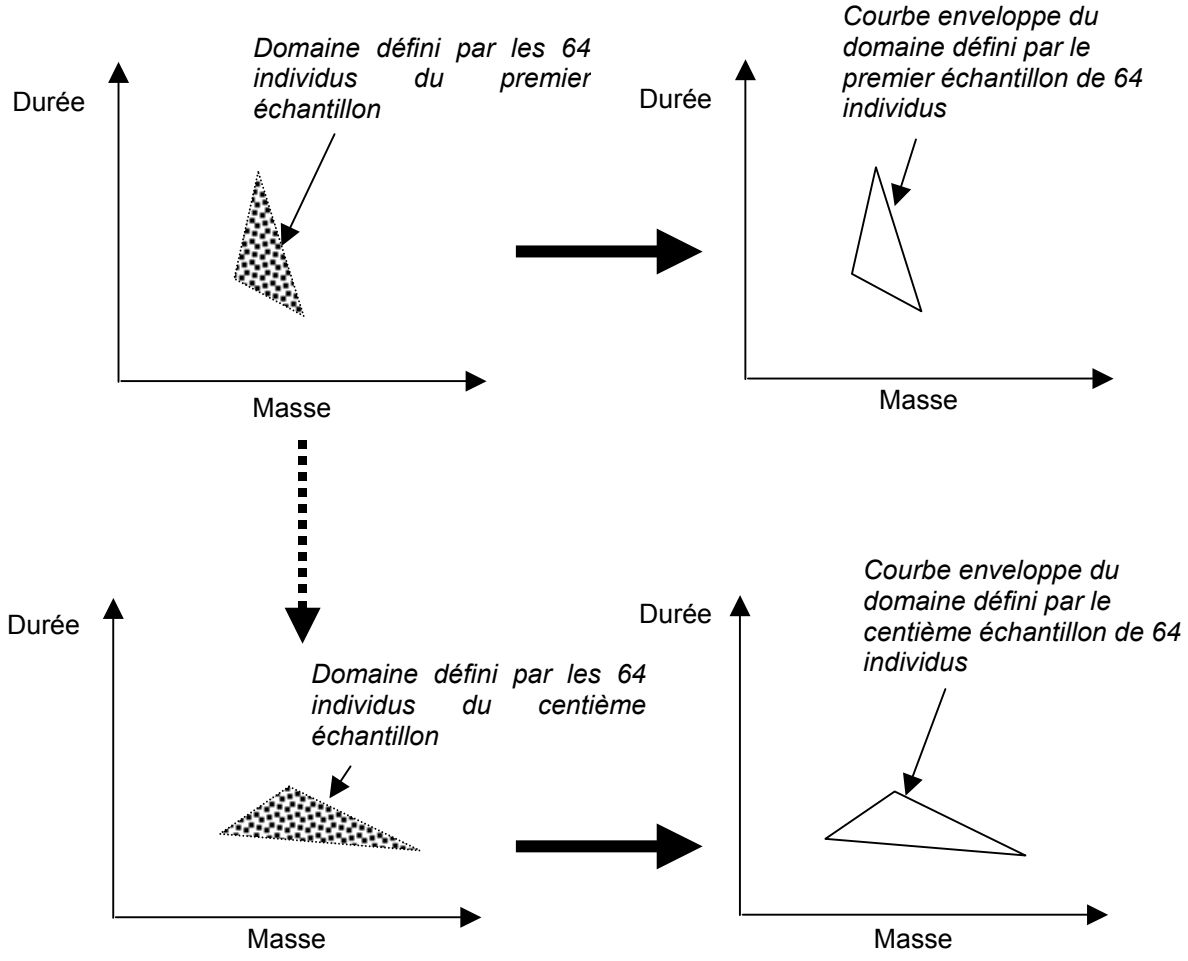
- à calculer l'aire correspondant aux 65 536 réponses du modèle dans un graphique bi-dimentionnel « masse-durée ». L'aire est obtenue en joignant les points extérieurs du nuage des 65536 réponses. Cette aire est considérée comme l'aire de référence ;
- à générer des échantillons d'effectifs progressivement décroissants obtenus par tirage aléatoire dans la population des 65 536 réponses du modèle. On passe ainsi d'un effectif de 2^{16} à 2^{15} jusqu'à 2^4 (soit 16 individus). On détermine pour chacun de ces échantillons l'aire formée par les réponses du modèle dans un graphique bi-dimentionnel « masse-durée ». Pour chaque effectif, on réalise 100 tirages. Pour chaque tirage on détermine l'aire de la forme obtenue en joignant les points extérieurs du nuage des réponses. Ce calcul est réalisé dans l'environnement ARC-INFO® pour définir l'aire de la forme convexe définie par un nuage de points ;
- à calculer le rapport de l'aire obtenue pour chaque tirage sur l'aire de référence ;
- à calculer, à partir des 100 rapports précédents, le rapport moyen pour l'effectif considéré.

Ce rapport moyen permet de quantifier la qualité d'exploration du domaine des réponses possibles du modèle. On considère que lorsque l'aire moyenne est égale à 99 % de l'aire de référence, l'effectif correspondant constitue le nombre nécessaire et suffisant pour explorer correctement le domaine des réponses du modèle. Cette méthode offre une rapidité de mise en œuvre et permet de répondre à la question du nombre de simulations nécessaire pour une exploration aléatoire du domaine des paramètres. La figure C1-9 illustre le protocole de la méthode graphique pour un effectif de 64 individus.

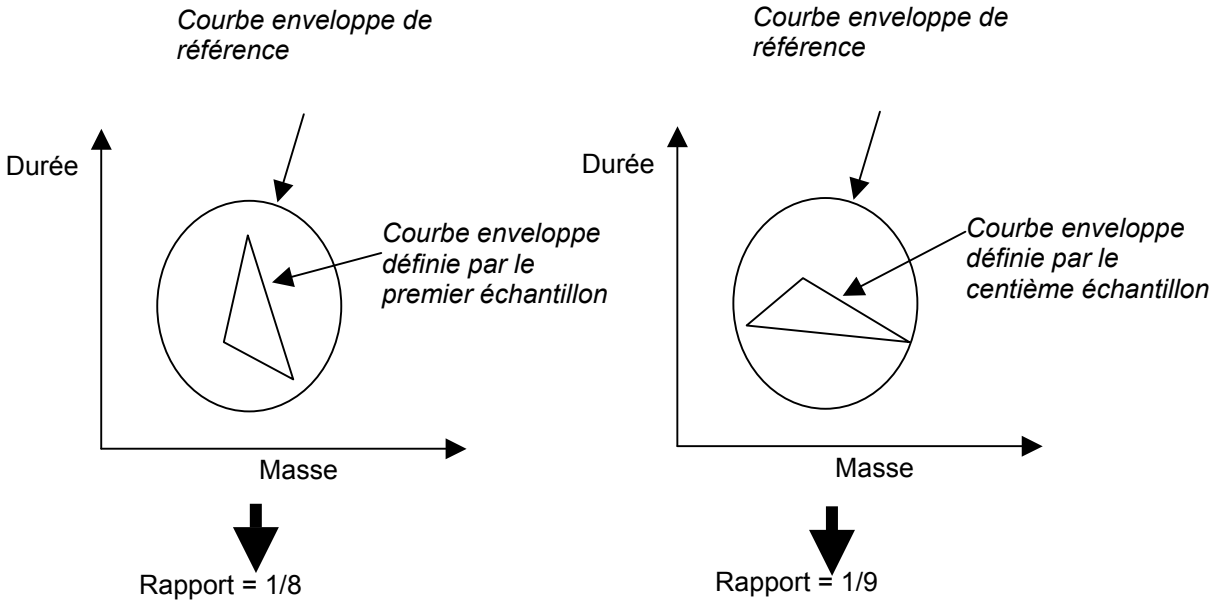
Etape 1 : détermination de l'enveloppe externe du domaine défini par les 65 536 couples « Masse d'azote - Durée de l'épisode »



Etape 2 : Génération de 100 échantillons de 64 individus



Etape 3 : Comparaison, pour chaque échantillon, de la surface de référence (issue des 65 536 couples Masse – Durée) et de celle définie par l'échantillon.



Etape 4 : Calcul du rapport moyen de l'aire définie par les échantillons sur l'aire de référence

Rapport moyen des aires = (Rapport de l'échantillon 1 + … + Rapport de l'échantillon 100)/100

= (1/8 + … + 1/9)/100

Figure C1-9 : Protocole de l'analyse graphique du domaine des réponses du modèle

Les conditions d'application retenues pour le test de la méthode d'exploration peuvent être synthétisées par le tableau C1-4. :

Composants du modèle	**Valeurs retenues**
Paramètre F et T	***Objet du test***
Stock d'azote N	1 kg/ha
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	Motif élémentaire
Variable de forçage	30 mm/h pendant 1 h

Tableau C1-4 : Conditions d'application

C1-42. Réponses du modèle lors d'une exploration systématique du domaine des paramètres

La figure C1-10 représente les limites du domaine des réponses « masse-durée » du modèle obtenues par une variation systématique de la valeur des paramètres dans le domaine de définition [0 ; 1] avec un pas donné (de 0.1 à 0.0001).

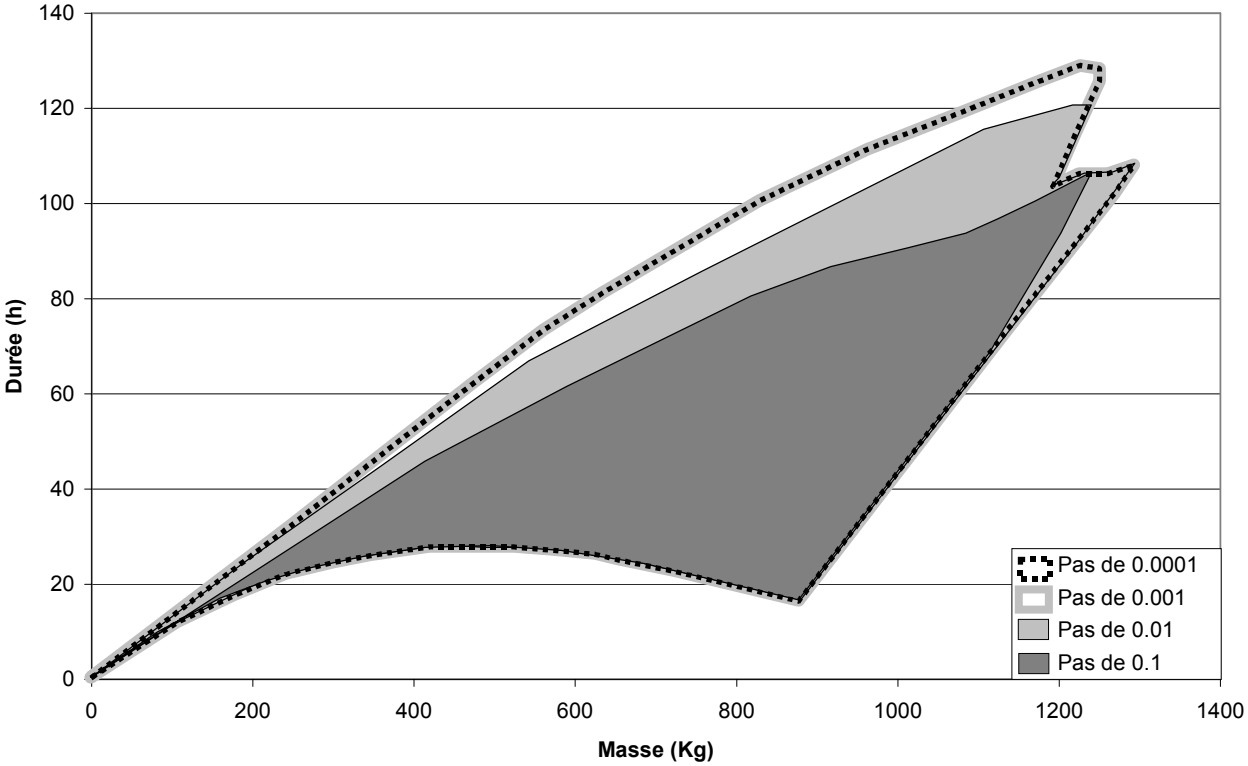


Figure C1-10 : Etendue du domaine "masse-durée" selon le pas d'analyse

Pour aboutir à une stabilité des limites du domaine des réponses du modèle, le pas d'analyse doit au moins être égal à 0.001 (limites du domaine figuré en gras grisé). Pour une diminution du pas d'analyse de 0.001 à 0.0001, les limites du domaine des réponses n'évoluent plus (limites du domaine en pointillés noirs). L'utilisation de pas d'analyse progressivement décroissants permet donc de retenir la valeur de 0.001 pour explorer le domaine des paramètres F et T.

C1-43. Réponses du modèle lors d'une exploration aléatoire du domaine des paramètres

La figure C1-11 permet de visualiser le domaine des réponses du modèle formé par les 65 536 couples "masse-durée" (figuré en trait gras plein).

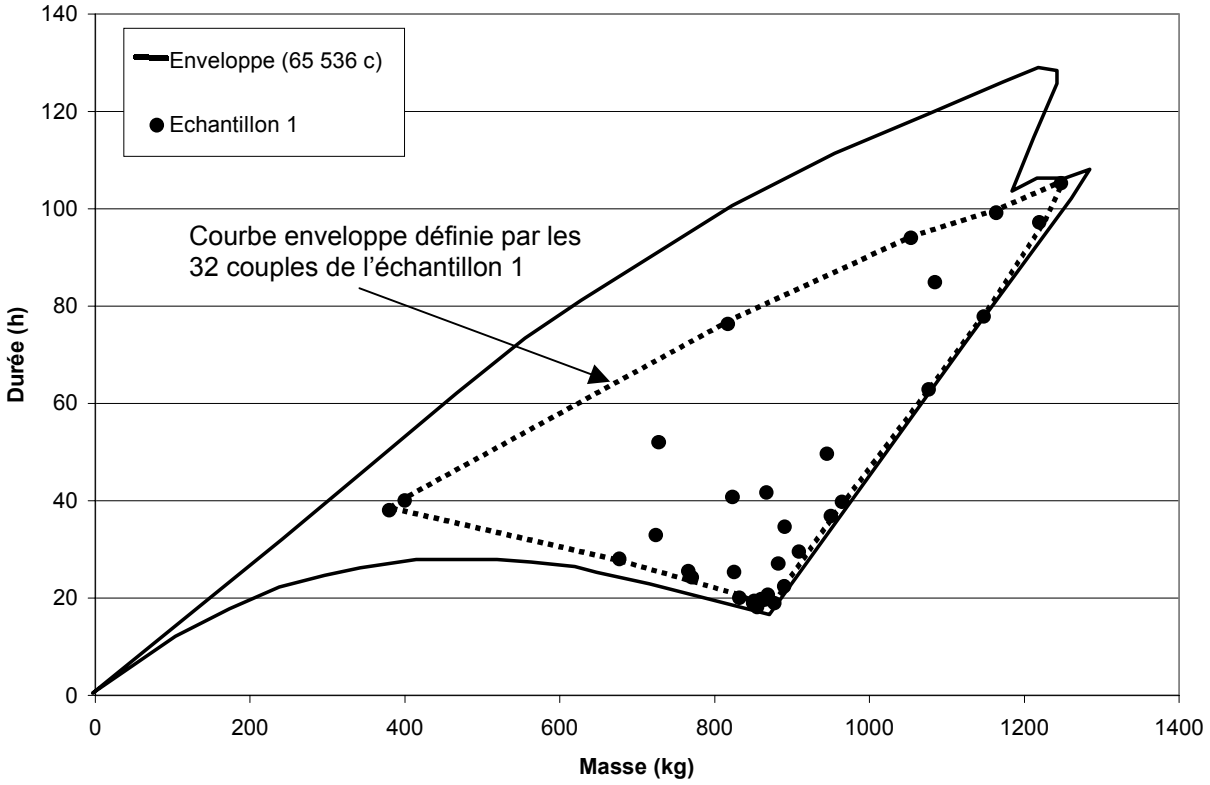


Figure C1-11 : Localisation des couples « masse-durée » obtenus pour les 65 536 jeux de paramètres et un échantillon de 32 individus.

Pour illustrer les résultats de la méthode graphique, on représente ici 1 des 100 échantillons obtenu pour un effectif de 32 individus. Pour cet échantillon (figuré par des points noirs) on obtient ainsi une aire égale à 60 % de l'aire de référence (obtenue avec les 65 536 valeurs de sortie du modèle).
La moyenne des aires des 100 échantillons obtenues pour un effectif de 32 individus est de l'ordre de 67 % de l'aire de référence (cf. Fig. C1-12).

Les résultats de l'approche graphique sont illustrés dans la figure C1-12. Celle-ci représente l'évolution de la moyenne des rapports des aires obtenus pour les différents effectifs sur l'aire de référence (obtenue avec 65 536 simulations).

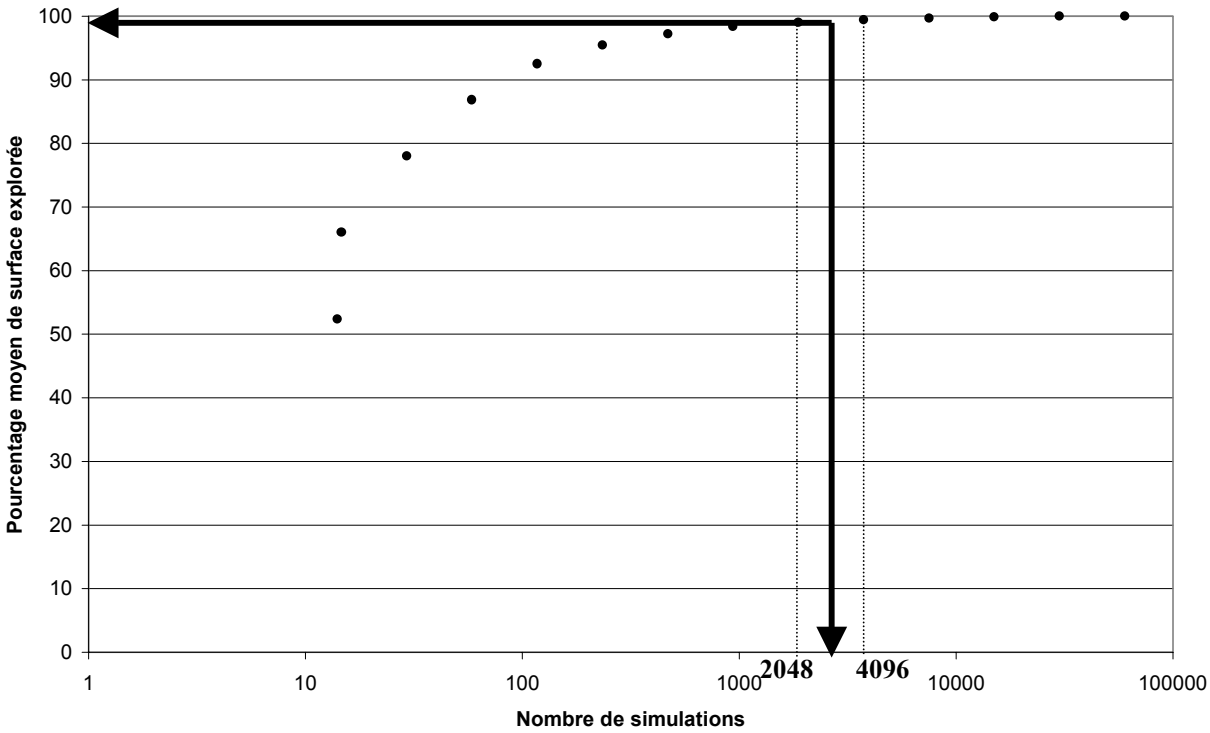


Figure C1-12 : Qualité d'exploration du domaine des réponses du modèle

La courbe montre qu'un nombre élevé de simulations permet une meilleure exploration du domaine des réponses du modèle. Un effectif de 16 simulations tiré aléatoirement selon une fonction de probabilité uniforme parmi la population (composée des 65 563 simulations) ne permet d'explorer en moyenne que 52% du domaine des réponses du modèle.

L'évolution de la qualité d'exploration de la fonction réponse montre un palier. Sa présence signifie qu'au-delà d'un certain nombre de simulations, l'ajout de simulation n'a pour effet qu'une augmentation de la densité des points à l'intérieur du domaine.

Le choix du seuil dépend de la qualité attendue d'exploration du domaine. Pour une exploration au moins égale à 99% du domaine des réponses du modèle, le nombre de simulations doit être compris entre 2048 et 4096 (cf. Fig. C1-12). La valeur de 4 000 simulations est retenue comme nécessaire et suffisante pour explorer correctement le domaine des réponses du modèle.

C1-44. Conclusion

Les deux méthodes d'analyse globales (aléatoire et systématique) ont été comparées. Elles permettent toutes deux l'exploration des réponses du modèle en fonction du domaine de définition des paramètres.

Pour une exploration systématique, le pas de 0.001 est nécessaire pour obtenir une description complète des limites du domaine des réponses du modèle. Pour l'approche aléatoire, 4000 simulations sont nécessaires et suffisantes pour décrire correctement les limites du domaine des réponses du modèle (cf. Fig. C1-13). L'utilisation d'un pas d'analyse de 0.001 lors d'une exploration systématique nécessite plus d'un million de simulations (voir tableau C1-1). Ce nombre implique un temps de calcul inadapté pour la suite de l'analyse de sensibilité qui nécessite de nombreux tests sur l'effet des paramètres, des conditions initiales, de la variable de forçage et du découpage spatial du modèle.

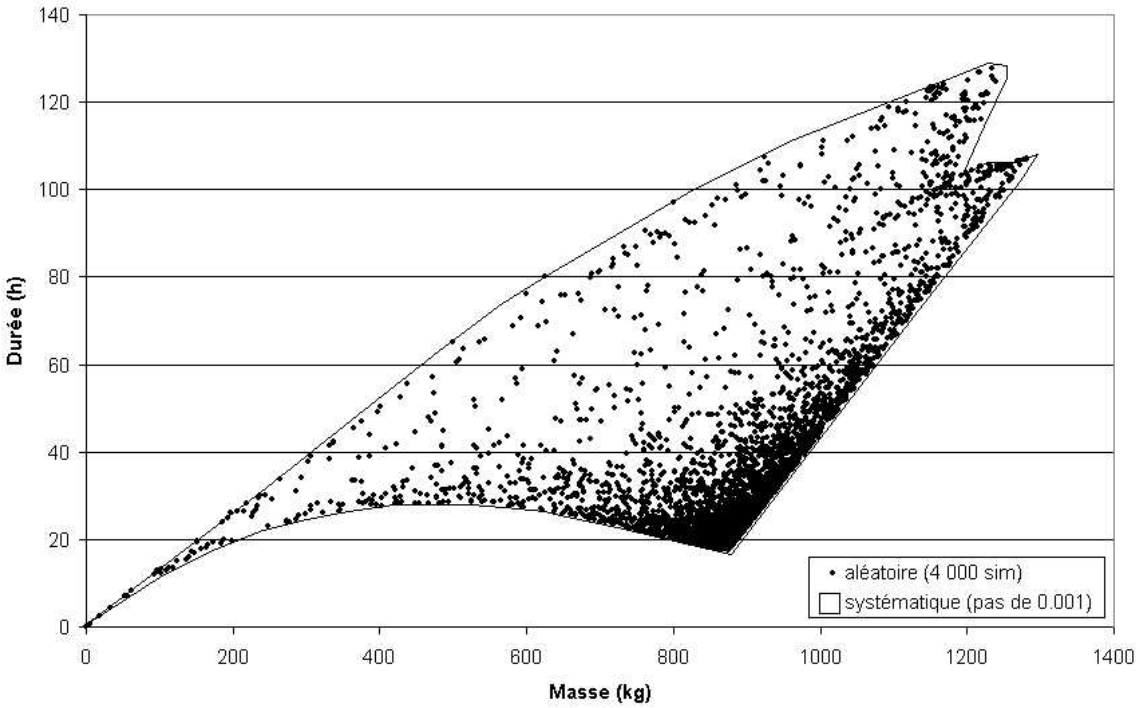


Figure C1-13 : Localisation des 4 000 couples par rapport aux limites obtenues par analyse systématique

Par conséquent, l'exploration aléatoire, plus économe en nombre de simulations, est préférée à l'approche systématique. Le rapport "qualité d'exploration du domaine des sorties du modèle / temps de calcul" est en effet plus élevé pour l'approche aléatoire. L'analyse graphique de la qualité d'exploration des réponses possibles du modèle a montré qu'à partir de 4 000 simulations, 99 % de la surface des réponses "masse-durée" était parcourue. Nous conserverons cette valeur pour la suite des tests de sensibilité.

C1-5. Etude de sensibilité du modèle événementiel

Après avoir retenu la méthode d'exploration du domaine des paramètres, l'analyse de sensibilité proprement dite du modèle peut débuter.

C1-51. Questions posées

L'analyse de sensibilité du modèle de flux vise à répondre aux questions suivantes :

- **test sur les paramètres** : pour une pluie donnée, quelle est la gamme de réponses du modèle en terme de masse exportée et de durée de crise selon la valeur des paramètres F et T ? Les paramètres peuvent-il être ajustés à partir de données observées ? On distingue l'analyse de sensibilité sur les paramètres constitutifs du modèle F et T (test 1) de l'analyse de sensibilité portant sur F, T et sur le stock initial d'azote N (test 3). Cette distinction est classiquement réalisée entre les paramètres du modèle et l'état initial du système (ARNAUD, 1997).

- **test sur les constantes MIN et MAX** : Dans quelle mesure le modèle est-il sensible à ces deux constantes ?

- **test sur l'état initial « stock d'azote »** : Quelle est la sensibilité des variables de sortie du modèle au stock d'azote disponible au début de l'épisode de pluie ?
  Quelle est la sensibilité des variables de sortie à la répartition du stock d'azote sur le bassin ?

- **tests sur la variable de forçage** : La pluie est le facteur déclenchant de l'exportation des masses d'azote par l'intermédiaire des processus de ruissellement. Comment le modèle réagit-il aux différents hyétogrammes ? Est-il sensible à la lame totale précipitée, à la durée de l'épisode et à la variabilité de l'intensité de pluie durant l'épisode ?

- **tests sur le découpage de l'espace du modèle** : Dans quelles mesures les variables de sortie du modèle sont-elles sensibles au découpage retenu ? (en terme de taille d'objets hydrologiques (surface des bassins et longueurs des biefs associés), en terme de nombre de biefs et en terme de relation entre le sous-bassin et le bief associé).

C1-52. Cinq tests réalisés

Pour chaque famille de tests, nous présentons successivement le protocole et les résultats obtenus. Les conclusions des tests sont regroupées en fin de chapitre.

Protocole test 1 : Sensibilité induite par les paramètres

Les conditions d'application sont communes pour les deux questions posées, à savoir :

Composants du modèle	Valeurs retenues
Paramètres F et T	***Objet du test***
Stock d'azote	3% du stock maximal (=1 kg/ha)
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	Motif élémentaire
Variable de forçage	30 mm/h pendant une heure

Tableau C1-5 : Conditions du test de sensibilité aux paramètres F et T

Test1-A *: Test de la gamme des réponses du modèle en fonction des paramètres*

Nous réalisons 4000 simulations : F et T sont obtenus par tirage aléatoire sur le domaine [0, 1] × [0, 1]. L'étude porte ensuite sur les variables de sortie masse et durée.

Test1-B *: Test de l'ajustement des paramètres à partir de données*

Pour vérifier la précision de l'ajustement des paramètres F et T du modèle dans l'optique d'un calage, 5 couples « masse-durée » tests sont choisis de manière à couvrir au mieux le domaine des réponses du modèle (cf. Fig. C1-16). Ils sont caractérisés par les masses et durées figurées dans le tableau C1–6).

Nom du couple	Masse d'azote exportée (kg)	Durée de crise (h)
C1	200	22
C2	400	40
C3	860	20
C4	860	60
C5	1200	120

Tableau C1-6 : Caractéristiques des 5 couples tests

Pour chacun des 5 couples, on utilise la fonction objectif définie dans le paragraphe C1-2 .

FO = 1-(abs(M obs- M calc)/M obs + abs(D obs- D calc)/Dobs) **Équation C1-4**

Cette fonction objectif permet de minimiser les erreurs relatives entre masse observée (M obs) et calculée (M calc) d'une part et durée observée (D obs) et calculée (D calc) d'autre part. Un ajustement parfait (M obs = M calc et D obs = D calc) se traduit par une valeur maximale du critère égale à 1.

Une valeur seuil de FO égale à 0.99 est utilisée pour retenir les simulations décrivant le mieux les 5 couples. Cent simulations offrant un critère > 0.99 sont retenues. L'analyse porte ensuite sur la distribution des jeux de paramètres F et T permettant un bon ajustement par rapport aux couples tests.

Résultat test 1 : Sensibilité induite par les paramètres

***Résultats Test1-A** : Test de la gamme des réponses du modèle en fonction des paramètres*

La figure C1-14 représente les courbes isovaleurs des paramètres F et T correspondant aux 4 000 simulations obtenues.

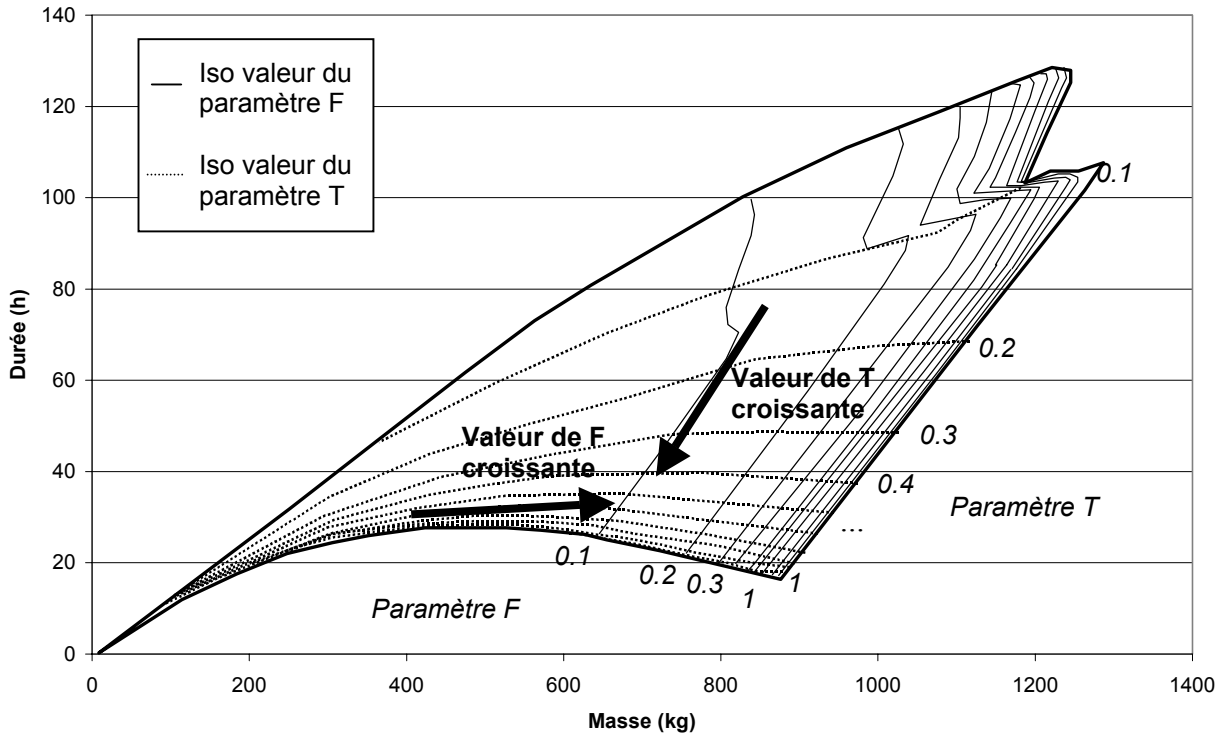


Figure C1-14 : Localisation des valeurs des paramètres F et T pour chaque couple « masse-durée »

L'analyse de la figure C1-14 permet de circonscrire le domaine des réponses du modèle entre les 3 limites figurées dans le tableau C1-7.

Limite du domaine	Valeur du paramètre F (h^{-1})	Valeur du paramètre T (h^{-1})
Inférieure (parallèle à l'axe des masses)	variable	= 1
Droite (parallèle à l'axe des durées)	= 1	variable
Supérieure (parallèle à l'axe des masses)	variable	0 < T < 0.1

Tableau C1-7 : Valeurs des paramètres pour les couples "masse-durée" en limite de domaine

Plusieurs points concernant la sensibilité du modèle aux paramètres peuvent être soulevés après analyse de la figure C1-14.

- la répartition des réponses du modèle est structurée en fonction d'un gradient sur le paramètre F d'une part et le paramètre T d'autre part. Ce double gradient laisse présager une relation univoque entre couple "masse-durée" et le couple de paramètres F et T correspondant ;
- toutes choses étant égales par ailleurs, plus le paramètre F est important, plus la masse d'azote exportée durant la crise est élevée. Ce comportement est logique puisque ce paramètre intervient sur l'atténuation de la dynamique de l'épisode pluvieux. En effet, plus la valeur du paramètre F est élevée, plus l'impact de la pluie sur le stock d'azote est important ;
- une diminution du paramètre T se traduit par un allongement de la durée de la crise. Là encore, ce comportement est cohérent puisque le paramètre T permet de réguler les processus de transport des masses d'azote dans le réseau. Plus ce paramètre est faible, plus le transport des masses exportées depuis les sous-bassins est retardé ce qui augmente la durée de crise ;

- dans l'espace « masse-durée » tous les points ne peuvent pas être simulés pour un stock d'azote et une pluie donnée. Cette caractéristique du modèle permet de ne pas reproduire des épisodes « aberrants » en terme de masse et durée. Ainsi, les points de l'espace correspondant à une masse très faible et une durée de crise très longue ne constituent pas des épisodes de crise tels qu'ils sont définis dans ce travail. De même, les points de l'espace caractérisés par une courte durée et une très forte masse d'azote ne correspondent pas à la dynamique observée sur les bassins étudiés.

La discontinuité que présente le domaine dans sa partie supérieure (pour F = 1 h^{-1}et T = 0.1 h^{-1}) est due au découpage spatial du modèle (deux biefs de tailles différentes : 11 et 5 km) et au seuil de déclenchement de début et de fin de crise. Pour expliquer cette discontinuité, on réalise un test avec trois valeurs de T (0.2 h^{-1}, 0.1 h^{-1} et 0.05 h^{-1}) respectivement avant la discontinuité, juste avant la discontinuité et après la discontinuité avec le paramètre F fixe égal à 1 h^{-1}. On considère le seuil de déclenchement de crise de 7.5 kg/h.

La dynamique des flux d'azote pour ces trois jeux de paramètres est illustrée dans la figure C1-15.

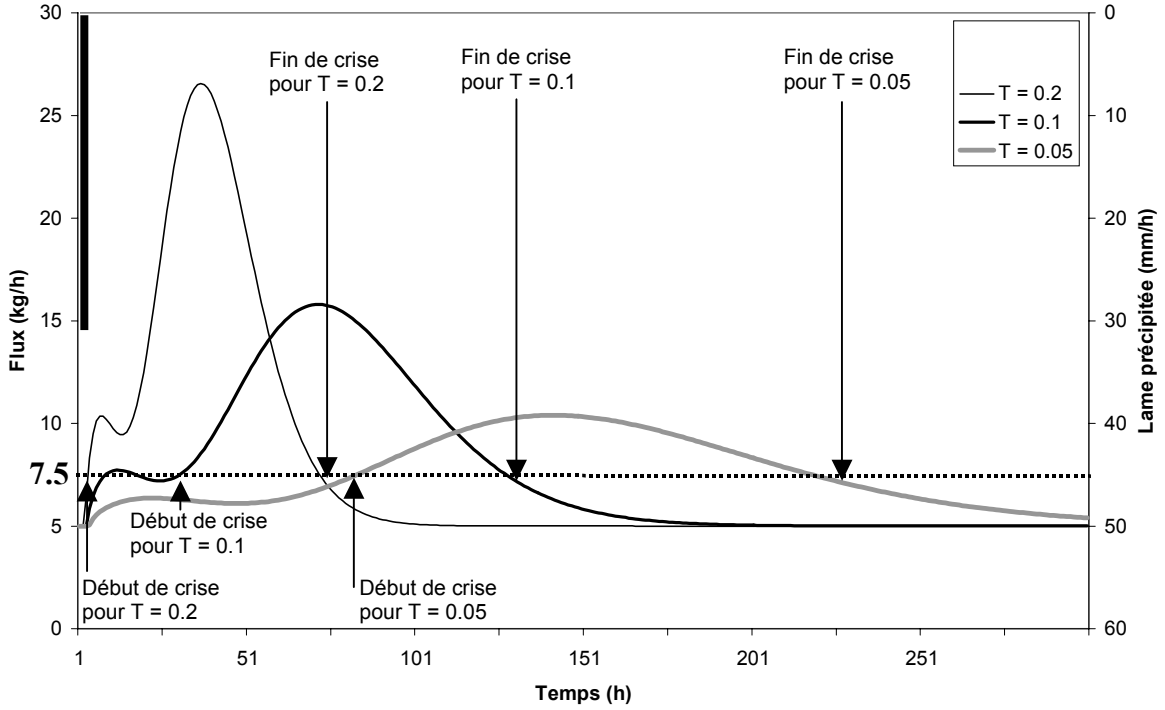


Figure C1-15 : Impact du paramètre T sur la dynamique des flux

L'évolution des flux à l'exutoire montre deux pics. Le premier est dû à la contribution du sous-bassin aval et le deuxième à la contribution de la zone amont et centrale du bassin. Si la valeur du paramètre T décroît au-delà de 0.1 h^{-1}, la contribution du sous-bassin aval n'est plus prise en compte car la valeur du pic est inférieure au seuil de déclenchement. Ceci explique le brutal décrochement que l'on observe sur les limites du domaine (cf. Fig. C1-14).

***Résultats Test1-B** : Test de l'ajustement des paramètres à partir des données*

La figure C1-16 permet de localiser les 5 couples tests retenus sur le domaine des réponses du modèle :

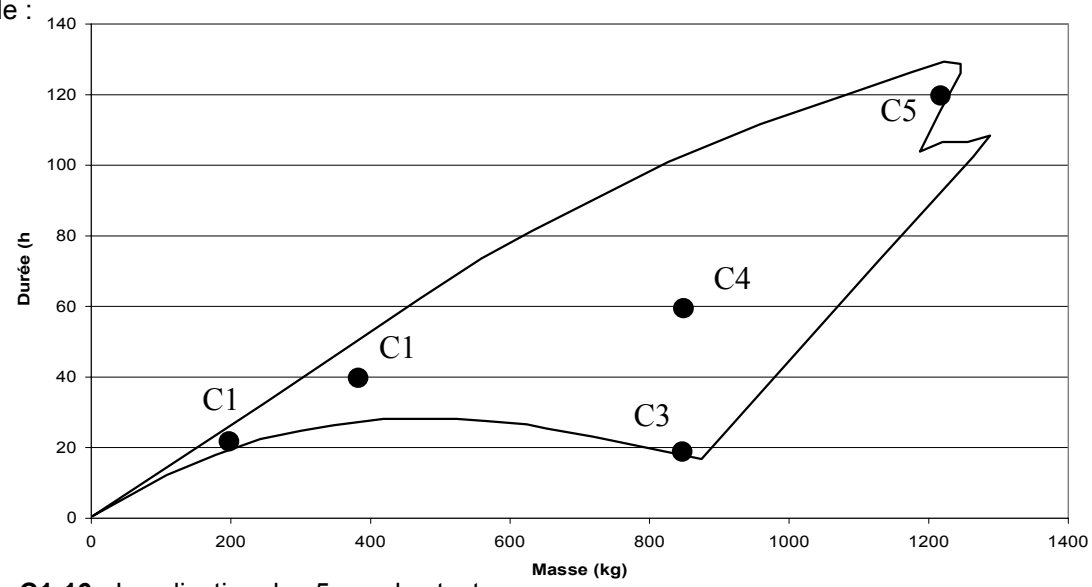


Figure C1-16 : Localisation des 5 couples tests

L'analyse de la dispersion des paramètres F et T porte sur les 100 simulations dont le critère d'ajustement est supérieur à 0.99. La dispersion est étudiée grâce à un diagramme de Box et Whisker :

- le rectangle contient 50% des individus (limite basse : 1^{ier} quartile et limite haute : 3ième quartile);
- le trait supérieur représente la valeur maximale atteinte ;
- le trait inférieur la valeur minimale ;
- et le symbole central représente la médiane.

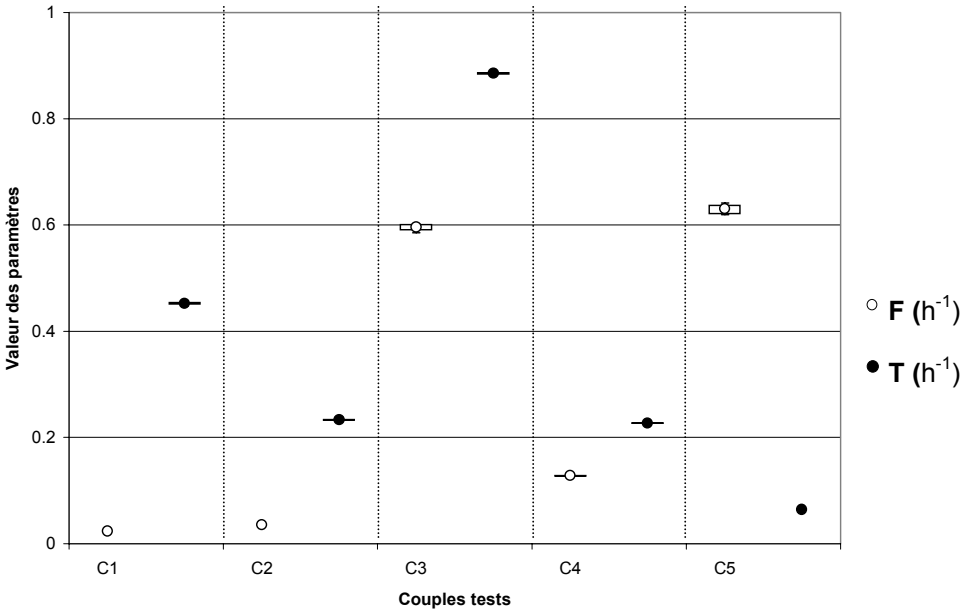


Figure C1-17 : Dispersion des valeurs des paramètres T et F fournissant une réponse de qualité (critère > 0.99) pour les 5 couples tests considérés

L'analyse de la figure C1-17 met en évidence une très faible dispersion des jeux de paramètres F et T retenus. Il sera possible d'ajuster la valeur des paramètres avec un jeu de données expérimentales. Le calage du modèle revient à résoudre une équation à deux inconnues avec deux contraintes (masse et durée).

Protocole test 2 : Sensibilité induite par les constantes MIN et MAX

Pour mettre en évidence le rôle des constantes MIN et MAX sur les réponses du modèle, on fixe les valeurs de F et T à 0.5 h^{-1}et on teste systématiquement les couples MIN et MAX avec un pas d'analyse de 0.5 dans le domaine [0, 90] pour MAX et [0, 10] pour MIN.
On teste successivement le comportement du modèle pour trois épisodes de pluie de 30 mm, 15 mm et 7.5 mm précipités en une heure. Comme nous l'avons précisé, la valeur de 30 mm/h correspond à la pluie horaire de période de retour 2 ans.

Composants du modèle	Valeurs retenues
Paramètres F et T	F = T = 0.5 h^{-1}
Stock d'azote	3% du stock maximal (=1 kg/ha)
MIN et MAX	***Objet du test***
Découpage de l'espace	Motif élémentaire
Variable de forçage	30, 15, 7.5 mm/h pendant 1 h

Tableau C1-8 : Conditions du test de sensibilité des constantes MIN et MAX

Pour une pluie donnée, on détermine la masse et la durée obtenues en fonction de la valeur de MIN et de MAX. La masse et la durée sont fixées à 0 lorsque le flux à l'exutoire ne dépasse pas le seuil de déclenchement de 7.5 kg/h.

Résultat test 2 : Sensibilité induite par les constantes MIN et MAX

Les figures C1-18, C1-19 et C1-20 représentent successivement les masses et durées obtenues pour les trois épisodes de pluie.

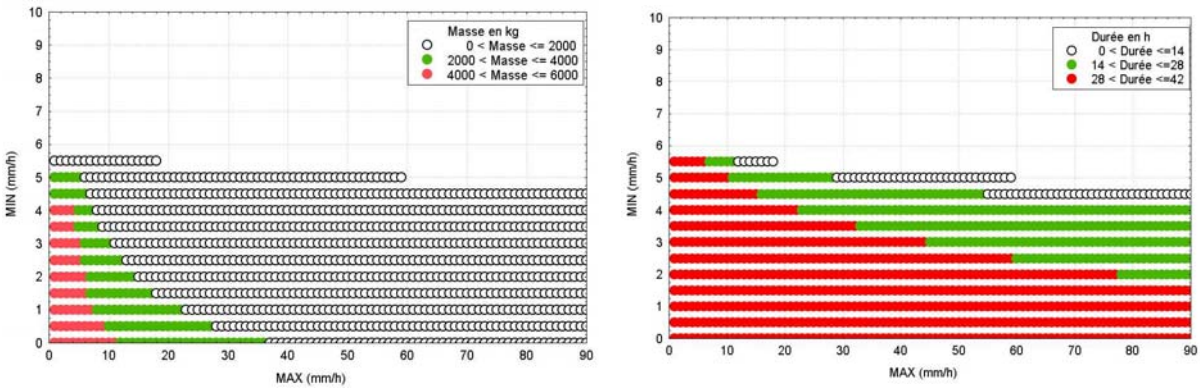


Figure C1-18 : Masse et durée pour une pluie horaire de 30 mm en fonction de MIN et de MAX

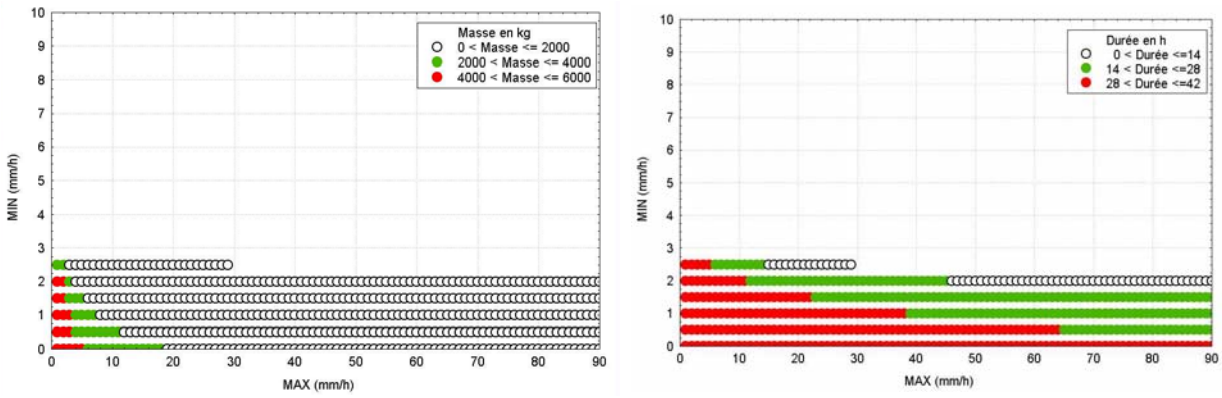


Figure C1-19 : Masse et durée pour une pluie horaire de 15 mm en fonction de MIN et de MAX

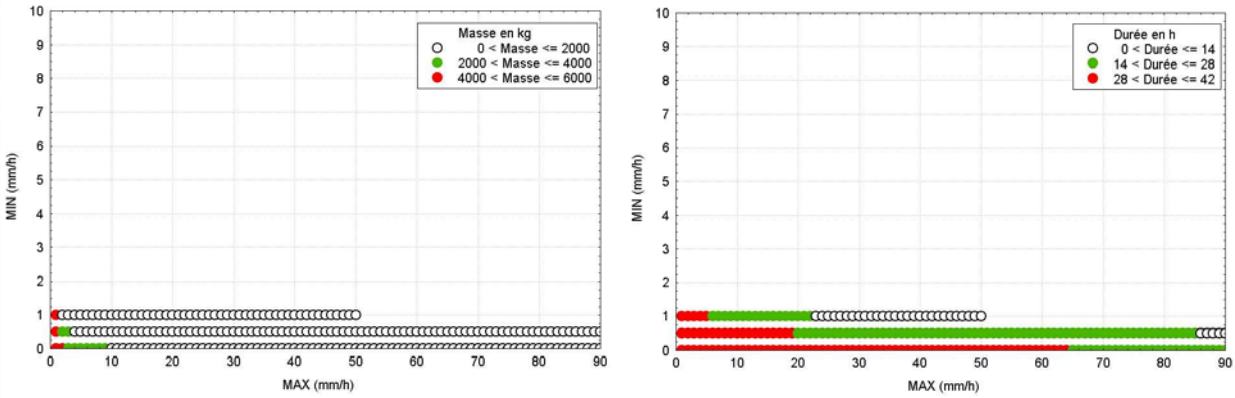


Figure C1-20 : Masse et durée pour une pluie horaire de 7.5 mm en fonction de MIN et de MAX

L'analyse des figures C1-18, C1-19 et C1-20 permet de déterminer la valeur minimale de la constante MIN nécessaire au déclenchement d'une crise lors des épisodes pluvieux. Cette valeur seuil est successivement égale à 5.5 mm/h pour une pluie de 30mm/h, 2.5 mm/h pour une pluie de 15 mm/h et 1 mm/h pour une pluie de 7.5 mm/h. Ce comportement est cohérent avec le formalisme retenu pour représenter le forçage pluviométrique (paragraphe B3-31). La constante MIN joue en effet le rôle de filtre sur la dynamique de l'épisode de pluie. Plus MIN est important, plus l'impact de la pluie sur la production d'azote sur les bassins est faible et plus la pluie doit être importante pour déclencher la production d'un flux d'azote.

Pour une valeur de MIN donnée, la masse et la durée sont sensibles à la valeur de MAX comme le montrent les 3 figures C1-18, C1-19 et C1-20. Plus MAX est faible plus la masse exportée et la durée de l'épisode de crise sont importantes. Là encore, le comportement du modèle est en accord avec le formalisme retenu pour représenter le forçage pluviométrique. L'examen des 3 figures montre toutefois que les variables de sortie sont moins sensibles à la constante MAX qu'à MIN.

Ce test met en évidence l'importance des valeurs choisies pour MIN et MAX lors de l'application du modèle. Si la valeur de la constante MIN est trop élevée, le modèle de crise ne réagira pas à la variable de forçage. Lors de l'application du modèle sur des épisodes de pluie, la première étape va donc consister à fixer des valeur de MIN et MAX permettant de reproduire les masses et durées observées.

Protocole test 3 : Sensibilité induite par l'état initial stock d'azote (N)

***Test3-A** : Effet de l'importance du stock*

Pour étudier la sensibilité du modèle au stock d'azote présent au début de l'épisode de pluie sur chaque sous-bassin versant, on considère successivement 4 niveaux de stock d'azote (1, 10, 20 et 30 kg/ha). Dans ce test, on suppose un stock spécifique homogène sur les trois sous-bassins du modèle. Les quatre valeurs du stock testées permettent d'explorer le domaine de définition du stock d'azote [0, 30]. Pour chacune de ces quatre valeurs, on retient les 4 000 premières simulations pour lesquelles le flux d'azote à l'exutoire est supérieur au seuil de déclenchement du modèle de crise (fixé à 7.5 kg/h). Chaque simulation correspond à un couple des paramètres F et T obtenu par tirage aléatoire dans le domaine de définition [0; 1] à l'aide d'une loi de probabilité uniforme. Les conditions d'applications sont résumées dans le tableau C1-9.

Composants du modèle	Valeurs retenues
Paramètres F et T	4000 simulations avec tirage aléatoire uniforme [0, 1]
Stock d'azote	***Objet du test***
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	Motif élémentaire
Variable de forçage	30 mm/h pendant 1 heure

Tableau C1-9 : Conditions du test de sensibilité sur l'importance du stock d'azote

***Test3-B** : Effet de la répartition du stock*

L'objet de ce test est d'étudier la sensibilité des variables de sortie du modèle à la répartition du stock d'azote sur le bassin. Ce test repose sur une comparaison de la masse et durée obtenues avec un stock uniforme d'un 1 kg/ha (ssbv1 = ssbv2 = ssbv3 = 1 kg/ha) par rapport aux masses et durées obtenues avec la totalité du stock localisée sur un unique sous-bassin (successivement sur ssbv1, ssbv2 et ssbv3). Dans les 4 cas de figure (stock uniforme, ssbv1 = 100 % du stock, ssbv2 = 100 % du stock, ssbv3 = 100 % du stock) le stock global sur le bassin est identique et égal à 1 kg/ha. Cette comparaison est successivement réalisée avec F et T = 1 h^{-1}, 0.5 h^{-1} et 0.1 h^{-1}.

Composants du modèle	Valeurs retenues
Paramètres F et T	F= T = 0.5 h^{-1}, 0.1 h^{-1} , 1 h^{-1}
Stock d'azote	***Stock global = 1 kg/ha***
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	Motif élémentaire
Variable de forçage	30 mm/h pendant 1 h

Tableau C1-10 : Conditions du test de sensibilité sur la répartition du stock d'azote

***Test3-C** : Effet du stock d'azote sur l'ajustement des paramètres du modèle*

Dans l'optique d'un calage du modèle, il est indispensable d'étudier l'effet d'un calage simultané sur F, T et sur la dispersion des valeurs optimales des paramètres. Pour ce faire, nous allons reproduire le protocole du test1-B avec les 5 couples « masse-durée » tests et le critère d'ajustement des paramètres. La valeur seuil de la FO de 0.99 est utilisée pour retenir les simulations décrivant le mieux les épisodes.

Composants du modèle	Valeurs retenues
Paramètres F et T	100 sim avec tirage aléatoire uniforme [0 ; 1] par couple
Stock d'azote	***Stock global = 1 kg/ha***
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	Motif élémentaire
Variable de forçage	30 mm/h pendant 1 heure

Tableau C1-11 : Conditions du test de sensibilité sur l'ajustement des paramètres du modèle

Résultats test 3 : Sensibilité induite par l'état initial stock d'azote

Résultats Test3-A : Effet de l'importance du stock

Le graphique C1-21 permet d'apprécier le poids du stock d'azote initial sur les variables de sortie du modèle.

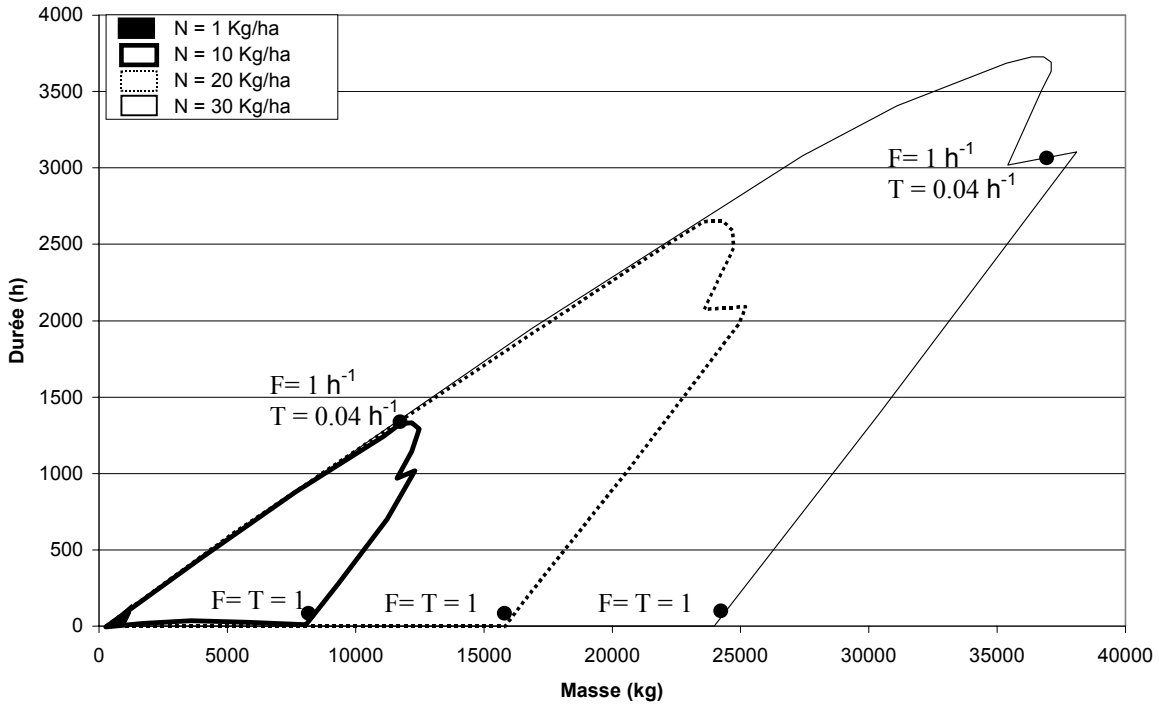


Figure C1-21 : Limites du domaine des couples « masse-durée » obtenues pour différentes valeurs du stock d'azote N

Les variables de sortie se révèlent très sensibles au stock d'azote présent au début de l'épisode de pluie. Le degré de sensibilité est fonction du paramétrage comme le montre la figure C1-21 :

- si la valeur des paramètres F et T est proche de 1 h^{-1} (vidange rapide des différents réservoirs du modèle), la masse se révèle la plus sensible au stock d'azote. On obtient une augmentation des masses exportées d'un facteur 2.98 pour une augmentation d'un facteur 3 du stock d'azote (de 10 kg/ha à 30 kg/ha). Pour ce jeu de paramètres, la durée n'augmente que de 8% ;
- si la valeur du paramètre T diminue, on observe un comportement similaire pour la masse et la durée. On obtient ainsi pour le couple F = 1 h^{-1} et T = 0.04 h^{-1} un facteur de 3.19 pour les masses, la durée varie d'un facteur 2.3 si le stock d'azote croît d'un facteur 3 (de 10 kg/ha à 30 kg/ha).

***Résultats Test3-B** : Effet de la répartition du stock*

L'effet de la répartition du stock d'azote est quantifié par la différence relative entre les masses et durées obtenues avec l'hypothèse d'un stock homogène et celles obtenues pour les cas extrêmes de répartition du stock sur un seul sous-bassin versant. La différence est exprimée en pourcentage.

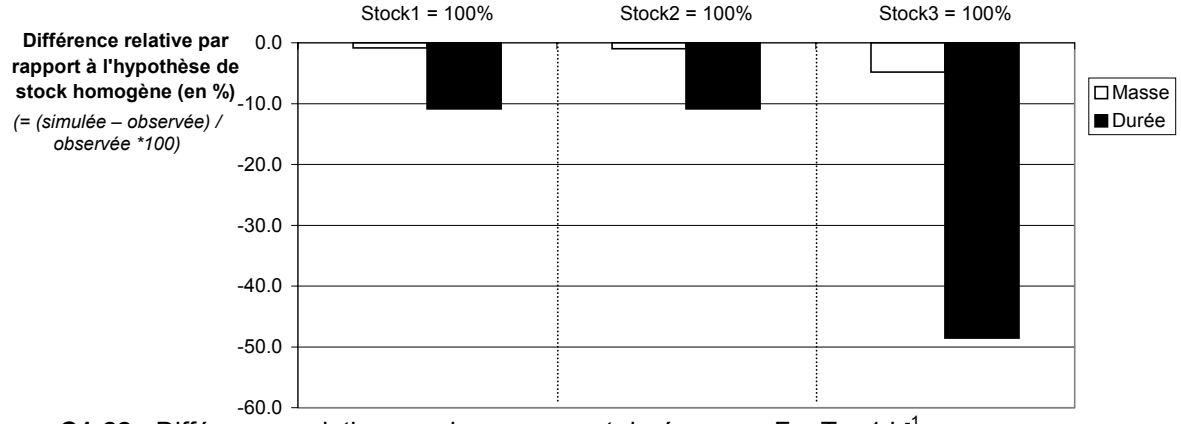


Figure C1-22 : Différences relatives sur les masses et durées avec F = T = 1 h^{-1}

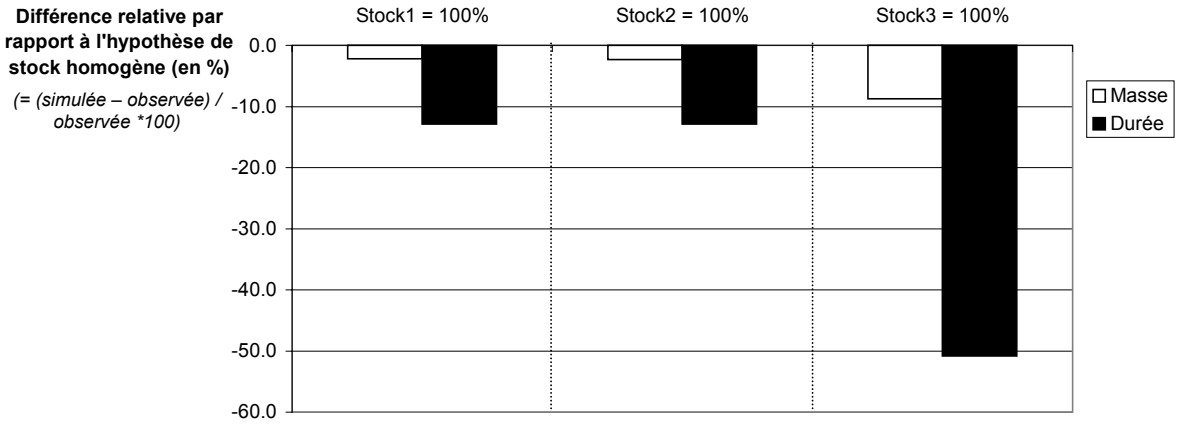


Figure C1-23 : Différences relatives sur les masses et durées avec F = T = 0.5 h^{-1}

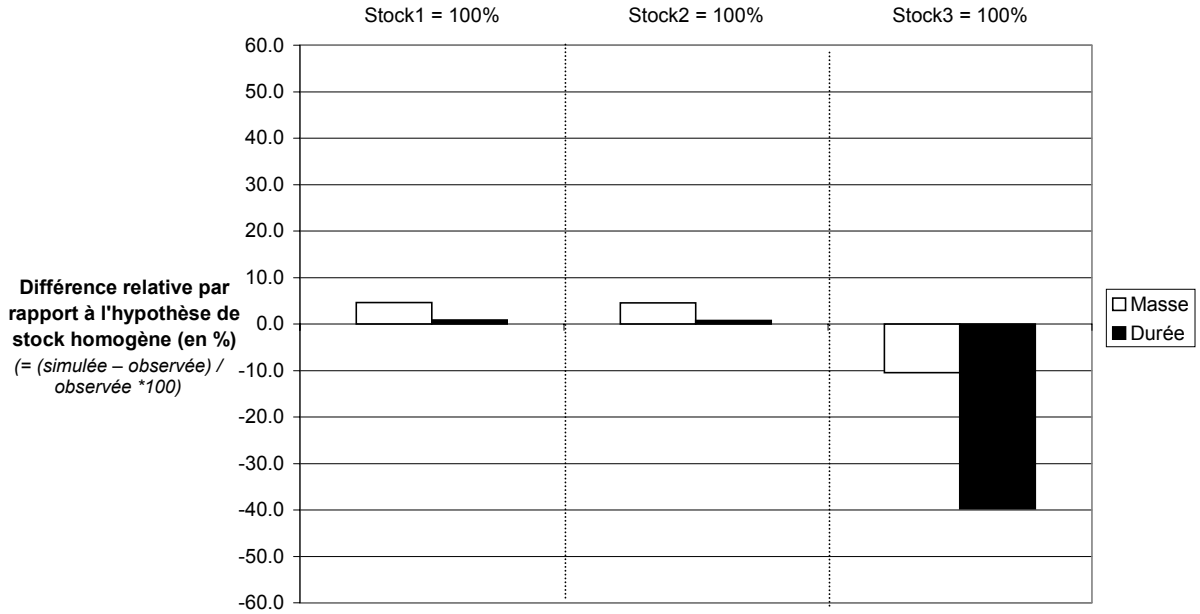


Figure C1-24 : Différences relatives sur les masses et durées avec F = T = 0.1 h^{-1}

L'analyse des figures C1-22, C1-23 et C1-24 permet de tirer les conclusions suivantes :

- pour les valeurs des paramètres F et T de 1 h^{-1} et de 0.5 h^{-1} (cf. Fig. C1-15 et C1-16), la durée se révèle plus sensible que la masse à la répartition du stock d'azote sur les différents sous-bassins. La différence est négative ce qui signifie que les masses et durées simulées sont inférieures à celles obtenues avec un stock homogène d'1 kg/ha sur la totalité du bassin. Le cas où la totalité du stock est présent sur le sous-bassin amont (stock1 = 100 %) et celui pour lequel la totalité du stock est localisé sur le sous-bassin central (stock 2 = 100 %) conduisent aux mêmes résultats. On obtient ainsi une différence sur les masses de quelques % alors que la différence sur les durées excède 10%. L'écart maximal par rapport à l'hypothèse d'un stock homogène est obtenu pour la configuration où la totalité du stock est présent sur le sous-bassin aval (stock3 = 100 %).
- la diminution des paramètres F et T de 1 h^{-1} à 0.5 h^{-1} provoque une augmentation de l'écart sur les masses et durées simulées par rapport à celles obtenues avec l'hypothèse d'un stock homogène et ceci pour les trois situations extrêmes testées (stock1 = 100 %, stock2 => 100 % et stock3 = 100 %) ;
- pour une valeur des paramètres F et T de 0.1 h^{-1}, la différence relative sur la masse et la durée est plus faible que précédemment pour les cas où stock1 = 100 % et stock2 = 100 %. Par contre, le signe change, ce qui signifie que la masse et la durée simulées pour ces configurations sont légèrement supérieures à celles obtenues pour un stock réparti de façon homogène. Pour ces faibles valeurs de F et T, l'écart maximal par rapport à l'hypothèse de stock homogène est obtenu pour le cas où la totalité du stock d'azote est localisée à l'aval (stock3 = 100 %).

La différence sur la durée peut s'expliquer par le découpage de l'espace du bassin comme le montre la figure C1-25.

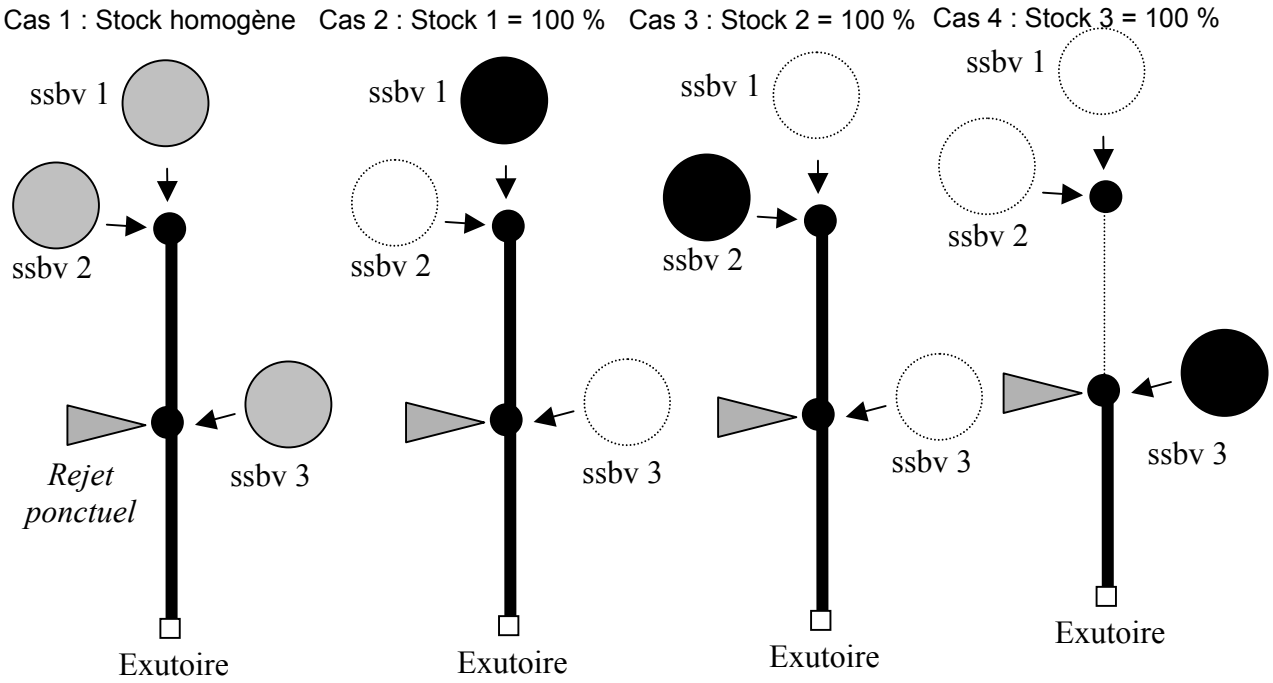


Figure C1-25 : Contribution du réseau en fonction de la répartition du stock d'azote

Dans les trois premiers cas, l'ensemble du réseau contribue au transport des masses produites. Dans le quatrième cas, l'essentiel du stock est localisé sur le sous-bassin aval. Par conséquent, seul le dernier bief contribue au transport. La durée de crise est donc réduite.

Dans les quatre cas, le stock d'azote spécifique sur le bassin est identique (1 kg/ha) ce qui explique que la masse soit peu sensible à la répartition du stock (différence <= 10 %).

***Résultats Test3-C** : Effet du stock d'azote sur l'ajustement des paramètres du modèle*

Comme le montre le résultat du test 1B, la dispersion des valeurs des paramètres F et T obtenues après calage sur des épisodes fictifs est très limitée. Pour cette phase de calage, le stock d'azote N a été fixé à 1 kg/ha. Qu'obtient-on si le calage porte sur F, T et N ? Les figures C1-26 et C1–27 permettent d'apporter une réponse à cette question. L'ajustement simultané du stock d'azote et des paramètres augmente la dispersion des valeurs des paramètres F et T qui satisfont à FO > 0.99. La dispersion y est représentée par un diagramme de Box et Whisker.

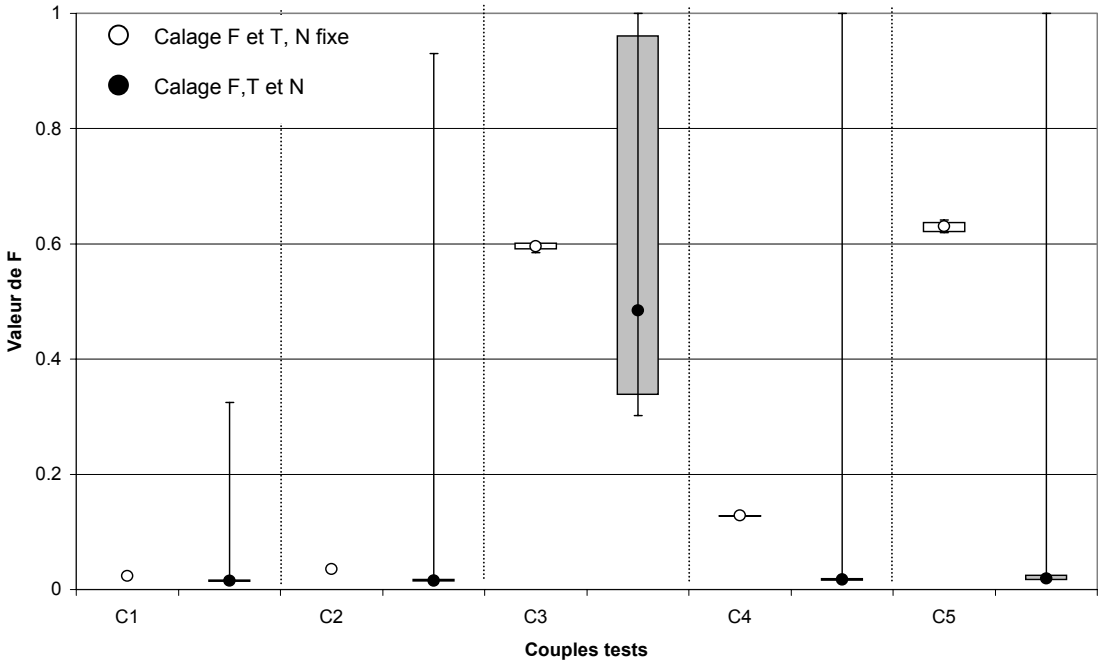


Figure C1-26 : Dispersion des valeurs du paramètre F selon que le stock d'azote N est fixé (1 kg/ha) ou calé (N [0 , 30] kg/ha)

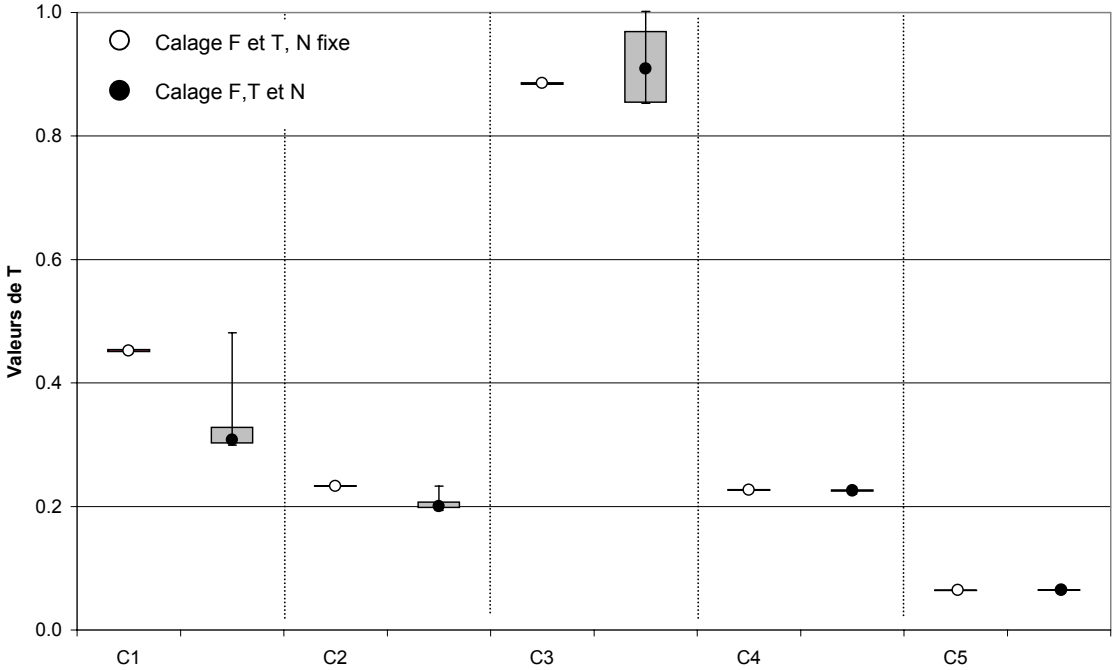


Figure C1-27 : Dispersion des valeurs du paramètre T selon que le stock d'azote N est fixé (1 kg/ha) ou calé (N [0 , 30] kg/ha)

L'augmentation de la dispersion des valeurs concerne essentiellement le paramètre F. Celui-ci régule, dans le modèle, la production des masses d'azote sur les sous-bassins versants en fonction de l'épisode pluvieux.

La figure C1-28 permet de mettre en évidence un phénomène de compensation entre le paramètre F et le stock d'azote N.

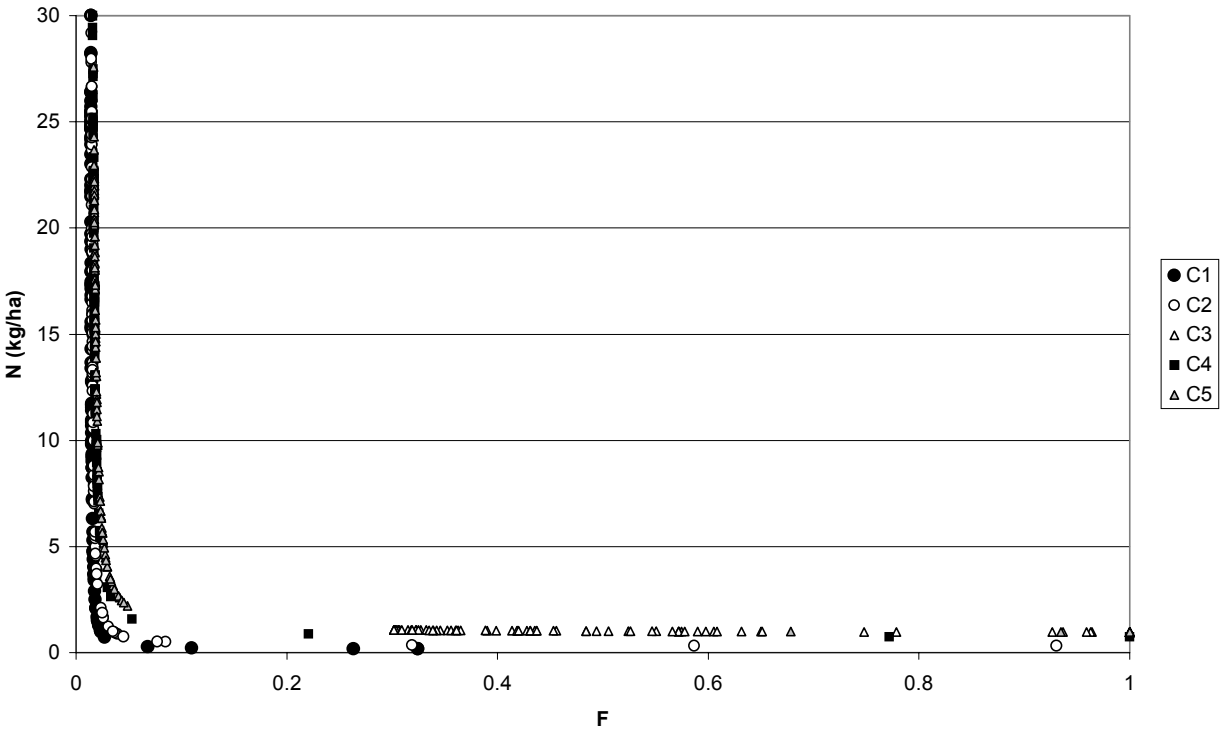


Figure C1-28 : Illustration de l'effet de compensation entre le paramètre F et le stock d'azote

Le modèle présente donc un phénomène de compensation entre l'atténuation de la lame précipitée (contrôlée par le paramètre F) et le stock d'azote disponible (N). Le modèle peut ainsi reproduire correctement la masse et la durée d'un épisode observé pour un fonctionnement interne du modèle très différent. Ce phénomène de compensation affecte donc la production des masses d'azote sur les sous-bassins versants.
Par contre, le paramètre T qui conditionne la dynamique du transport des masses dans le réseau hydrographique est faiblement affecté par le calage du stock d'azote. En effet, il intervient dans le modèle après la fonction de production.

Protocole test 4 : Sensibilité induite par la variable de forçage

Pour tester la sensibilité des variables de sortie du modèle à la variable de forçage, différents épisodes de pluie sont synthétisés. Les différents épisodes sont élaborés à partir d'une pluie élémentaire de 10 mm précipitée en 1 h.

Composants du modèle	Valeurs retenues
Paramètres F et T	4000 simulations avec tirage aléatoire uniforme [0 ; 1]
Stock d'azote	Stock global = 1 kg/ha
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	Motif élémentaire
Variable de forçage	***Objet du test***

Tableau C1-12 : Conditions du test de sensibilité sur la variable de forçage

Test4-A *: Test sur la hauteur de pluie*

On cherche dans ce test à étudier la sensibilité des réponses du modèle pour un épisode pluvieux de hauteur précipitée croissante pour une durée constante :

- 10 mm en 1 heure ;
- 20 mm en 1 heure ;
- 30 mm en 1 heure.

Test4-B *: Test sur la durée de l'épisode pluvieux*

On analyse ici la sensibilité des variables de sortie du modèle à la durée de l'épisode pluvieux pour une hauteur de pluie constante :

- 10 mm/h pendant 2 heures ;
- 20 mm en 1 heure.

Test4-C *: Test sur la forme de l'épisode pluvieux*

On teste l'effet des variations d'intensité de pluie durant l'épisode pour une hauteur de pluie constante :

- 30 mm en 1 heure ;
- 10 mm/h pendant 3heures ;
- 20 mm/h pendant 1heure puis 10 mm/h pendant 1heure ;
- 10 mm/h pendant 1 heure puis 20 mm/h pendant 1 heure.

Résultat test 4 : Sensibilité induite par la variable de forçage

***Résultats Test4-A** : Test sur la hauteur de pluie*

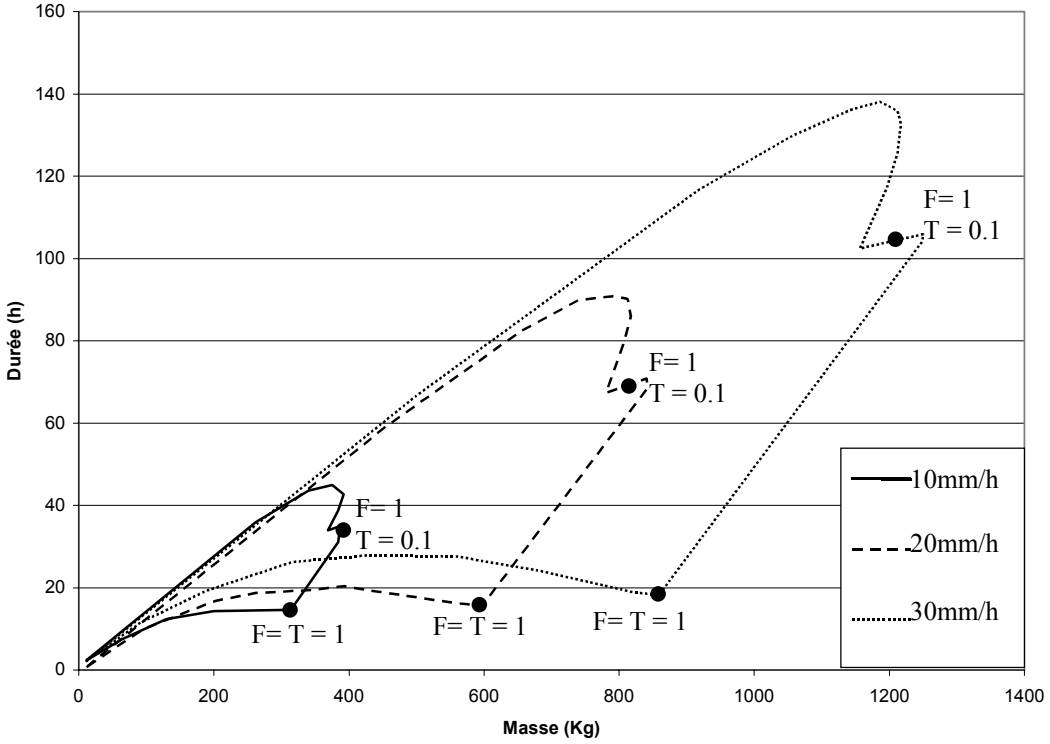


Figure C1-29 : Extension du domaine des réponses du modèle en fonction de la hauteur de pluie

L'analyse de la figure C1-29 met en évidence l'augmentation du domaine des réponses du modèle lorsque la hauteur de pluie s'accroît. Chaque limite de domaine est obtenue par l'ensemble des 4000 couples « masse-durée ». L'augmentation du domaine des réponses démontre la sensibilité des variables de sortie du modèle à la hauteur de pluie.

On observe que la sensibilité des deux variables de sortie est fonction des valeurs des paramètres F et T :

- Si les paramètres F et T sont proches de 1 h^{-1} (entraînant une vidange rapide des différents réservoirs impliqués dans la production et le transport des flux d'azote) on observe une augmentation des masses exportées avec l'augmentation de la hauteur de pluie. La durée se révèle peu sensible à la hauteur de pluie. Ainsi, pour F = T = 1 h^{-1}, la masse exportée augmente d'un facteur 1.94 lorsque la hauteur de pluie augmente d'un facteur 2 (de 10 mm à 20 mm en une heure) et d'un facteur 2.74 pour une augmentation de la hauteur de pluie d'un facteur 3 (de 10 mm à 30 mm en une heure). A l'opposé, la durée de crise est relativement stable (augmentation d'un facteur 0.17 pour une augmentation de la hauteur de pluie d'un facteur 3 (de 10 mm à 30 mm en une heure). Seule la fonction de production du modèle est affectée par la variation de la hauteur de pluie.
- Si la valeur du paramètre T diminue, on observe une augmentation similaire de la masse et de la durée de crise. Ainsi pour le couple F = 1 h^{-1} et T = 0.1 h^{-1}, la durée de crise augmente d'un facteur 2.12 pour une augmentation de la hauteur de pluie d'un facteur 2 et d'un facteur 3.15 pour une augmentation de la hauteur de pluie d'un facteur 3. Pour de faibles valeurs de T, la variation de la hauteur de pluie affecte à la fois les processus de production et de transport du modèle.

***Test4-B** : Test sur la durée de l'épisode pluvieux*

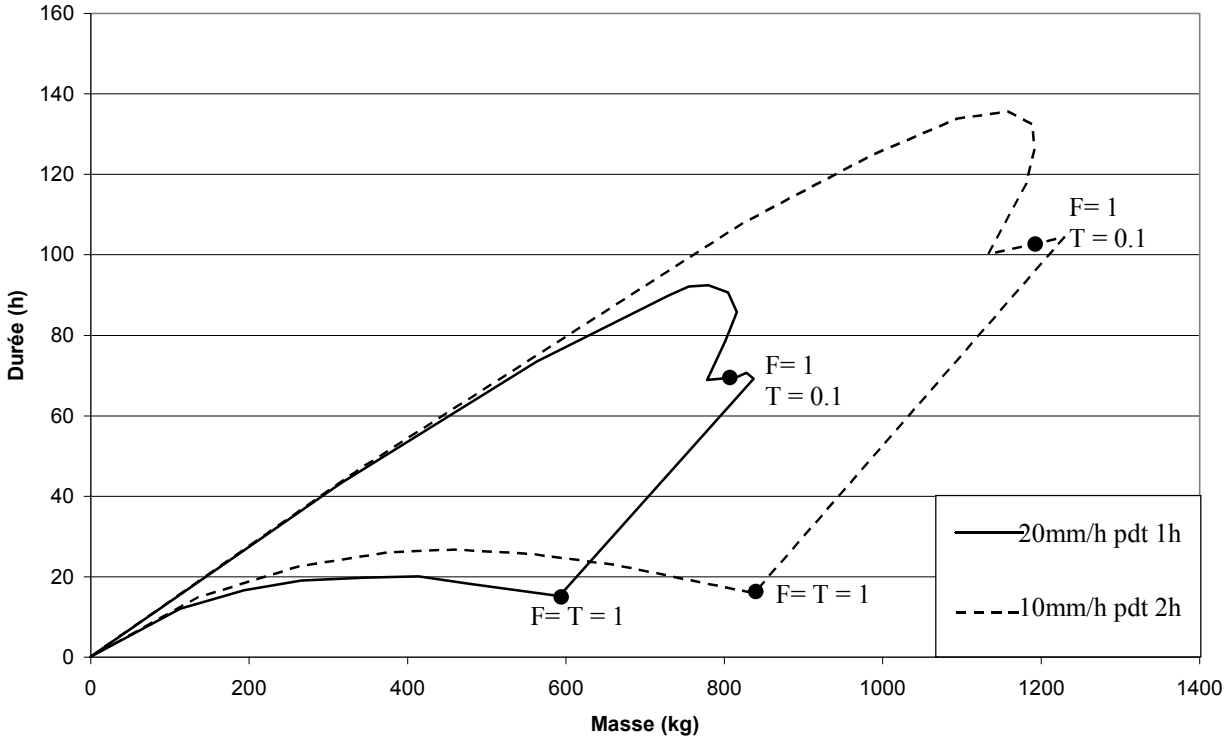


Figure C1-30 : Extension du domaine des réponses du modèle en fonction de la durée de l'épisode de pluie (hauteur de pluie = 20 mm)

La figure C1-30 met en évidence une augmentation du domaine des réponses du modèle avec l'allongement de la durée de l'épisode de pluie. Cette augmentation traduit la sensibilité des variables de sortie du modèle à la durée de la pluie. Là encore, la sensibilité des variables de sortie est fonction des valeurs des paramètres F et T. Si F= T = 1 h^{-1}, la masse augmente de 41% entre les deux épisodes de pluies pour seulement 6% d'augmentation sur la durée de crise. Si F = 1 h^{-1} et T = 0.1 h^{-1}, l'augmentation sur la durée de crise égale à 50% est similaire à celle sur la masse égale à 45%. Du point de vue des processus de production, plus l'épisode de pluie se prolonge, plus la masse d'azote mobilisée lors du ruissellement augmente.

***Résultats Test4-C** : Test sur la forme de l'épisode pluvieux*

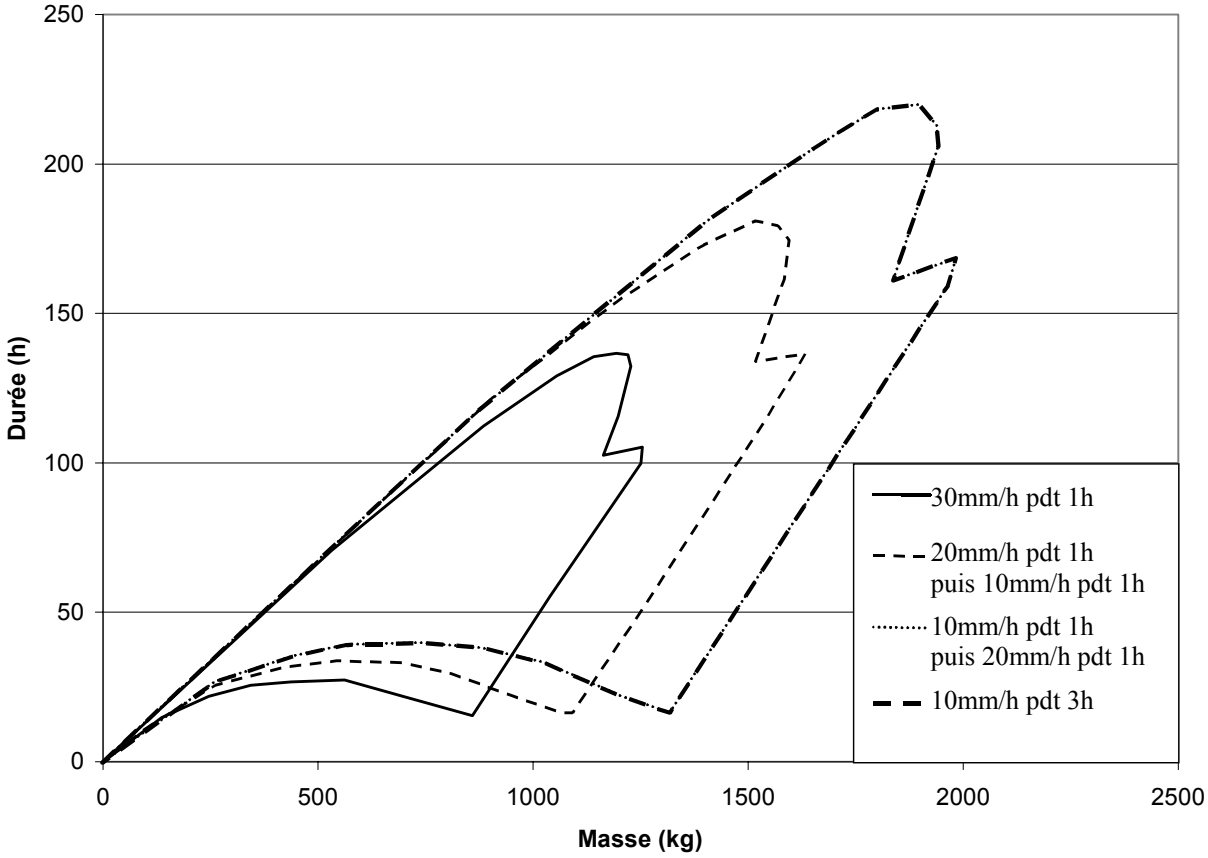


Figure C1-31 : Extension du domaine des réponses du modèle en fonction de la pluie (lame précipitée = 30 mm)

La figure C1-31 permet de tirer les conclusions suivantes :

- cette figure confirme la tendance décrite sur la figure C1-30. A savoir, pour une même lame précipitée, les variables de sortie sont sensibles à la durée de l'épisode. En effet, le domaine obtenu pour une pluie de 10 mm/h durant 3 heures est supérieur à celui obtenu pour un épisode de 30mm/h durant une heure ;
- les variables de sortie sont sensibles à la variation de l'intensité de la pluie lors de l'épisode. Le domaine des réponses du modèle est ainsi différent pour l'épisode de 10 mm/h puis 20mm/h par rapport à celui de 20 mm/h puis 10 mm/h.

Qualitativement, on peut hiérarchiser l'impact des épisodes de pluie sur les variables de sortie en fonction de l'amplitude du domaine des réponses du modèle. On obtient le classement illustré par la figure C1-32.

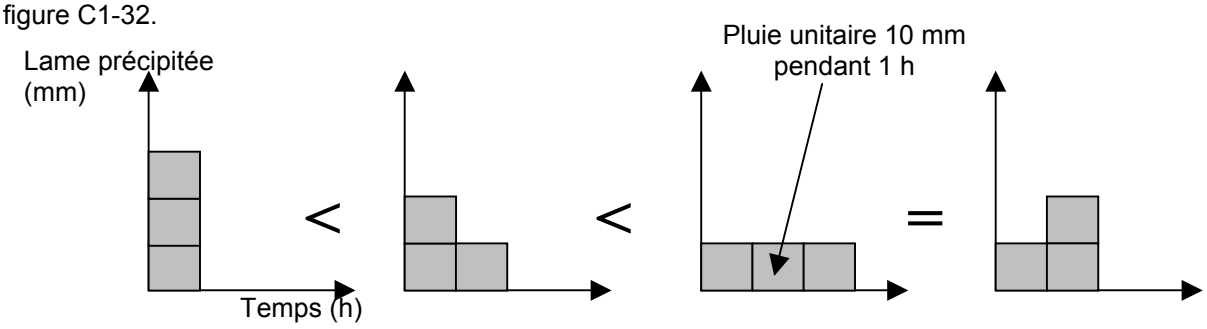


Figure C1-32 : Classement des épisodes de pluie en fonction de l'extension du domaine des variables « masse-durée »

Test 5 : Sensibilité induite par le découpage spatial du modèle

Composants du modèle	Valeurs retenues
Paramètres F et T	4000 simulations avec tirage aléatoire uniforme [0 ; 1]
Stock d'azote	Stock global = 1 kg/ha
MIN et MAX	MIN = 0.2 mm/h et MAX = 90 mm/h
Découpage de l'espace	***Objet du test***
Variable de forçage	30 mm/h

Tableau C1-13 : Conditions du test de sensibilité sur le découpage spatial du modèle

On conserve le même jeu de 4000 couples de paramètres pour les trois tests, ce qui permet de comparer, pour chaque couple, les différences en terme de masse et de durée selon le découpage de l'espace testé.

Dans les trois tests, la sensibilité va être analysée en terme de différence relative calculée sur les masses (difM) et les durées (difD) :

difM = abs(masse référence - masse test) / masse référence * 100 **Équation C1-5**

et

difD = abs(durée référence - durée test) / durée référence * 100 **Équation C1-6**

Pour faciliter l'interprétation de l'évolution des différences relatives difM et difD, on étudie également les masses et les durées obtenues pour chacun des 3 tests (test 5A, 5B et 5C) avec F = T (avec un pas d'analyse systématique de 0.01). Un total de 102 jeux de F et T ([0 , 0], [0.01 , 0.01], [0.02 , 0.02] … [1 , 1]) est ainsi généré. Ce protocole permet d'explorer la diagonale du domaine des paramètres F et T.

***Test5-A** : Test sur la surface des sous-bassins et la longueur des biefs*

Objets hydrologiques	Découpage de référence	Découpage testé
Surface ssbv1	10 km²	17.5 km²
Surface ssbv2	38 km²	17.5 km²
Surface ssbv3	4.5 km²	17.5 km²
Bief 1	11 km	8 km
Bief 2	5 km	8 km

Tableau C1-14 : Caractéristiques des objets hydrologiques manipulés

Le découpage de référence basé sur les caractéristiques physiques du bassin du Salaison présente une dissymétrie des bassins et une inégalité des longueurs des biefs. Le découpage testé est composé de sous-bassins de même surface et de tronçons de rivière de même longueur en conservant la surface totale du bassin et la longueur du linéaire de rivière du découpage de référence (cf. Fig.C1-33).

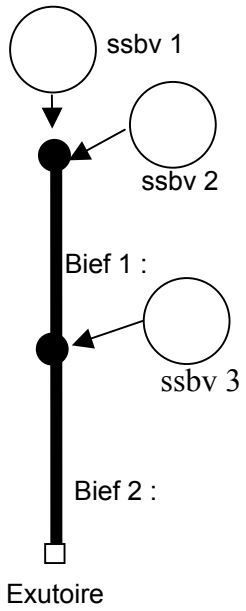


Figure C1-33 : Découpage testé

***Test5-B** : Test sur le nombre de sous-bassins et de biefs*

Objets hydrologiques	Découpage de référence	Découpage testé
Surface ssbv1	10 km²	17.5 km²
Surface ssbv2	38 km²	35 km²
Surface ssbv3	4.5 km²	-
Bief 1	11 km	16 km
Bief 2	5 km	-

Tableau C1-15 : Caractéristiques des objets hydrologiques manipulés

L'objet de ce test est d'évaluer la sensibilité des variables du modèle à la simplification du réseau hydrographique (de deux à un bief) et donc du nombre de sous-bassins (de trois à deux sous-bassins) comme l'illustre la figure C1-34.

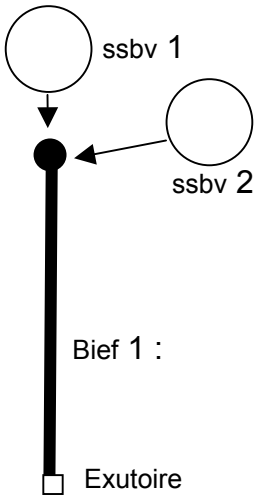


Figure C1-34 : Découpage testé

***Test5-C** : Test sur la relation sous-bassin - bief*

L'objectif de ce test est d'étudier la sensibilité des variables de sortie du modèle au mode d'apport des masses produites sur un sous-bassin au bief associé. Le découpage composé de trois sous-bassins de même surface (test 5-A) sert de base à ce test. On génère deux modèles différents avec :

- un premier modèle où l'apport des masses d'azote exportées depuis un sous-bassin se fait en tête du bief associé ;
- un deuxième modèle où l'apport est fractionné le long du bief comme le montre la figure C1-35.

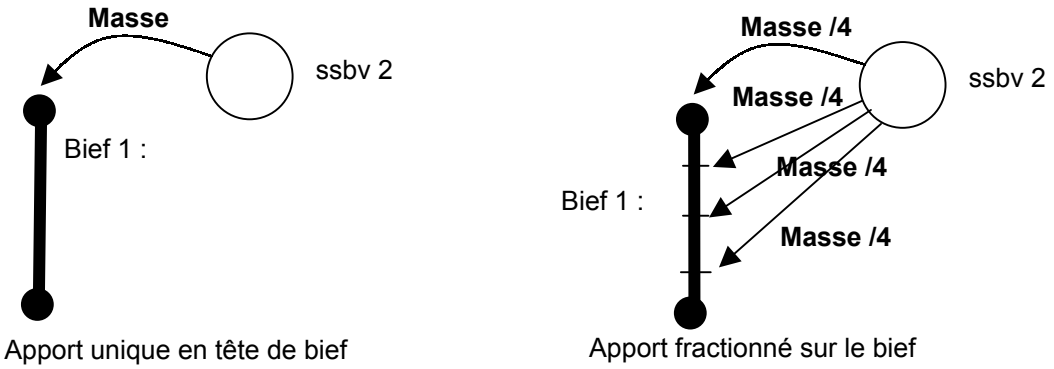


Figure C1-35 : Comparaison des relations "sous-bassins - bief"

Objets hydrologiques	Découpage de référence (Test 5-A)	Découpage testé
Surface ssbv1	17.5 km²	17.5 km²
Surface ssbv2	17.5 km²	17.5 km²
Surface ssbv3	17.5 km²	17.5 km²
Bief 1	8 km	8 km
Bief 2	8 km	8 km
Relation "sous-bassin -- bief"	En tête	4 apports par bief

Tableau C1-16 : Caractéristiques des objets hydrologiques manipulés

Résultat test 5 : Sensibilité induite par le découpage spatial du modèle

***Résultats Test5-A** : Test sur la surface des sous-bassins et la longueur des biefs*

Les figures suivantes représentent la différence relative sur les masses difM (cf. Fig.C1-36) et sur les durées difD (cf. Fig.C1-37) obtenues avec les deux découpages de l'espace en fonction de la valeur des paramètres F et T. La diagonale figurée en pointillé correspond aux valeurs des paramètres F et T testés.

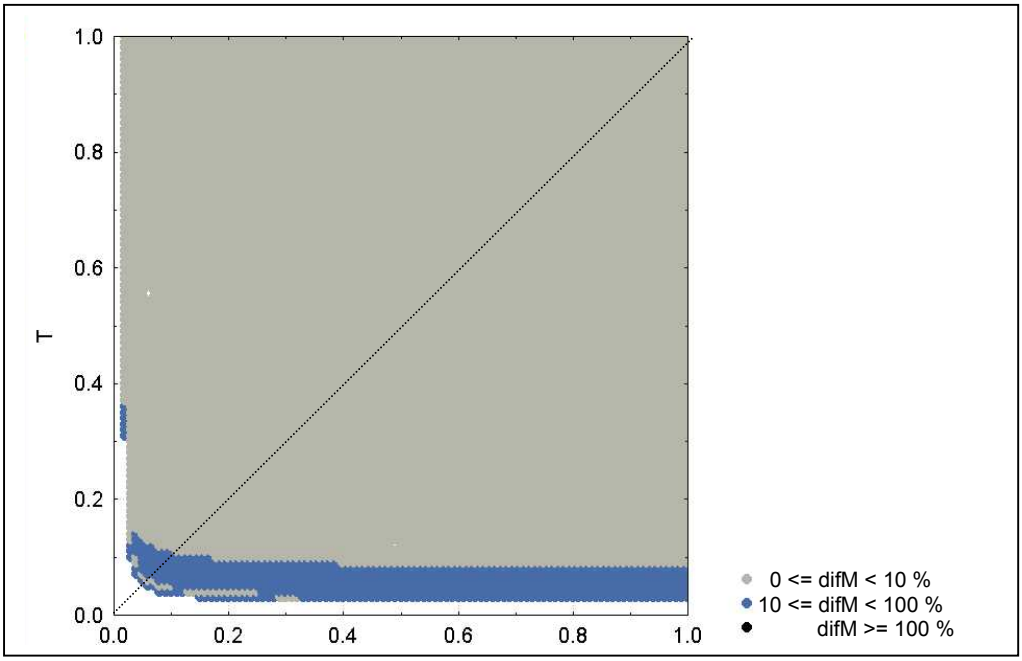


Figure C1-36 : Différence relative des masses selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs

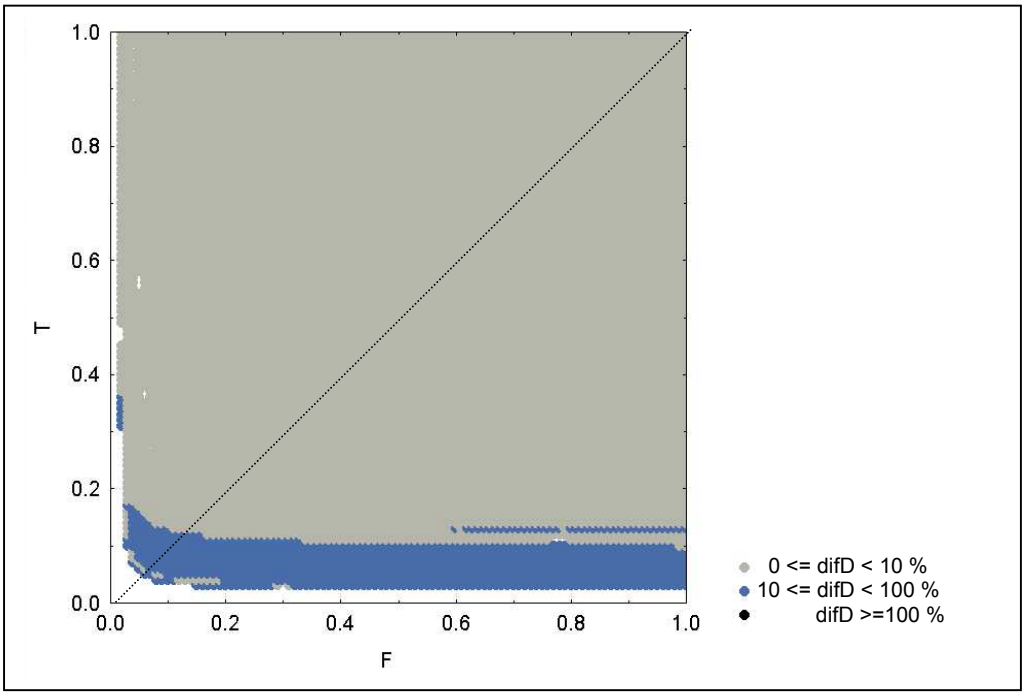


Figure C1-37 : Différence relative des durées selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs

Les réponses du modèle obtenues par l'exploration systématique de la diagonale du domaine des paramètres F et T sont illustrées dans la figure C1-38 (analyse des masses) et C1-39 (analyse des durées).

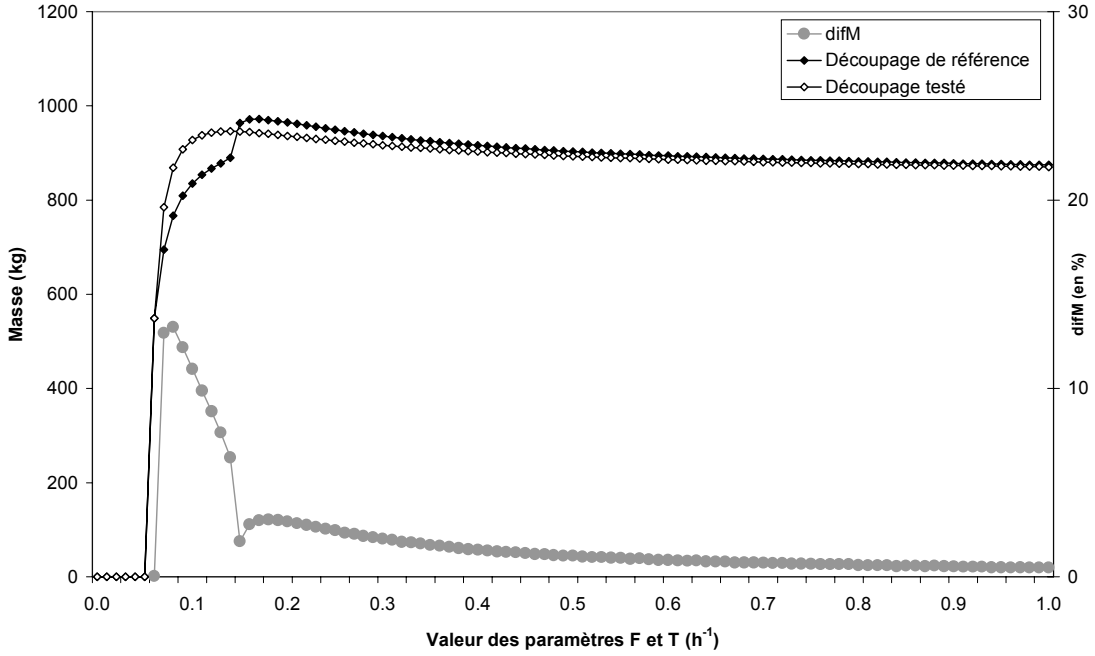


Figure C1-38 : Comparaison des masses obtenues selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs

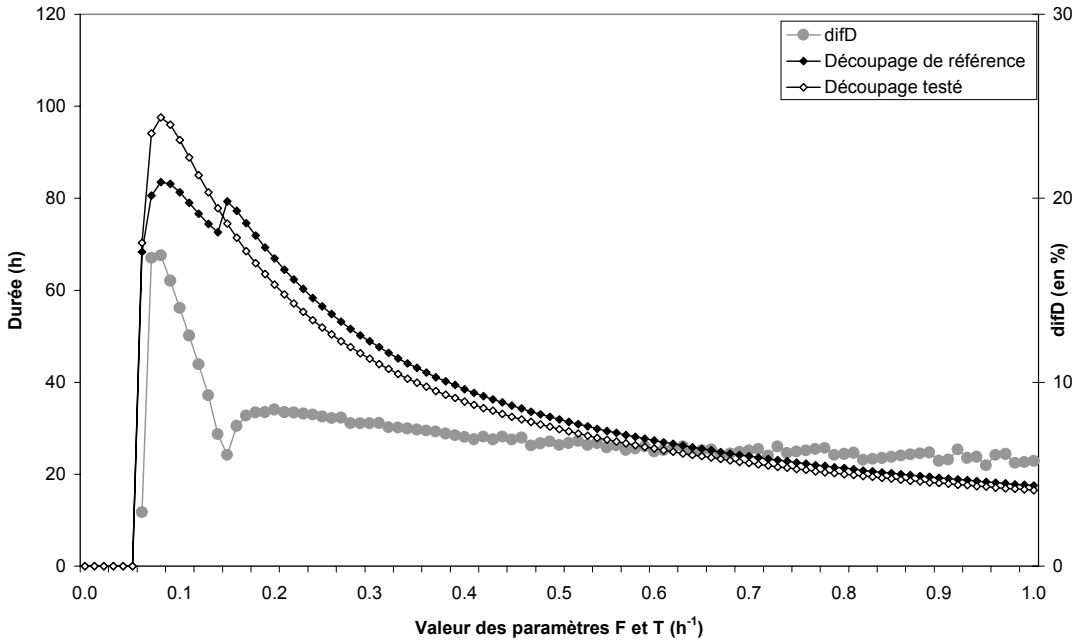


Figure C1-39 : Comparaison des durées obtenues selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs

L'analyse des figures C1-36 à C1-39 permet de faire plusieurs observations :

- on constate l'existence de valeurs minimales des paramètres pour générer un flux à l'exutoire supérieur au flux de base. En dessous de ces valeurs seuils, le flux généré est inférieur au seuil de déclenchement du modèle de crise fixé à 7.5 kg/h. Pour le paramètre F, le seuil est de 0.02 h^{-1} et pour le paramètre T, il est de 0.03 h^{-1} (cf. Fig. C1-36 et C1-37).
- une zone de plus forte sensibilité (difM et difD > 10 %) s'observe pour les faibles valeurs du paramètre T et dans une moindre mesure pour les faibles valeurs de F. Cette zone est située à proximité des seuils nécessaires au déclenchement du modèle de crise (cf. Fig. C1-36 et C1-37). L'analyse des figures C1-38 et C1-39 permet de mettre en évidence la discontinuité déjà commentée (cf. test A1) due à la dissymétrie du réseau (avec un petit bief aval et un bief amont plus long). On ne retrouve pas cette discontinuité dans le découpage testé où les deux biefs sont de longueur identique (8 km).
- Pour le reste du domaine des paramètres, la sensibilité induite par la surface des sous-bassins et la longueur des biefs est limitée à la fois sur la masse et la durée (0% < difM et difD< 10%) (cf. Fig. C1-36 et C1-37). Pour des valeurs des paramètres F et T croissantes, les différences relatives difM et difD se stabilisent. Les masses et durées simulées par le modèle de référence sont légèrement supérieures à celles obtenues avec le modèle testé (cf. Fig. C1-38 et C1-39).

***Résultats Test5-B** : Test sur le nombre de sous-bassins et de biefs*

Les figures suivantes représentent la différence relative sur les masses difM (cf. Fig.C1-40) et sur les durées difD (cf. Fig.C1-41) obtenues avec les deux découpages de l'espace en fonction de la valeur des paramètres F et T. Là encore, les diagonales du domaine des paramètres sont explorées.

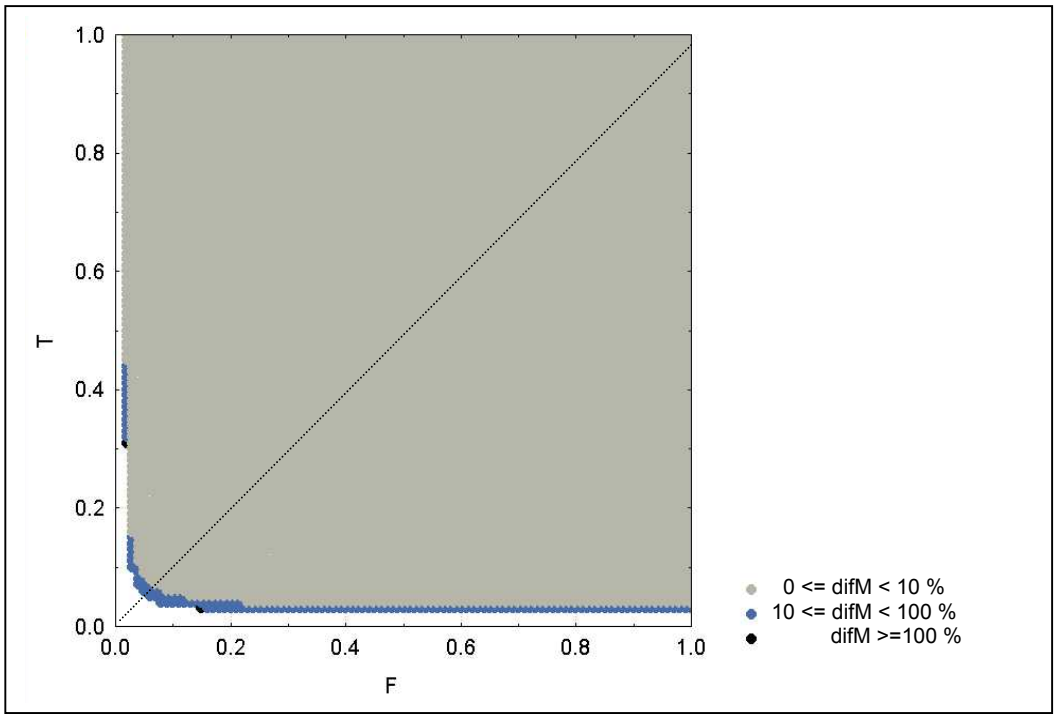


Figure C1-40 : Différence relative des masses selon le nombre de sous-bassins et de biefs

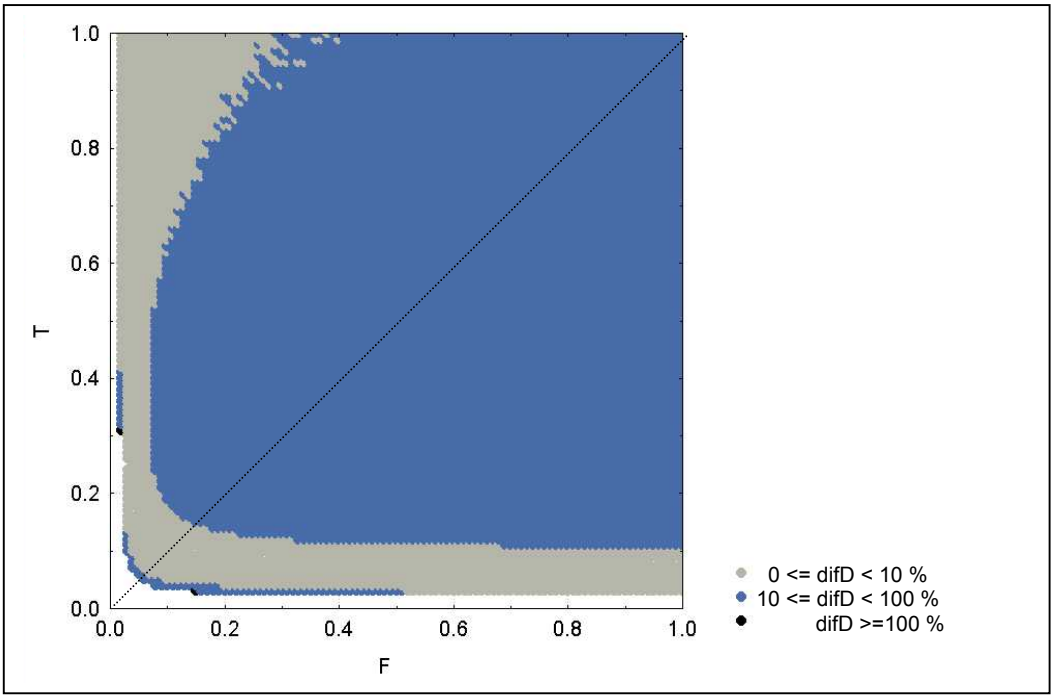


Figure C1-41 : Différence relative des durées selon le nombre de sous-bassins et de biefs

Les masses et durées, obtenues pour les deux modèles, par l'exploration systématique de la diagonale du domaine des paramètres, sont illustrées dans les figures C1-42 et C1-43.

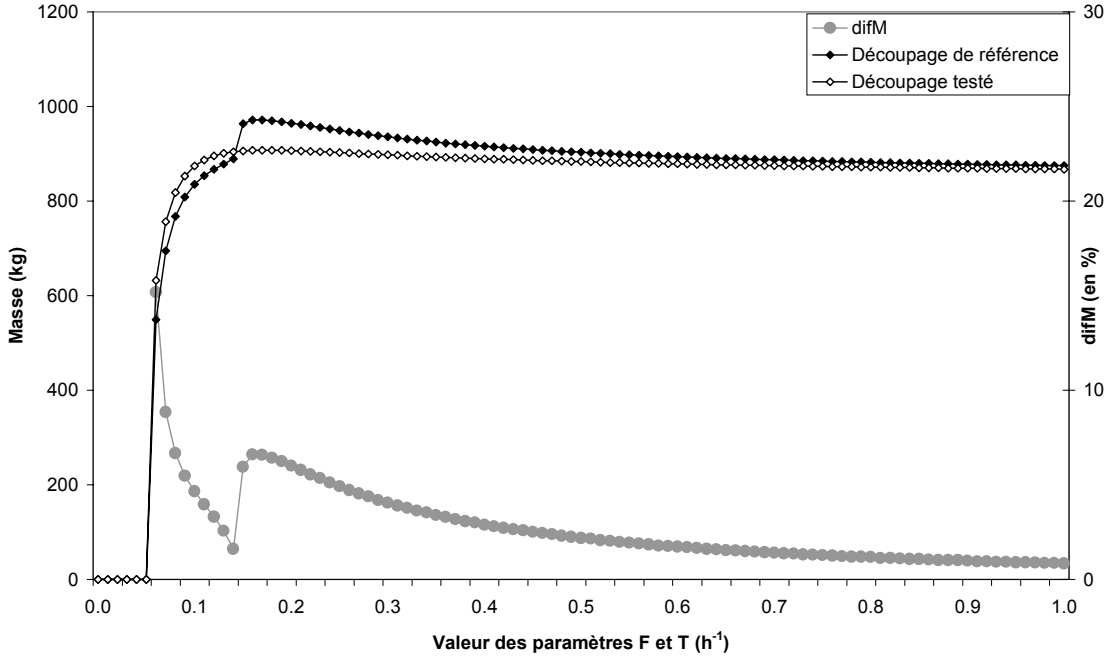


Figure C1-42 : Comparaison des masses obtenues selon le nombre de sous-bassins et de biefs

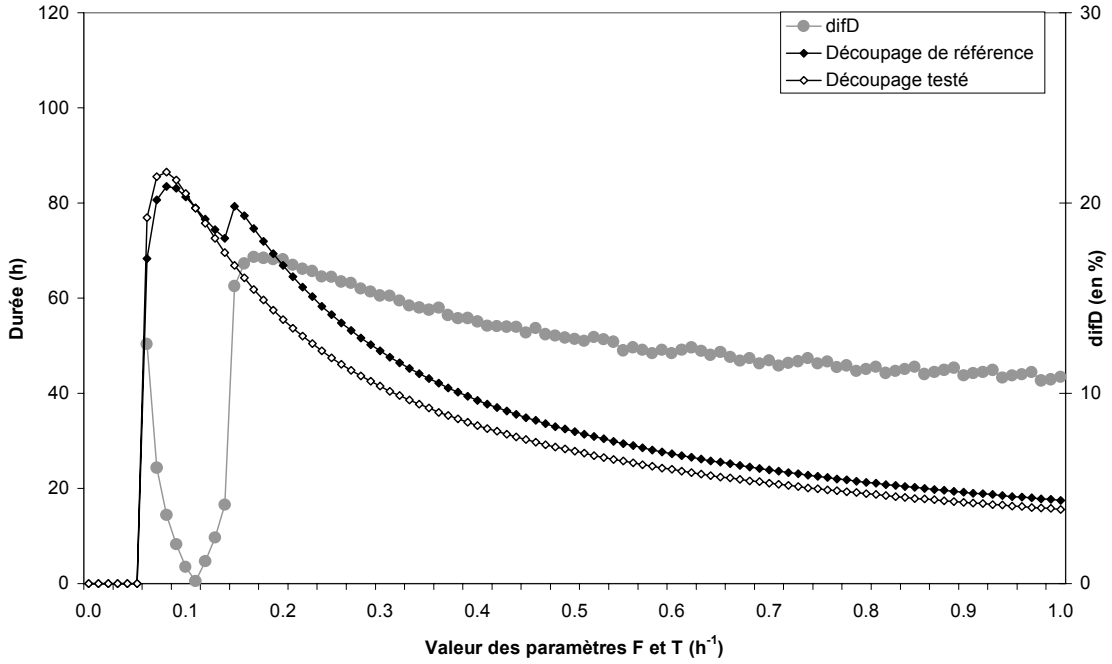


Figure C1-43 : Comparaison des durées obtenues selon le nombre de sous-bassins et de biefs

L'analyse des figures C1-40 à C1-43 permet de tirer les conclusions suivantes :

- comme pour le résultat du test 5A, une valeur minimale des paramètres F et T est nécessaire pour obtenir un flux à l'exutoire supérieur au seuil de déclenchement (7.5 kg/h) (cf. Fig. C1-40 et C1-41) ;
- la masse se révèle peu sensible au nombre de biefs excepté pour de faibles valeurs de F et de T (cf. Fig. C1-40 et C1-41). Pour ces faibles valeurs de F et T, on retrouve la discontinuité due à la dissymétrie du réseau hydrographique du découpage de référence (cf. test A1) ;
- la durée est plus sensible au nombre de biefs puisque la différence relative difD est supérieure à 10% sur une grande partie du domaine des paramètres. L'analyse des figures C1-42 et C1-43 montre que les masses et durées produites par le modèle de référence (2 biefs) sont légèrement supérieures au modèle testé (à un bief).

***Résultats Test5-C** : Test sur la relation sous-bassin - bief*

Les figures suivantes représentent la différence relative sur les masses difM (cf. Fig.C1-44) et sur les durées difD (cf. Fig.C1-45) obtenues avec les deux découpages de l'espace en fonction de la valeur des paramètres F et T. Les diagonales du domaine des paramètres F et T sont explorées.

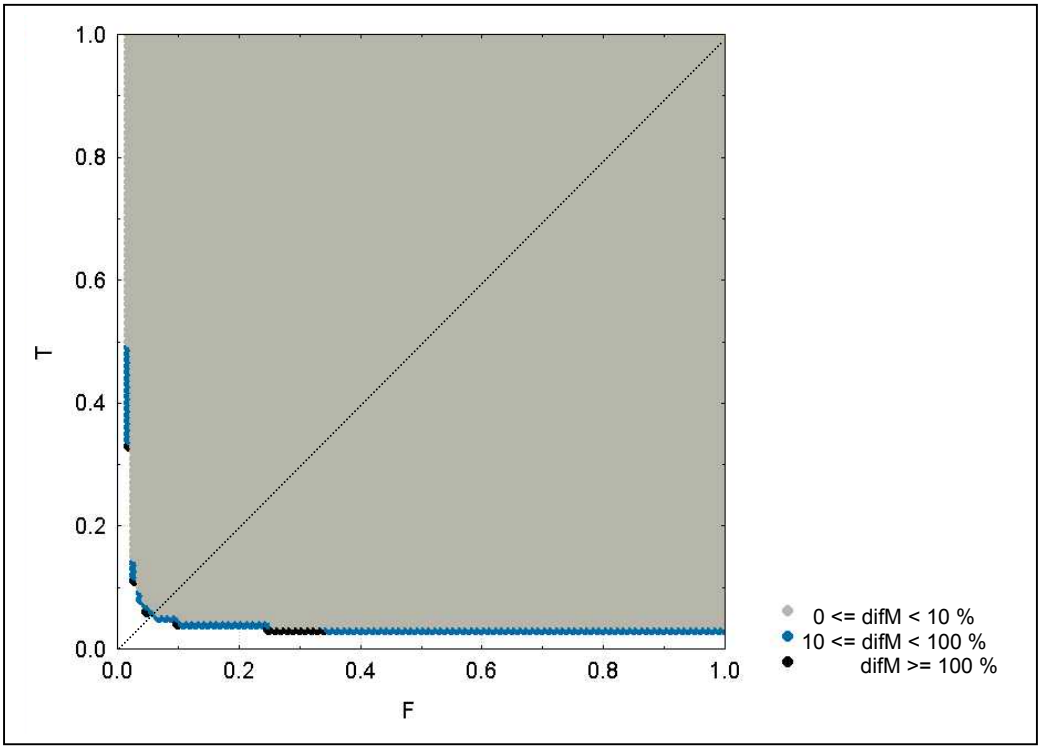


Figure C1-44 : Différence relative des masses selon le mode de relation "bief - sous-bassin"

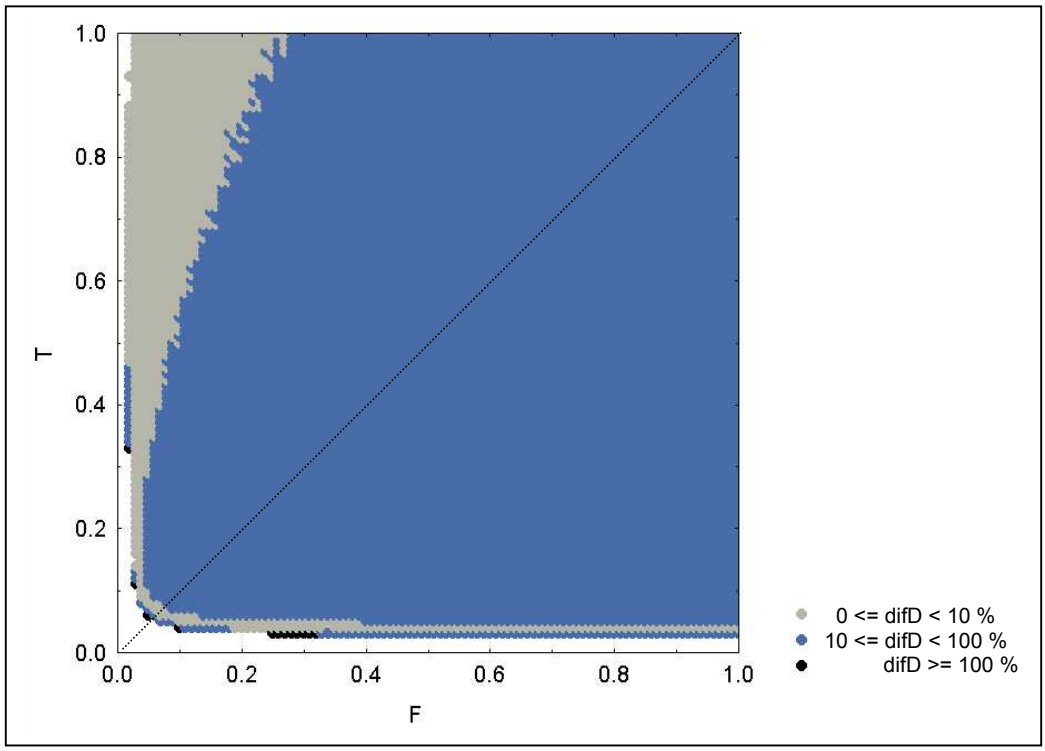


Figure C1-45 : Différence relative des durées selon le mode de relation "bief - sous-bassin"

Les masses et les durées obtenues pour les deux modèles par l'exploration systématique de la diagonale du domaine des paramètres sont illustrées dans les figures C1-46 (sur les masses) et C1–47 (sur les durées).

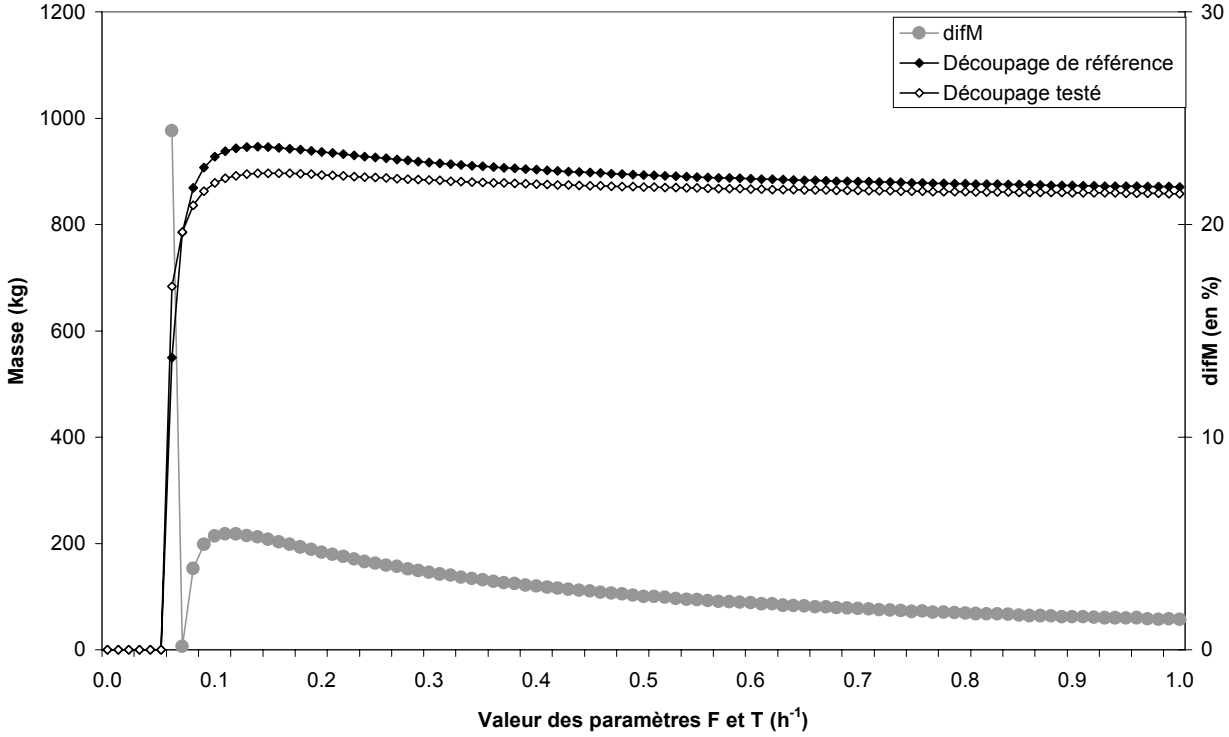


Figure C1-46 : Comparaison des masses obtenues selon le mode de relation "bief - sous-bassin"

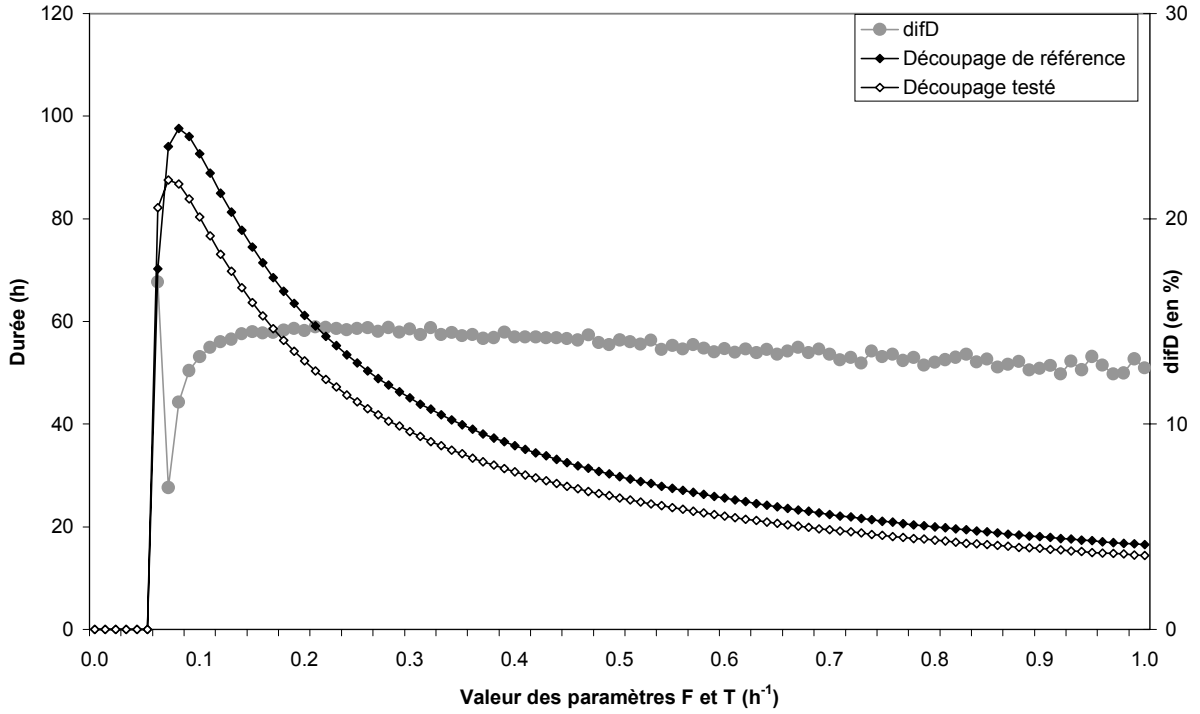


Figure C1-47 : Comparaison des durées obtenues selon le mode de relation "bief - sous-bassin"

L'étude de ces figures C1-44 à C1-47 permet de retenir les points suivants :

- on met en évidence tout comme dans les précédents tests, (cf. test 5A et 5B) une valeur seuil des paramètres F et T nécessaire au déclenchement du modèle (cf. Fig. C1-44 et C1-45) ;
- excepté pour les valeurs des paramètres F et T proches de ces seuils, la masse se révèle peu sensible au mode de relation entre sous-bassins et biefs associés. La durée est par contre plus sensible à ce mode de relation puisque difD est supérieure à 10% pour une grande partie du domaine des paramètres (cf. Fig. C1-44 et C1-45).
- L'analyse des figures C1-46 et C1-47 montre que pour un couple F et T donné, la masse et la durée simulées par le modèle de référence (apport en tête de bief) est supérieure à celles obtenues avec le modèle testé (apport fractionné).

La synthèse de ces résultats est présentée dans la conclusion générale de l'analyse de sensibilité.

C1-6. Conclusion

L'étude comparative des méthodes d'exploration du domaine des paramètres F et T a permis de privilégier l'approche aléatoire plus efficace en terme de qualité d'exploration du domaine des réponses du modèle « masse-durée ».

Cette méthode a été ensuite utilisée pour répondre aux différentes questions posées au début de cette étude de sensibilité (cf. C1-51). Nous résumons les résultats obtenus pour chacune des 5 familles de tests.

- **test sur les paramètres** :
  Du point de vue du comportement du modèle, plus le paramètre F est important, plus la masse d'azote exportée durant la crise est importante. Ce paramètre intervient sur l'atténuation de la dynamique de l'épisode pluvieux. Plus le paramètre F est important, moins la dynamique de l'épisode de pluie est atténuée. Une diminution du paramètre T se traduit par un allongement de la durée de la crise. Le paramètre T permet de réguler les processus de transport des masses d'azote dans le réseau. Plus ce paramètre est faible, plus la dynamique du transport des masses dans le réseau hydrographique est atténuée, ce qui augmente la durée de crise ;
  Les paramètres F et T ne sont pas redondants puisqu'ils présentent des gradients différents sur le domaine des réponses du modèle (cf. Fig. C1-14).
  Pour chaque couple « masse-durée » observé lors d'un épisode de crue, une gamme de valeurs réduites des paramètres pourra être déterminée lors du calage (dans l'hypothèse d'un stock d'azote fixé au préalable) (cf. Fig. C1-17).

- **test sur les constantes MIN et MAX** :
  La constante MIN joue un rôle fondamental dans le modèle puisqu'elle correspond au seuil de pluie nécessaire à déclencher une réponse du bassin en terme de production d'azote. Le modèle est beaucoup moins sensible à la valeur de la constante MAX. Nous avons supposé que ces deux constantes sont des caractéristiques locales de la pluie sur la zone d'étude (cf. B3.31). La première étape du calage du modèle sur les bassins d'étude va donc consister à déterminer un couple de valeurs unique pour MIN et MAX permettant de reproduire l'ensemble des 20 crues échantillonnées.

- **test sur l'état initial « stock d'azote »** :
  Les variables de sortie sont très sensibles au stock d'azote (cf. test 3-A). Ce comportement du modèle va permettre de prendre en compte les spécificités des différents bassins d'étude en terme de pratiques culturales.
  Le degré de sensibilité est dépendant du paramétrage (cf. test 3-A). Pour des valeurs des paramètres F et T proches de 1 h^{-1}, l'augmentation du stock se traduit par un accroissement des masses exportées sans modification sensible de la durée de la crise. Si la valeur de T diminue, le temps de transport dans la rivière augmente et l'on observe le même comportement sur les masses et les durées (augmentation fonction du stock d'azote).
  Seule la durée est sensible à la répartition du stock d'azote sur le bassin (cf. test 3-B). Les cas extrêmes de répartition testés montrent que la durée dépend essentiellement de la distance à parcourir dans le réseau. Plus le stock est situé à l'amont du bassin, plus la distance entre lieu de production et exutoire s'allonge. La sensibilité d'une des deux variables de sortie du modèle à la répartition du stock justifie l'approche distribuée que nous avons adoptée dans le modèle. L'absence de sensibilité sur la masse est due à

l'hypothèse de conservation de l'azote durant son transport. Si nous avions considéré les phénomènes d'auto-épuration, la répartition du stock aurait des conséquences plus marquées sur les masses produites.
Enfin nous avons montré que l'ajustement simultané des paramètres et des conditions initiales, lors du calage du modèle, risque de poser des problèmes de compensation (cf. test 3-C). Ces phénomènes concernent le paramètre F et le stock d'azote directement impliqué dans la production des flux d'azote sur les sous-bassins versants.

- **tests sur la variable de forçage** : les résultats des tests 4A, 4B et 4C montrent que les variables de sortie du modèle sont à la fois sensibles à la hauteur précipitée, à la durée de la pluie et à la variation de l'intensité durant l'épisode. Le degré de sensibilité est fonction des paramètres F et T. Ainsi, seule la masse est sensible à l'augmentation de la hauteur précipitée pour des valeurs de F et T proches de 1 h^{-1}. La variable de sortie « durée » se révèle à son tour sensible à la valeur de la hauteur de pluie uniquement lorsque la valeur de T diminue (cf. test 4–A).
  Pour une même hauteur de pluie, la masse et la durée (si T est faible) sont sensibles à l'allongement de la durée de l'épisode de pluie (cf. Test 4-B). Du point de vue des processus représentés par le modèle, plus l'épisode de pluie se prolonge, plus la masse mobilisée sur les sous- bassins versants est importante.

- **tests sur le découpage spatial du modèle** : ces tests ont été réalisés toutes choses étant égales par ailleurs (notamment hypothèses d'un stock d'azote identique sur les différents sous-bassins).
  La principale conclusion à souligner est la sensibilité de la durée de crise à la description du réseau. Si le nombre de biefs diminue et que l'on conserve un mode d'apport des masses produites en tête de bief, la durée du transport pour un jeu de paramètres F et T donné va augmenter. A l'opposé, le fractionnement des masses produites le long d'un même bief diminue la longueur moyenne que les masses ont à parcourir dans le bief. La durée de crise pour un jeu F et T donné est donc plus courte que si l'apport se fait uniquement en tête. La masse s'avère peu sensible aux différents découpages testés. Ce comportement s'explique par le fait que les trois découpages considérés présentent la même surface (53 km²) et par conséquent le même stock d'azote global. La masse produite pour un épisode de pluie donné est donc sensiblement la même dans chacune des configurations.

Cette analyse de sensibilité a permis de tester le comportement du modèle dans des conditions extrêmes (en terme notamment de stock d'azote disponible). Ce type d'analyse est incontournable lors du développement d'un modèle pour s'assurer que son comportement est cohérent par rapport aux hypothèses qui ont conduit à sa création (réactivité aux épisodes pluvieux, sensibilité aux activités anthropiques par l'intermédiaire du stock d'azote, ajustement des paramètres à l'aide de données « pluie-flux » d'azote à l'exutoire).
L'étape suivante du développement du modèle consiste à confronter les résultats du modèle POL en terme de masse exportée et de durée des épisodes de crise avec les données disponibles sur les 4 bassins du Pallas, de la Vène du Salaison et du Dardaillon.

Chapitre C2 : Application du modèle POL sur les bassins d'étude

C2. Application du modèle POL sur les bassins d'étude

L'application du modèle sur les bassins d'étude nécessite une phase préalable d'extraction et de caractérisation des unités de production et de transport. Nous détaillons dans ce chapitre les différentes étapes d'extraction et de caractérisation des unités du modèle.

C2-1. Choix du réseau de référence

Puisque le découpage spatial d'un bassin dans le modèle POL repose sur la définition d'un réseau, la question du démarrage des rivières se pose. Cette question est particulièrement délicate car l'ensemble des rivières des bassins d'étude présente un caractère d'écoulements intermittents. De ce fait, les points de départ du réseau sont variables dans le temps, ce qui conduirait à définir un découpage spatial variable en fonction de l'état hydrologique du bassin. Le découpage spatial du modèle a été défini à partir du réseau pérenne cartographié par l'IGN (Bd Carto®).

Toutefois, l'utilisation d'un tel réseau n'est pas sans inconvénient :

- d'une part, seules les grandes structures de transfert sont prises en compte en occultant par exemple le réseau de fossés (intermittents par définition) ;
- d'autre part, la notion de réseau pérenne sur les bassins d'étude est assez discutable. Des observations de terrain réalisées ponctuellement montrent que certaines portions définies comme pérennes présentent des phases de tarissement en période estivale.

L'utilisation de ce réseau, bien défini géographiquement, reste cependant le meilleur compromis.

Le découpage spatial du bassin nécessite en plus du réseau hydrographique, la localisation des rejets ponctuels. Sur les quatre bassins, on dénombre 8 rejets de stations d'épuration (cf. fig. B2-12). La localisation de ces rejets est disponible dans une couche d'information créée par le Conseil Général de l'Hérault.

C2-2. Découpage spatial des 4 bassins d'étude

A partir de chaque nœud du réseau précédemment défini, les surfaces amont doivent être extraites. Cette extraction des sous-bassins repose sur une analyse de la topographie des bassins réalisée à partir du Modèle Numérique de Terrain (MNT) disponible sur la zone.
Cette étape nécessite au préalable de vérifier que le réseau de drainage extrait du MNT présente une géométrie comparable avec le réseau de référence retenu. La précision du MNT sur les bassins est de 1 à 3 m en altitude pour une résolution de 50 m (Bd Alti® de l'IGN). Les bassins étudiés présentent une morphologie particulière avec une zone amont élevée (de 150 à 300 m) caractérisée par un relief contrasté et une zone aval relativement monotone et de faible

altitude (proche du niveau de la mer). L'extraction du réseau de drainage est par conséquent délicate dans ces zones planes.

La figure C2-1 illustre les problèmes de cohérence entre le réseau de drainage extrait du MNT et le réseau de référence sur le bassin du Salaison. Le bassin versant de l'étang de l'Or présente la particularité d'être parcouru d'Est en Ouest par un canal (canal Philippe LAMOUR). Celui-ci est surélevé par rapport au bassin lui-même. Cependant, pour permettre l'écoulement des rivières du Nord vers le Sud, ce canal passe en siphon sous le lit des rivières du bassin. Cette particularité fonctionnelle n'apparaît pas sur le MNT, et le canal constitue une barrière aux écoulements. Ce biais est dû au mode de création du MNT par interpolation entre des points cotés de la Bd Alti® de l'IGN.

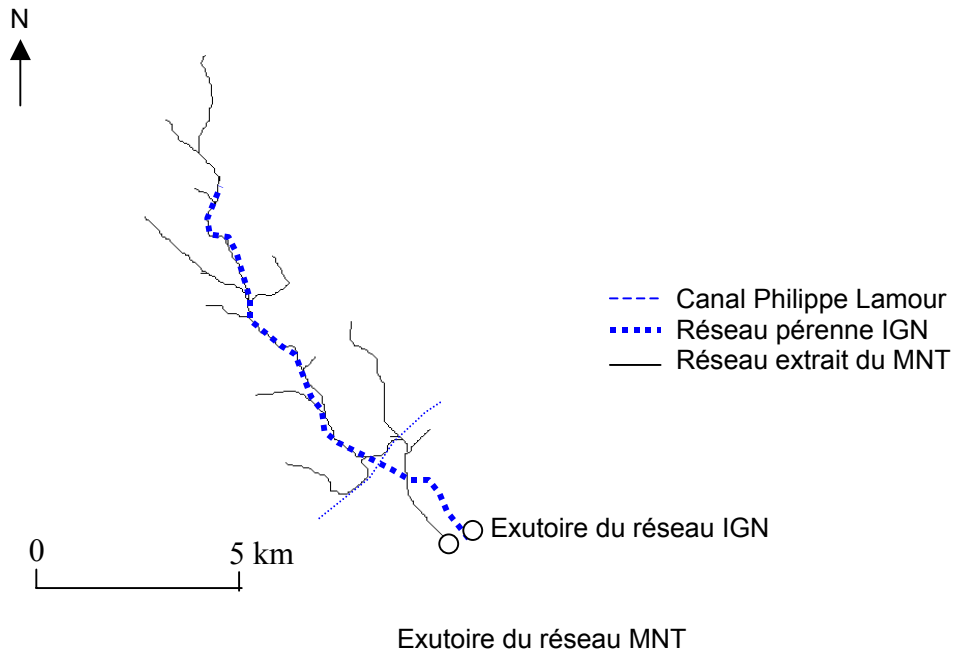


Figure C2-1 : Comparaison du réseau de l'IGN et extrait du MNT

Sur le bassin du Salaison, le réseau de drainage extrait du MNT n'est donc pas cohérent avec le réseau de référence de l'IGN. Pour pouvoir extraire les sous-bassins versants à partir de la structure du réseau de référence, le MNT doit être modifié. La solution testée sur ce bassin est basée sur la modification du MNT par incrustation du réseau hydrographique de référence (CHARLEUX-DEMARGNE, 2001). Pour tous les pixels n'appartenant pas au réseau, on ajoute une valeur forfaitaire *dz* à l'altitude du MNT. Plusieurs valeurs *dz* sont testées pour modifier le MNT (cf. annexe 2C). On retient sur le Salaison, la valeur *dz* de 6m.

La figure C2-2 illustre l'effet d'une incrustation sur un MNT.

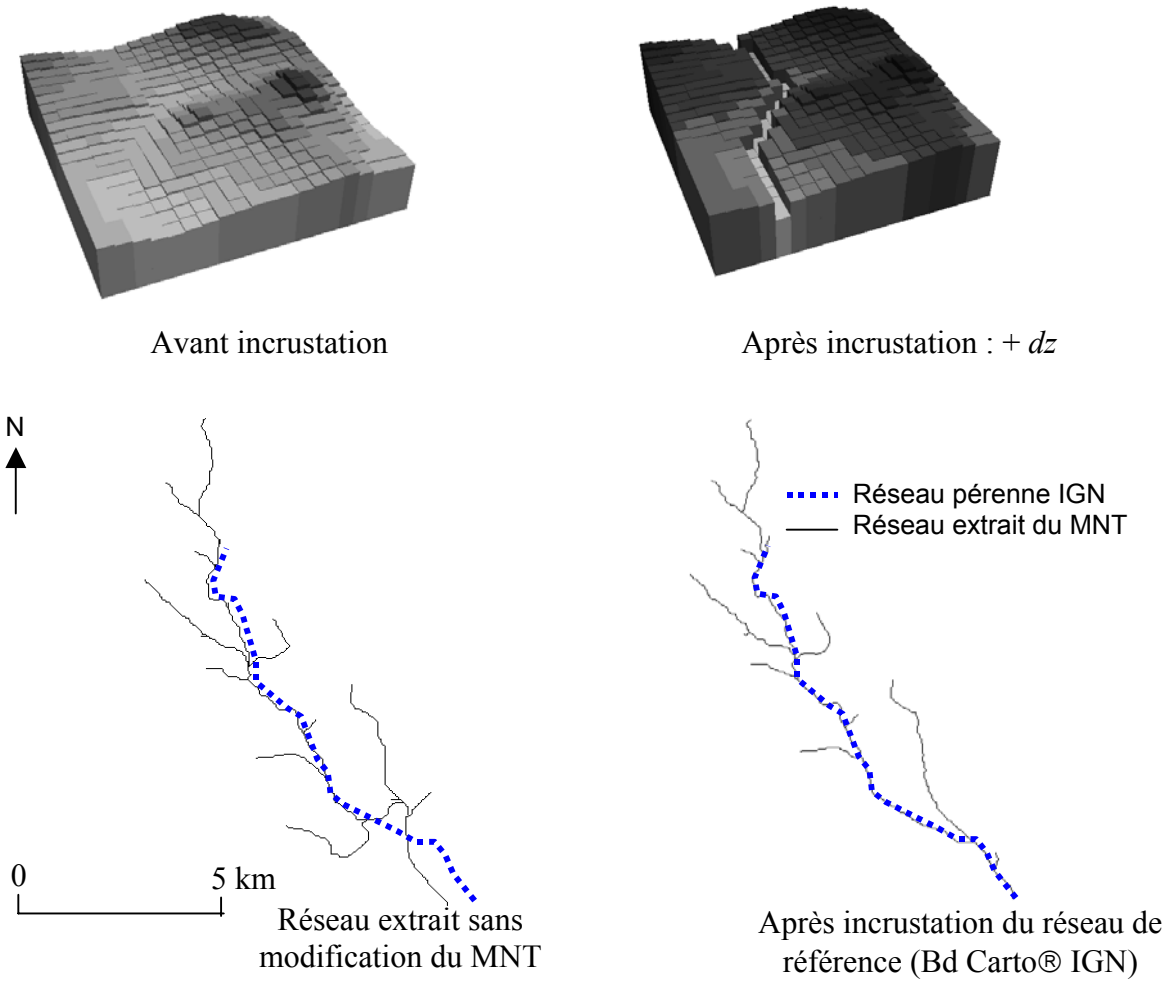


Figure C2-2 : Amélioration de la géométrie du réseau extrait après modification du MNT

La modification du MNT permet d'extraire un réseau dont la géométrie est similaire au réseau de référence (Bd Carto®).

Une procédure automatisée facilite l'extraction des unités fonctionnelles requises par le modèle à partir du MNT en intégrant la position des sources et confluences du réseau de référence et la position des rejets ponctuels. Cette procédure a été développée dans l'environnement de programmation du SIG ARC-INFO®, et est détaillée dans l'annexe 2B. On obtient après traitement les surfaces des sous-bassins, la longueur des biefs ainsi que les relations entre les unités extraites (relation amont aval pour les biefs et relation sous-bassins biefs associés).
Le croisement des sous-bassins versants extraits avec une couche d'occupation du sol permet de caractériser chaque unité de production selon les différents types d'occupation du sol (cf. Tab. C2-2). Les unités extraites servent de base pour définir le découpage de l'espace utilisé par le modèle POL.

Les figures C2-3, C2-4 et C2-5 illustrent les étapes d'obtention du découpage spatial du modèle sur chacun des 4 bassins d'étude.

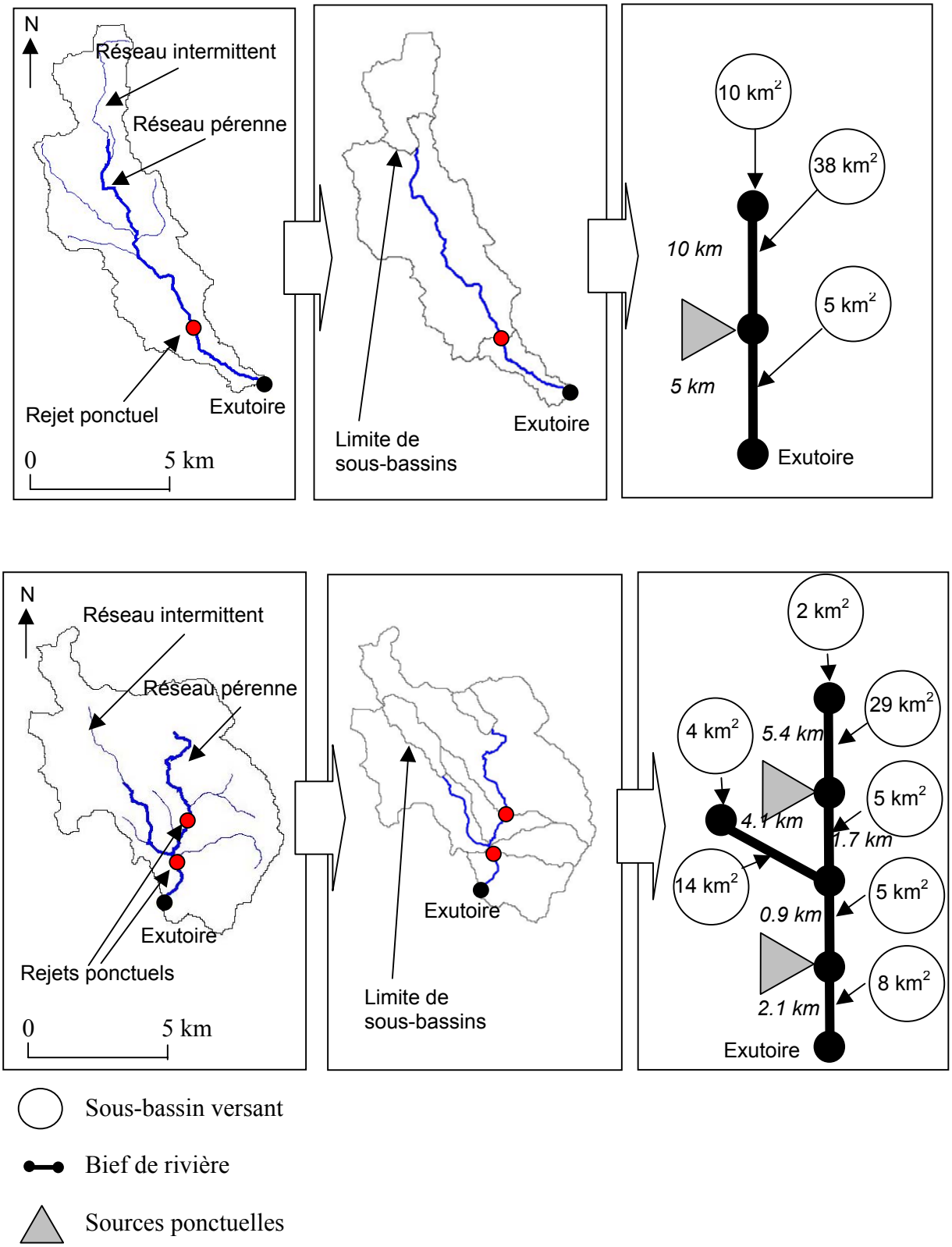


Figure C2-3 : Découpage de l'espace sur les bassins du Salaison et de la Vène

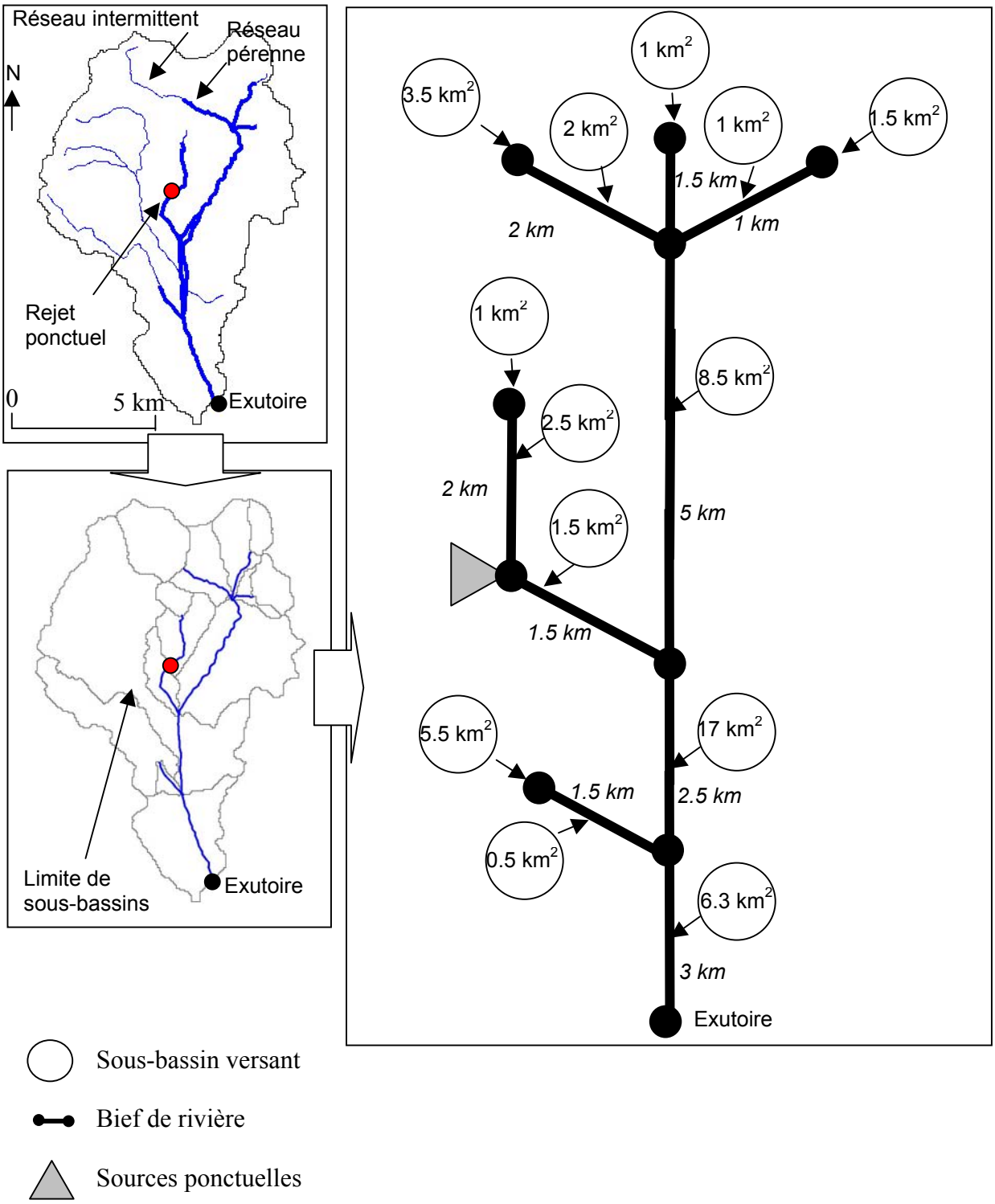


Figure C2-4 : Découpage de l'espace sur le bassin du Pallas

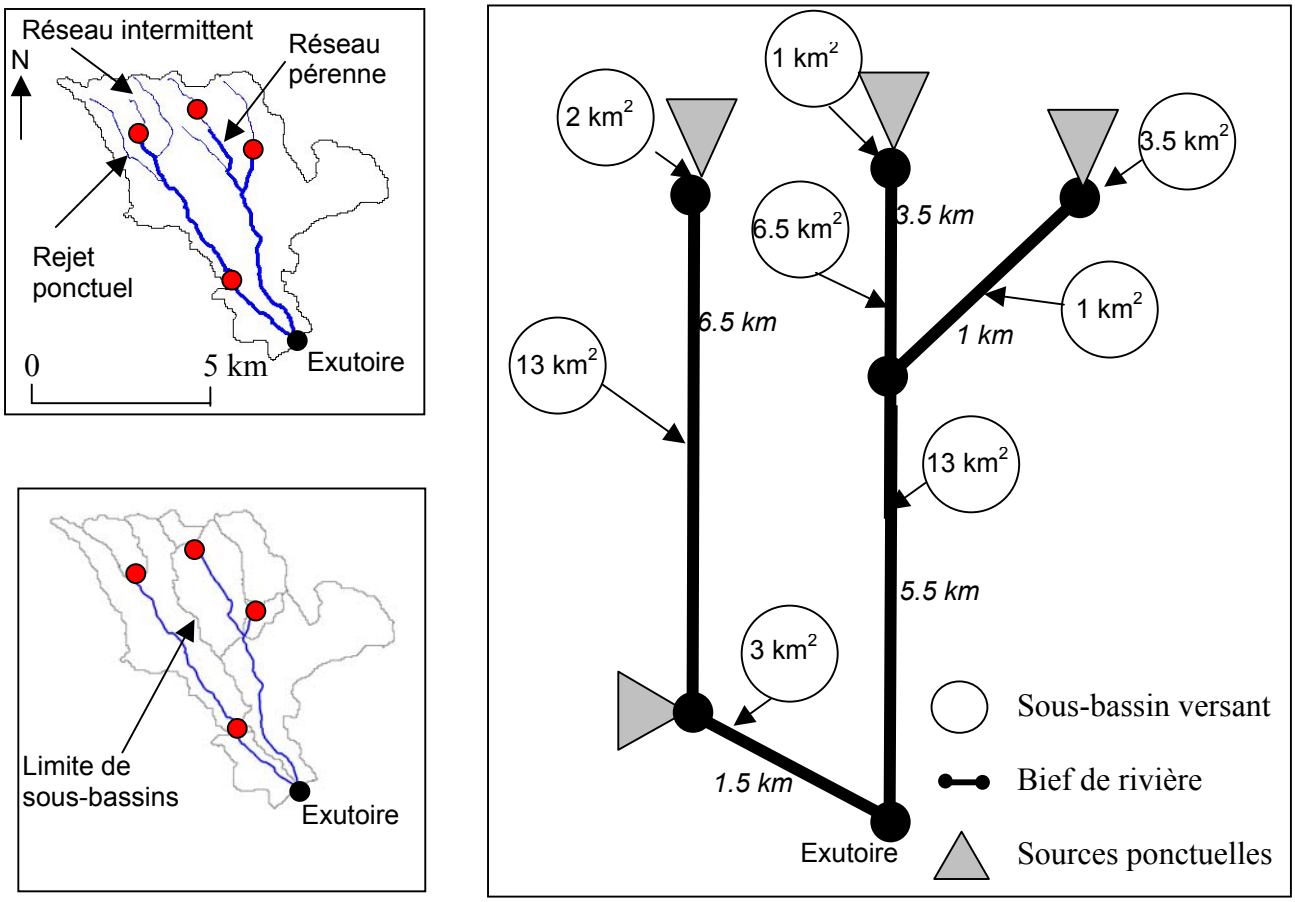


Figure C2-5 : Découpage de l'espace sur le bassin du Dardaillon

L'application des règles de découpage de l'espace présentées dans le chapitre B3 permet d'obtenir, sur chaque bassin d'étude, les différentes unités de production et de transport des flux d'azote.

Sur la Vène, le découpage obtenu correspond uniquement aux limites du bassin topographique. Or ce bassin présente un contexte hydrogéologique particulier (cf. fig. B2-10) avec une contribution intermittente du karst par l'intermédiaire de deux résurgences situées à l'amont et à l'aval du bassin. Cependant, ces deux résurgences ne sont pas instrumentées et la dynamique des débits et concentrations associées n'est donc pas connue. Par conséquent, l'absence de données ne permet pas d'envisager un module karstique supplémentaire qui participerait à la dynamique des flux à l'exutoire faute de données de calage. Comme nous l'avons souligné (cf. B2-1) la zone d'alimentation karstique est caractérisée par une végétation naturelle (garrigues) et ne reçoit donc aucun apport anthropique. Toutefois, le fait de ne pas prendre en compte le karst dans le modèle va nécessairement conduire à sous-estimer les flux d'azote lors de l'application du modèle.

C2-3. Caractéristiques des biefs de rivières et sous-bassins associés

La fonction de transport implique de déterminer les différentes longueurs des biefs du réseau hydrographique. Nous avons en effet défini le nombre de réservoirs comme une fonction de la longueur du bief (cf. B3-32). Les différentes longueurs (illustrées sur les figures C2-3, C2-4, C2-5) sont calculées lors de l'extraction des différentes unités du découpage de l'espace.
Les rejets des stations d'épuration constituent une entrée directe de flux d'azote dans les biefs concernés. Comme les rejets des stations d'épuration ne sont pas suivis en continu, nous utilisons les caractéristiques des stations pour estimer le flux de base. On pose comme hypothèse que les rendements épuratoires disponibles sont représentatifs du fonctionnement de la station durant l'année et que le nombre d'équivalents-habitants raccordés est lui aussi constant durant l'année. L'équation C2-1 permet de définir un flux moyen journalier pour chaque rejet ponctuel. Dans l'état actuel de développement du modèle, ce flux moyen est considéré constant durant l'année.

$$Fm = (1 - RN) * EH * MA \qquad \textbf{Équation C2-1}$$

Avec Fm : flux moyen journalier (kg/j), RN : rendement épuratoire de la station sur le paramètre Azote Kjeldahl (SATESE), EH : nombre d'Equivalent-habitants raccordés et MA : valeur caractéristique de l'Equivalent-Habitant en matières azotées (15 g d'azote/hab/j).

La valeur caractéristique MA, calculée sur l'ensemble des analyses réalisées par le SATESE et par les gestionnaires de stations correspond à la moyenne française utilisée dans le dimensionnement des ouvrages (AIF, 1993).
Seules les stations d'épuration qui contribuent aux écoulements sont prises en compte (cf. B2-1). On ne tient donc pas compte des stations de St Vincent de Barbeyrargues sur le bassin du Salaison et de Cournonsec sur le bassin de la Vène dont les effluents se perdent avant de parvenir au réseau hydrographique.

Station d'épuration	Bassin	Equivalent-Habitants	Charge entrante (kg/j)	Rendement épuratoire (en %)	Charge sortante (kg/j)	Charge sortante (kg/h)
Villeveyrac	Pallas	1974	30	72	**8**	**0.3**
Montbazin	Vène	2079	31	78	**7**	**0.3**
Gigean	Vène	3530	53	75	**13**	**0.6**
St Aunes	Salaison	22724	341	65	**120**	**5**
St Christol	Dardaillon	1088	16	92	**1**	**0.05**
Verargues	Dardaillon	394	6	14	**5**	**0.21**
Restinclieres	Dardaillon	988	15	93	**1**	**0.04**
Lunel Viel	Dardaillon	2920	44	84	**7**	**0.3**

Tableau C2-1: Estimation des charges sortant des stations d'épuration

On obtient donc un flux de base journalier de 8 kg sur le Pallas, de 20 kg sur le Vène, de 120 kg sur le Salaison et de 14 kg sur le Dardaillon. On en déduit les flux moyens horaires en supposant le flux constant durant la journée. Le déclenchement et l'arrêt de la crise sont déterminés sur chaque bassin à partir du flux de base précédemment calculé. On considère le seuil de 50 % au delà du flux de base comme limite de déclenchement et d'arrêt : soit 7.5 kg/h sur le Salaison, 1.2 kg/h sur la Vène et 0.45 kg/h sur le Pallas.

La fonction de production nécessite l'acquisition de la surface des différents sous-bassins et l'estimation du stock d'azote N exprimé en kg/ha qui caractérise chaque réservoir « sous-bassin » du modèle (cf. B3-31). La surface des sous-bassins est obtenue lors de la procédure d'extraction.
Nous avons fait l'hypothèse que l'impact des surfaces agricoles est prépondérant sur les flux d'azote diffus exportés durant les épisodes pluvieux (cf. chap B3). Le stock d'azote va donc être fonction des types de surfaces agricoles que l'on rencontre sur le bassin.

En fonction des deux nomenclatures d'occupation du sol disponibles sur l'étang de l'Or et sur l'étang de Thau (cf. annexe 3A) et de la connaissance des pratiques culturales (cf. chapitre B1-21) on retient la nomenclature commune suivante :

- vignes ;
- vergers ;
- cultures d'hiver ;
- cultures de printemps ;
- melons ;
- et salades.

Le calcul des surfaces de chacun de ces types à partir des nomenclatures disponibles repose sur les hypothèses suivantes :

- sur les bassins du Salaison et du Dardaillon, la classification issue de trois images satellitales permet de discriminer, à l'intérieur de la classe céréales, les cultures d'hiver et de printemps. Le bassin du Salaison est ainsi caractérisé par 2/3 de cultures d'hiver et 1/3 de cultures de printemps. On retrouve un rapport du même ordre sur le bassin du Dardaillon. La classification disponible sur Thau issue d'une seule image satellitale ne permet pas de discriminer ces deux types de cultures. En terme de calendrier et de doses apportées, la distinction nous semble pourtant importante. Pour valoriser cette information, on fait l'hypothèse que la répartition « cultures de printemps et d'hiver » sur les bassins de la Vène et du Pallas est du même ordre que sur le Salaison (2/3 des surfaces en céréales = cultures d'hiver et 1/3 = cultures de printemps).
- concernant le maraîchage, la classification sur Thau ne permet pas de discriminer les différents types de cultures. Sur l'Or, on distingue les cultures sous-abris et les cultures de plein champ. Mais cette distinction ne permet pas d'associer les pratiques culturales (salades avec 3 cycles par an et melons avec 1 cycle annuel) aux types de cultures extraits à partir des images. On fait donc l'hypothèse que ces deux types de cultures représentent chacune 50% des surfaces maraîchères identifiées sur les bassins d'étude.

On détermine ainsi le pourcentage de chaque type de culture sur les différents sous-bassins.

	Pallas	Vène	Salaison	Dardaillon
Surface (km²)	**52,00**	**67,00**	**52,63**	**42,81**
Surface agricole (km²)	**27,23**	**23,00**	**16,00**	**19,80**
Vignes (% / surfaces agricoles)	56	61	45	50
Vergers (% /surfaces agricoles)	12	12	9	13
cultures de printemps (% / surfaces agricoles)	4	7	12	12
cultures d'hiver (% / surfaces agricoles)	4	7	24	17
Melons (% / surfaces agricoles)	12	7	5	4
Salades (% / surfaces agricoles)	12	6	5	4

Tableau C2-2 : Pourcentage des cultures sur la surface totale agricole

La connaissance des types de cultures et des pratiques culturales permet de déterminer les dates d'apports d'azote, les masses concernées et la localisation de ces apports avec les fortes incertitudes liées au mode d'acquisition de ces données (enquêtes, images satellites). Dès son apport sur une culture, le stock d'azote évolue. Au stade actuel du développement du modèle, ce stock est représenté par une grandeur conceptuelle N qui nécessite une phase de calage au même titre que les paramètres F et T du modèle.

Le calage du stock d'azote N nécessite d'estimer une borne supérieure de son domaine de définition. En appliquant le mode de calcul défini dans le paragraphe C1-13 sur le Salaison en fonction de l'occupation du sol de chaque bassin, on obtient les valeurs figurées dans le tableau C2-3. Elles correspondent au stock d'azote disponible sur les bassins en supposant l'apport simultané de fertilisants sur toutes les cultures. Ces valeurs constituent donc une borne supérieure du stock d'azote sur chaque bassin.

	Apport spécifique maximal (kg/ha)
Pallas	33
Vène	23
Salaison	25
Dardaillon	37

Tableau C2-3 : Apport spécifique maximal en azote

Nous retenons, pour la phase de calage, une valeur moyenne de 30 kg/ha comme limite supérieure du domaine du stock N. Le domaine de définition de N est donc [0, 30] kg/ha.

C2-4. Conclusion

L'application du découpage de l'espace propre au modèle POL a nécessité un prétraitement du MNT disponible sur les bassins d'étude. Les différents sous-bassins correspondant aux nœuds du réseau pérenne de l'IGN (sources et confluences) et à la position des stations d'épuration sont extraits. Une procédure d'extraction automatique de ces unités fonctionnelles est réalisée dans l'environnement de programmation du SIG ARC-INFO®.
A l'issue de cette procédure, on dispose, pour chaque unité, des différentes caractéristiques requises par le modèle :

- caractéristiques physiques : longueurs (biefs), surfaces (sous-bassins) ;
- caractéristiques anthropiques : occupation du sol (sous-bassins), rejets ponctuels (biefs).

L'étape suivante du développement du modèle POL consiste en une confrontation entre données simulées et observées. L'objectif est maintenant de caler les paramètres F et T du modèle événementiel et le stock d'azote N à l'aide des crues échantillonnées et de vérifier l'aptitude du modèle à reproduire correctement les masses exportées et les durées de crise. Le protocole et les résultats obtenus lors du calage et de la vérification du modèle sont décrits dans le chapitre suivant.

Chapitre C3 : Confrontation du modèle POL aux données expérimentales

C3. Confrontation du modèle POL aux données expérimentales

Le fondement des sciences expérimentales repose sur la confrontation des théories ou modèles au monde réel pour les valider. Cette étape est nécessaire mais pas forcément suffisante si l'on considère que la théorie ou le modèle est au plus non invalidé par l'expérience jusqu'à ce qu'une expérience remette la théorie (ou le modèle) en question (POPPER, 1973). La comparaison du modèle à la réalité suppose le respect des règles contraignantes des sciences expérimentales dont par exemple (BERNARD, 1865) :

- établissement de plans d'expérience destinés à juger des rôles joués par les variables caractérisant un phénomène donné ;
- reproductibilité des expériences et des observations pour juger du rôle joué par les erreurs et incertitudes.

Concernant les phénomènes hydrologiques, ces règles ne sont pas respectées sensu stricto puisque les phénomènes sont généralement non reproductibles (DESBORDES, 1985). Les modèles hydrologiques sont ainsi parmi les plus ardus à valider. Cette difficulté est due d'une part à la connaissance très incomplète du fonctionnement du système étudié et d'autre part à la complexité d'échantillonnage des variables et à l'inadéquation des données existantes dans l'objectif de modélisation (HILL, 2000).

Ces difficultés sont amplifiées dans ce travail puisque les données disponibles ont été acquises selon un protocole expérimental antérieur au développement du modèle. Ceci pose un certain nombre de contraintes en terme de confrontation du modèle de flux aux données observées :

- la variable de sortie du modèle « flux d'azote » n'est pas directement mesurée à l'exutoire des bassins. Les variables de calage retenues « masse et durée » nécessitent le calcul d'une masse et d'une durée observées à partir des données de débits et de concentrations (cf. C1) ;
- la durée d'acquisition des données est relativement courte pour envisager le calage et la validation du modèle (2 années hydrologiques sur les bassins du Pallas, du Salaison, et du Dardaillon et quatre années sur le bassin de la Vène) ;
- le nombre de crues échantillonnées est lui aussi très limité : 20 crues sur 3 bassins différents (Pallas, Vène et Salaison). Ce jeu de données ne permet pas de construire comme classiquement un jeu de calage et de validation.

Pour intégrer ces contraintes, nous proposons une confrontation du modèle aux données expérimentales en deux étapes :

- calage des paramètres F et T et du stock d'azote N sur les 3 bassins à l'aide des 20 crues échantillonnées. Le calage des paramètres est réalisé successivement selon deux approches classiques pour les modèles événementiels : crue par crue et bassin par bassin (CERNESSON, 1993, BERTONI, 2001) ;
- application du modèle à l'échelle annuelle en déterminant F,T et N au début de chaque épisode de pluie selon le contexte climatique et les pratiques culturales. Les simulations obtenues à l'échelle annuelle seront confrontées aux flux instantanés observés durant le suivi régulier (cf. B2-2).

C3-1. Calage du modèle événementiel

L'objectif du modèle est de reproduire le flux total généré à l'exutoire d'un bassin lors d'un épisode de pluie. Les tests réalisés dans le chapitre C1 montrent que les variables de calage masse exportée et durée de crise permettent de reproduire le plus fidèlement le flux total généré.
Le calage du modèle nécessite au préalable le calcul de la masse observée et de la durée de crise observée. Deux types de calages sont ensuite réalisés : calage bassin par bassin et calage crue par crue. Les résultats obtenus lors de ces deux calages sont discutés.

C3-11. Prétraitements sur les données

C3-111. Calcul des masses et durées observées

Comme il a été défini dans le paragraphe B2-22, la durée de crise est assimilée à la durée de crue qu'on détermine par la méthode de séparation graphique des écoulements (CHOW et al., 1988). L'analyse des 20 hydrogrammes de crue permet d'estimer la durée des crises (cf. annexe 4).
Le calcul des masses observées repose sur un traitement du débit et des concentrations. Parmi les différentes méthodes existantes, la plus utilisée, correspondant à l'équation C3-2, a été décrite dans le paragraphe B2-22. Une variante de cette méthode, correspondant à l'équation C3-3, peut également être utilisée pour déterminer la masse d'azote exportée à partir des débits et des concentrations (DUPRAZ, 1984, WALLING et WEBB, 1985).

Méthode 1 : **q**moyen-**C**instantanée :

$$M = \sum (\overline{q_i} \times c_i \times t_i)$$ **Équation C3-2**

Avec M : la masse totale générée, c_i la concentration de l'échantillon i, t_i : la durée représentatif de l'échantillon i (égale à la moitié de l'intervalle entre le précédent échantillon et l'échantillon suivant), $\overline{q_i}$: le débit moyen sur l'intervalle t_i, toutes les variables étant exprimées en unités cohérentes de masse, de longueur et de temps.

Méthode 2 : **q**instantané-**C**instantanée

$$M = \sum (q_i \times c_i \times t_i)$$ **Équation C3-3**

Avec M : la masse totale générée, c_i la concentration de l'échantillon i, t_i : la durée représentatif de l'échantillon i (égale à la moitié de l'intervalle entre le précédent échantillon et l'échantillon suivant), q_i : le débit instantané à t_i, toutes les variables étant exprimées en unités cohérentes de masse, de longueur et de temps.

Les résultats de l'application de ces deux méthodes sur les 20 crues échantillonnées sont illustrés dans la figure C3-6.

Les crues sont dénommées en fonction du bassin P(Pallas) V(Vène) et S(Salaison), de l'année et du mois durant lesquels la crue a eu lieu. Les masses déterminées par la méthode 1 sont systématiquement inférieures ou égales à celles obtenues par la méthode 2. Comme la fréquence d'échantillonnage des différentes crues est très variable, nous allons retenir la méthode 1 qui est moins sensible à la fréquence que la méthode 2 (WALLING et WEBB, 1985).

Nous disposons donc pour chaque crue de deux variables observées : la masse exportée (à partir de la méthode 1) et la durée de la crue (méthode de séparation graphique des écoulements).

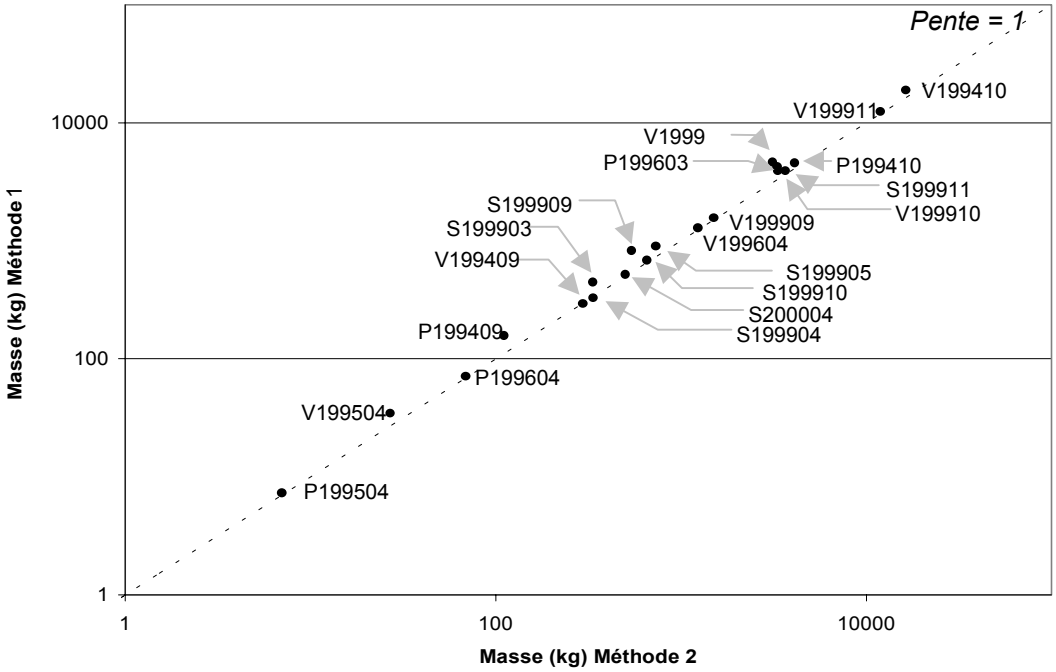


Figure C3-6: Comparaison de l'influence du mode de calcul de la masse exportée

L'estimation des incertitudes sur la durée de crise et sur la masse exportée durant cette crise est difficile.
La durée de crise, assimilée à la durée de crue, est fonction du choix du début et de la fin de la crue. L'incertitude sur la durée est au minimum de plus ou moins 4 heures (correspondant à une erreur en début et en fin d'épisode de l'ordre du pas de temps des données). Toutefois, si le début de la crue est souvent très marquée (cf. annexe 4), la détermination de la fin de crue est plus subjective.
L'incertitude sur la durée de crue et donc sur la durée de crise va conditionner la masse exportée. Pour une durée de crise donnée, l'incertitude sur la masse exportée est bien sûr fonction des incertitudes sur l'estimation du débit (de 10 à 20 %) et sur les concentrations (de l'ordre de 5%). L'incertitude liée aux débits et aux concentrations est de l'ordre de 30% sur les différentes crues. L'incertitude sur la masse est également liée à la méthode de calcul du flux. Or le biais introduit par la méthode de calcul est fonction de la fréquence d'échantillonnage. Cette fréquence est très variable selon les crues (cf. annexe4). Ce biais est par conséquent très difficile à estimer et est différent à chaque crue.

C3-112. Choix des épisodes de crues

Le nombre limité d'épisodes de crue échantillonnés nous a conduit à retenir la totalité des 20 crues pour la phase de calage. Les crues d'avril 1995 sur le Pallas et la Vène et la crue d'avril 1996 sur la Vène présentent un comportement particulier avec un faible débit de pointe (égal au double du débit de base). Deux de ces épisodes (épisode d'avril 1995 sur le Pallas et la Vène) sont caractérisés par une masse exportée inférieure à la seule contribution des stations d'épuration telle que nous l'avons estimée (cf. tab. C3-1). Ceci montre les limites de hypothèse d'un flux de base constant dans l'année.
Ces trois épisodes ne peuvent donc pas être utilisés pour caler les paramètres du modèle.

Crue	Durée Observée (h)	Masse Observée (kg)	Rejet ponctuel (kg N)
P199409	34	111	10
P199410	77	4107	23
P199504	36	**7**	**11**
P199603	120	3304	36
P199604	17	69	5
V199409	69	295	55
V199410	200	16422	160
V199504	60	**27**	**48**
V199604	162	1238	130
V199905	79	3127	63
V199909	12	1505	10
V199910	168	3341	134
V199911	245	11966	196
S199903	22	335	110
S199904	19	337	95
S199905	48	733	240
S199909	12	542	60
S199910	33	656	165
S199911	142	3674	710
S200004	33	502	165

Tableau C3-4 : Durées observées, masses observées et apports liées aux rejets ponctuels pour les 20 crues échantillonnées

Pour les 17 crues restantes, on vérifie avant la phase de calage qu'il existe un jeu F, T, N, MIN et MAX dans le domaine $[0, 1] \times [0, 1] \times [0, 30] \times [0, 90] \times [0, 90]$ qui permette d'obtenir une FO > 0.8. (cf. Eq. C1-2). La méthode d'optimisation de POWELL en mode global est utilisée pour rechercher la valeur optimale de FO (cf. chap. C1).

Pour 15 de ces 17 crues, on obtient un jeu F, T et N qui permet d'obtenir des variables de sortie simulées égales aux variables observées.
Pour les 2 crues de septembre 1999 sur la Vène et le Salaison, le modèle ne parvient pas à reproduire les variables observées. La figure C3-7 illustre pour l'épisode de septembre 1999, les 4 000 réponses du modèle, réalisées avec tirage aléatoire de F, T, N, MIN et MAX par rapport à la position de la masse et de la durée observée. Le domaine des réponses du modèle n'inclut pas la masse et la durée observée. Ces deux épisodes correspondent à une reprise des écoulements (début de l'automne) et sont caractérisés par les épisodes de pluie les plus intenses des 20 crues échantillonnées (intensité maximale observée sur une heure de l'ordre

de 30 mm/h). Pour la crue du Salaison, l'absence de prélèvement durant la montée de crue peut conduire à surestimer ou sous-estimer la masse observée (cf. annexe 4). Pour la crue de la Vène, le seuil du limnimètre a été noyé durant l'épisode de crue, ce qui explique qu'au delà d'une valeur de 27 m^3/s, les débits n'augmentent plus (cf annexe 4). La masse calculée à partir des mesures de débits est donc biaisée. La mesure correcte de la lame ruisselée aurait conduit à une masse plus élevée pour une durée équivalente. Les caractéristiques « masse-durée » de cette crue se situe donc probablement à droite du point illustré dans la figure C3-7. Le modèle n'est donc pas en mesure de reproduire correctement cette crue avec la pluie enregistrée sur le pluviomètre de Montbazin (cf. Fig. B1-6).

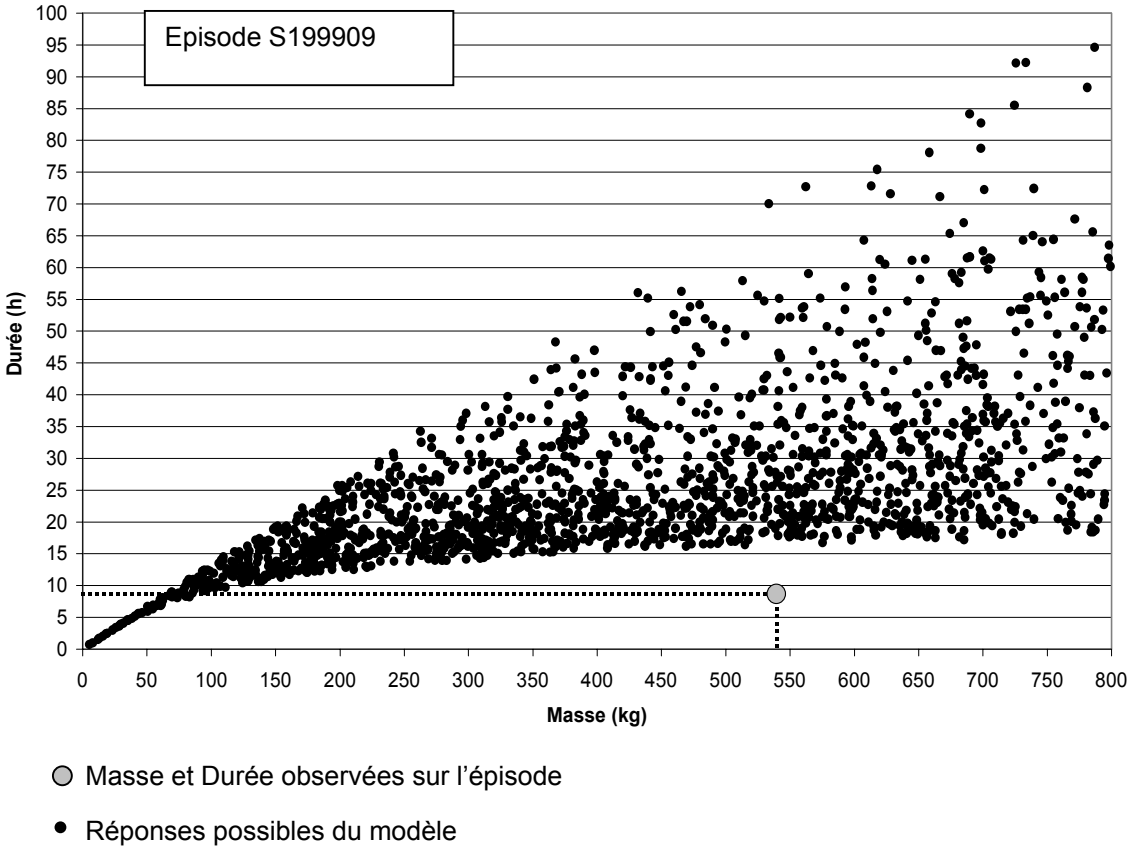


Figure C3-7: Localisation des variables de sortie observées pour l'épisode S199909 par rapport aux 4 000 réponses du modèle

On obtient le même type de figure pour la crue de septembre 1999 sur le bassin de la Vène. Pour ces deux crues, la valeur des masses observées est biaisée. Ces deux épisodes ne peuvent être retenus pour caler le modèle événementiel.

On conserve donc 15 crues sur les trois bassins (4 sur le Pallas, 5 sur la Vène et 6 sur le Salaison).

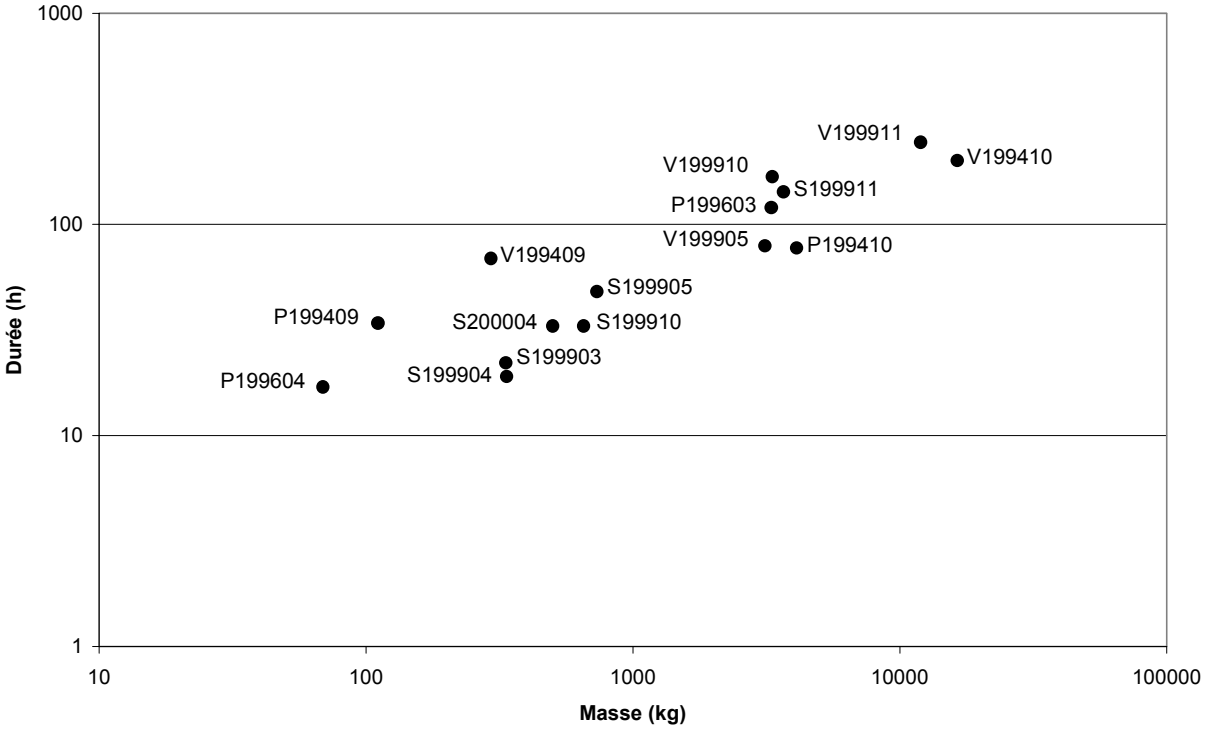


Figure C3-8 : Caractéristiques des 15 crues retenues pour la phase de calage en terme de masse et durée

C3-113. Choix des constantes MIN et MAX

Comme il a été montré dans la phase d'analyse de sensibilité du modèle, le choix des valeurs de MIN et MAX n'est pas sans effet sur les réponses du modèle (cf. Fig.C2-11 C2-12 C2-13). La relation entre la constante de vidange des réservoirs « sous-bassins », dénommé k et le forçage pluviométrique, *For*, dépend en effet des seuils MIN et MAX comme le montre la figure C3-9.

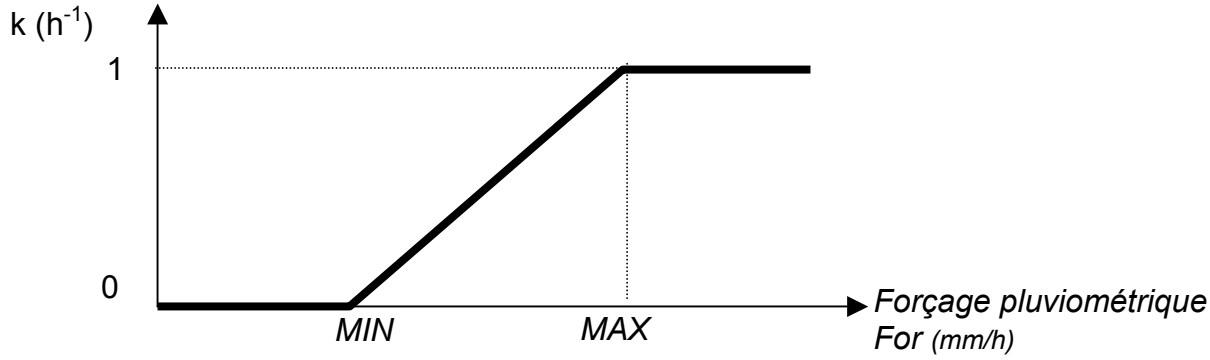


Figure C3-9 : Valeur de k déterminée en fonction de *For* par la fonction rampe

Ces deux constantes sont supposées être des caractéristiques locales de la pluie sur la zone d'étude (cf. B3-31). Avant le calage des paramètres F,T et du stock N, un couple MIN et MAX doit donc être défini pour la totalité des 15 crues.
A cet effet, plusieurs valeurs de la constante MIN sont testées avec un pas d'analyse de 0.2 mm/h dans le domaine [0, 4]. La valeur de 0.2 mm/h correspond au seuil de précision des pluviographes dont sont équipés les bassins d'étude. Pour la constante MAX, plusieurs intensités horaires sont retenues de périodes de retour égales à 100 ans, 50 ans, 20 ans, 10 ans, 5 ans et 2 ans, respectivement 90, 80, 66, 56, 46 et 32 mm/h.

Pour chacun des 126 couples MIN et MAX, on détermine crue par crue s'il existe un couple F, T et N dans le domaine [0, 1] × [0, 1] × [0, 30] qui permette de reproduire correctement la crue. La crue est bien reproduite si FO > 0.8 (cf. Eq. C1-2). La méthode d'optimisation de POWELL en mode global est utilisée pour rechercher la valeur optimale de FO (cf. chap. C1).

Le tableau C3-5 illustre pour chaque couple MIN et MAX le nombre de crues correctement reproduites (FO > 0.8).

Min \ Max	32	46	56	66	80	90
0	13	13	13	13	13	13
0.2	14	14	14	14	14	14
0.4	**15**	**15**	**15**	**15**	**15**	**15**
0.6	**15**	**15**	**15**	**15**	**15**	**15**
0.8	**15**	**15**	**15**	**15**	**15**	**15**
1	14	14	14	14	14	14
1.2	13	13	13	13	13	13
1.4	13	13	13	13	13	13
1.6	13	13	13	13	13	13
1.8	13	13	13	13	13	13
2	13	13	13	13	13	13
2.2	13	13	13	13	13	13
2.4	13	13	13	13	13	13
2.6	13	13	13	13	13	13
2.8	13	13	13	13	13	13
3	13	13	13	13	13	13
3.2	13	13	13	13	13	13
3.4	13	13	13	13	13	13
3.6	13	13	13	13	13	13
3.8	13	13	13	13	13	*12*
4	13	*12*	*12*	*12*	*12*	*12*

Tableau C3-5: Nombre d'événements correctement reproduits (FO >0.8) en fonction des valeurs de MIN et MAX

L'analyse du tableau C3-5 montre que pour une valeur de MIN comprise entre 0.4 mm/h et 0.8 mm/h, la totalité des 15 crues peut être correctement simulée (FO > 0.8) quelle que soit la valeur de la constante MAX. Ce résultat confirme les tendances mises en évidence dans la phase d'analyse de sensibilité. On retient la plus faible valeur de MIN permettant de reproduire correctement les 15 crues, soit 0.4 mm/h. La valeur de 66 mm/h est retenue pour la constante MAX. Cete valeur correspond à l'intensité maximale horaire de période de retour 20 ans. Ces valeurs de MIN et MAX sont conservées pour la phase de calage.

C3-12. Calage du modèle bassin par bassin

C3-121. Protocole

Ce premier type de calage consiste à déterminer le jeu des paramètres F et T et du stock d'azote N qui permette sur un bassin de reproduire au mieux le flux total exporté lors des différentes crues échantillonnées. Ce calage porte successivement sur les 4 crues du Pallas, les 5 crues de la Vène et les 6 crues du Salaison.
Le calage global du modèle sur un bassin est réalisé en minimisant la fonction objectif global FO_g, définie comme la somme des fonctions-objectifs calculées pour chacune des n crues :

$$FO_g = \sum_{i=1}^{n} FO_i \qquad \textbf{Équation C3-4}$$

où n le nombre de crues échantillonnées sur le bassin et FO_i est la fonction objectif calculée sur l'épisode de crue i, avec :

$$FO_i = 1 - \left(\left(\frac{Abs(M_O - M_C)}{M_O} \right) + \left(\frac{Abs(D_O - D_C)}{D_O} \right) \right) \qquad \textbf{Équation C3-5}$$

où M_O (kg) et $D_{O\,(h)}$ sont la masse et la durée observées pour l'épisode de crue i et où M_C (kg) et D_C (h) sont la masse d'azote et la durée de crise simulées par le modèle.

La méthode d'optimisation de POWELL en mode global (cf. chap. C1) est utilisée pour minimiser la valeur de FO_g.

C3-122. Résultats

On considère successivement, les résultats obtenus sur le bassin du Pallas, de la Vène et du Salaison.

Sur le bassin du Pallas, le jeu optimal des paramètres F et T et du stock initial N obtenu est le suivant : F = 0.11 h^{-1}, T = 1 h^{-1} et N = 0.23 kg/ha. Pour ce jeu, on constate une très mauvaise simulation de la masse d'azote pour les deux épisodes les plus importants en terme de masse exportée (P199410 et P199603, cf. Tab. C3-6). Le dernier épisode est lui aussi mal simulé en terme de masse exportée. Le premier épisode est le mieux reproduit avec une valeur de FO de 0.57.

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
P199409	111	111	34	49	0	42.65	**0.57**
P199410	4107	167	77	57	95.93	25.54	**-0.21**
P199603	3304	64	120	70	98.07	41.41	**-0.39**
P199604	69	16	17	22	77.40	31.07	**-0.08**
Moyenne					**67.85**	**35.16**	**-0.03**

Tableau C3-6 : Résultats du calage sur le bassin du Pallas

Sur le bassin de la Vène, la valeur maximale de la FO est obtenue pour F = 0.009 h^{-1}, T = 0.17 h^{-1} et N = 4.82 kg/ha. On obtient, pour ce jeu de paramètres et du stock d'azote N, une bonne reproduction des masses pour les épisodes les plus faibles en terme de masse exportée (V199409, V199905 et V199910). Les épisodes caractérisés par des masses exportées les plus importantes (V199410 et V199911) sont fortement sous-estimés en terme de masse d'azote (cf. Tab. C3-7). La durée des épisodes V19409, V199410, V199910 et V199911 est correctement simulée. L'écart relatif sur les durées est inférieur à 20 %. La durée associée à l'épisode V199905 est fortement surestimée avec un écart relatif supérieur à 97 %. Seul l'épisode V199409 présente une FO supérieure à 0.8.

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
V199409	295	295	69	73	0.10	6.13	**0.94**
V199410	16422	5704	200	196	65.27	1.96	**0.33**
V199905	3127	3518	79	156	12.50	97.11	**-0.10**
V199910	3341	2607	168	170	21.97	0.93	**0.77**
V199911	11966	5954	245	206	50.24	15.96	**0.34**
Moyenne					**30.02**	**24.42**	**0.46**

Tableau C3-7 : Résultats du calage sur le bassin de la Vène

Sur le bassin du Salaison, le protocole de calage sur les 6 crues permet d'aboutir au jeu optimal suivant : F = 1 h^{-1}, T = 0.79 h^{-1} et N = 0.30 kg/ha. L'analyse du tableau C3-8 montre que les masses sont correctement simulées à l'exception de l'épisode S199911 et dans une moindre mesure S199910. Pour ces deux épisodes l'écart relatif sur les masses est respectivement de 56 % et de 74 %. Les durées sont mal reproduites pour les trois derniers épisodes avec un écart relatif supérieur à 40 %. L'analyse des valeurs de FO montrent que seuls les trois premiers épisodes ont une FO supérieure ou égale à 0.7.

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
S199903	335	268	22	22	20.09	0.00	**0.80**
S199904	337	417	19	19	23.71	0.99	**0.75**
S199905	733	730	48	39	0.42	19.73	**0.80**
S199910	656	285	33	18	56.61	46.62	**-0.03**
S199911	3674	933	142	56	74.59	60.25	**-0.35**
S200004	502	395	33	18	21.25	44.32	**0.34**
Moyenne					**32.78**	**28.65**	**0.39**

Tableau C3-8 : Résultats du calage sur le bassin du Salaison

C3-123. Conclusion

Le calage global des paramètres F et T et du stock d'azote N sur chaque bassin ne permet pas de reproduire correctement les masses exportées et la durée de crise. Sur le Salaison on peut mettre en évidence l'importance de l'échantillon de calage sur la qualité du calage. Ainsi, le modèle calé sur une majorité de « petits » épisodes en terme de masse et de durée ne peut correctement reproduire des épisodes plus importants (épisode S199910). Le nombre de crues échantillonnées est insuffisant pour envisager une typologie de crues (faible, moyenne et forte

masse exportée / crue de printemps ou d'automne / …) qui permettrait de réaliser un calage sur un échantillon plus homogène (CERNESSON, 1993).
De plus, ce calage a été réalisé avec l'hypothèse d'un stock d'azote identique par bassin au début de chaque crue. Cette hypothèse ne permet pas de prendre en compte les dates d'apports de l'azote sur les cultures. Pour valoriser l'échantillon de données disponible, un calage crue par crue est proposé pour étudier la variabilité des valeurs de F, T et N qui permettent de reproduire correctement les 15 crues (FO > 0.8).

C3-13. Calage du modèle crue par crue

C3-131. Protocole

Lors du calage bassin par bassin, seul le jeu optimal des paramètres F, T et de N a été retenu. Or, le calage des modèles hydrologiques aboutit systématiquement à l'existence de plusieurs jeux de paramètres offrant la même qualité de calage du modèle à l'exutoire du bassin. Chaque jeu correspond pourtant à un fonctionnement interne du bassin différent. Faute de disposer de données expérimentales permettant de contraindre le modèle en interne il faut se résoudre à accepter l'ensemble des jeux de paramètres donnant une valeur de la fonction objectif satisfaisante.
C'est pour répondre à ce problème d'équifinalité (multiples jeux de paramètres acceptables pour une série de données expérimentales), qu'a été proposée la méthode GLUE (BEVEN et BINLEY, 1992).

La méthode GLUE nécessite deux étapes :

- génération de nombreuses simulations avec tirage aléatoire des valeurs des paramètres selon une loi de probabilité définie a priori. Pour les paramètres conceptuels, la loi de probabilité retenue est de type uniforme (BEVEN et BINLEY, 1992).
- Choix d'une valeur seuil de la fonction objectif (cf. C1-312) pour accepter ou rejeter chaque jeu de paramètres. La fonction objectif retenue est fonction des variables mesurées. Le plus souvent, seuls les débits à l'exutoire du bassin sont utilisés pour ajuster les paramètres. La fonction objectif FO adaptée aux variables de calage du modèle a été définie dans la chapitre C1. Sa formulation est rappelée par l'équation C3-6.

$$FO = 1 - \left(\left(\frac{Abs(M_O - M_C)}{M_O} \right) + \left(\frac{Abs(D_O - D_C)}{D_O} \right) \right)$$ **Équation C3-6**

où M_O (kg) et $D_{O\,(h)}$ sont la masse et la durée observées pour l'épisode de crue considéré et où M_C (kg) et D_C (h) sont la masse d'azote et la durée de crise simulées par le modèle.

On considère qu'une valeur de FO égale à 0.8 est satisfaisante, ce qui revient à accepter une erreur globale de 20 % sur la masse et la durée.

L'application stricte de la méthode GLUE implique la génération d'un grand nombre de simulations (de 1000 (ARONICA et al., 1998) à 60 000 (ZAK et BEVEN, 1999)). En effet, le pourcentage de déchet est important, puisque seules les simulations permettant de dépasser un seuil de satisfaction de la FO sont finalement conservées.

C'est donc moins le nombre de simulations effectuées que le nombre de simulations retenues qui est important lors de l'utilisation de la méthode GLUE. Or le pourcentage de déchet n'est pas connu a priori.
Dans le calage du modèle, on estime que 100 jeux de paramètres F, T et N occasionnant une FO > 0.8 sont suffisants pour étudier leur distribution. L'application de la méthode GLUE sur l'épisode S199903 montre que pour obtenir une centaine de jeux de paramètres F, T et N avec une FO supérieure à 0.8, plus de 200 000 simulations doivent être réalisées. Ces 200 000 simulations sur une crue impliquent plus de 5 jours de calcul.

Nous proposons donc une adaptation de la méthode GLUE qui permettent d'obtenir les 100 simulations avec FO > 0.8 en minimisant le nombre total de simulations à effectuer. Cette adaptation, que nous appellerons GLUEP, repose sur l'utilisation conjointe de la méthode GLUE et de la méthode d'optimisation de POWELL en mode local décrite dans le chapitre C1. Les étapes de la méthode GLUEP sont décrites dans la figure C3-10.

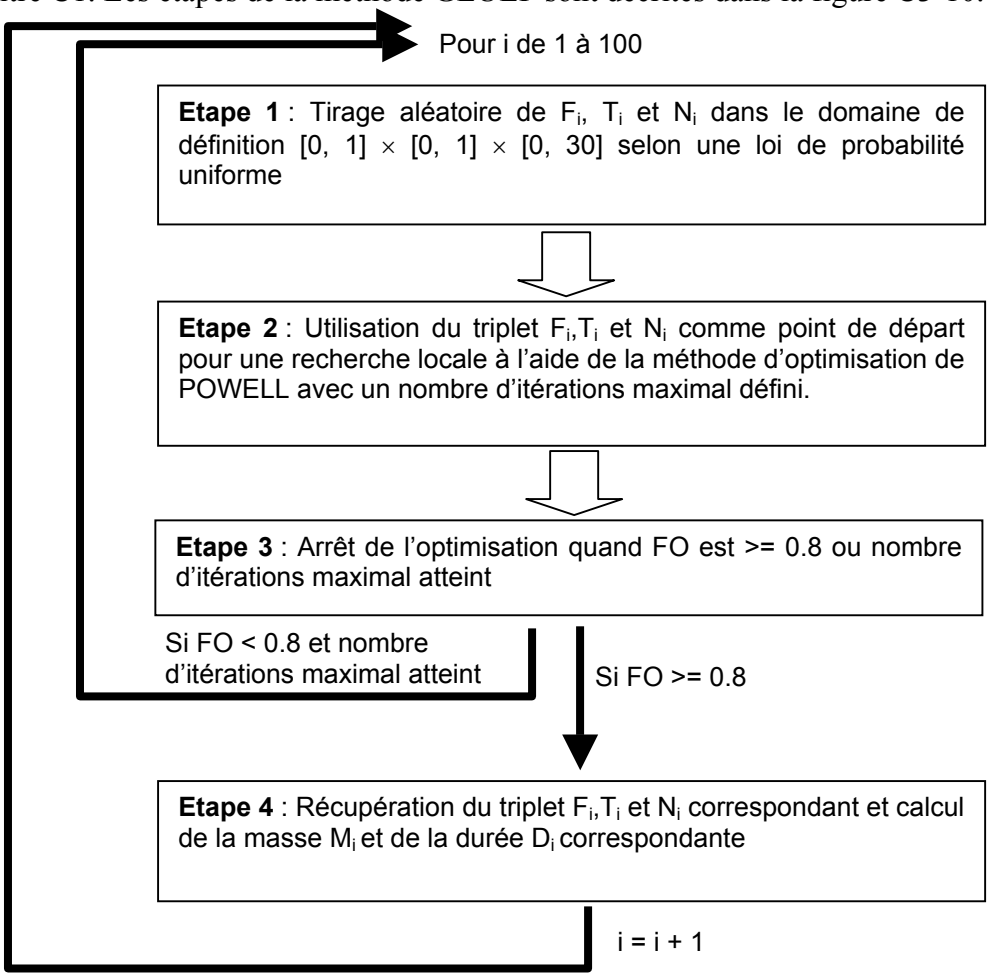


Figure C3-10 : Etapes du protocole de calage de la méthode GLUEP

Les étapes 1 et 3 sont issues de la méthode GLUE et les étapes 2 et 4 reposent sur la méthode de POWELL. La recherche locale de la méthode de POWELL peut conduire à un maximum local de FO dont la valeur est inférieure à 0.8. On définit donc un nombre maximal d'itérations que l'on fixe à 200. Si la valeur maximale de la FO obtenue à l'issue de ce nombre maximal d'itérations est inférieure à 0.8, on génère un nouveau triplet F,T et N de départ.

La méthode GLUEP permet de minimiser le temps de calcul nécessaire pour obtenir 100 jeux de F, Tet N et les masses et durées correspondantes pour une donnée comme l'illustre le tableau C3-9 sur la crue S199903.

	Méthode GLUE	**Méthode GLUEP**
Nombre de simulations effectuées pour obtenir 100 simulations avec FO > 0.8 (crue S199903)	200 000	118 × 200
Temps de calcul	5 jours	14 h

Tableau C3-9 : Comparaison des méthodes GLUE et GLUEP en terme de temps de calcul

On remarque que le temps nécessaire pour obtenir 100 simulations avec une FO supérieure à 0.8 est divisé par 10 en utilisant la méthode GLUEP. On note également pour la méthode GLUEP que 118 triplets ont été générés pour obtenir 100 simulations (cf. Tab C3-9). Ceci démontre que 18 triplets de F, T et N n'ont pas permis d'aboutir à une FO supérieure à 0.8 après le nombre d'itérations maximal.

La méthode GLUEP présente l'avantage de réduire la durée du calage par rapport à la méthode GLUE tout en intégrant l'existence de multiples jeux de paramètres « acceptables ». Toutefois, contrairement à la méthode GLUE, la méthode GLUEP ne permet pas de maîtriser le mode d'exploration du domaine de définition des paramètres lors du calage. En effet, même si le tirage les triplets de paramètres est réalisé selon une loi de probabilité uniforme, l'utilisation d'un algorithme d'optimisation favorise certaines zones du domaine de définition des paramètres.

Cette méthode va être appliquée sur les 15 crues, pour déterminer la distribution des valeurs de F,T et N qui permettent crue par crue d'atteindre une FO supérieure à 0.8. On étudiera la valeur médiane obtenue pour F, T et N sur chaque crue. L'utilisation de la médiane et non de la moyenne permet d'étudier la distribution des valeurs sans préjuger de la forme de la distribution de ces valeurs. On recherchera également le jeu optimal de F, T et N à l'aide du mode global de la méthode de POWELL comme dans le calage bassin par bassin.

C3-132. Résultats

L'application de la méthode GLUEP sur les 15 crues permet d'obtenir les distributions du paramètre F permettant d'obtenir une FO supérieure à 0.8 comme l'illustre la figure C3-11. La distribution est représentée par un diagramme Box-and-Whisker (cf. Fig. C1-17). Est également représentée, Fopti, la valeur optimale obtenue avec le mode global de POWELL.

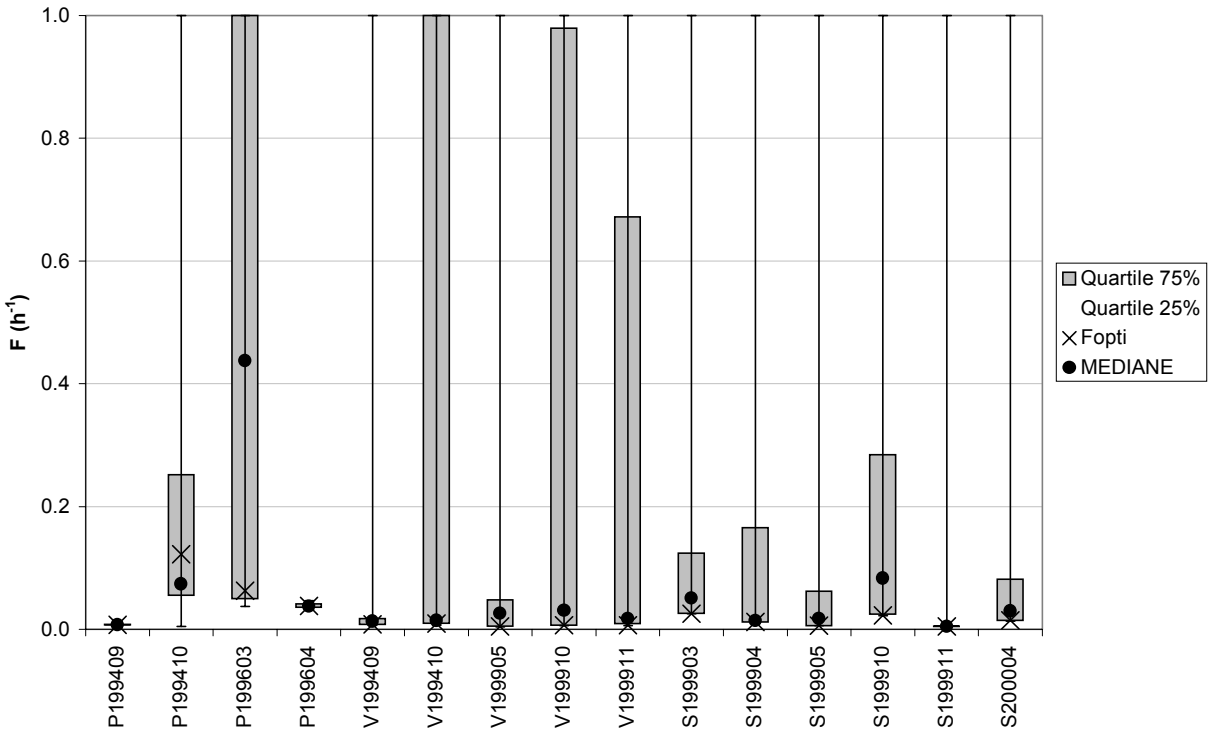


Figure C3-11 : Distribution des valeurs de F pour les 15 crues

L'analyse de la figure C3-11 montre que pour une crue donnée, les valeurs de F possibles sont relativement dispersées (sauf pour les crues de septembre 1994 et d'avril 1999 sur le Pallas). Toutefois, on note que les valeurs médianes de F sont toutes localisées autour de la valeur 0.04 (sauf pour la crue de mars 1996 sur le Pallas) comme l'illustre la figure C3-12. La valeur Fopti est en général proche de la valeur médian.

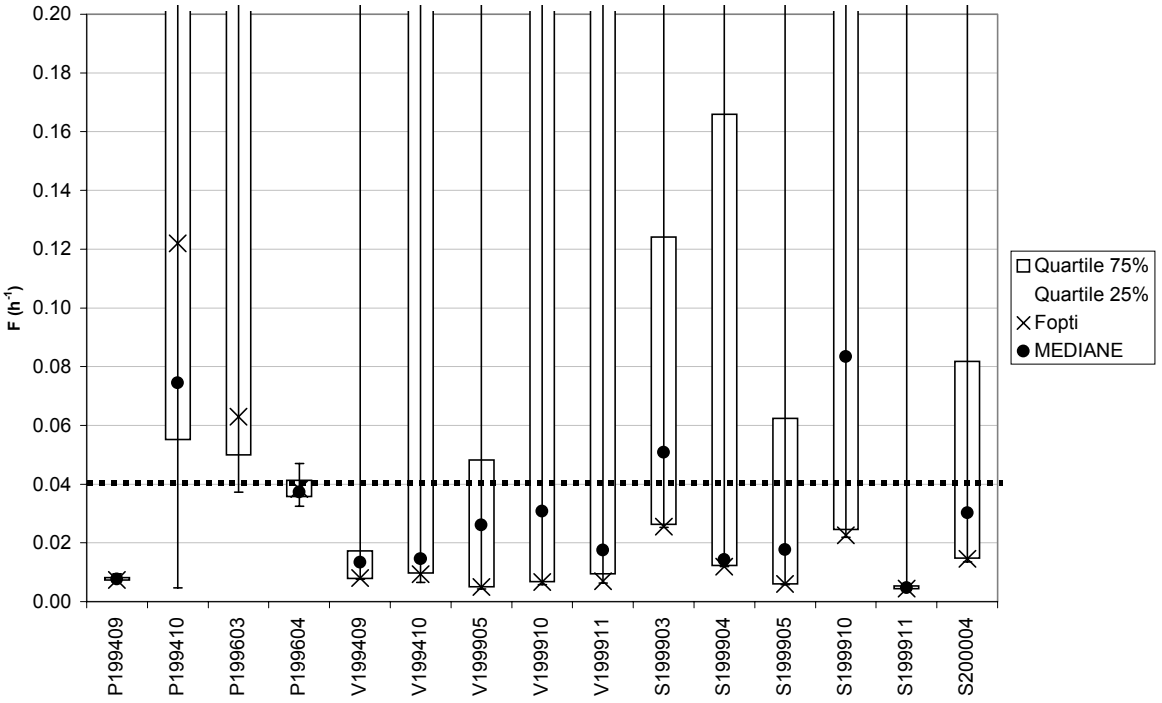


Figure C3-12 : Détail de la distribution des valeurs de F pour les 15 crues

En ce qui concerne T, la dispersion des valeurs est variable selon les crues et globalement, la dispersion des valeurs médianes est forte comme l'illustre la figure C3-13. Les valeurs de Topti (obtenues avec la méthode de POWELL en mode global) sont relativement voisines des valeurs médianes pour chaque crue (excepté pour V199905).

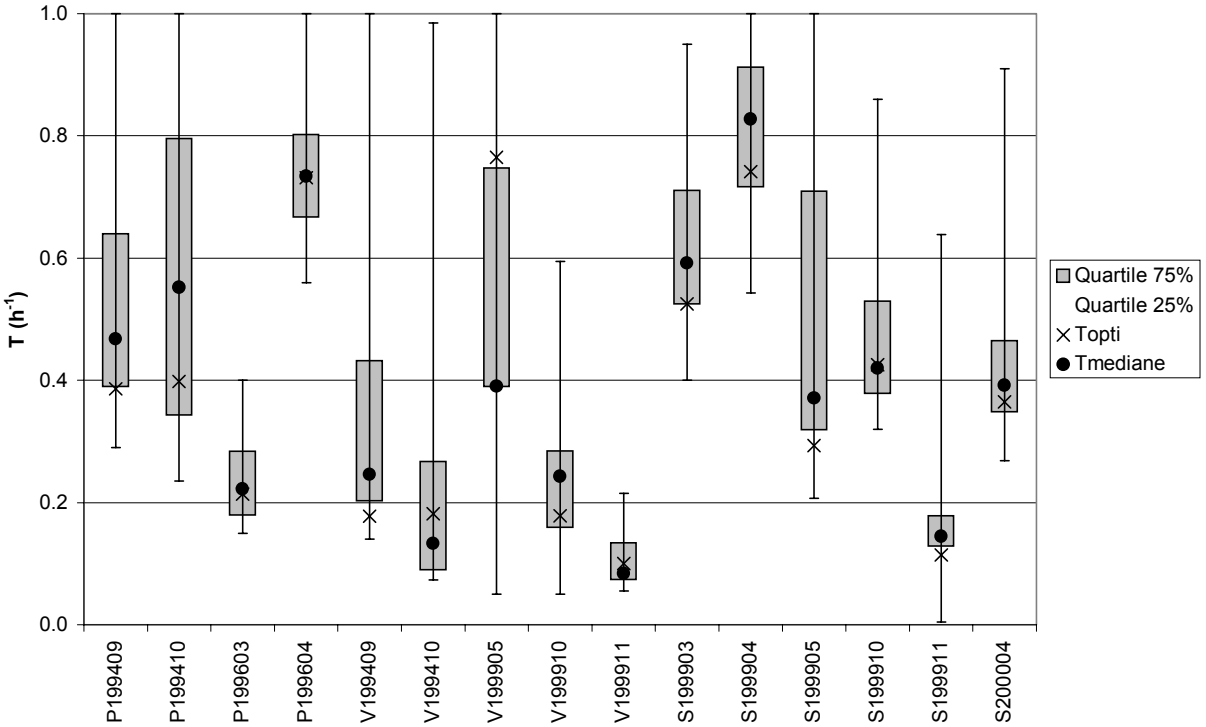


Figure C3-13 : Distribution des valeurs de T pour les 15 crues

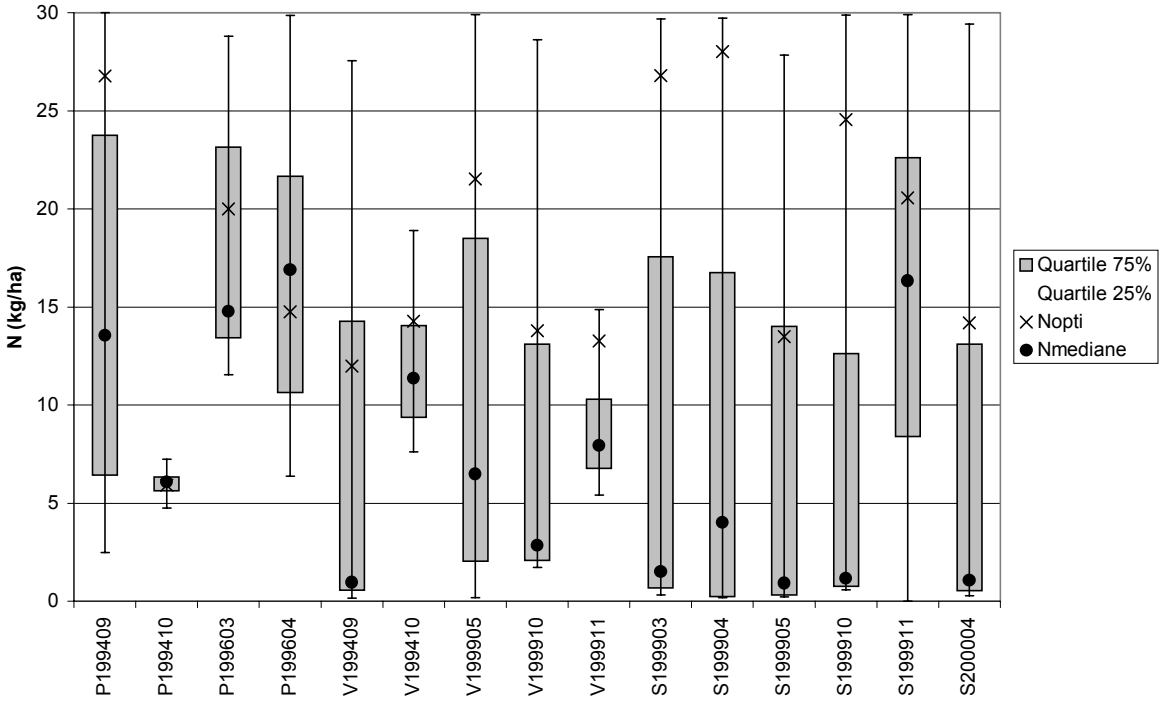


Figure C3-14 : Distribution des valeurs de N pour les 15 crues

Pour N, on aboutit aux mêmes constats : dispersion variable selon les crues, valeur de la médiane très variable (ce qui est logique puisqu'il s'agit d'une condition initiale). La méthode de POWELL donne des valeurs de N très différentes des valeurs médianes (cf. Fig. C3-14).

On constate une compensation entre N et F déjà mise en évidence lors de l'analyse de sensibilité (cf. chapitre C2) comme l'illustre la figure C3-15.

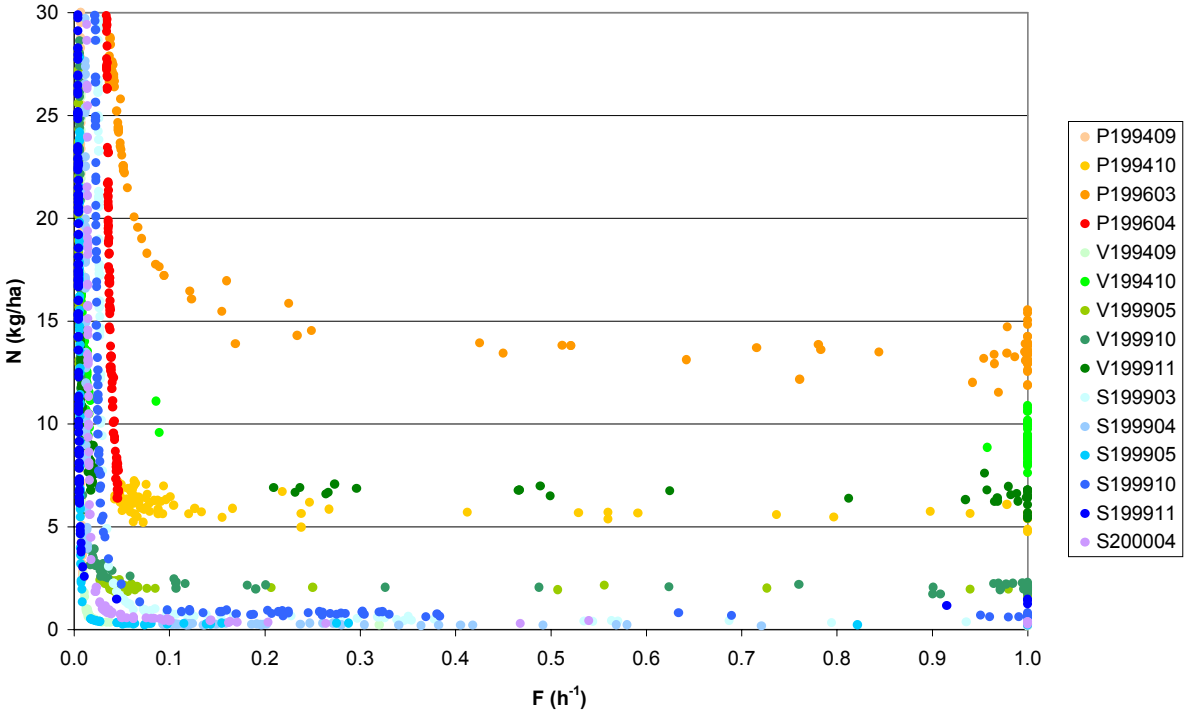


Figure C3-15 : Compensation entre F et le stock d'azote (N)

On distingue sur la figure C3-16 deux parties que l'on retrouve pour toutes les crues :

- pour les faibles valeurs de F, N est très variable (asymptote verticale) ;
- pour une valeur de F supérieure à un seuil (entre 0 et 0.1), N est constant (asymptote horizontale).

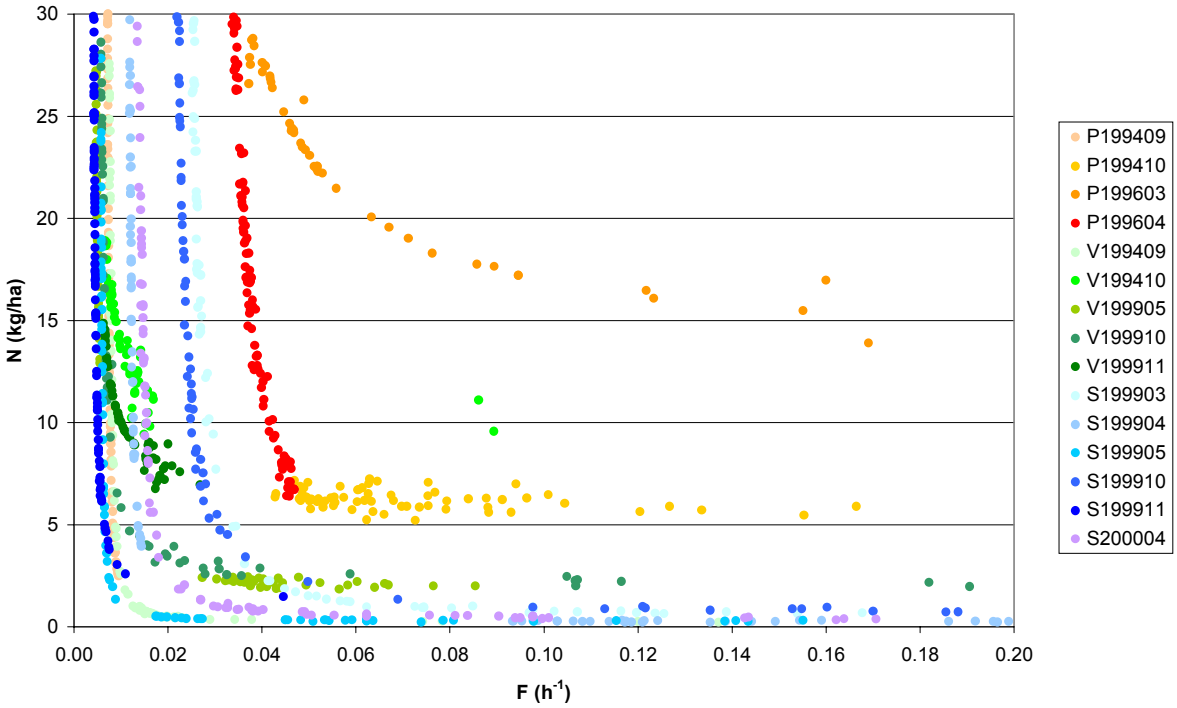


Figure C3-16 : Détail de la compensation F et N (pour F entre 0 et 0.2 h^{-1})

L'examen des relations entre F et T d'une part et T et N d'autre part ne permet pas de mettre en évidence des phénomènes de compensation comparables à celui observé entre F et N.

Après application de la méthode GLUEP, l'examen de la dispersion des paramètres obtenus permet de retenir une valeur unique du paramètre F de 0.04 (moyenne des valeurs médianes obtenues sur les 15 crues). Le fait que la valeur médiane soit peu variable sur les 15 épisodes suggère le caractère « régional » de l'impact de la pluie sur le stock d'azote.
Par contre pour T, la dispersion est trop importante pour fixer une valeur unique. Le paramètre F est donc fixé à 0.04 et on applique la méthode GLUEP sur le paramètre T et sur N. C'est la deuxième phase du calage.

La méthode d'optimisation de POWELL en mode global permet au préalable de vérifier la valeur de FO optimale obtenue avec F = 0.04. Pour 13 des 15 crues, la FO optimale est supérieure à 0.8 (cf. Tab.C3-10). Pour la crue de septembre 1994 sur le Pallas, la FO optimale est égale à 0.18 et pour la crue d'avril 1999 sur le Salaison la FO optimale est de l'ordre de 0.58. Sur ces deux crues, on applique la méthode GLUEP avec un seuil respectivement égal à 0.1 et 0.5.

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
P199409	111	111	34	62	0.0	82.4	**0.18**
P199410	4107	4106	77	87	0.0	13.0	**0.87**
P199603	3304	3303	120	120	0.0	0.1	**1**
P199604	69	69	17	17	0.1	0.6	**0.99**
V199409	295	295	69	69	0.0	0.0	**1**
V199410	16422	16420	200	200	0.0	0.0	**1**
V199905	3127	3126	79	80	0.0	1.3	**0.99**
V199910	3341	3341	168	168	0.0	0.1	**1**
V199911	11966	11960	245	245	0.1	0.0	**1**
S199903	335	335	22	22	0.0	0.5	**1**
S199904	337	337	19	27	0.0	42.1	**0.58**
S199905	733	733	48	53	0.0	9.6	**0.90**
S199910	656	656	33	33	0.0	0.3	**1**
S199911	3674	3679	142	142	0.1	0.1	**1**
S200004	502	502	33	33	0.0	0.3	**1**
Moyenne					**0.03**	**10.01**	**0.9**

Tableau C3-10 : Résultats du calage crue par crue (F = 0.04, T et N optimisés avec le mode global de POWELL)

On obtient après l'application de la méthode GLUEP, les dispersions sur le paramètre T illustrées par la figure C3-17 et sur le stock d'azote N illustrées par la figure C3-18.

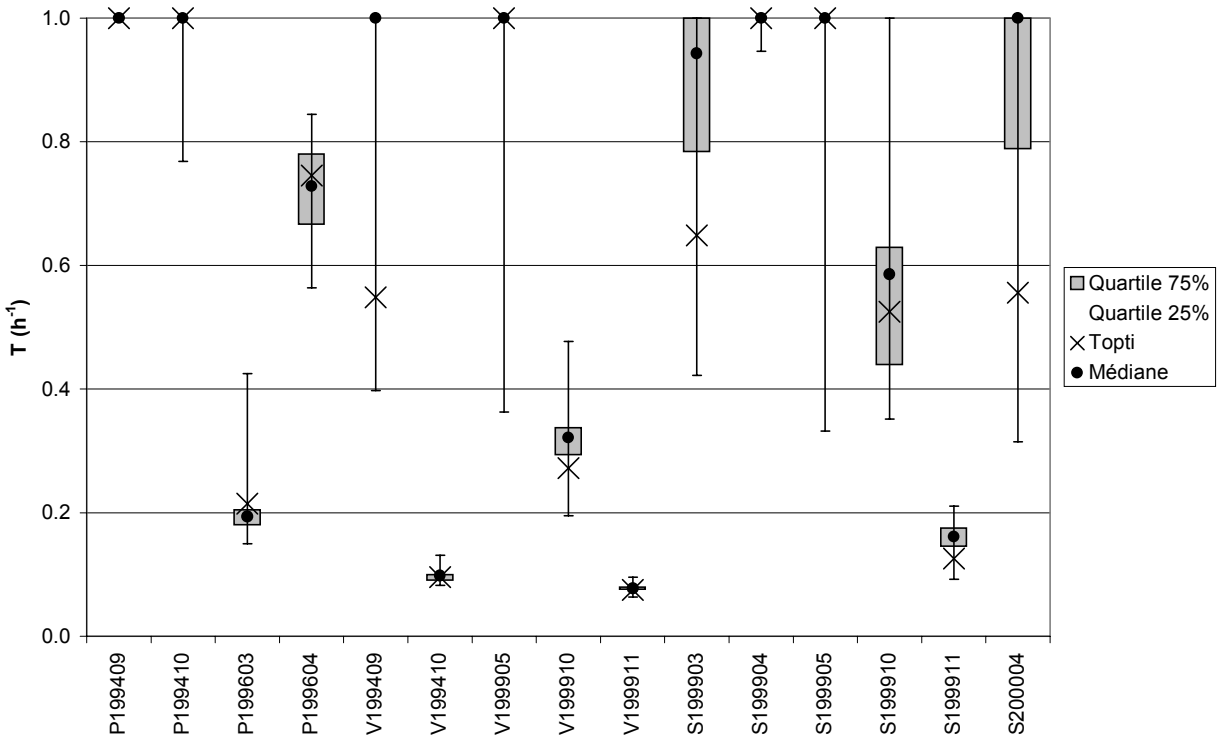


Figure C3-17 : Dispersion des valeurs de T pour les 15 crues (F = 0.04)

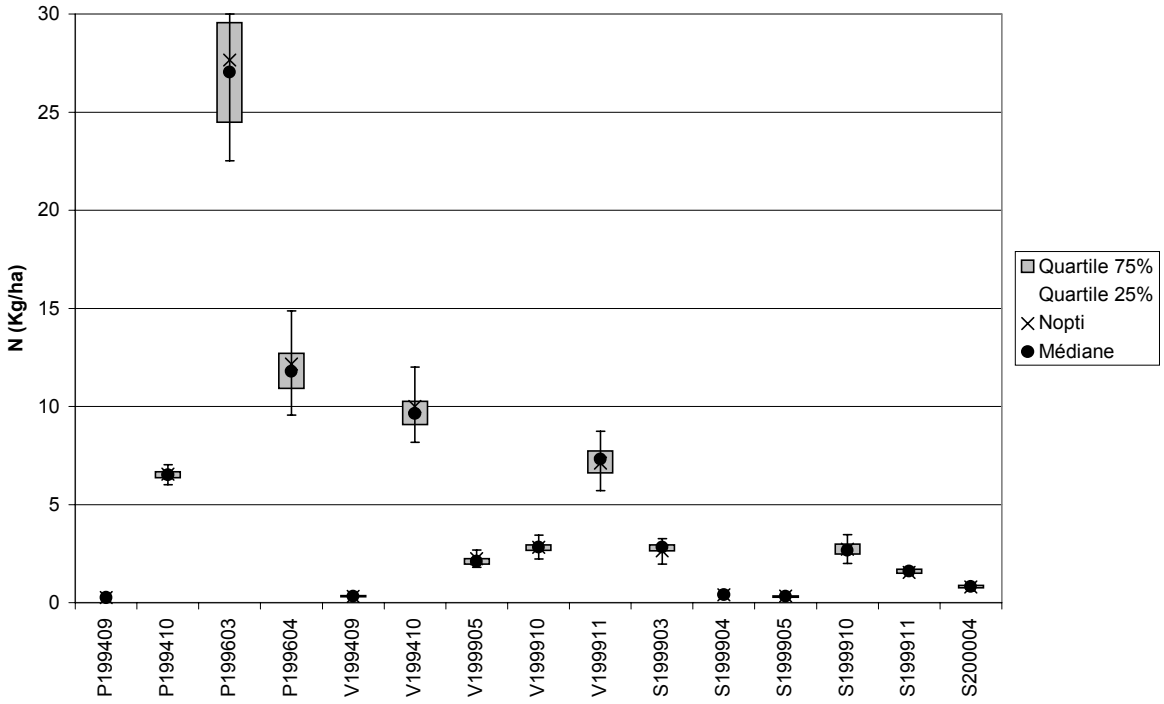


Figure C3-18 : Dispersion des valeurs de N (stock d'azote) (F = 0.04)

Pour le paramètre T on assiste à un resserrement des distributions même si les valeurs extrêmes demeurent très marquées. Les valeurs médianes restent très variables.

Pour N, les valeurs ne sont pratiquement plus dispersées, et les deux méthodes d'optimisation (GLUEP et mode global de POWELL) aboutissent au même résultat comme l'illustre la figure C3-18.

Appliqé avec F = 0.04 h^{-1}, N médian et T médian, le modèle fournit pour les 15 crues les résultats présentés dans le tableau C3-11.

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
P199409	111	111	34	62	0.1	82.4	**0.18**
P199410	4107	4077	77	87	0.7	13.0	**0.86**
P199603	3304	3231	120	125	2.2	4.5	**0.93**
P199604	69	67	17	17	2.9	0.6	**0.97**
V199409	295	302	69	66	2.3	4.6	**0.93**
V199410	16422	15820	200	196	3.7	2.1	**0.94**
V199905	3127	2932	79	82	6.2	3.5	**0.90**
V199910	3341	3317	168	159	0.7	5.5	**0.94**
V199911	11966	12090	245	239	1.0	2.5	**0.96**
S199903	335	342	22	19	2.0	12.7	**0.85**
S199904	337	329	19	27	2.5	40.5	**0.57**
S199905	733	667	48	51	9.0	5.8	**0.85**
S199910	656	638	33	31	2.7	4.8	**0.92**
S199911	3674	3770	142	133	2.6	6.6	**0.91**
S200004	502	504	33	30	0.4	10.6	**0.89**
Moyenne					**2.60**	**13.33**	**0.84**

Tableau C3-11 : Résultats du modèle avec F = 0.04 h^{-1}, T médian et N médian

L'analyse de ce tableau montre que les masses sont correctement reproduites pour les 15 crues. L'écart est toujours inférieur à 10 %. Pour deux épisodes (S199904 et P199409) les durées sont mal reproduites. L'écart est respectivement de 82.4 % pour P199409 et de 40,5 %. Pour les 13 autres crues, l'écart sur la durée est inférieur à 15 %. L'analyse de la FO montre que pour 13 crues sur 15, l'écart sur la masse et la durée est inférieur à 20 % (FO < 0.8).

C3-134. Prise en compte des incertitudes sur la masse et la durée lors du calage des paramètres

L'objectif de ce paragraphe est de proposer un protocole de calage permettant d'intégrer les incertitudes liées aux variables « masse et durée ».
La durée de crise prise en compte par le modèle est assimilée à la durée de crue (cf. C3-111). Or, l'estimation de la durée de crue à partir de l'hydrogramme comporte une part de subjectivité. Sur les bassins d'étude, l'identification du début de crue à partir de l'hydrogramme pose peu de problèmes en raison de la réactivité des bassins. La fin de crue est beaucoup plus difficile à déterminer. En effet, à quel moment peut-on considérer que les écoulements superficiels généré par un épisode de pluie se sont propagés à l'aval du point de mesure ? La méthode classique repose sur l'identification des ruptures de pente visible sur l'hydrogramme représenté en échelle logarithmique. La première rupture est assimilée à la fin des écoulements sub-superficiels et la deuxième rupture correspond à la fin de crue (CERNESSON, 1993). Cette méthode est appelée méthode graphique (CHOW et al , 1988). C'est le choix de cette rupture qui induit une incertitude sur la durée de crue.

Le tableau C3-12 illustre les durées retenues durant les phases de calages et les incertitudes liées au choix des ruptures de pente.

crue	Durée (h)	Incertitude sur le début de crue (h)	Incertitude sur la fin de crue (h)
P199409	34	- 8	- 6
P199410	77	+/- 2	+ 48
P199603	120	+/- 2	+ 9
P199604	17	+/- 2	- 7
V199409	69	+/- 2	+ 24
V199410	200	+/- 2	+ 6
V199905	79	+/- 2	- 30
V199910	168	+/- 2	+ 60
V199911	245	+/- 2	+ 48
S199903	22	+/- 2	+ 4
S199904	19	+/- 2	- 5
S199905	48	+/- 2	- 6
S199910	33	+/- 2	+/- 2
S199911	142	+/- 2	- 53
S200004	33	+/- 2	- 15

Tableau C3-12 : Incertitudes sur les durées après analyse des hydrogrammes

La durée de crue va conditionner la masse exportée calculée à l'aide de la méthode retenue au paragraphe C3-111. L'incertitude sur la durée se répercute donc sur l'estimation de la masse. Comme stipulé au paragraphe C3-111, l'incertitude sur la masse est liée à la fois aux incertitudes sur le calcul des flux instantanés et la fréquence d'échantillonnage des prélèvements durant la crue.

Pour illustrer l'importance que peuvent prendre ces incertitudes sur l'estimation de la masse et de la durée, la crue de novembre 1999 sur le Salaison va être retenue. L'incertitude sur la fin de crue est en effet élevée (cf. tab. C3-12). La figure C3-19 illustre l'hydrogramme de la crue de novembre 1999. Les données de pluie proviennent de la station de Montpellier-Fréjorgues. Sont également figurés, les horaires de prélèvements d'échantillons lors de cette crue.

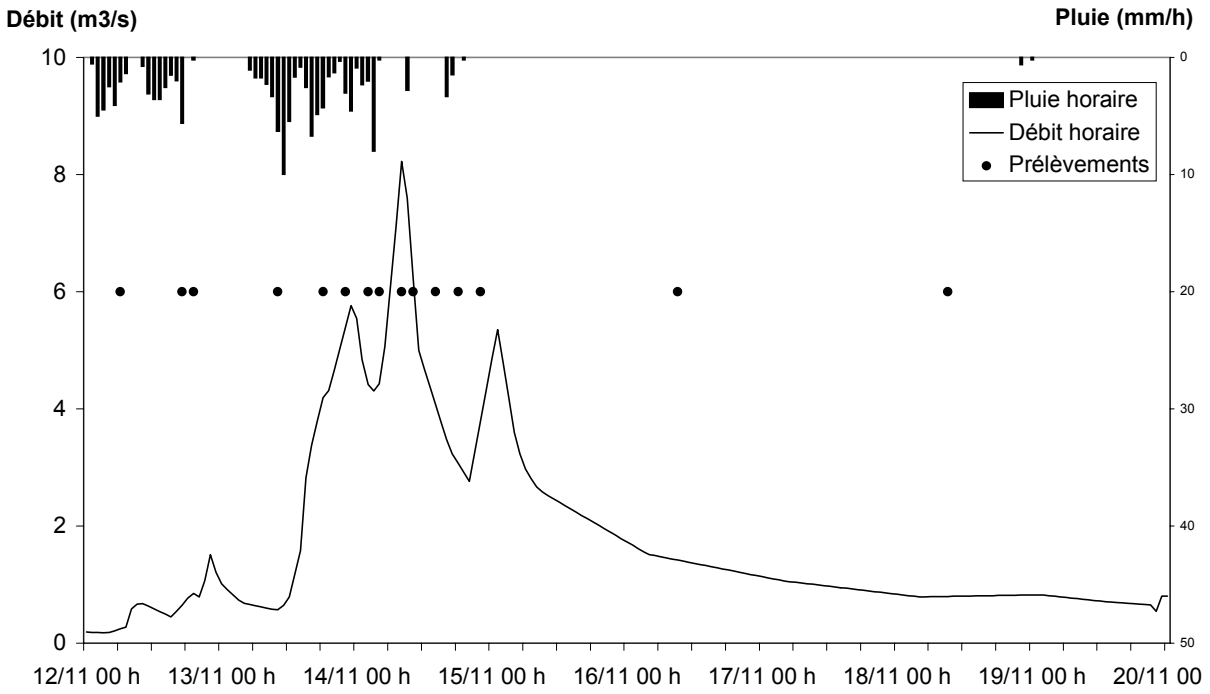


Figure C3-19 : Hydrogramme de la crue de novembre 1999 sur le Salaison

La figure C3-20, qui représente le même hydrogramme en échelle logarithmique, permet d'appliquer la méthode graphique (CHOW et al , 1988). Si le début de crue est relativement net, deux ruptures peuvent être distinguées pour choisir la fin de crue. En considérant ces deux durées de crue, deux masses peuvent être calculées à l'aide de la méthode retenue au paragraphe C3-111. Quelle incertitude retenir sur la masse. L'incertitude liée aux débits et aux concentrations est de l'ordre de 30% sur les différentes crues (C3-111). L'incertitude sur la masse est également liée à la méthode de calcul du flux. Or le biais introduit par la méthode de calcul est fonction de la fréquence d'échantillonnage. Cette fréquence est très variable selon les crues (cf. annexe4). Ce biais est par conséquent très difficile à estimer et est différent à chaque crue. Nous retiendrons pour cette étude, une incertitude sure la masse de ± 50 %.

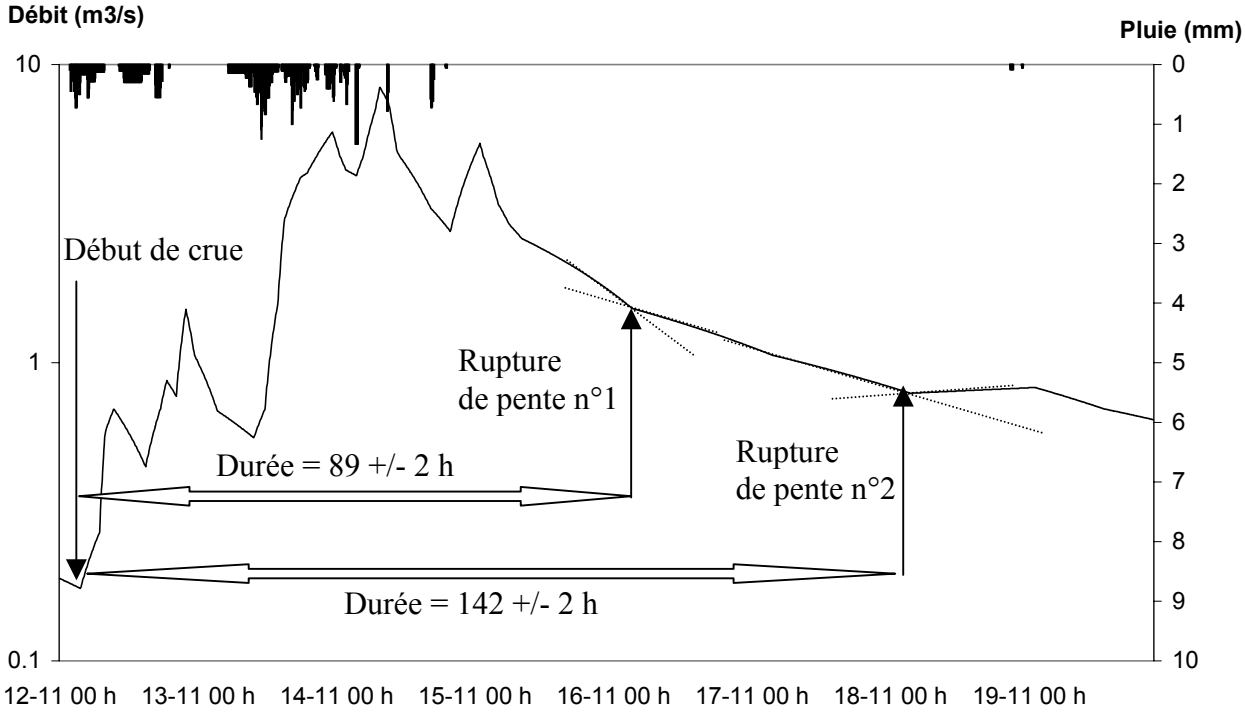


Figure C3-20 : Hydrogramme en échelle logarithmique de la crue de novembre 1999 sur le Salaison

Les valeurs extrêmes, en considérant l'incertitude sur la durée et la masse, ainsi que les valeurs de calage sont reportées dans la figure C3-21.

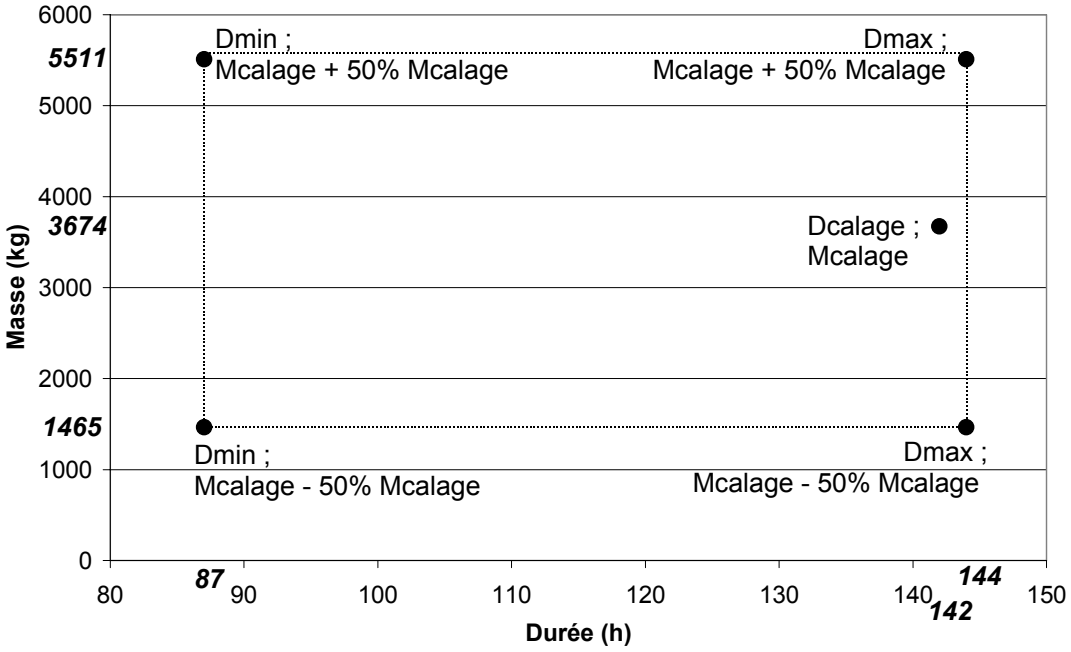


Figure C3-21 : Estimation de la masse d'azote en fonction de la durée utilisée (crue de novembre 1999 sur le Salaison)

Pour mettre en évidence l'effet des incertitudes lors du processus de calage sur la crue de mai 1999 du Salaison, la méthode GLUEP est appliquée sur les 3 couples de valeurs « masse – durée ». Les distributions des paramètres obtenues en appliquant la méthode GLUEP sur ces trois couples peuvent ensuite être comparées.

Le protocole pour le calage du modèle sur la crue de mai 1999 du Salaison est synthétisé dans la figure C3-22. L'analyse porte pour chaque configuration sur 1000 triplets de paramètres.

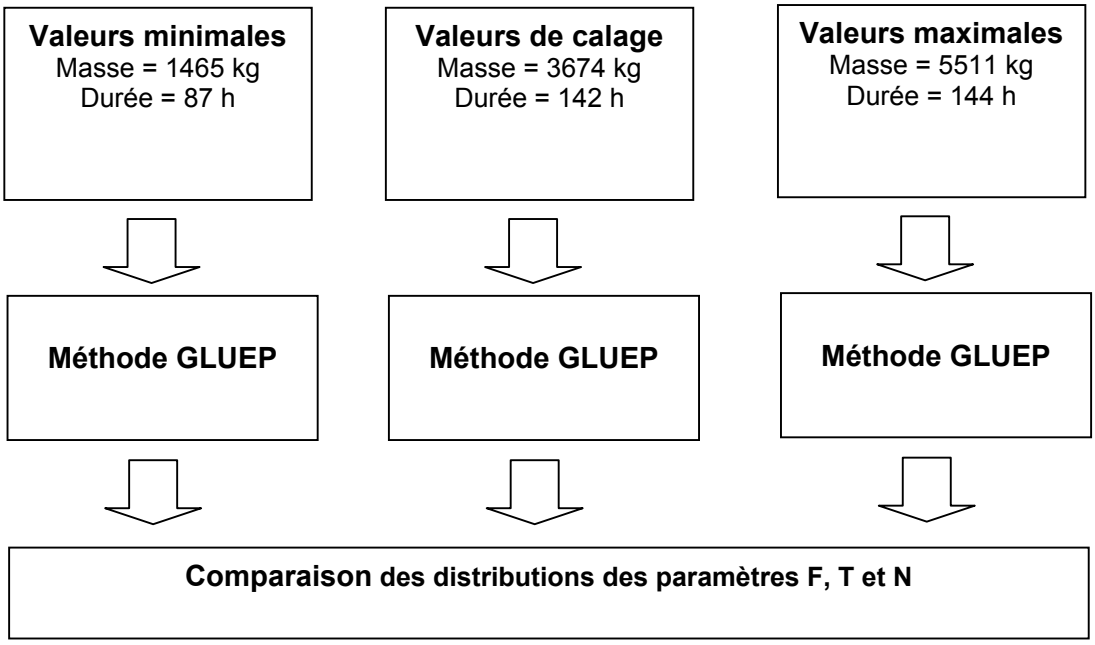


Figure C3-22 : Protocole d'analyse de l'effet de la prise en compte des incertitudes lors du calage des paramètres

Les distributions obtenus à l'aide de ce protocole sont illustrés dans les figures C3-23 à C3-25 respectivement pour le paramètre F, T puis pour la condition initiale N.

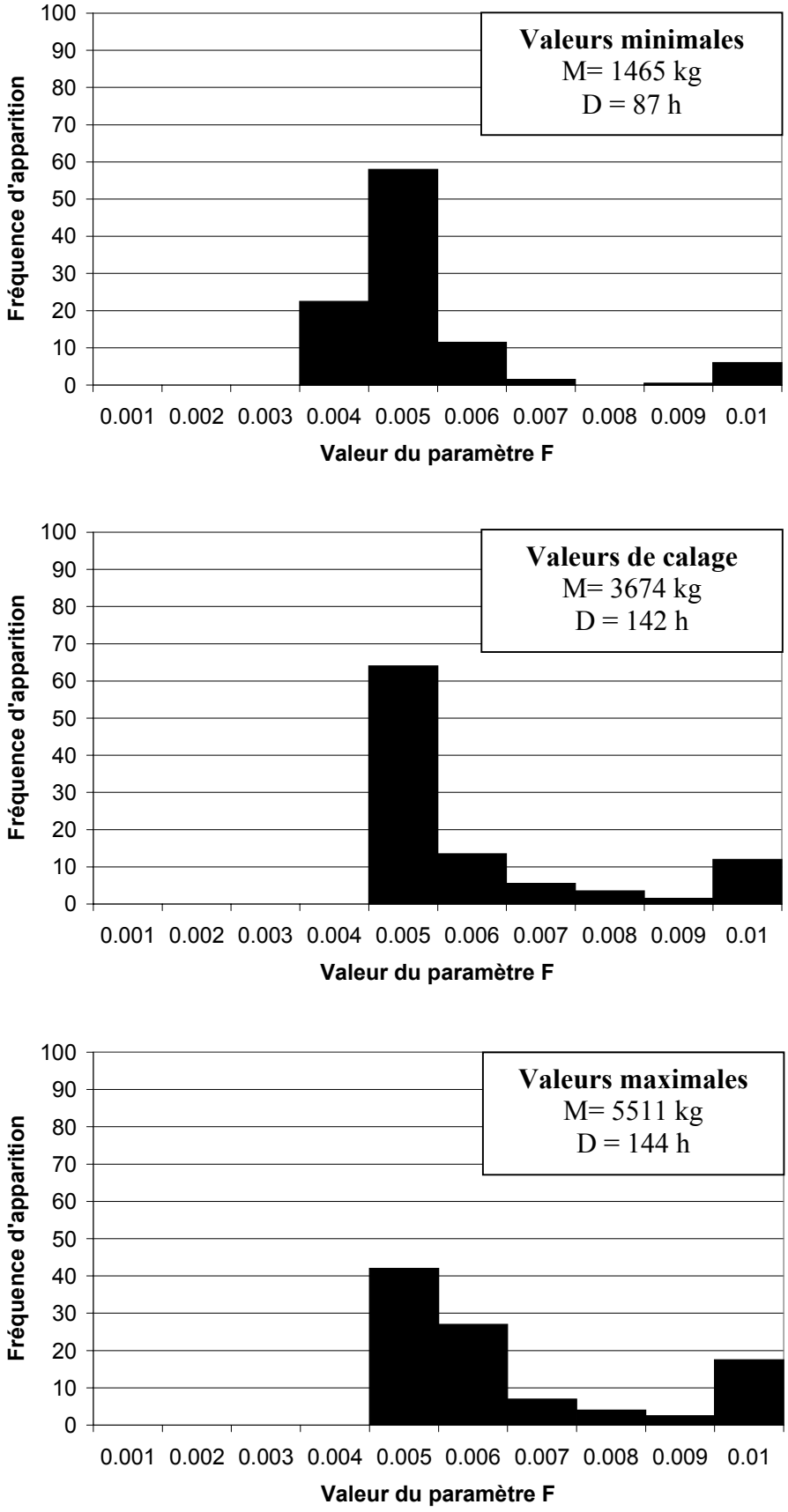


Figure C3-23 : Comparaison des distributions des valeurs du paramètre F obtenues pour les trois configurations

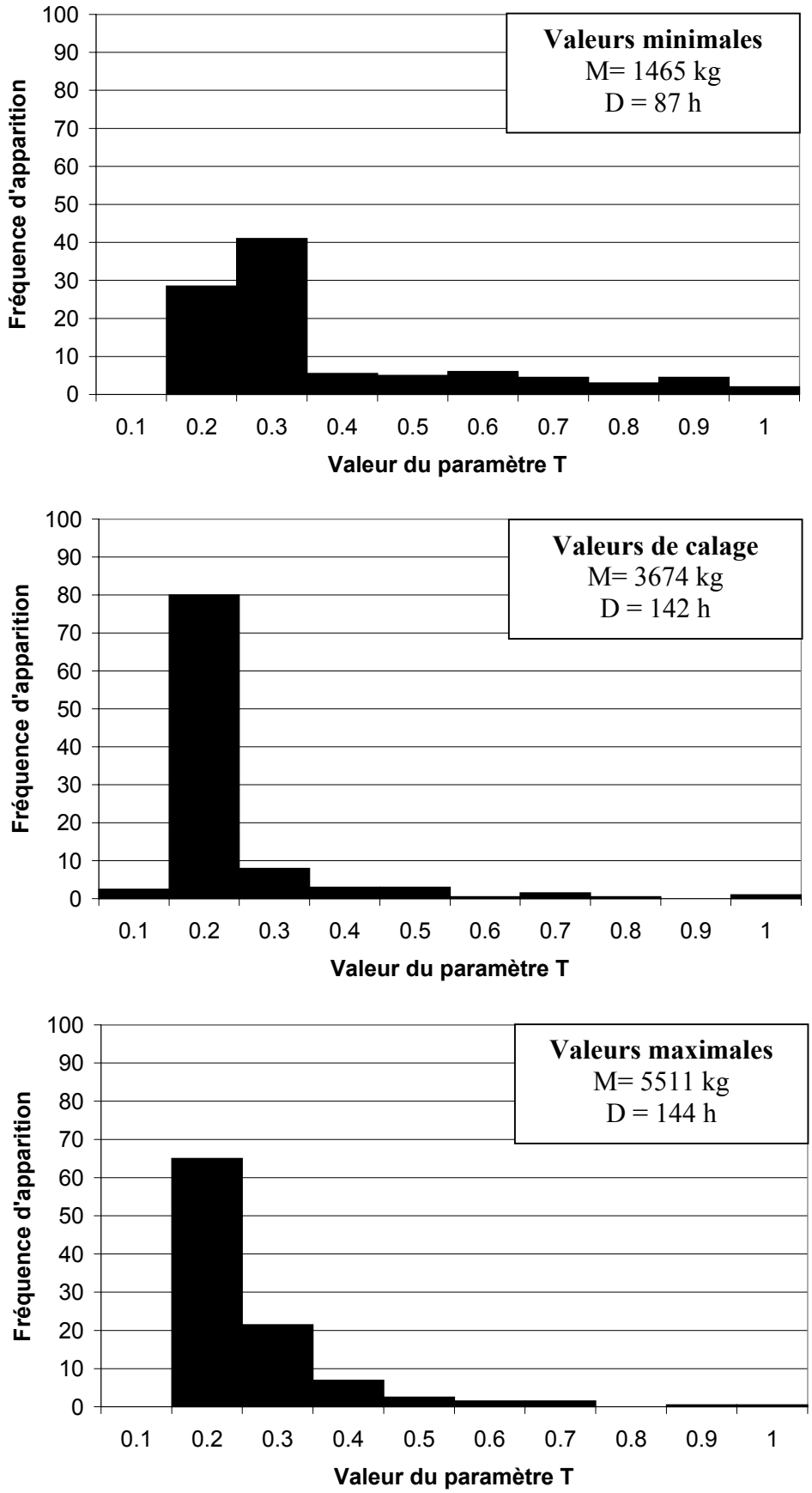


Figure C3-24 : Comparaison des distributions des valeurs du paramètre T obtenues pour les trois configurations

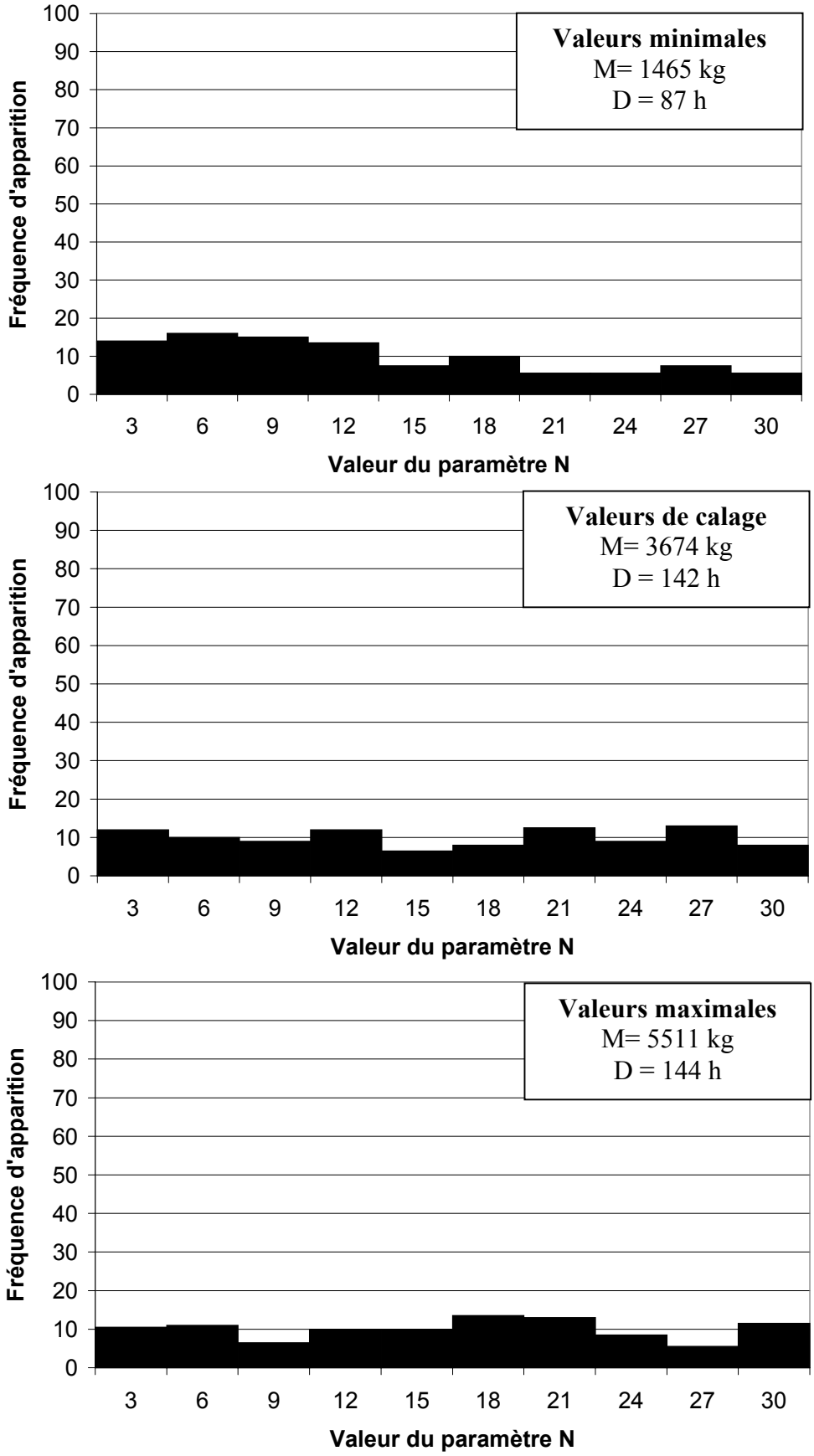


Figure C3-25 : Comparaison des distributions des valeurs de la condition initiale N pour les trois configurations

Le tableau C3-13 résume les caractéristiques de la distribution des paramètres pour les trois configurations.

	Données minimales	Données de calage	Données maximales
Médiane de F	0.0043	0.0047	0.0051
Médiane de T	0.24	0.15	0.17
Médiane de N	9.72	15.16	15.46
Ecart type de F	0.0732	0.1818	0.2257
Ecart type de T	0.21	0.13	0.12
Ecart type de N	8.31	8.69	8.40

Tableau C3-13 : Caractéristiques des distributions des paramètres pour les trois configurations

L'analyse de la figure C3-23 montre que l'essentiel des valeurs de F est inférieur à 0.1 h^{-1} et ceci pour les trois configurations. L'analyse du tableau C3-13 pour le paramètre F montre que la valeur médiane du paramètre F croît avec la masse de calage (respectivement 1465, 3674 et 5511 kg). Ce comportement s'explique par le fait que le paramètre F conditionne la production de la masse d'azote sur le bassin.

L'étude de la figure C3-24 met en évidence une distribution différente des valeurs de T obtenues dans les trois configurations. Le paramètre T régule la fonction de transport, plus sa valeur est élevée, plus la durée de crue est courte. La valeur maximale de 0.24 h^{-1} est logiquement obtenue pour la durée de calage minimale (87 h). Les valeurs médianes de T obtenues pour les deux autres configurations (142 h et 144 h) sont plus faibles respectivement 0.15 et 0.17 h^{-1}.

La distribution des valeurs de N pour les trois configurations (cf. fig. C3-25) occupe la totalité du domaine de définition de N [0, 30 kg] . Les résultats consignés dans le tableau C3-13 sont cohérents avec la fonction de production du modèle. Ainsi, la valeur médiane de N la plus faible est obtenue pour la masse minimale (1465 kg) alors que la valeur médiane la plus forte de N est obtenue pour la masse la plus forte (5511 kg).

Pour quantifier l'effet de la prise en compte des incertitudes sur les jeux de paramètres obtenus, les tests non paramétriques classiques de Kolmogorov-Smirnov et de Mann-Withney ont été utilisés (SHESKIN, 2000). Ils permettent de tester l'hypothèse d'appartenance des jeux de paramètres obtenus pour les trois configurations à la même population.

La comparaison entre les échantillons a nécessité 9 tests : comparaison des jeux des 3 paramètres pour les trois configurations.

Les résultats montrent que seuls les valeurs du paramètre N obtenues avec les données de calages et les données maximales appartiennent à la même population avec un seuil de signification de 5%. Les 8 autres tests ne permettent pas de conclure à l'appartenance des échantillons à la même population avec un seuil de 5% et ceci pour les deux tests considérés.

On peut donc conclure que la prise en compte des incertitudes lors du calage conduit à trois jeux de paramètres F et T différents et à 2 jeux de paramètres N pour la crue de novembre 1999 sur le Salaison. Le choix de la fin de crue d'une part et la méthode de calcul des masses d'autre part conditionnent fortement les valeurs médianes de F, T et N obtenues avec la méthode GLUEP.

Ce protocole de prise en compte des incertitudes n'a été mis en œuvre que sur la crue de novembre 1999 sur le Salaison. Le tableau C3-12 montre que des incertitudes du même ordre existent pour d'autres crues. La prise en compte complète des l'incertitudes lors du calage nécessiterait de reconduire ce protocole sur l'ensemble des crues.

C3-135. Conclusion

En conclusion de cette phase de calage, les résultats obtenus crue par crue montrent l'intérêt de considérer la variabilité du paramètre T et du stock d'azote N selon les crues. Lors du calage bassin par bassin, l'hypothèse d'un jeu unique de F,T et N ne s'était pas avérée concluante pour reproduire le fonctionnement des bassins.
Une méthode de calage dénommé GLUEP a été proposée à partir de la méthode GLUE et de la méthode d'optimisation de POWELL. Elle permet de raisonner sur la distribution des jeux de paramètres qui fournissent des résultats corrects et non uniquement sur le jeu optimal des paramètres. Cette méthode permet de minimiser la durée de la phase de calage d'un facteur 10 par rapport à l'application stricte de la méthode GLUE.
A l'issue de la phase de calage, il est possible d'obtenir une valeur de F fixe qui permet de reproduire correctement la masse sur la totalité des crues et la durée sur 13 des 15 crues. La valeur de F obtenue (0.04 h^{-1}) correspond à un décalage d'une journée entre l'épisode de pluie et la production des masses d'azote. En revanche, les valeurs médianes obtenues crue par crue pour T et N montrent une grande variabilité selon les crues.
Un protocole de calage intégrant les incertitudes des deux variables de calage masse et durée a été proposé. La prise en compte des incertitudes a pour conséquence de conduire à des jeux de paramètres distinctes selon que l'on considère les masses et durées minimales ou maximales pour chaque crue. Toutefois, cette prise en compte des incertitudes est essentielle dans l'optique de l'utilisation opérationnelle du modèle POL.

La phase de vérification du modèle succède classiquement au calage des paramètres. Le jeu limité d'épisodes de crue ne permet pas de réaliser cette phase de vérification du modèle sur d'autres crues.
Sur les bassins d'étude, la phase de vérification va donc consister à appliquer le modèle sur une succession d'épisode de pluie pour laquelle on dispose d'un suivi mensuel des flux instantanés d'azote. Dans l'optique de l'application du modèle pour un ou plusieurs épisodes de pluie successifs, les valeurs de T et N doivent être précaractérisées.

On propose donc d'étudier les relations qui peuvent exister entre les valeurs de T médian et de N médian obtenues durant le calage crue par crue et la valeur de descripteurs climatiques et de descripteurs des pratiques agricoles. On vérifie ensuite les résultats du modèle obtenus avec les relations de précaractérisation de T et N.

C3-2. Application du modèle POL

C3-21. Recherche des relations de précaractérisation de T et N

L'objectif de cette section est de proposer un premier ensemble de relations entre les valeurs médianes de T et de N obtenues après calage et le contexte climatique et cultural précédent les épisodes de crue échantillonnés. Ces relations vont permettre d'appliquer le modèle sur une succession d'épisodes de pluie en déterminant la valeur de T et de N au début de chaque épisode de pluie. Il est important de noter que les relations obtenues seront testées sur le même jeu de 15 crues. Les relations obtenues constituent donc uniquement une première approche.

C3-211. Précaractérisation du paramètre T

Le paramètre T conditionne dans le modèle la dynamique, dans le réseau hydrographique, des flux d'azote produits sur les sous-bassins versants. Plus sa valeur est élevée, plus la durée de crise est courte. On émet l'hypothèse que la dynamique des flux en rivière est conditionnée par le contexte climatique et les caractéristiques de l'épisode pluvieux.
L'objectif de la précaractérisation de T est donc d'aboutir à une relation entre les valeurs médianes de T obtenues lors du calage crue par crue et les descripteurs du contexte climatique au début de chaque crue. Une telle relation permet en effet d'envisager l'application du modèle sur un épisode non échantillonné pour estimer la masse exportée et la durée de crise. Dans cette optique, plusieurs descripteurs climatiques sont donc synthétisés (cf. Tab. C3-14).

Indicateur de l'état hydrologique du bassin	
NSEC	Nombre de jours secs avant l'événement (jours)
P1	Pluie cumulée du jour précédant l'épisode (mm)
P3	Pluie cumulée des 3 jours précédant l'épisode (mm)
P10	Pluie cumulée des 10 jours précédant l'épisode (mm)
P20	Pluie cumulée des 20 jours précédant l'épisode (mm)
P30	Pluie cumulée des 30 jours précédant l'épisode (mm)
Caractéristiques de l'épisode de pluie	
P	Lame précipitée (mm)
D	Durée de l'épisode (heures)
IMAX	Intensité maximale (mm/h)
IMOY	Intensité moyenne (mm/h)

Tableau C3-14 : Descripteurs de l'état initial et de l'épisode de pluie

Chaque épisode pluvieux est ainsi caractérisé avec les descripteurs précédemment décrits (cf. Tab. C3-15).

Crue	NSEC	P1	P3	P10	P20	P30	P	D	IMAX	IMOY
P199409	3	1.4	8.2	26	34	72.2	69.8	38	13.8	1.8
P199410	8	0	0	28.4	57.6	135.6	119	42	13	2.8
P199603	2	0	3.4	11.8	72.6	72.8	55.6	78	1.20	0.6
P199604	5	3.2	3.2	8.6	9.60	13	6.80	29	2.6	0.7
V199409	3	0.6	5.4	25	48.6	80.8	70	47	11.2	1.5
V199410	8	0	0	34.6	89.6	165	166.8	42	30.8	4
V199905	6	75.6	75.6	104	120.4	121.4	119.2	39	8.6	3.1
V199910	2	3.8	3.8	26.8	27.6	36	128.8	155	16.2	0.8
V199911	4	4.4	4.4	5.4	6.2	134	167.2	72	11.4	2.3
S199903	21	0	0.2	0.2	0.2	2.4	20.8	20	5.6	1
S199904	2	0	7.4	16.8	18.8	19	39.2	18	18	2.2
S199905	6	0	0	47	57.2	58.4	83.6	37	7.9	2.3
S199910	1	0.8	30.2	62.4	62.4	64	24.6	16	7.5	1.5
S199911	19	0	0	0	1.6	88.8	130	71	10	1.8
S200004	2	0	0.4	17.8	24	32.2	34.4	8	15.2	4.3

Tableau C3-15: Valeurs des descripteurs pour les 15 épisodes de crue

Le tableau C3-16 illustre le coefficient de détermination r² entre les descripteurs.

r^2	NSEC	P1	P3	P10	P20	P30	P	D	IMAX	IMOY
NSEC	1									
P1	0.001	1								
P3	0.027	0.854	1							
P10	0.089	0.589	0.744	1						
P20	0.093	0.353	0.397	0.680	1					
P30	0.000	0.073	0.046	0.107	0.312	1				
P	0.012	0.044	0.002	0.019	0.068	0.663	1			
D	0.007	0.001	0.018	0.019	0.003	0.018	0.291	1		
IMAX	0.011	0.015	0.027	0.002	0.025	0.176	0.271	0.003	1	
IMOY	0.004	0.049	0.020	0.097	0.120	0.250	0.141	0.148	0.416	1

Tableau C3-16 : Valeur du coefficient de détermination entre les descripteurs

L'analyse du tableau C3-16 montre que les différents descripteurs de pluie sont corrélés (de P1 à P30). Ce comportement est logique car un descripteur, par exemple P30, intègre les précédents P20, P10, P3 et P1. Par conséquent, un seul de ces descripteurs peut être retenu pour établir une relation avec la valeur de T médian. On note également une corrélation statistiquement significative entre P30 (pluie cumulée durant les 30 jours qui précèdent l'épisode de pluie) et P (la hauteur d'eau précipitée durant l'épisode). Une analyse climatologique complémentaire permettrait d'étudier l'origine de cette corrélation.
Concernant, les caractéristiques de l'épisode de pluie, la hauteur précipitée et la durée de l'épisode présentent un coefficient de détermination de 0.3 (r = 0.539). Cette corrélation est statistiquement significative puisque le seuil du coefficient de corrélation est de 0.532 avec un risque de α de 1^{ière} espèce égal à 0.05 et un degré de liberté de 12. Par conséquent, entre P et D, seul le descripteur qui explique le plus de variabilité de T médian sera conservé.
La corrélation entre chaque descripteur et la valeur médiane de T obtenue sur les 100 simulations est illustrée dans le tableau C3-18 :

r^2

	NSEC	P1	P3	P10	P20	P30	P	D	IMAX	IMOY
T médian	0.0073	0.0017	0.0047	0.0287	0.0014	**0.1936**	**0.3418**	**0.3419**	0.0213	0.0087

Tableau C3-17: Corrélations entre chaque descripteur et la valeur médiane de T

Les deux descripteurs qui expliquent le plus la variabilité de la valeur de T médian sont P (cumul de pluie de l'épisode) et D (durée de l'épisode de pluie). Comme la corrélation entre ces deux descripteurs est statistiquement significative seul l'un des deux va être conservé. Le descripteur suivant, qui explique le plus de variabilité de T, est P30 (cumul de pluie des 30 jours précédant l'épisode de pluie). Comme on a mis en évidence une corrélation statistiquement significative entre P30 et P, on retient les deux descripteurs suivants : D pour les caractéristiques de l'épisode et P30 pour l'état initial du bassin.

On aboutit à la relation C3-7.

$$T^* = -0.0025 \times P30 - 0.0058 \times D + 1.13$$ **Équation C3-7**

Avec T* la valeur obtenue par régression.

Le coefficient de détermination est égal à 0.43 (r = 0.66). Cette valeur est statistiquement significative pour un risque α de 0.05 et un nombre de degrés de liberté égal à 11 (r_{lim} = 0.5529). Du point de vue du comportement du bassin, la dynamique du transport des masses dans les biefs est d'autant plus atténuée que le bassin est sec et que l'épisode de pluie est long.
L'équation C3-7 n'est pas normée alors que par définition, le paramètre T doit être compris entre 0 et 1 h^{-1}. Par conséquent, on applique la règle suivante : si T* > 1 alors T modifié = 1 et si T* < 0 alors T modifié = 0. On obtient ainsi les valeurs figurées dans le tableau C3-18 (seule la valeur de T pour la crue de mars 1999 sur le Salaison nécessite une modification).

Crue	T médian	P30	D	T*	T* modifié
P199409	1	72.2	38	0.73	0.73
P199410	1	135.6	42	0.55	0.55
P199603	0.19	72.8	78	0.50	0.50
P199604	0.73	13	29	0.93	0.93
V199409	1	80.8	47	0.66	0.66
V199410	0.10	165	42	0.48	0.48
V199905	1	121.4	39	0.60	0.60
V199910	0.32	36	155	0.14	0.14
V199911	0.08	134	72	0.38	0.38
S199903	0.94	2.4	20	**1.01**	**1**
S199904	1	19	18	0.98	0.98
S199905	1	58.4	37	0.77	0.77
S199910	0.59	64	16	0.88	0.88
S199911	0.16	88.8	71	0.50	0.50
S200004	1	32.2	8	1	1

Tableau C3-18: Valeurs de T* après régression et vérification (T<=1)

Les figures C3-26 et C3-27 permettent d'illustrer les masses et durées simulées après précaractérisation de T (avec F = 0.04 et N médian). Sont également figurées les masses et les durées obtenues à la fin de la phase de calage crue par crue avec F = 0.04 h^{-1}, T médian et N médian.

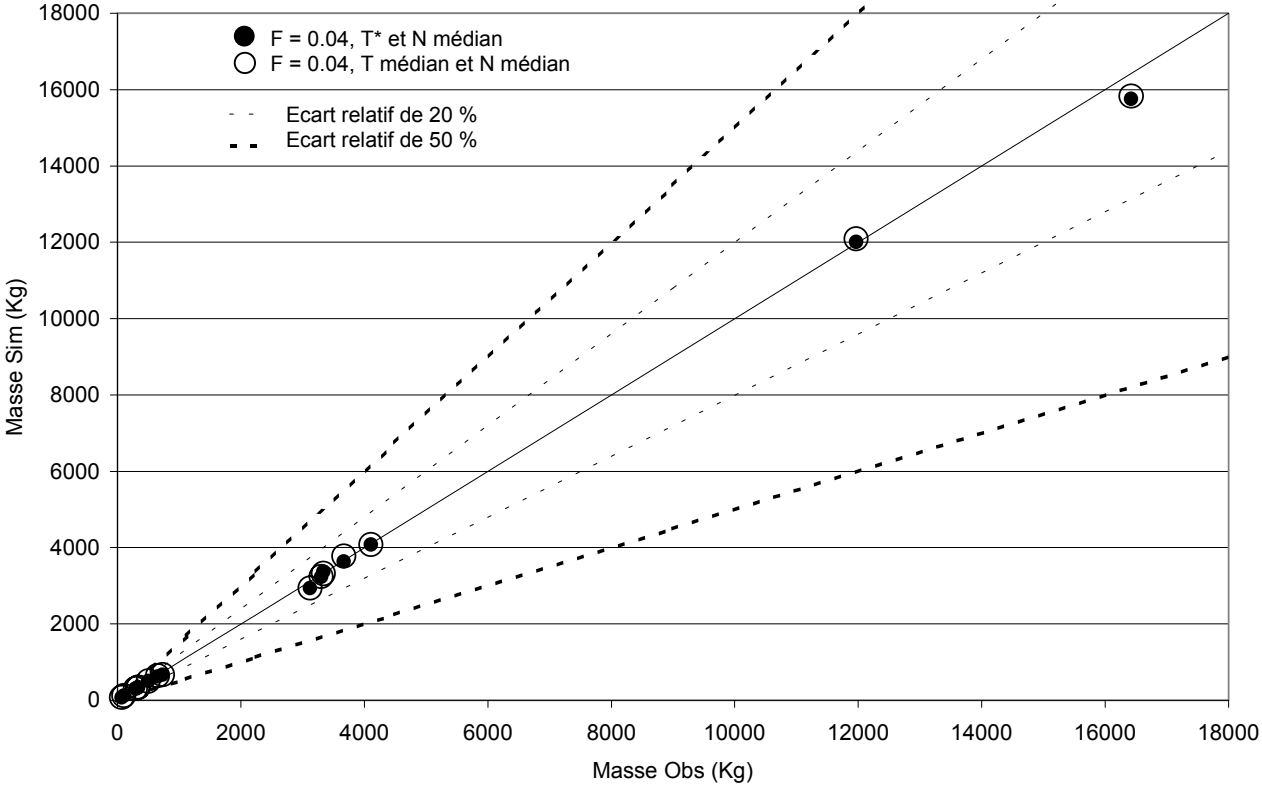


Figure C3-26 : Qualité de simulation de la masse

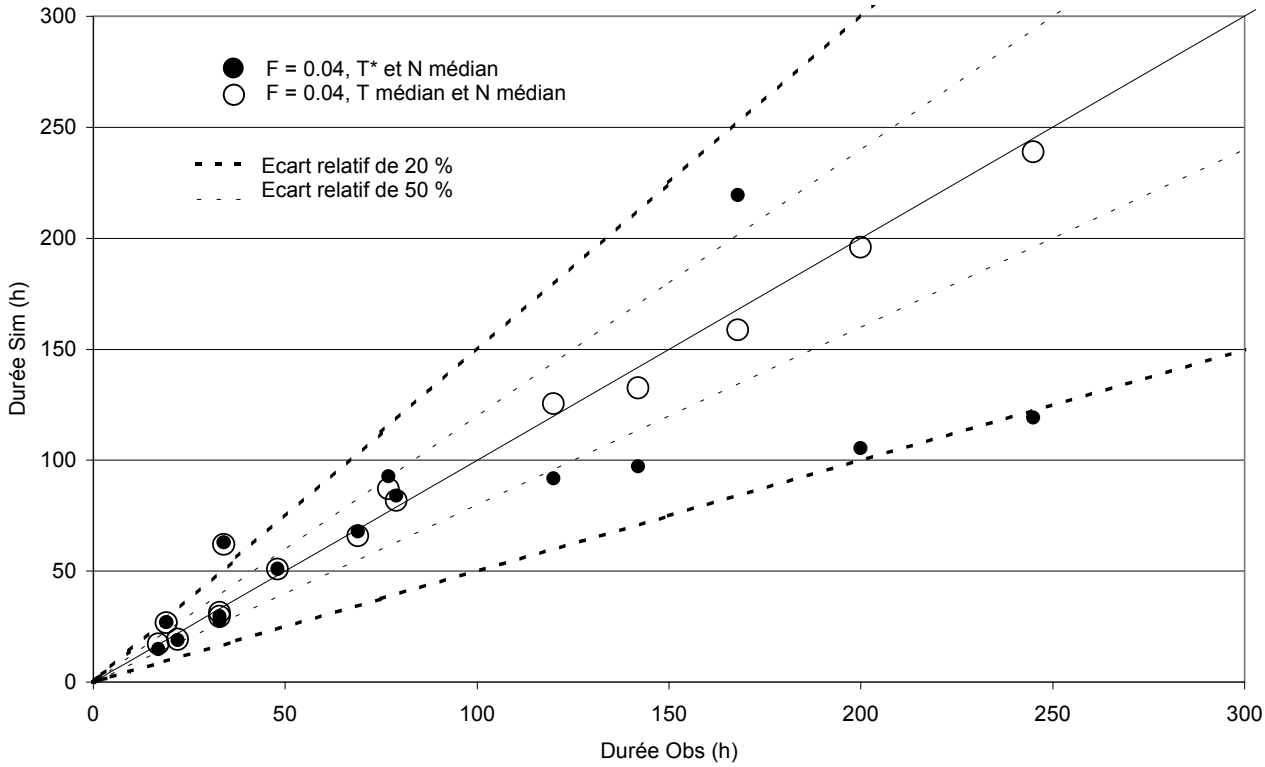


Figure C3-27 : Qualité de simulation de la durée

L'analyse de la figure C3-26 montre que la précaractérisation de T n'affecte pas la qualité des simulation de la masse pour les 15 épisodes. Les résultats obtenus après précaractérisation de T sont synthétisés dans le tableau C3-19.

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
P199409	111	111	34	63	0.2	85.0	**0.15**
P199410	4107	4078	77	93	0.7	20.3	**0.79**
P199603	3304	3222	120	92	2.5	23.7	**0.74**
P199604	69	66	17	15	3.9	13.5	**0.83**
V199409	295	303	69	68	2.7	1.7	**0.96**
V199410	16422	15750	200	105	4.1	47.3	**0.49**
V199905	3127	2934	79	84	6.2	6.2	**0.88**
V199910	3341	3359	168	219	0.5	30.6	**0.69**
V199911	11966	12000	245	119	0.3	51.3	**0.48**
S199903	335	340	22	19	1.6	14.5	**0.84**
S199904	337	329	19	27	2.5	41.1	**0.56**
S199905	733	667	48	51	9.0	6.5	**0.85**
S199910	656	623	33	27	5.1	17.0	**0.78**
S199911	3674	3627	142	97	1.3	31.6	**0.67**
S200004	502	504	33	30	0.4	10.6	**0.89**
Moyenne					**2.72**	**26.73**	**0.71**

Tableau C3-19 : Résultats après précaractérisation de T (F = 0.04 h^{-1}, T* et N médian)

L'écart relatif sur les masses est inférieur à 10% pour les 15 crues. Les masses simulées avec F= 0.04 h^{-1}, T* et N médian sont équivalentes à celles obtenues lors du calage crue par crue avec F = 0.04, T médian et N médian. Cette absence de sensibilité de la masse à la précaractérisation de T est logique puisque ce paramètre agit uniquement sur la dynamique des flux dans le réseau hydrographique et donc sur la durée de crise.
La qualité de simulation de la durée est affectée par la précaractérisation de T comme l'illustre la figure C3-27. Pour les durées observées inférieures à une centaine d'heures, la qualité de simulation de la durée est comparable à celle obtenue durant le calage crue par crue avec F = 0.04 h^{-1}, T médian et N médian. Pour des durées observées supérieures à 100 heures, les durées sont moins bien reproduites par le modèle (cf. figure C3-27). Pour les 5 crues concernées (P199603, V199410, V199910, V199911 et S199911), l'écart relatif sur la durée se situe entre 20% et 50%.

En conclusion, la relation de précaractérisation permet de définir une valeur de T pour chaque épisode de pluie en fonction des descripteurs P30 et D. Cette relation est indispensable pour envisager l'application du modèle sur un ou plusieurs épisodes de pluie.
Cette précaractérisation n'affecte pas la qualité des masses simulées. Les épisodes dont la durée observée est supérieure à une centaine d'heures sont moins bien reproduits après précaractérisation de T par rapport aux masses simulées obtenues avec F = 0.04 h^{-1}, T médian et N médian. Pour les 5 épisodes concernés, l'erreur relative reste toutefois inférieure à 50 % par rapport aux données observées. On peut émettre l'hypothèse que les épisodes de longue durée sont moins bien simulés car ils sont minoritaires dans l'échantillon des crues étudiées (5 crues sur 15). Un nombre plus important de crues permettrait d'étudier séparément les épisodes de courtes et moyennes durées (Durée < 100 heures) et les épisodes de longues durées. Ces deux types d'épisodes peuvent en effet correspondre à des processus différents en terme de dynamique de transport des flux d'azote sur les bassins.

C3-212. Précaractérisation du stock d'azote N

Le stock N représente le niveau d'azote présent dans les unités de production (sous-bassins). Pour éviter de surparamétrer le modèle en associant une valeur initiale du stock d'azote à chaque sous-bassin versant, on considère un stock global N exprimé en kg/ha. C'est sur cette valeur qu'a porté le calage. La valeur des différents stocks associés aux sous-bassins versants est directement liée à la valeur de N selon le prorata des surfaces agricoles (cf. chapitre C1).
L'objectif de la précaractérisation est de pouvoir déterminer la valeur de N au début de chaque épisode de pluie en fonction du contexte climatique, du calendrier cultural, de l'itinéraire technique et de l'occupation du sol du bassin. La précaractérisation de N va consister à retenir parmi les différents descripteurs ceux qui expliquent le mieux la variabilité des N médian obtenus après calage crue par crue.

On conserve les descripteurs du contexte climatique du bassin qui permettent de caractériser chacune des 15 crues (cf. Tab. C3-14 et Tab. C3-15). Pour prendre en compte l'évolution du stock d'azote durant l'année, un descripteur des pratiques agricoles est synthétisé : Dp.

La construction du descripteur Dp intègre deux phénomènes opposés :

- plus on se rapproche de la fin de la période d'apport, plus la probabilité que l'apport de la dose d'azote sur la culture ait lieu est forte ;
- plus on s'éloigne du début de la période d'apport, plus la probabilité de consommation de la dose d'azote par la culture augmente.

On fixe la valeur maximale au centre de la période d'apport et on adopte une forme triangulaire comme le montre la figure C3-28.

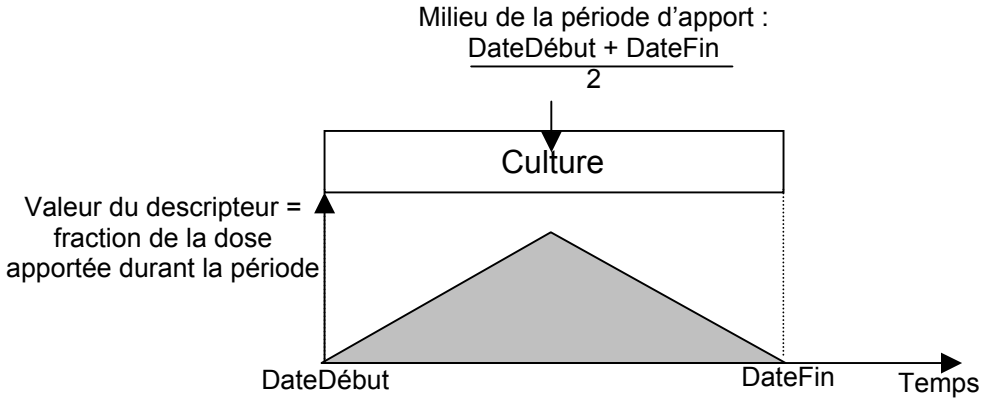
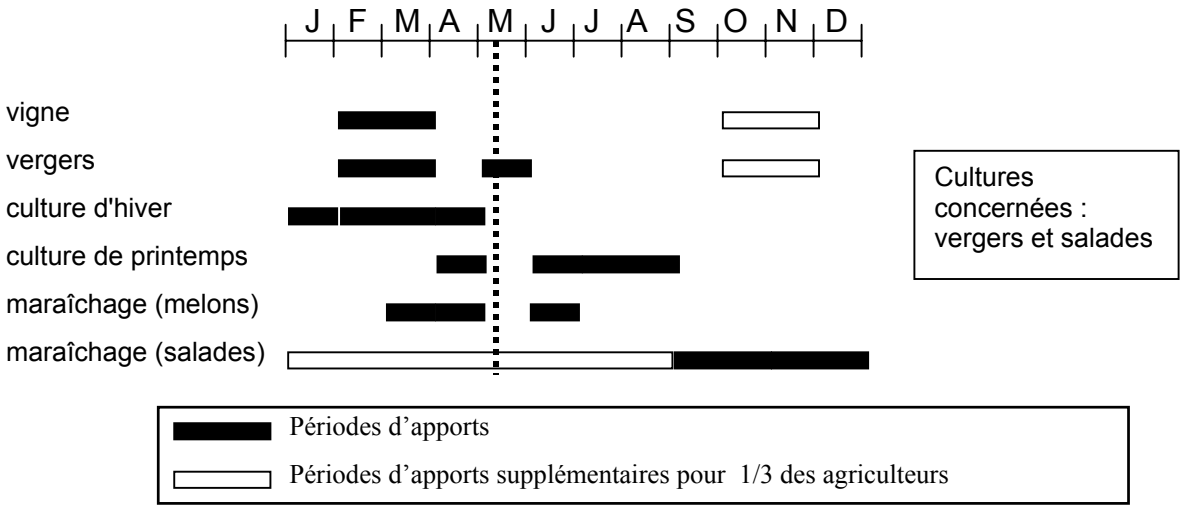


Figure C3-28 : Exemple du calcul du descripteur Dp

Le calcul de Dp durant l'année nécessite la connaissance du calendrier cultural et de l'apport spécifique sur chaque culture. Ces deux informations sont accessibles sur les bassins auprès de la Chambre d'Agriculture de l'Hérault. Pour chaque type de culture on détermine les surfaces concernées sur les bassins du Pallas, de la Vène et du Salaison (cf Tab. C3-2).

La figure C3-29 illustre le calcul complet du descripteur Dp par un exemple de crue débutant le 5 mai sur le Salaison.



Apport considéré :
- sur les vergers : 102 kg en deux apports soit 51 kg apportés durant le mois de mai
- sur la salade : 100 kg par cycle

Centre de la période : le 15 mai sur les vergers (soit 15 jours après le début de la période d'apport)
le 30 juin sur les salades (soit 60 jours après le début du cycle)

Pourcentage de vergers sur le Salaison = 9%
Pourcentage de maraîchage sur le Salaison = 11%

Le cycle cultural de la salade ne concerne qu'1/3 des agriculteurs et les surfaces en salade ne concernent que la moitié des surfaces maraîchères.

Calcul du descripteur sur le verger = 5/15 × 9% × 51 = 1.53
Calcul du descripteur sur les salades = 5/60 × 11% × 100 / 2 / 3 = 1.39

Calcul du descripteur Dp = 2.92 kg/ha

Figure C3-29 : Exemple de calcul du descripteur Dp au début d'un épisode de pluie

Les différentes valeurs de Dp sont calculées pour les 15 épisodes selon la date de début de l'épisode de pluie (cf. Tab. C3-20).

Pallas	Dp (kg/ha)	Vène	Dp (kg/ha)	Salaison	Dp (kg/ha)
P199409	4.49	V199409	2.41	S199903	25.23
P199410	13.02	V199410	8.20	S199904	5.34
P199603	24.02	V199905	1.33	S199905	0.98
P199604	4.05	V199910	7.94	S199910	6.72
		V199911	7.94	S199911	6.32
				S200004	16.57

Tableau C3-20 : Calcul des valeurs de Dp pour les 15 crues

L'étude des corrélations entre descripteurs est synthétisée dans le tableau C3-21

r²	NSEC	P1	P3	P10	P20	P30	Dp
NSEC	1						
P1	0.001	1					
P3	0.027	0.854	1				
P10	0.089	0.589	0.744	1			
P20	0.093	0.353	0.397	0.680	1		
P30	0.000	0.073	0.046	0.107	0.312	1	
Dp	0.096	0.091	0.116	0.215	0.042	0.053	1

Tableau C3-21 : Corrélations entre les descripteurs

Les corrélations entre descripteurs climatiques ont été décrites précédemment (cf. C3-211). Aucune des corrélations entre le descripteur Dp et un des descripteurs climatiques n'est statistiquement significative.

La corrélation entre chaque descripteur et la valeur de N médian obtenu après calage crue par crue est représentée dans le tableau C3-22.

r²	NSEC	P1	P3	P10	P20	P30	Dp
N médian	0,019	0,013	0,024	0,054	0,043	0,025	0,23

Tableau C3-22 : Corrélations entre les descripteurs et la valeur de N médian

L'indicateur Dp explique le mieux la variabilité de N médian obtenu sur les 15 crues. L'ajout dans le régression d'un des descripteur climatiques n'apporte pas d'information supplémentaire. Les résultats de la régression entre ce descripteur et la valeur médiane de N sont présentés successivement sur les 15 crues puis bassin par bassin dans le tableau C3-23.

	r2	r	seuil d'acceptation de r (α = 0.05)
15 crues	0.23	0.48	0.53
Pallas (4 crues)	0.67	0.82	0.99
Vène (5 crues)	0.56	0.75	0.95
Salaison (6 crues)	0.31	0.56	0.87

Tableau C3-23 : Coefficients de régression entre la valeur médiane de N pour chaque crue et le descripteur composite Dp

Les corrélations obtenues avec le descripteur Dp sur l'ensemble des crues ou calculées par bassin ne sont pas statistiquement significatives. Le faible nombre d'individus apparaît ici comme une forte contrainte. Dans cette étape du développement, nous utiliserons en première estimation les régressions obtenues sur chaque bassin.

Les équations C2-8, C2-9 et C2-10 correspondent aux régressions établies entre Dp et N médian respectivement sur le Pallas, la Vène et le Salaison. Ces relations permettent selon la date de début de l'épisode de pluie, de déterminer la valeur de N sur le bassin.

$$N^* \text{ (Pallas) } (t) = 1.0589 \text{ Dp } (t) - 0.143$$ **Équation C3-8**

$$N^* \text{ (Vène) } (t) = 0.857 \text{ Dp } (t) - 0.324 \qquad \textbf{Équation C3-9}$$

$$N^* \text{ (Salaison) } (t) = 0.068 \text{ Dp } (t) + 0.741 \qquad \textbf{Équation C3-10}$$

La figure C3-29 permet de représenter pour chaque bassin la répartition des couples N médian - Dp et la droite de régression obtenue.

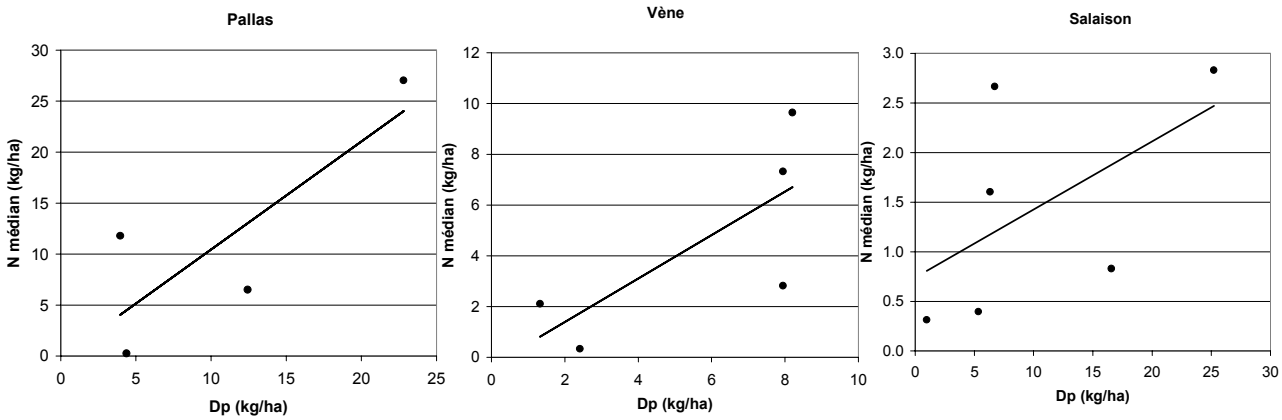


Figure C3-30 : Localisation des couples N médian - Dp et droite de régression obtenues sur les 3 bassins

L'analyse de cette figure montre sur les trois bassins une tendance entre N médian que l'on cherche à précaractériser et le descripteur Dp. Nous allons donc utiliser les trois relations établies pour précaractériser N et ainsi utiliser le modèle sur une succession d'épisodes pluvieux. La valeur de N* déterminée sur chaque bassin et sur chaque crue est localisée par rapport à la valeur médiane obtenue lors du calage (cf. Fig. C3-30).

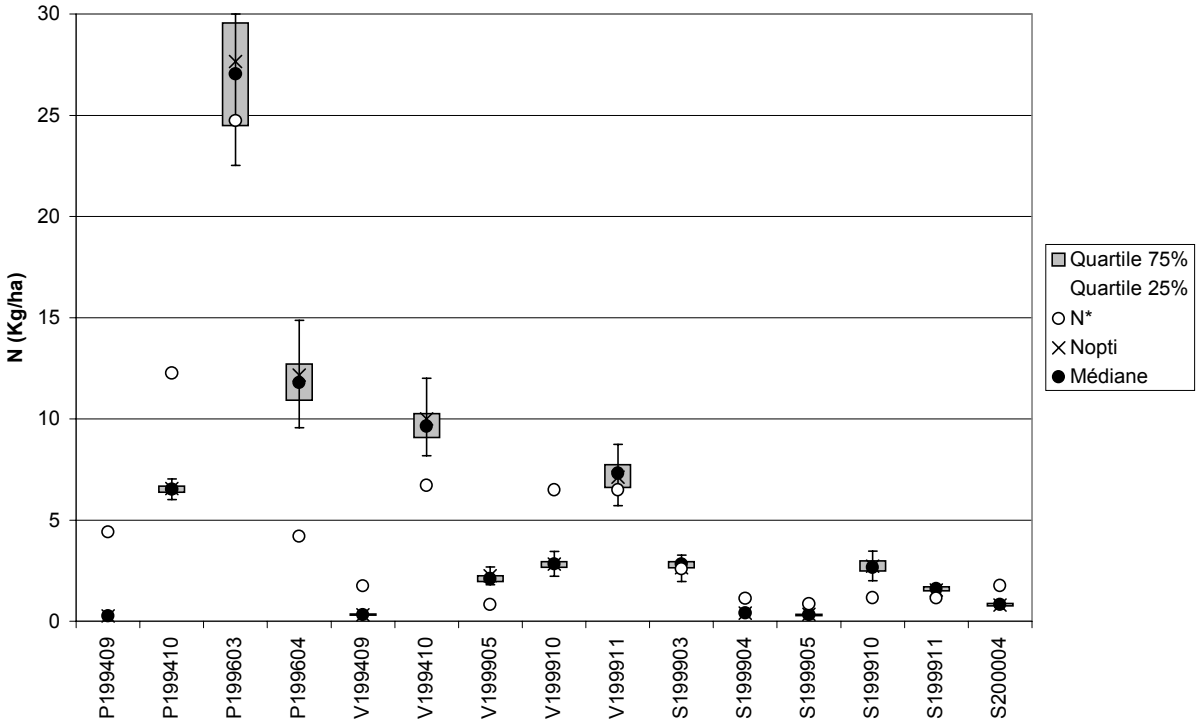


Figure C3-31 : Localisation des valeurs de N*

Les figures C3-32 et C3-33 permettent de comparer les simulations avec les observations en terme de masse et durée. Sont figurés, les résultats obtenus après précaractérisation de N (F = 0.04, T* et N*) et ceux obtenus après précaractérisation de T (F = 0.04 h^{-1}, T* et N médian).

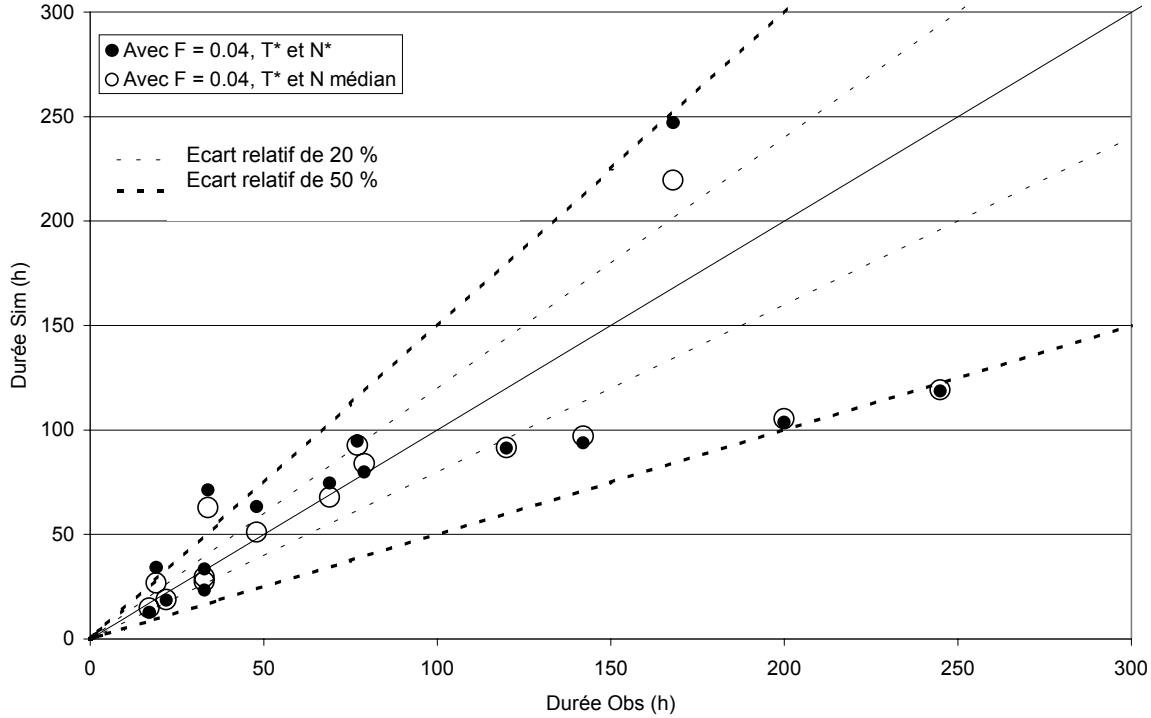


Figure C3-32 : Simulation des durées pour les 15 crues

La figure C3-32 illustre la faible sensibilité de la durée à la précaractérisation de N. On obtient en effet sensiblement les mêmes durées avec N* ou N médian. La masse est par contre affectée par la précaractérisation de N comme l'illustre la figure C3-33.

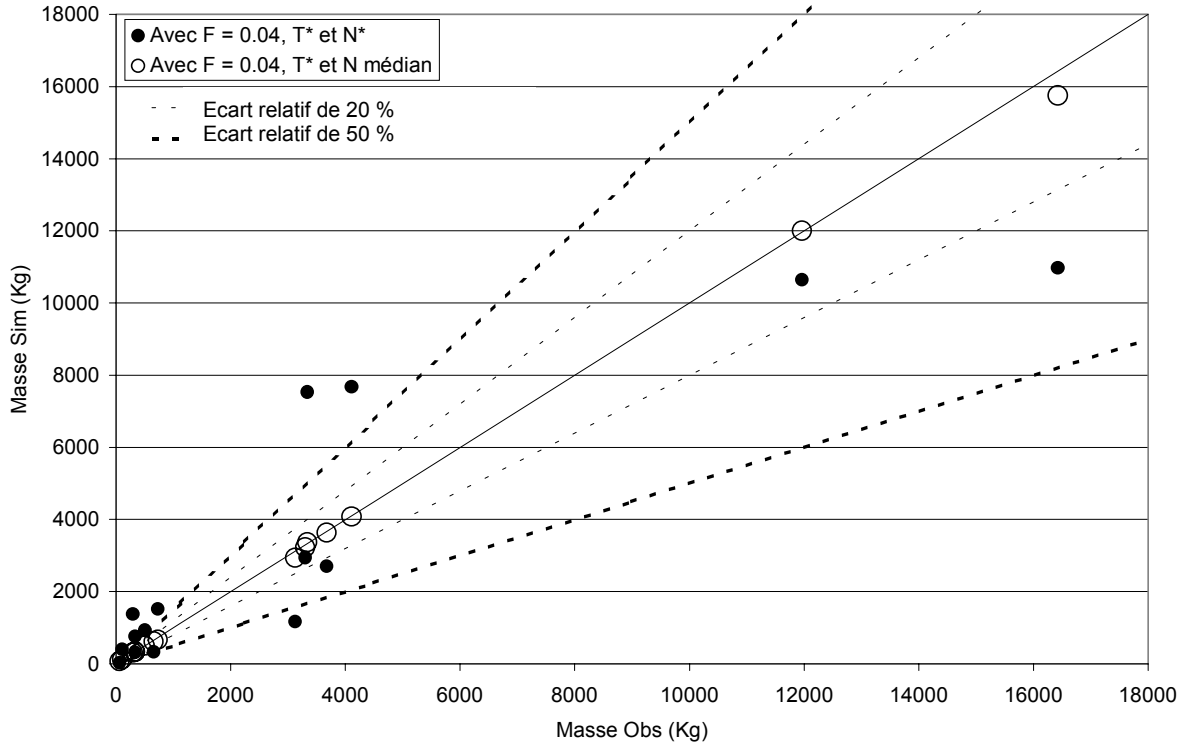


Figure C3-33 : Simulation de la masse pour les 15 crues

Les résultats obtenus après précaractérisation de N sont synthétisés dans le tableau C3-24.

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
P199409	111	400	34	63	260.4	85.0	**-2.45**
P199410	4107	7669	77	93	86.7	20.3	**-0.07**
P199603	3304	2949	120	92	10.7	23.7	**0.66**
P199604	69	26	17	15	63.0	13.5	**0.23**
V199409	295	1379	69	68	367.5	1.7	**-2.69**
V199410	16422	10970	200	105	33.2	47.3	**0.20**
V199905	3127	1163	79	84	62.8	6.2	**0.31**
V199910	3341	7530	168	219	125.4	30.6	**-0.56**
V199911	11966	10640	245	119	11.1	51.3	**0.38**
S199903	335	317	22	19	5.4	14.5	**0.80**
S199904	337	760	19	27	125.5	41.1	**-0.67**
S199905	733	1513	48	51	106.4	6.5	**-0.13**
S199910	656	322	33	27	50.9	17.0	**0.32**
S199911	3674	2706	142	97	26.3	31.6	**0.42**
S200004	502	936	33	30	86.5	10.6	**0.03**
Moyenne					**94.79**	**26.73**	**-0.22**

Tableau C3-24 : Résultats après précaractérisation de N (F = 0.04, T* et N*)

On obtient à l'issue de la précaractérisation sur T et N, un écart relatif moyen sur les masses de 95 % et de 26 % sur les durées. La FO moyenne sur les 15 crues est égale à -0.22. Pour évaluer les performances du modèle, il est nécessaire de prendre en compte les incertitudes liées aux données observées. Pour la durée, une incertitude de ± 4 h est considérée en raison du choix du début et de fin de crise (cf. C3-111). L'incertitudes sur la masse a été estimée à ± 50 % en raison du mode de l'interpolation des flux instantanés observés (cf. C3-134). Le tableau C3-25 synthétise des écarts relatifs et la FO obtenue en considérant les incertitudes des données observées (borne inférieure et supérieure de la masse et durée observée).

	Masse observée (Mo) (kg)	Masse simulée (Mc) (kg)	Durée observée (Do) (h)	Durée simulée (Dc) (h)	Ecart relatif abs(Mc-Mo)/Mo (%)	Ecart relatif abs(Dc-Do)/Do (%)	FO
P199409	55 - 166	400	30 - 38	63	140.2	65.5	**-1.06**
P199410	2053 - 6160	7669	73 - 81	93	24.5	14.3	**0.61**
P199603	1652 - 4956	2949	116 - 124	92	0.0	21.0	**0.79**
P199604	34 - 103	26	13 - 21	15	26.1	0.0	**0.74**
V199409	147 - 442	1379	65 - 73	68	212.0	0.0	**-1.12**
V199410	8211 - 24633	10970	196 - 204	105	0.0	46.4	**0.54**
V199905	1563 - 4690	1163	75 - 83	84	25.6	1.2	**0.73**
V199910	1670 - 5011	7530	164 - 172	219	50.3	27.3	**0.22**
V199911	5983 - 17949	10640	241 - 249	119	0.0	50.6	**0.49**
S199903	167 - 502	317	18 - 26	19	6.0	0.0	**0.94**
S199904	168 - 505	760	15 - 23	27	50.3	17.4	**0.32**
S199905	366 - 1099	1513	44 - 52	51	37.6	0.0	**0.62**
S199910	328 - 984	322	29 - 37	27	1.7	6.9	**0.91**
S199911	1837 - 5511	2706	138 - 146	97	0.0	29.7	**0.70**
S200004	251 - 753	936	29 - 37	30	24.3	0.0	**0.76**
Moyenne					**39.91**	**18.70**	**0.41**

Tableau C3-25 : Prise en compte des incertitudes sur les données observées

L'analyse du tableau C3-25 montre que deux épisodes sont mal reproduits par le modèle : P199409 et V1999409. Pour ces deux épisodes, l'écart relatif sur la masse dépasse 100 %. Pour l'épisode P199409, l'écart relatif sur la masse dépasse les 60 %. L'écart relatif moyen sur les 15 crues est de l'ordre de 40 % sur les masses et de 20 % sur les durées. La FO moyenne sur les 15 crues est égale à 0.41 et atteint 0.65 si l'on exclut les crues P199409 et V199409.

C3-213. Conclusion

L'objectif de cette section était de déterminer des relations entre les valeurs médianes de T et N, obtenues lors du calage du modèle sur chaque crue, en fonction du contexte climatique, des pratiques culturales et de l'occupation du sol sur chaque bassin. L'utilisation des données climatiques et agronomiques a permis de proposer plusieurs relations selon les bassins (cf. équations C3-7 à C3-10). Le nombre limité de crues disponibles n'a pas permis de vérifier ces relations sur un jeu de crues distincts. Par conséquent, le premier niveau de vérification de ces relations a consisté à comparer les masses et durées simulées après utilisation des relations établies pour T et N avec les données observées sur les 15 crues de calage.

Pour le paramètre T, plusieurs descripteurs du contexte climatique ont été synthétisés pour expliquer la variabilité des valeurs de T médian déterminée lors du calage sur chaque crue. Une relation statistiquement significative a été déterminée entre les 15 valeurs de N médian et les descripteurs P30 (pluie cumulées sur les 30 jours précédants l'épisode de pluie) et D (durée de la pluie). Cette relation permet de précaractériser la valeur de T au début de chaque épisode de pluie. La vérification des masses simulées en utilisant cette relation pour déterminer T* montre que les 15 crues sont correctement reproduites. L'écart relatif moyen pour les 15 crues est inférieur à 10 %. Pour les épisodes d'une durée supérieure à une centaine d'heures, la précaractérisation de T conduit à des écarts relatifs sur la durée plus importants mais toujours inférieurs à 50 %.

Pour précaractériser N, un descripteur Dp a été synthétisé pour intégrer les pratiques culturales et l'occupation du sol sur chaque bassin. Une relation a été établie sur chaque bassin entre Dp et les valeurs de N médian calculées crue par crue. Les descripteurs climatiques n'ont pas apporté d'informations supplémentaires. Les relations établies sur chaque bassin ne sont pas statistiquement significatives. Toutefois, malgré le faible échantillon de crues sur chaque bassin ces relations correspondent à une tendance entre le N médian que l'on cherche à précaractériser et le descripteur Dp. La vérification des masses et durées simulées avec N* aboutit sur les 15 crues à un écart relatif moyen sur les masses de 95 % et de 26 % sur les durées. Si l'on considère les incertitudes liées aux données observées, l'écart relatif moyen sur les 15 crues est de l'ordre de 40 % sur les masses et de 20 % sur les durées.

La non-prise en compte du ruissellement urbain dans le modèle pèse certainement sur les performances de POL notamment pour les bassins urbanisés comme le Salaison.

Ce premier niveau de vérification montre donc que les relations fournissent des simulations avec un degré d'incertitude acceptable pour un premier diagnostic des apports depuis les bassins. Toutefois, cette vérification a porté sur l'échantillon de calage. Pour être validées, ces relations établies sur T* et sur N* sur chaque bassin nécessiteraient d'être appliquées à d'autres épisodes de crise n'ayant pas été utilisés durant la phase de calage. Cette vérification à d'autres épisodes constitue une piste de développement du modèle qui n'a pu être menée en raison des données disponibles.

Ces premières relations vont donc être utilisées pour appliquer le modèle POL sur une année hydrologique complète. Le modèle va être appliqué avec F fixe, T* déterminé au début de chaque épisode de pluie (en fonction de P30 et D) et N* déterminé sur chaque bassin (en fonction du calendrier cultural).

C3-22. Application du modèle POL sur une succession d'épisodes de pluie

Les premières relations établies entre T* et N* et les conditions climatiques et culturales (cf. équations C3-7 à C3-10) permettent d'appliquer le modèle sur une succession d'épisodes de pluie. La comparaison entre flux simulé et observé sur la succession d'épisodes constitue un premier degré de vérification du modèle POL.

Le modèle POL ne permet pas dans sa version actuelle de simuler l'évolution des stock d'azote en continu dans les réservoirs « sous-bassins versants ». D'autre part, les données disponibles sur les bassins d'étude ne permettent qu'une estimation moyenne annuelle du flux journalier des rejets des stations d'épuration. Par conséquent, l'application du modèle sur une année hydrologique revient à simuler les masses diffuses exportées durant les épisodes de pluie successifs en considérant un flux de base constant.
L'évaluation des performances du modèle appliqué sur une année hydrologique nécessite donc de vérifier la pertinence du flux calculé par rapport aux données du suivi régulier (cf. Tab. B1-2). Ce suivi régulier présente l'intérêt, dans cette phase de vérification, de ne pas avoir été utilisé lors du calage du modèle et de la recherche de relation pour T* et N*.

C3-221 Comparaison du flux simulé par rapport au suivi régulier

Il faut noter que les flux simulés et observés ne sont pas directement comparables. En effet, le flux simulé correspond au flux moyen journalier calculé par le modèle, alors que les observations représentent un flux instantané.
Les figures C3-34 à C3-36 permettent de comparer les simulations obtenues avec le modèle POL pour une année hydrologique et le suivi régulier effectué sur le Pallas, la Vène et le Salaison.

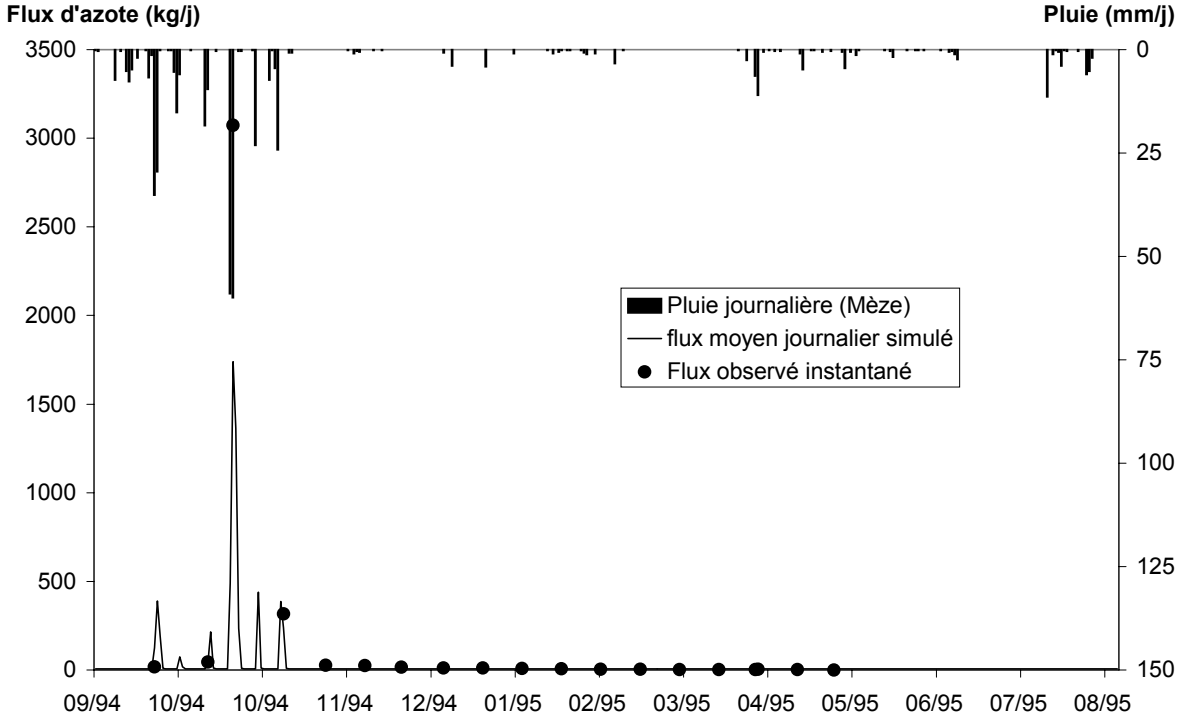


Figure C3-34 : Comparaison du flux d'azote simulé sur le Pallas (année 1994-1995) avec le flux observé

En régime de basses eaux, la masse d'azote cumulée observée sur le bassin du Pallas pour les 14 prélèvements est de 133 kg. Pour ces mêmes dates, la masse d'azote cumulée simulée est de 128 kg. Le flux de base, calculé en fonction des caractéristiques de la station d'épuration de Villeveyrac, permet donc en moyenne de reproduire correctement la contribution du flux d'azote lors des basses eaux (cf. fig. C3-34).

En crue, le pas de temps journalier est trop grossier pour pouvoir comparer le flux simulé et le flux observé. En effet, le flux instantané observé a peu de chance d'être représentatif du flux journalier en raison de la réactivité des bassins. Par conséquent, la comparaison entre données simulées et observées est réalisée au pas de temps horaire, plus adaptée à la dynamique des bassins. Ainsi pour la crue d'octobre 1994, l'observation a eu lieu à 9h. Le flux observé est de 128 kg N/h. Le flux moyen horaire calculé par le modèle à 9 h est de 121 kg N/h. La comparaison, réalisée sur l'unique crue échantillonnée sur le Pallas lors du suivi régulier, montre que le modèle reproduit correctement la dynamique de l'azote en crue au pas de temps horaire.

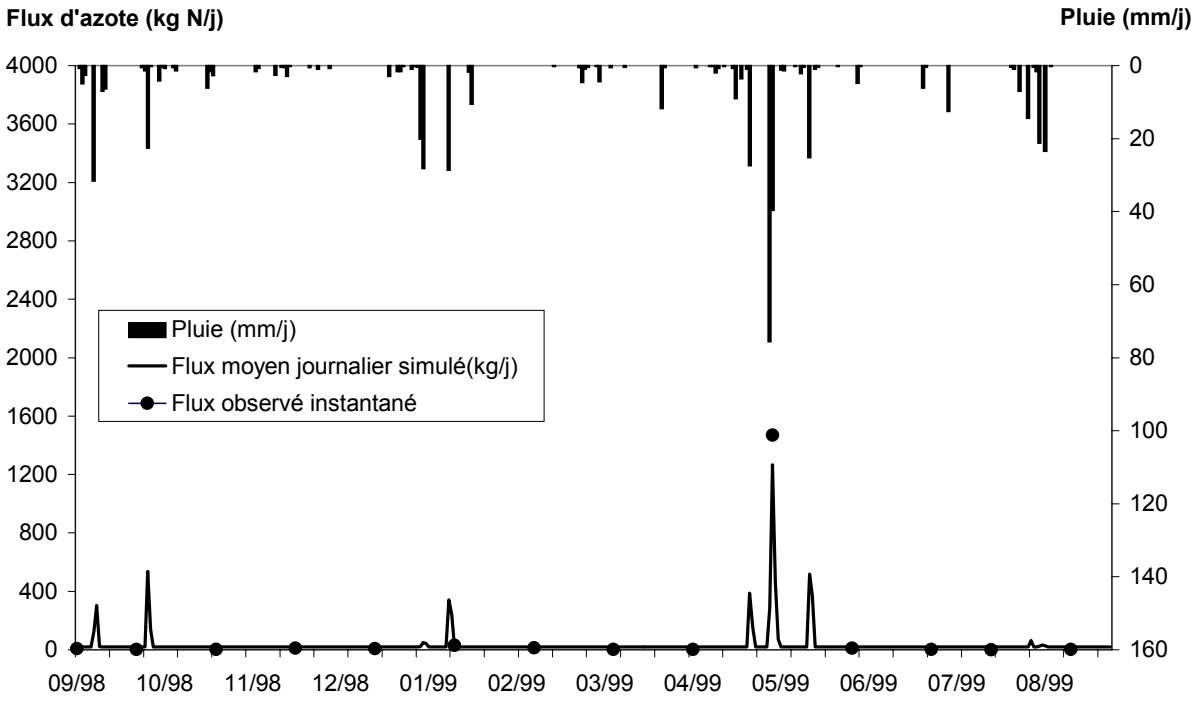


Figure C3-35 : Comparaison du flux d'azote simulé sur la Vène (année 1998-1999) avec le flux observé

En régime de basses eaux, la masse d'azote cumulée observée sur le bassin de la Vène pour les 12 prélèvements est de 91 kg. Pour ces mêmes dates, la masse d'azote cumulée simulée est de 200 kg. Le flux de base, calculé en fonction des caractéristiques des trois stations d'épuration du bassin de la Vène tend à surestimer la contribution du flux d'azote lors des basses eaux. Lors de la crue de mai 1999, le modèle fournit un flux moyen horaire comparable avec l'unique prélèvement réalisé (61 kg N/h observé et 57 kg N/h simulé) (cf. Fig. C3-35).

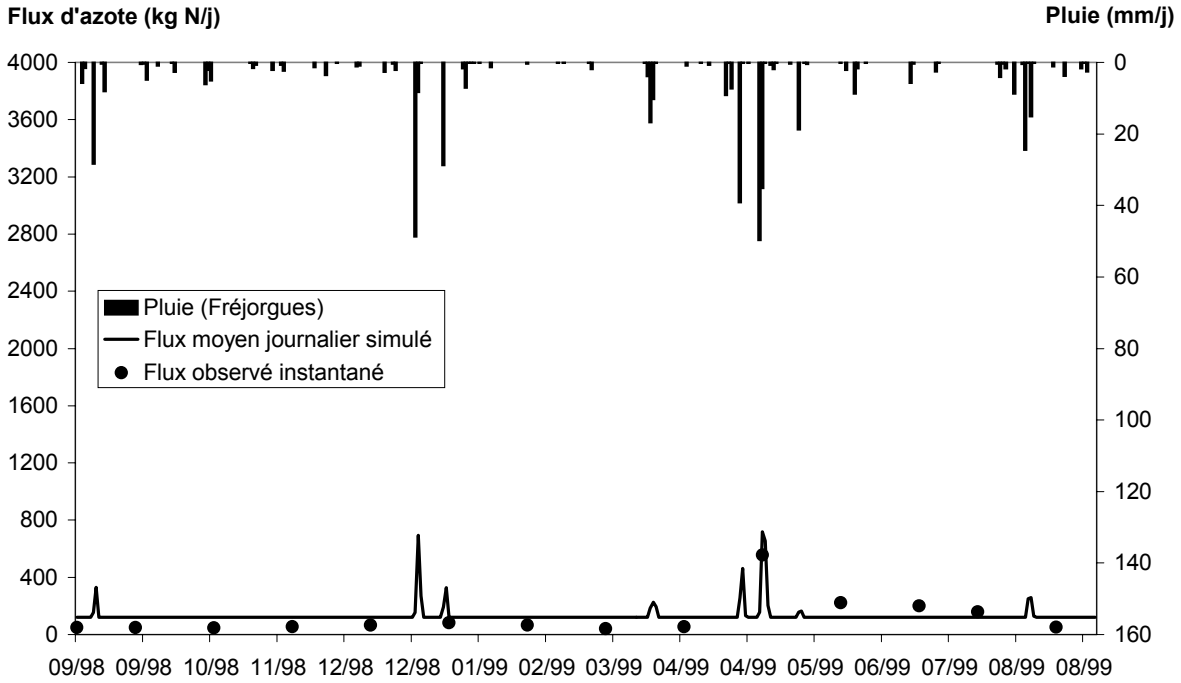


Figure C3-36 : Comparaison du flux d'azote simulé sur le Salaison (année 1998-1999) avec le flux observé

En régime de basses eaux, la masse d'azote cumulée observée sur le bassin du Salaison pour les 13 prélèvements est de 1200 kg. Pour ces mêmes dates, la masse d'azote cumulée simulée est de 1500 kg. Le flux de base, calculé en fonction des caractéristiques de la station d'épuration de St Aunès, permet donc de reproduire à 25% près la contribution du flux d'azote lors des basses eaux. Il est noter que l'hypothèse de flux constant retenue est plus discutable sur le Salaison, où la station de type biologique de St Aunès est caractérisée par une variation des apports d'azote durant la journée. L'amélioration des simulations en basses eaux passe par une utilisation de données acquises à une fréquence adaptée comme dans le cadre de l'auto-surveillance. Ce type de suivi n'est toujours pas en vigueur sur la station concernée.
L'unique prélèvement réalisé lors de la crue correspond à un flux horaire de 23 kg N/h. Le flux horaire simulé correspondant au prélèvement est de 29 kg N /h. Pour l'unique point de comparaison, le modèle reproduit donc la dynamique de l'azote en crue à 26% près.

En conclusion, l'estimation des rejets de stations d'épuration à partir de leur caractéristiques offre un premier ordre de grandeur cohérent avec le flux moyen observé lors des prélèvements. Seul le flux en basses-eaux de la Vène est surestimé par le modèle. On peut émettre l'hypothèse que les capacités épuratoires des stations ne sont pas correctement appréhendées à l'aide des seuls bilans 24H du SATESE disponibles.
En crue, la différence entre le flux horaire simulé et le flux horaire observé n'excède pas les 25% sur les trois bassins d'application. Il reste toutefois à vérifier la dynamique simulée à l'aide d'observations plus fréquentes pour conforter ces premiers résultats.

L'étape suivante consiste à appliquer le modèle sur un bassin qui n'a pas été utilisé lors du calage. Cette étape nécessite une extrapolation spatiale du modèle. Cette étape peut fournir des premiers éléments de réflexion sur la capacité de transposabilité du modèle POL à d'autres bassins. Le bassin du Dardaillon (43 km²) est retenu pour cette étape en raison du suivi régulier mensuel des flux instantanés réalisés entre 1998 et 1999 (cf. Tab. B1-2).

C3-222 Transposition du modèle POL au bassin du Dardaillon

Le modèle POL est appliqué sur le bassin du Dardaillon pour la période septembre 1998 – septembre 1999. Les données pluviométriques proviennent de Montpellier-Fréjorgues. Le pluviographe installé sur la commune de Saint Brès plus proche du bassin n'a été installé que fin décembre 1999 et n'a donc pu être utilisé (cf. fig. B1-6). Les données d'occupation du sol du Dardaillon (cf. Tab. C2-2) sont intégrées dans la structure du bassin retenu (cf. Fig. C2-5).

Les relations de précaractérisation de T* et de N* établies sur le bassin voisin du Salaison sont utilisées pour cette simulation (cf. Equ. C3-7 à C3-10). On fait ainsi l'hypothèse que la dynamique de transport en rivière sur le bassin du Dardaillon est comparable avec celle du Salaison (relation sur T*). De même, en retenant la relation de N* établie sur le Salaison, on suppose que l'évolution du stock d'azote en fonction du calendrier cultural et des pratiques est identique sur le Dardaillon.

La figure C3-37 permet de comparer le flux simulé par le modèle avec les flux instantanés observés entre septembre 1998 et septembre 1999.

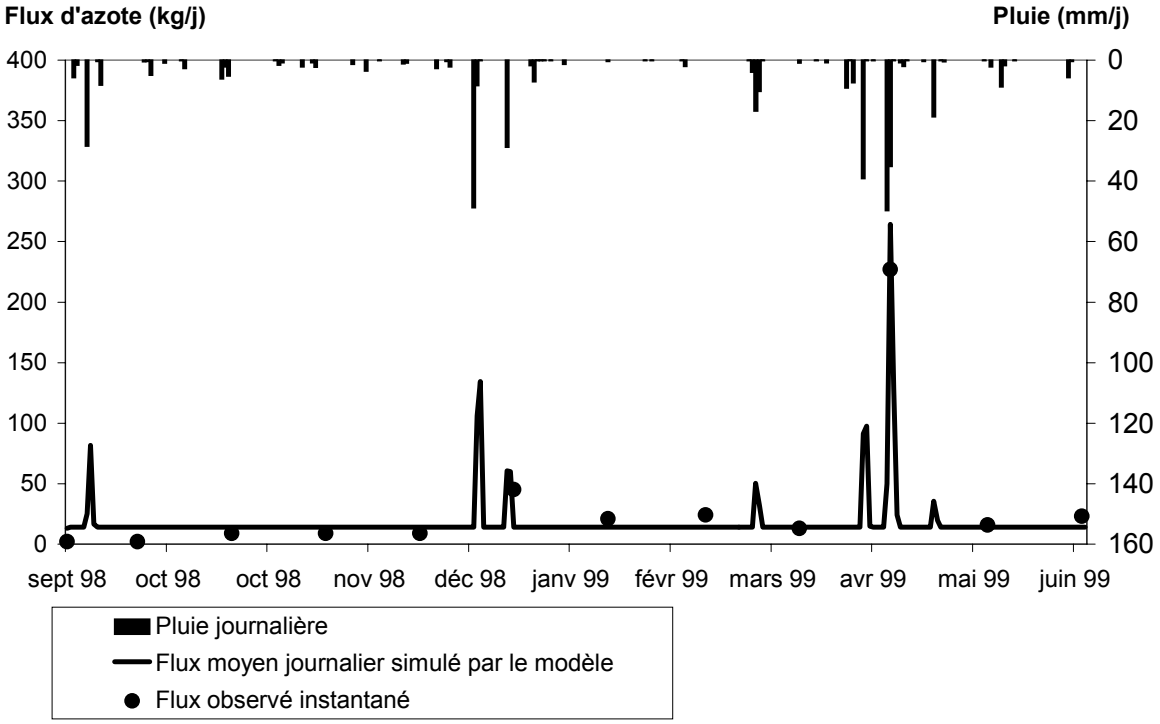


Figure C3-37 : Comparaison du flux d'azote simulé sur le Dardaillon (année 1998-1999) avec le flux observé

En régime de basses eaux, la masse d'azote cumulée observée sur le bassin du Dardaillon pour les 10 prélèvements est de 128 kg. Pour ces mêmes dates, la masse d'azote cumulée simulée est de 140 kg. Le flux de base, calculé en fonction des caractéristiques des 4 stations d'épuration du bassin, permet donc de reproduire à 10% près la contribution du flux d'azote lors des basses eaux.

Deux prélèvements ont été réalisés lors d'épisode de crue. Les figures C3-38 et C3-39 permettent de comparer au pas de temps horaire, les flux instantanés observés et simulés par le modèle.

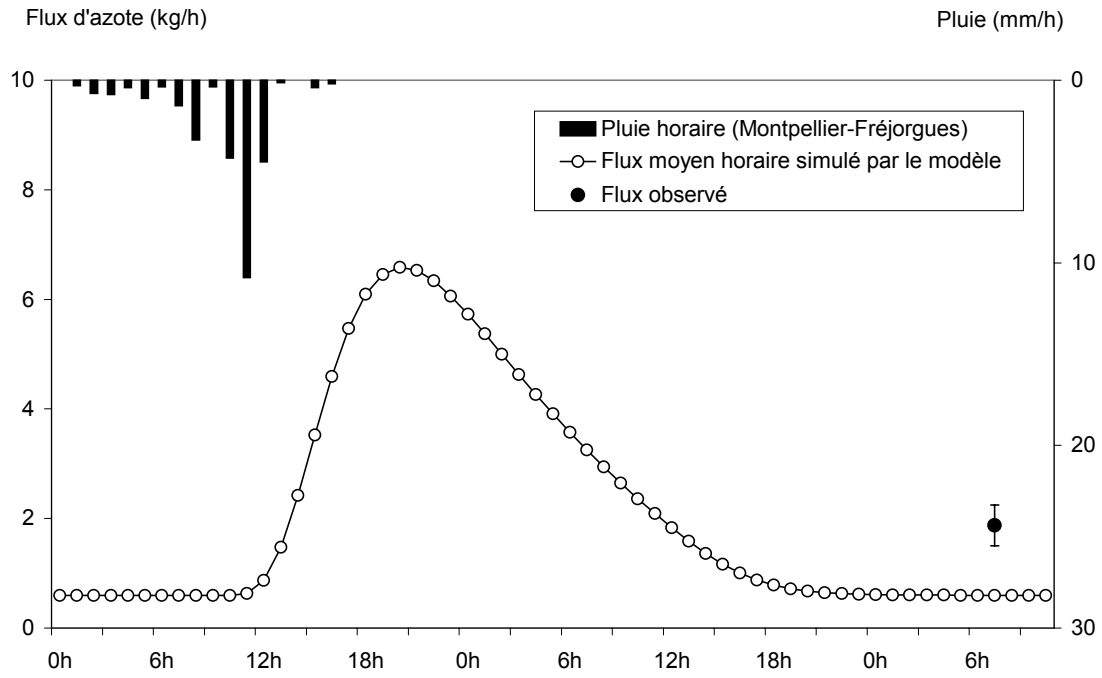


Figure C3-38 : Comparaison du flux d'azote horaire simulé sur le Dardaillon (crue du 10/01/99) avec le flux observé

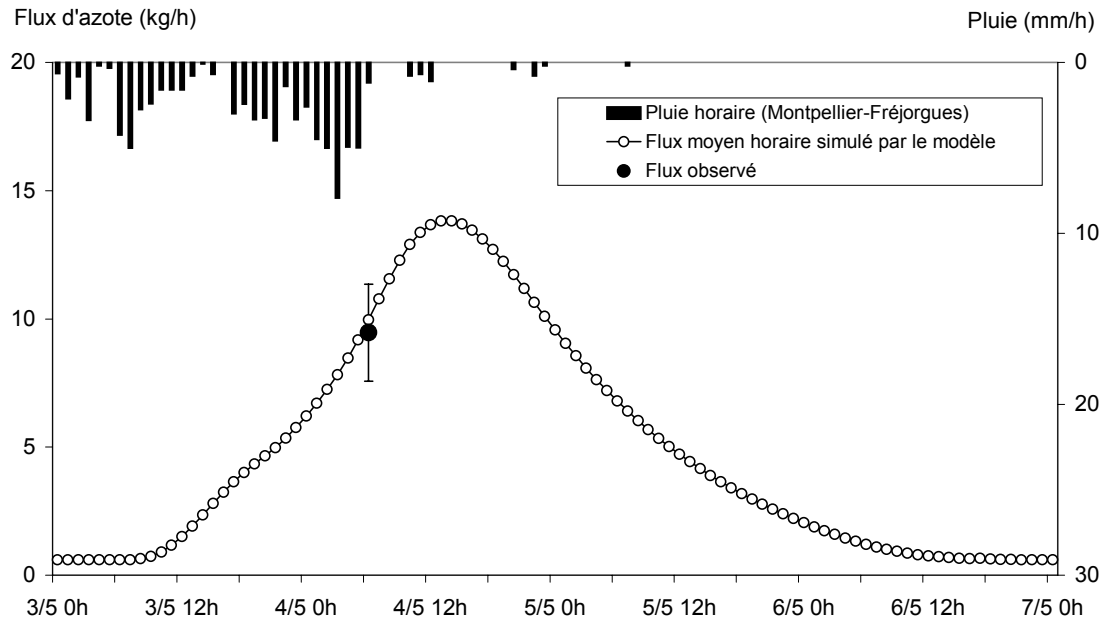


Figure C3-39 : Comparaison du flux d'azote horaire simulé sur le Dardaillon (crue du 04/05/99) avec le flux observé

Pour la crue du 1 janvier 1999, le flux instantané observé correspond à 2 kg N/h alors que le flux simulé à l'heure du prélèvement n'est que de 0.6 kg N/h (cf. fig. C3-38). L'unique point observé ne permet de conclure sur la pertinence de dynamique du flux simulé pour cet épisode. La fin de la crue peut être mal reproduite dans le modèle comme le rejet des 4 stations d'épuration amont peut être sous-estimé lors du prélèvement.

Pour la crue de 4 mai 1999, le flux horaire simulé est cohérent avec le flux instantané exprimé en kg N/h (cf. Fig. C3-39). L'unique point de comparaison ne permet pas de conclure définitivement sur la capacité du modèle à reproduire la dynamique du flux sur le bassin du Dardaillon.

La transposition du modèle POL fournit des résultats encourageants. Cette démarche est à poursuivre avec un nombre des points de contrôle plus important pour pouvoir conclure sur la capacité de transposabilité du modèle.

Les premiers résultats de transposition du modèle obtenus permettent d'envisager l'application du modèle POL sur la totalité des bassins d'étude. Cette dernière étape consiste à appliquer le modèle sur l'ensemble des sous-bassins de l'étang de l'Or d'une part et de l'étang de Thau d'autre part. L'objectif de cette étape est de fournir une première estimation des masses exportées sur ces deux bassins en fonction des rejets ponctuels et des surfaces agricoles.

C3-221. Premières estimations des masses exportées sur les bassins de Thau et de l'Or à l'aide du modèle POL

Les estimations réalisées dans ce travail portent uniquement sur les apports superficiels des bassins vers les lagunes. Ces apports superficiels sont de deux types :

- les apports directs aux étangs constitués par les rejets des stations d'épuration situées sur le pourtour des étangs ;
- les apports des sous-bassins transférés par les différentes rivières qui drainent chacun des deux bassins d'étude.

Le tableau C3-26 synthétise les données utilisées pour estimés les apports directs à l'étang de l'Or et de Thau.

Nom	Capacité (EqHab)	Filière	Milieu récepteur	Masse d'azote (tonnes/an)
La Grande Motte	110 000	Mixte (physico-chimique, boues activées)	Etang de l'Or	47
Carnon-Pérols	33 000	Boues activées	Etang de l'Or (via étang du Maire)	48
Poussan	6 700	Lagunage	Etang de Thau	5.5
Mèze	15 000	Lagunage	Etang de Thau	8
Marseillan	24 000	Lagunage	Etang de Thau	7.6

Tableau C3-26 : Caractéristiques des stations ayant un rejet direct dans la lagune et estimation annuelles des masses d'azote rejetées (Source SATESE et Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse)

Pour estimer les apports des sous-bassins versants, le modèle POL est appliqué sur les différents sous-bassins figurés dans la figure C3-40.

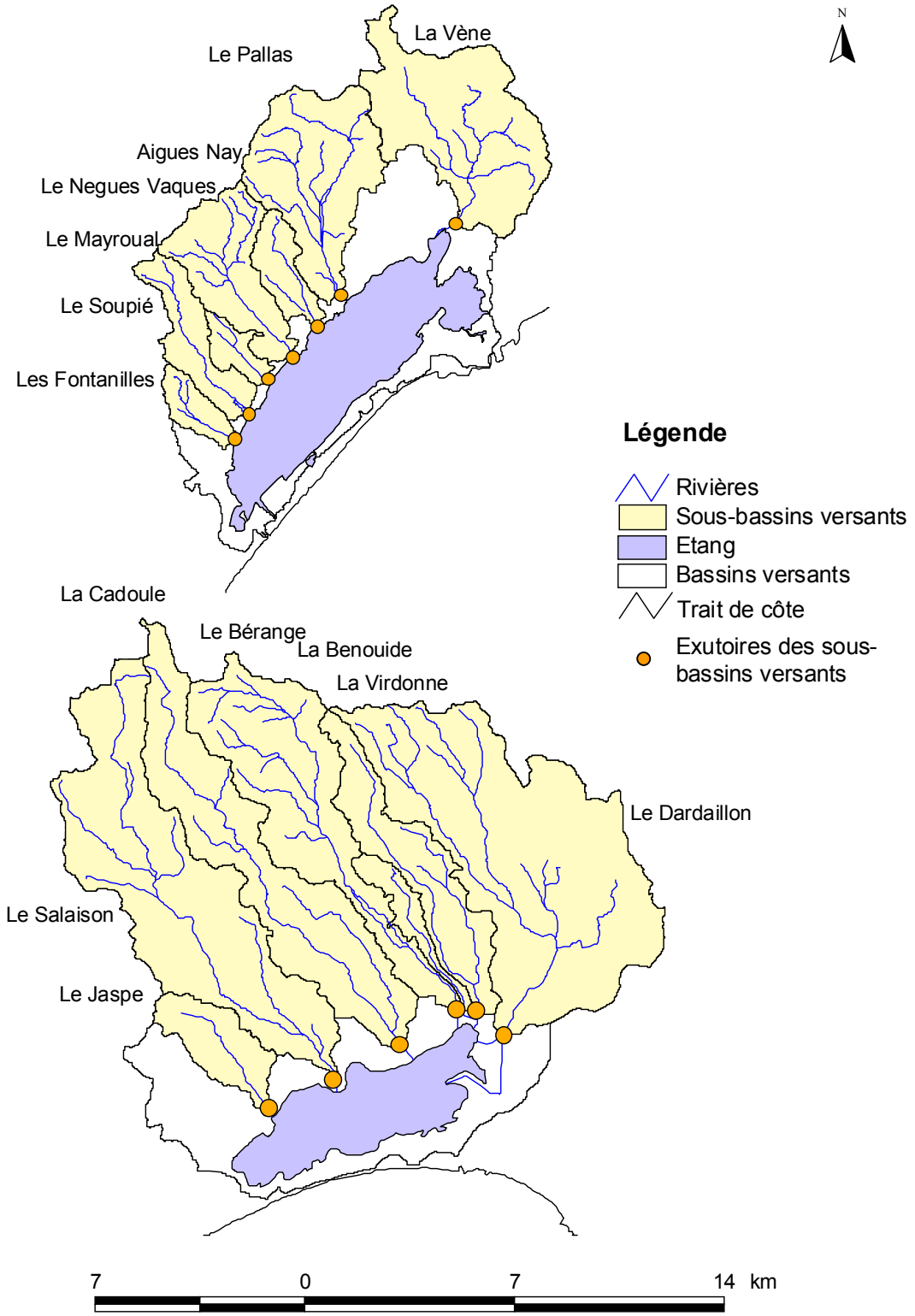


Figure C3-40 : Sous-bassins sur lesquels est appliqué le modèle POL

L'utilisation du modèle POL sur les sous-bassins nécessitent l'estimation des apports par les stations d'épuration. A partir des caractéristiques des stations et des rendements estimés par le SATESE et l'auto-surveillance (cf annexe 3B, tab. 3B-13 à tab. 3B-16), les charges sortantes sont calculées (cf. Tab. C3-27).

Stations du bassin de l'Or	Charge sortante (kg/j)
Baillargues	50
Candillargues	5
Castries	7
Guzargues	1
Lansargues	4
Lunel	203
Lunel-Viel	7
Marsillargues	20
Mauguio	55
Mudaison	5
Restinclière	1
St Aunès	119
St Brès	3
St Christol	1
St Drézéry	11
St Géniès	1
St Just	5
St Vincent	1
Sussargues	3
Valergues	5
Vendargues	27
Vérargues	5
Stations du bassin de Thau	
Cournonsec	18
Gigean	13
Montbazin	7
pinet-Pomerols	13
Villeveyrac	8
Montagnac-Bessille	0

Tableau C3-27 : Charges sortantes des stations d'épurations ayant comme point de rejet un cours d'eau de l'étang de l'Or ou de Thau

Les données de Montpellier-Fréjorgues, unique pluviographe sur le bassin de l'Or, sont utilisées sur chacun des 6 sous-bassins de l'étang de l'Or. Sur le bassin de Thau, les données du pluviographe de Mèze sont utilisées sur les 5 sous-bassins situés à l'ouest du Pallas. La relation de précaractérisation de N* utilisée est celle du Salaison pour les sous-bassins de l'Or. La relation de précaractérisation de N* retenue sur les sous-bassins situés à l'Ouest du bassin de Thau est celle du Pallas.

Deux années hydrologiques sont considérées 1998-1999 et 1999-2000. Les précipitations en 1998-1999 sont moins abondantes qu'en 1999-2000. Sur le pluviographe de Montbazin on observe ainsi 517 mm pour la première année et 683 la deuxième.

Les figures C3-41 et C3-42 illustrent les résultats obtenus en distinguant les apports directs à la lagune et les apports superficiels simulés par le modèle POL. On distingue également les apports superficiels en crue des apports superficiels en continu (hors épisodes de crue).

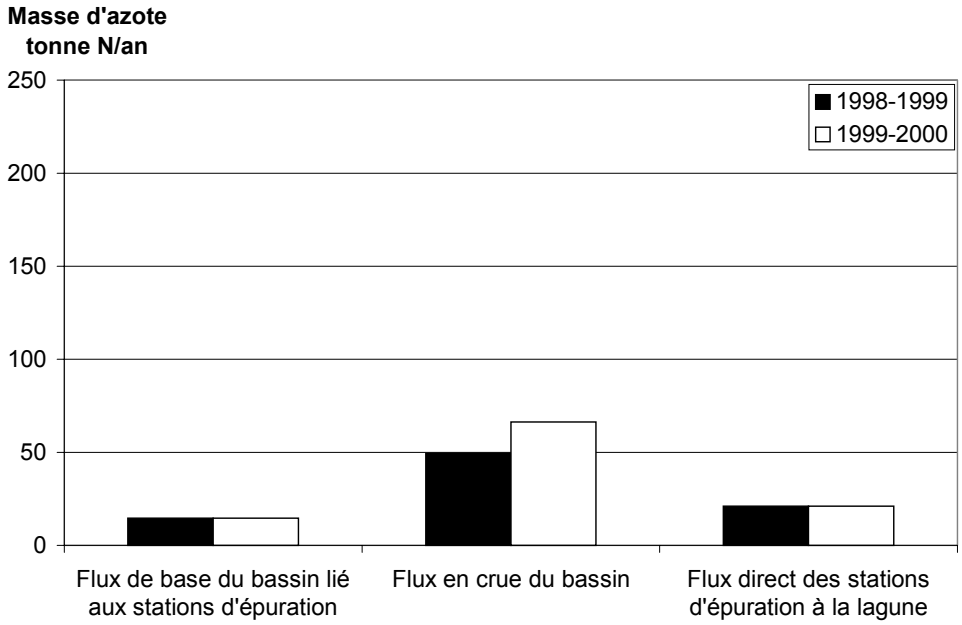


Figure C3-41 : Répartition des apports d'azote à l'étang de Thau

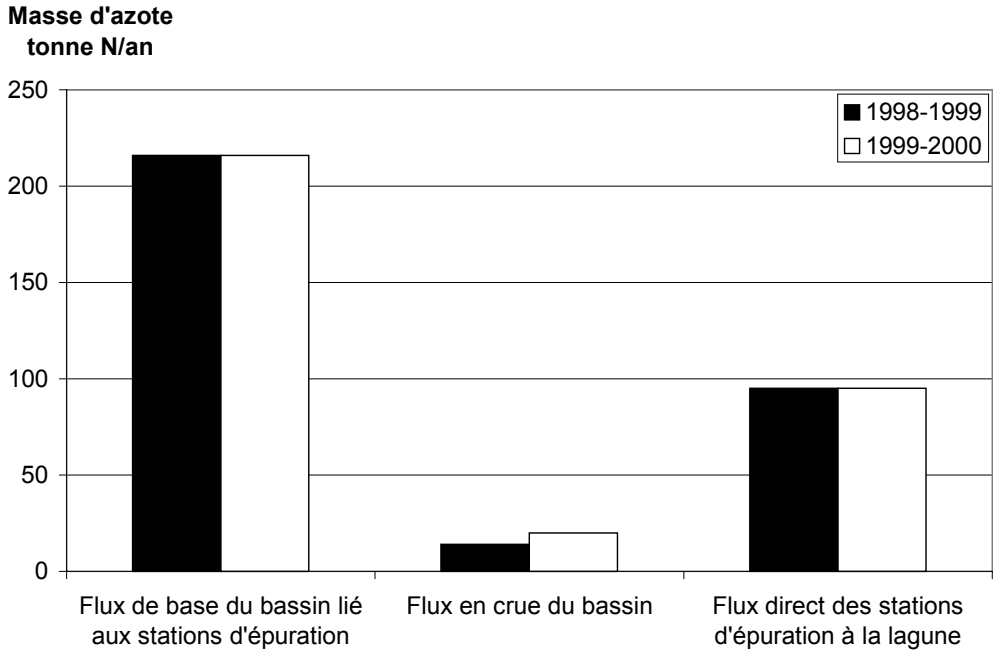


Figure C3-42 : Répartition des apports d'azote à l'étang de l'Or

D'après l'estimation proposée, l'étang de l'Or reçoit de l'ordre de 330 tonnes d'azote par an contre 100 tonnes pour l'étang de Thau. La variabilité interannuelle de la pluie affecte exclusivement la masse exportée durant les crues. L'augmentation de 32% de la pluviométrie entre 1998-1999 et 1999-2000 se traduit par une augmentation de 43 % des apports en crue sur le bassin de l'Or et de 34 % sur le bassin de Thau.

La figure C3-43 permet de préciser les pourcentages de chaque type d'apport sur les deux bassins et pour les deux années hydrologiques considérées.

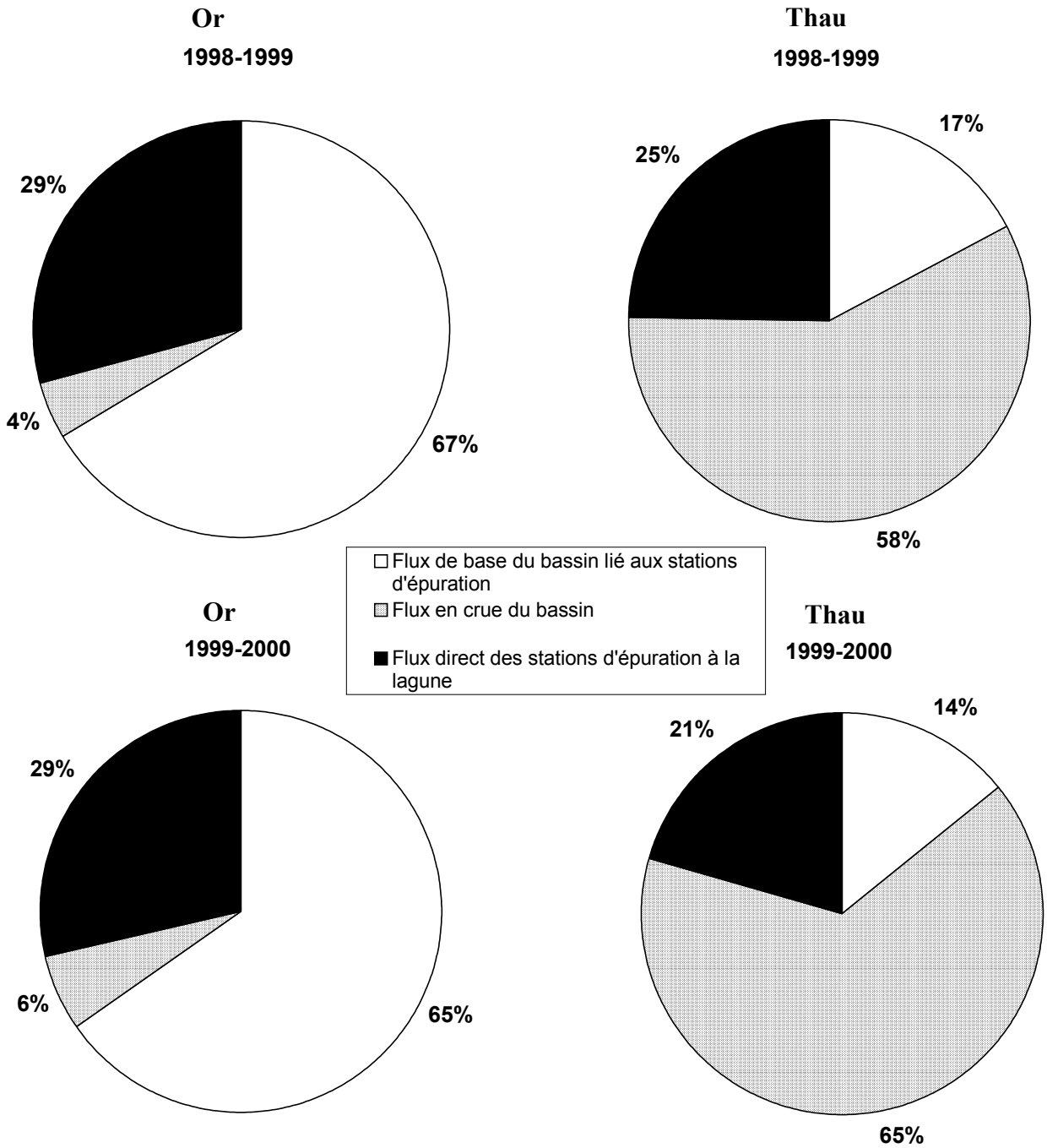


Figure C3-43 : Pourcentage des différents types d'apports sur le bassin de Thau et de l'Or pour les années 1998- 1999 et 1999-2000

Sur les deux bassins, les apports directs constituent de 21 à 29 % des apports totaux. Les apports superficiels continus, c'est à dire les apports des stations d'épuration localisées sur le bassin représentent plus de 65 % sur l'étang de l'Or pour seulement 15 % sur l'étang de Thau. Cette différence s'explique par la population raccordée sur ces deux bassins : 97 600 Equivalent-Habitants pour le bassin de l'Or contre seulement 11 600 Equivalent-Habitants pour le bassin de Thau.
Les apports en crue ne représentent que 4 à 6 % des apports totaux à l'étang de l'Or contre près de 60 % sur l'étang de Thau. Cette différence peut s'expliquer par le comportement hydrogéologique des deux bassins :

- sur l'étang de l'Or, la partie aval du bassin se situe sur la nappe de Mauguio-Lunel caractérisée par des alluvions perméables. Une partie des écoulements superficiels peut donc atteindre la nappe sous-jacente. Les fortes concentrations en azote observées par la DIREN dans cette nappe confirme qu'un transfert privilégié de flux d'azote a lieu depuis la surface vers la nappe ;
- sur l'étang de Thau, l'ouest et le centre du bassin repose sur des formations marneuses relativement imperméables qui favorisent les écoulements superficiels jusqu'à l'étang.

La transposition du modèle POL sur l'ensemble des sous-bassins des deux étangs permet de fournir une première estimation des apports d'azote. L'utilisation du modèle permet d'intégrer la variabilité interannuelle de la pluie dans le calcul des apports.
Les deux bassins présentent des contributions différentes en terme d'apports d'azote. Les apports superficiels sur l'étang de l'Or sont essentiellement composés des rejets des stations d'épuration. Sur l'étang de Thau, les apports en crue dus au ruissellement sur le bassin constituent la majeur partie des apports totaux superficiels.

C3-224. Conclusion

Tout d'abord, l'application du modèle a mis en évidence la pertinence du mode de calcul du flux de base à partir des caractéristiques des stations d'épuration. Le flux de base ainsi calculé est comparable aux flux mesurés à l'exutoire des bassins d'étude en dehors des épisodes de crues. Au stade actuel du développement du modèle, ce flux est constant durant l'année. On peut envisager d'intégrer les variations saisonnières de ce flux si la connaissance des rejets ponctuels sur un bassin donné le permet.
Ensuite, en terme de dynamique, les résultats obtenus montrent que le modèle reproduit correctement la succession d'épisodes de crise et de non crise par rapport au suivi régulier (cf. Fig. C3-33 à C3-35) même si le nombre de mesures de flux reste limité. La transposition du modèle POL calé sur la Salaison au bassin du Dardaillon fournit des résultats cohérents en terme de dynamique (cf. Fig. C3-37 à C3-38).
Ces résultats montrent que la première tentative de précaractérisation de T* et de N* établies à l'échelle de l'épisode de crue permet une simulation cohérente des flux d'azote à l'échelle annuelle. Ces résultats valident notamment la prise en compte des pratiques culturales par le descripteur Dp pour caractériser le stock N durant l'année.

C3-3 Conclusion

Ce chapitre C3 visait à proposer et appliquer une méthode de calage/vérification du modèle à partir des données disponibles sur les bassins d'étude. Pour disposer d'un nombre de crues significatif, la phase de calage a porté sur l'ensemble des crues échantillonnées. La méthode classique de calage bassin par bassin n'a pas permis de reproduire correctement les flux générés lors des différentes crues en considérant un unique jeu F,T et N par bassin. L'incapacité du modèle à reproduire les flux, en considérant un stock d'azote N identique pour les différents épisodes, démontre la sensibilité de POL à cette condition initiale.

Pour étudier l'impact du contexte climatique et du calendrier cultural sur les paramètres F et T et sur N, un calage crue par crue a été réalisé. La totalité des 15 crues disponibles a été utilisée pour ce calage. La méthode GLUEP, dérivée de la méthode GLUE, permet pour chacune des crues d'étudier la distribution des jeux F,T et N offrant une bonne qualité de simulation (FO > 0.8). Cette méthode répond donc au problème d'équifinalité tout en minimisant les temps de calcul. L'application de cette méthode conduit à retenir une valeur unique de F sur les 15 crues retenues. On aboutit par contre à une variabilité marquée des valeurs médianes de T et de N entre chacune des crues. A l'issue de la phase de calage, l'écart relatif entre les masses d'azote observées et simulées est inférieur à 10 % pour les 15 crues étudiées. Pour les durées de crise, l'écart relatif est inférieur à 15 % pour 13 des 15 crues. L'effet des incertitudes sur la durée et la masse lors du processus de calage a été analysée sur la crue de novembre 1999 observé sur le Salaison. Cette analyse démontre que la prise en compte des incertitudes conduits à des jeux de paramètres distincts.

La vérification du modèle a consisté à comparer les simulations correspondant à une succession d'épisodes de pluie avec les observations du suivi régulier conduit sur les quatre bassins d'étude.
Pour appliquer le modèle sur la succession d'épisodes de pluie, une méthode de précaractérisation des valeurs de T et N issues du calage à partir du contexte climatique et des pratiques culturales a été proposée. Cette méthode aboutit à une relation unique sur les trois bassins permettant de précaractériser la valeur de T au début des 15 crues en fonction du cumul de pluie des 30 jours précédant l'épisode de pluie et de la durée de cet épisode. Pour précaractériser les valeurs de N au début des 15 épisodes, une relation a été établie par bassin en fonction d'un descripteur Dp qui permet d'intégrer en continu durant l'année, les pratiques culturales et les cultures présentes sur un bassin. A l'issue de cette phase de précaractérisation, on obtient en considérant les incertitudes sur les données observées, un écart relatif moyen sur les 15 crues de l'ordre de 40 % sur les masses et de 20 % sur les durées. Toutefois, il est important de noter que les relations de précaractérisation de T et de N ont été testées sur le jeu de calage. La non prise en compte du ruissellement urbain par le modèle conditionne certainement l'évolution du stock d'azote et donc les performances du modèle durant les épisodes de pluie.

L'application du modèle POL sur la succession d'épisodes de pluie a permis de vérifier la capacité du modèle POL à reproduire le flux d'azote en basses-eaux et lors des épisodes de crues. Les résultats encourageants obtenus lors de l'application du modèle sur le Dardaillon fournissent un premier test positif de transposition du modèle POL sur d'autres bassins méditerranéens. Au vu de ces résultats, le modèle a été appliqué sur les bassins des étangs de l'Or et de Thau. Les estimations réalisées montrent un fonctionnement différent entre les deux bassins. La majeur partie des flux superficiels sur le bassin de l'Or provient des rejets des stations d'épuration. Sur Thau, c'est essentiellement le ruissellement lors des crues qui explique la masse d'azote annuelle exportée superficiellement.

Conclusion générale

Ce travail visait à développer un modèle permettant d'estimer les apports d'azote en fonction des activités anthropiques rencontrées sur un bassin versant tout en intégrant la variabilité temporelle des phénomènes de crue en contexte méditerranéen. Les hypothèses du modèle, sa conceptualisation et la méthode de calage/vérification proposée devaient permettre une utilisation opérationnelle de cet outil sur des bassins de plusieurs dizaines de km².

Quatre bassins d'une cinquantaine de km² situés en amont des étangs de l'Or et de Thau ont été retenus pour la mise en œuvre du modèle. Il s'agit des bassins du Pallas, de la Vène pour l'étang de Thau et du Salaison et du Dardaillon pour l'étang de l'Or.
L'analyse des données de flux d'azote collectées sur les bassins d'étude conforte les résultats rencontrés dans la bibliographie concernant la dynamique des flux d'azote en contexte méditerranéen. Ainsi, les épisodes de pluie occasionnent des crues rapides caractérisées par une exportation massive d'azote. Ces bassins présentent des activités anthropiques variées qui se traduisent en terme de rejets par différentes formes d'azote et par des apports aux cours d'eau de type ponctuels et diffus.

Les spécificités des bassins en terme d'activités anthropiques et climatiques d'une part et l'objectif de développement d'un outil opérationnel d'autre part ont conduit à retenir plusieurs contraintes. Le modèle d'exportation devait ainsi :

- être adapté au contexte méditerranéen où les exportations d'azote sont prédominantes durant les crues rapides observées dans ce type de climat ;
- pouvoir être utilisé avec des données accessibles sur les bassins versants en terme de variables de forçage (pluie, température), de variables d'entrée (masses d'azote apportées sur les cultures, quantification des rejets ponctuels), de caractéristiques physiques (topographie, longueur du réseau hydrographique) et de caractéristiques anthropiques des bassins (occupation du sol, localisation des points de rejets) ;
- reposer sur un nombre limité de paramètres permettant de mener la phase du calage du modèle avec les seules chroniques de flux d'azote à l'exutoire.

En fonction de ces contraintes, les différentes approches existantes de modélisation pluie-flux d'azote ou pluie-concentration d'azote ont été analysées pour déterminer leur adéquation avec l'objectif recherché.
La majorité des modèles repose sur un pas de temps journalier. Or, l'intensité et le volume des précipitations ainsi que la taille des bassins d'étude sont à l'origine de réponses rapides en terme de flux d'azote, de l'ordre de quelques heures. De même, les modèles uniquement adaptés aux bassins versants agricoles ont été exclus puisque ces modèles sont incapables d'intégrer les rejets ponctuels observés sur les bassins étudiés. La contrainte liée à l'accessibilité des données ne permet pas de retenir les approches physiques. Le volume de données requis par ce type de modèle est incompatible avec les qualités opérationnelles recherchées. Enfin, certains modèles nécessitent le calage d'un grand nombre de paramètres. Cette étape de calage de ces modèles s'avère peu efficace avec les seules chroniques pluie-flux d'azote à l'exutoire d'un bassin.
Ces différents modèles analysés dans la bibliographie ne peuvent donc pas être retenus pour répondre à l'objectif recherché, cependant cette analyse a permis de proposer les premières pistes pour le développement du modèle d'exportation d'azote en contexte méditerranéen. Ce modèle d'exportation d'azote original, dénommé POL, a été développé pour reproduire et prévoir les exportations d'azote durant les périodes de crue et de basses eaux, avec un pas de temps variable selon les cas et dans une approche spatialisée.

Le modèle POL repose sur un découpage de l'espace en sous-bassins versants considérés comme les unités de production et en biefs de rivière constituant les unités de transport. Cette segmentation dépend d'une part de la structure du réseau hydrographique : position des sources et confluences de la rivière et d'autre part de la localisation des points de rejets ponctuels. Cette vision du bassin permet d'intégrer les différentes activités anthropiques dans le schéma de production et de transport des flux d'azote. Le comportement du bassin est assimilé à un ensemble de réservoirs correspondant à chaque unité. La production et le transport des masses d'azote sont calculés localement sur les différentes unités à l'aide de 2 paramètres F et T définis globalement sur le bassin. Le paramètre F traduit le délai d'influence de la pluie sur la production d'azote sur les sous-bassins versants et le paramètre T contrôle la dynamique du transport des flux d'azote dans les différents biefs de rivière. Les flux générés sur les sous-bassins versants dépendent également du stock d'azote potentiellement mobilisable lors d'un épisode de pluie. On suppose que cette grandeur, notée N, est uniquement liée à l'occupation du sol et aux pratiques culturales.

L'analyse des flux observés à l'exutoire des bassins a permis de distinguer deux comportements : un comportement de crise lors des épisodes pluvieux et un comportement de non crise entre les épisodes de pluie, qui sont intégrés dans le modèle. On distingue un fonctionnement de crise (ou événementiel) qui permet de générer un flux d'azote diffus lors des épisodes pluvieux et un fonctionnement de non-crise qui fournit un flux de base en fonction des rejets ponctuels en dehors des épisodes de crise. Le modèle peut être utilisé sur une succession de périodes de pluie en considérant des crises séparées par des périodes de non crise avec un flux de base constant.

Le modèle répond donc aux contraintes de départ. Sa conception repose sur des hypothèses simplificatrices, adaptées à l'objectif du travail et aux caractéristiques des bassins. Toutefois, le modèle présente des limites qu'il est important de souligner.
Ainsi, l'utilisation des chroniques de pluie au pas de temps horaire limite l'application du modèle aux seuls bassins équipés de pluviographes.
Ensuite, dans l'état actuel du développement du modèle, l'apport d'azote par la pluie n'est pas pris en compte, ce qui exclut l'application de ce modèle aux bassins naturels sur lesquels l'apport météorique est prédominant.
De plus, l'assainissement autonome étant peu répandu sur les zones d'étude, la composante diffuse de la pollution domestique n'a pas été intégrée dans le modèle. Les apports urbains, liés au ruissellement sur les surfaces imperméabilisées lors des épisodes de pluie, n'ont pas été pris en compte dans le modèle. Ce choix, qui est dû à la difficulté d'estimer ces apports sur les bassins, a pu peser sur les performances du modèle notamment sur le bassin urbanisé du Salaison.
Par ailleurs, la faible longueur des rivières des bassins d'étude a conduit à négliger les processus de dénitrification en rivière, ce qui limite l'utilisation du modèle sur des réseaux hydrographiques de longueurs inférieures à quelques dizaines de km.
Enfin, les apports d'azote depuis la nappe vers les eaux superficielles n'ont pas été pris en compte dans le modèle en raison des caractéristiques hydrogéologiques des bassins d'étude. Cette hypothèse limite l'utilisation du modèle sur des bassins pour lesquels ce mode d'apport n'est pas prédominant.

Le modèle POL en mode événementiel a été appliqué sur un bassin élémentaire pour étudier la sensibilité des variables de sortie aux valeurs des paramètres. Les deux variables de sortie du modèle retenues pour décrire le flux moyen généré durant un épisode de crise sont la masse totale exportée et la durée de l'épisode. L'exploration aléatoire du domaine de

définition des paramètres a été préférée à une exploration systématique pour l'analyse de sensibilité. Une méthode originale est proposée afin de déterminer le nombre de simulations nécessaire et suffisant pour une exploration du domaine des variables de sortie « masse et durée ».
L'analyse de sensibilité permet de conclure que les paramètres F et T du modèle ne sont pas redondants. Pour une valeur initiale du stock d'azote N, un couple « masse-durée » observé est reproduit par le modèle pour un couple unique des paramètres F et T. La masse s'avère peu sensible au découpage de l'espace en terme de nombre et de longueur de biefs, et à la répartition du stock initial d'azote N. Ce faible degré de sensibilité s'explique par l'hypothèse de conservation de l'azote dans le réseau hydrographique. A l'opposé, la durée de crise est très sensible au découpage de l'espace et à la répartition du stock initial d'azote N sur le bassin.

Le modèle POL a ensuite été mis en œuvre sur trois des quatre bassins d'étude, à savoir les bassins du Pallas, de la Vène et du Salaison. Cette étape permet de définir et de caractériser les unités du modèle en fonction de la morphologie du bassin, de la géométrie du réseau hydrographique et de son occupation du sol.
Le calage du modèle en mode événementiel a été effectué sur l'ensemble des crues disponibles. Ce calage, crue par crue, met en évidence le problème d'équifinalité qui correspond à l'existence de multiples jeux des paramètres F et T et du stock d'azote initial N fournissant des résultats corrects à l'exutoire. Une méthode, dénommée GLUEP, est proposée pour analyser la distribution des différents jeux F,T et N. Cette méthode combine l'approche stochastique du calage de la méthode GLUE et l'efficacité de la méthode d'optimisation de POWELL en mode local.
Les résultats du calage permettent de retenir une valeur unique du paramètre F sur l'ensemble des 15 crues échantillonnées sur les trois bassins. Les valeurs du paramètre T et du stock initial d'azote N obtenues à l'issue de la phase de calage sont très variables selon les crues.

Les simulations du modèle POL, soumis à une succession d'épisodes de pluie, ont ensuite été confrontées aux données observées lors du suivi régulier des bassins d'étude.
Pour appliquer le modèle sur une succession d'épisodes de pluie, les valeurs de T et de N ont dû être déterminées au début de chaque épisode de crue. Des relations permettant de relier les valeurs de T et N obtenues lors du calage en fonction de caractéristiques climatiques, physiques et anthropiques des bassins ont ainsi été proposées. Une relation commune aux trois bassins permet ainsi d'estimer la valeur de T obtenue lors du calage en fonction des conditions climatiques antérieures. Une relation établie sur chaque bassin permet d'estimer les valeurs de N obtenues lors du calage en fonction d'un descripteur Dp intégrant l'occupation du sol et les pratiques culturales. La pertinence des relations obtenues a été analysée en comparant les valeurs simulées par le modèle, pour la valeur de F fixée lors du calage et pour les valeurs T et N estimées par les relations de précaractérisation, par rapport aux masses et durée observées. Cette analyse met en évidence un écart relatif moyen sur les 15 crues de l'ordre de 40 % sur les masses et de 20 % sur les durées. Ce degré d'incertitude élevé est toutefois acceptable pour un premier diagnostic des apports des bassins vers les lagunes. L'analyse des relations entre valeurs des paramètres calés et les éléments de contextes (climatique, cultural, …) doit être poursuivie pour diminuer les incertitudes.

Une première tentative de transposition du modèle POL sur le bassin du Dardaillon offre des résultats encourageants pour la simulation des flux d'azote en basses eaux et lors des épisodes de crue. La fréquence limitée des observations de validation implique de poursuivre l'étude de la transposition du modèle. L'application du modèle sur l'ensemble des sous-bassins du

bassin de l'Or et de celui de Thau permet de fournir une première estimation des flux annuels exportés. Les résultats obtenus sur le bassin de l'Or, mettent en évidence la contribution prédominante des rejets ponctuels sur le flux superficiel annuel. Sur le bassin de Thau, les rejets diffus occasionnés par le ruissellement lors de épisodes pluvieux constituent l'apport prédominant d'azote vers la lagune.

Ce travail constitue donc une nouvelle approche de modélisation des exportations d'azote depuis les bassins versants méditerranéens en terme de segmentation de l'espace, de conceptualisation des processus et de méthode de calage/vérification retenue. Plusieurs pistes de travail peuvent être proposées pour poursuivre cette étude.

La phase incontournable pour la poursuite du développement du modèle POL consiste à vérifier sa transposabilité sur d'autres bassins. Cette piste de développement nécessite de retenir des bassins versants sur lesquels les hypothèses simplificatrices du modèle sont acceptables.
Une analyse préalable des données doit être menée pour s'assurer que les informations requises par le modèle existent et que leur précision thématique et cartographique sont suffisantes pour son application. La vérification du caractère transposable du modèle nécessite également l'existence de chroniques des flux d'azote à l'exutoire du bassin versant pour disposer de données de contrôle.
La transposabilité du modèle événementiel est vérifiée si les résultats obtenus, avec la valeur de F déterminée lors du calage et les valeurs de T et de N estimées par les relations de précaractérisation, reproduisent correctement les exportations d'azote sur un nouveau bassin. La relation de précaractérisation du paramètre T et la valeur unique du paramètre F ont été obtenues sur trois bassins présentant des caractéristiques physiques et anthropiques différentes. Ceci permet d'espérer une utilisation directe sur un nouveau bassin méditerranéen des valeurs de F et T estimées précédemment. Pour le stock initial N, une relation différente a été établie sur les trois bassins en fonction du descripteur Dp. La régionalisation du stock d'azote implique une analyse complémentaire, sur un plus grand nombre de bassins, de la relation entre N et le descripteur Dp. L'utilisation actuelle du descripteur Dp suppose que l'évolution du stock d'azote dépend uniquement des doses apportées par l'agriculture et de la durée séparant l'application et l'épisode de pluie. Il sera sans doute nécessaire de modifier le descripteur Dp en fonction d'autres éléments de contexte (prise en compte de l'urbain, simplification de la nomenclature d'occupation du sol, compléments sur les pressions agricoles).

De plus, il est indispensable de vérifier la capacité du modèle à reproduire les flux d'azote à la fois globalement à l'exutoire mais surtout en interne sur le bassin. La spatialisation des observations sur le bassin peut ainsi répondre au problème d'équifinalité rencontré lors du calage des modèles distribués en général et du modèle POL en particulier. Ainsi, le jeu de paramètres retenu après calage du modèle POL doit permettre de reproduire correctement le comportement global et interne du bassin.
La répartition des activités anthropiques sur le bassin doit guider le choix des points de mesure pour disposer, dans la mesure du possible, de zones homogènes en terme d'occupation du sol. Une première analyse des activités anthropiques permet de retenir une quinzaine de points sur le bassin de l'Or et autant sur le bassin de Thau. Outre les grandes zones homogènes en terme d'occupation du sol, ces points permettraient d'analyser la dynamique des flux d'azote des principales stations d'épurations sur ces deux bassins. Pour ne pas alourdir la phase d'analyse des échantillons, un prélèvement cumulé durant l'épisode de crue peut être envisagé. L'analyse de ce prélèvement conduit à déterminer la concentration

moyenne en azote représentative de l'épisode de crue. L'acquisition simultanée de l'hydrogramme de crue permet d'accéder aux deux variables de calage du modèle POL : masse exportée durant l'épisode de crue et durée de la crue.

Le modèle dans son état actuel de développement porte uniquement sur l'élément azote. La structure du modèle peut être valorisée pour reproduire l'exportation d'autres éléments pour lesquels les eaux superficielles sont un vecteur de contamination prédominant. Dans cette optique, les fonctions de production et de transfert vont nécessiter de probables modifications pour intégrer les processus liés au devenir de l'élément pris en compte. Selon les processus en jeu, des caractéristiques physiques et anthropiques supplémentaires pourront être intégrées lors de la segmentation spatiale du bassin, en vue de sa modélisation.

La dernière piste de poursuite de ce travail consiste à réfléchir au couplage du modèle POL avec les modèles de fonctionnement des milieux aval. Le modèle d'exportation peut permettre d'améliorer l'estimation des apports d'azote qui constituent une des variables d'entrée prédominante dans ces modèles. Cette réflexion sur le couplage peut porter sur le choix des variables de sortie du modèle POL « masse exportée et durée des crises » et sur la prise en compte de l'azote total sans distinguer les différentes formes. Sur les bassins d'étude, cette réflexion peut être menée dans le cadre du couplage avec les modèles de fonctionnement des lagunes situées à l'aval. Des modèles de fonctionnement de ces milieux sont actuellement développés, notamment sur l'étang de Thau. Ces approches de modélisation requièrent une estimation de la dynamique des apports des bassins et notamment de l'azote qui contribue au phénomène d'eutrophisation. Par conséquent, le modèle d'exportation d'azote pourrait constituer un module permettant de préciser les apports des bassins en azote dans un modèle de gestion des ressources en eau sur les milieux aval.

Bibliographie

1. **ABBOTT M. B., BATHURST J. C., CUNGE J. A., O'CONNELL P. E. et RASMUSSEN P. E., 1986**. An introduction to the European hydrological System. Système Hydrologique Européen, "SHE", 1 : History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, Vol 87. pp 45-59.

2. **ADAMS R., 1995.** The integration of a physically based hydrological model within a decision support system to model the hydrological impacts of land use change. Scenario studies for the rural environment, J. F. SHOUTE et al, Eds Kluwer, Dordrecht, Pays Bas. pp 209-214.

3. **ADDISCOTT T. M., HEYS P. J. et WHITMORE A. P., 1986.** Application of simple leaching models in heterogeneous soils. *Geoderma*, Vol , n°38. pp 185-194.

4. **AFNOR, 1999.** Information géographique. Description des données. Métadonnées. XP ENV 12657, août 1999/ Z 52-007/ ICS : 35.240.70 Association Française de Normalisation, Paris. 56 p.

5. **AIF, 1993.** Recherche et quantification des paramètres caractéristiques de l'équivalent-habitant : étude bibliographique. Etude Inter Agences, n°23. 41 p.

6. **ALPASLAN N., HARMANCIOGLU N. B. et SANER E., 1994.** Proposed management plan for the Yesilirmak river basin, integrated river basin development. *Proceedings of an international conference*, Wallingford, United Kingdom, 13 to 16 sept 1994. pp 97-107.

7. **AMBROISE B., 1991.** Hydrologie des petits bassins versants ruraux en milieu tempéré - Processus et modèles -. *Séminaire du Conseil Scientifique du Département "Science du sol" de l'INRA*, Dijon, 26-27/03/1991. pp 34.

8. **AMBROISE B., 1999a.** La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, HGA Bucarest. 200 p.

9. **AMBROISE B., 1999b.** Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2 - Modélisation systémique et dynamique. *Revue des Sciences de l'Eau*, n°12/1. pp 123-153.

10. **AMBROSE R. B., BARNWELL T. O. et McCUTCHEON S. C., 1996.** Computer models for water quality analysis (Chap. 14). L. W. MAYS (Ed.) Water resources handbook, McGRAW-HILL, New York (USA). pp 14.1-14.28.

11. **ANONYME, 1996.** Projet d'étude par télédétection des étangs palavasiens. Sauvegarde des étangs littoraux du Languedoc-Roussillon. Conservatoire du Littoral. 78 p.

12. **ANTENUCCI J. C., BROWN K., CROSWELL P. L., KEVANY M. J. et ARCHER H., 1991.** Geographic Information Systems : a guide to the technology. Chapman & Hall, New York. 301 p.

13. **ARHEIMER B. et BRANDT M., 2000.** Watershed modelling of nonpoint nitrogen losses from arable land to the Swedish coast in 1985 and 1994. *Ecological Engineering*, Vol 14, 4. pp 389-404.

14. **ARHEIMER B. et LIDEN R., 2000.** Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments-influence of spatial and temporal variables. *Journal of Hydrology*, Vol 227. pp 140-159.

15. **ARIKAWA M. et KUBOTA K., 2000.** A Standard XML based Protocol for Spatial Data Exchange - its Capabilities and Real Applications -. *International Workshop on Emerging Technologies for Geo-Based Applications*, Ascona, Switzerland, May 22-25. Database Laboratory. pp 37-46.

16. **ARNAUD M. et EMERY X., 2000.** Estimation et interpolation spatiale. Hermès Sciences Publications, Paris. 221 p.

17. **ARNAUD P., 1997.** Modèle de prédétermination de crues basé sur la simulation stochastique des pluies horaires. Extention de sa zone de validité (pourtour méditerranéen français), paramétrisation du modèle horaire par l'information journalière et couplage des deux pas de temps, Thèse, Université Montpellier II, Montpellier. 286 p.

18. **ARNOLD J. G., MUTTIAH R. S., SRINIVASAN R. et ALLEN P. M., 2000.** Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. *Journal of Hydrology*, Vol 227, 1-4. pp 21-40.

19. **ARNOLD J. G., SRINIVASAN R., MUTTIAH R. S., ALLEN P. M. et WALKER C., 1999.** Continental scale simulation of the hydrologic balance. *J. American Water Ressources Association*, Vol 35, n°5. pp 1037-1052.

20. **ARNOLD J. G. et WILLIAMS J. R., 1995.** SWRRB - A watershed scale model for soil and water resources management. Computer Models of Watershed Hydrology, V. P. SING, Water Resources Publications, Littleton, Colorado. pp 847-907.

21. **ARNOLD J. G., WILLIAMS J. R., NICKS A. D., et SAMMONS N. B., 1990.** SWRRB : A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas A&M University Press, College Station.

22. **ARNOLD J. G., WILLIAMS J. R., SRINIVASAN R., KING K. W. et GRIGGS R. H., 1994.** SWAT (Soil and Water Assessment Tool) User's Manual. USDA, Agricultural Research Service, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Temple, USA.

23. **ARONICA G., HANKIN B. et BEVEN, K., 1998.** Uncertainty and equifinality in calibrating distributed roughness coefficients in a flood propagation model with limited data. *Advances in Water Resources*, Vol 22, n°4. pp 349-365.

24. **ASCENCIO E., 1984.** Aspect climatologique des départements de la région Languedoc-Roussillon. Monographie Volume 4. Bureau climatique régional du Sud-Est. Ministère des transports direction de la météorologie.

25. **AYPHASSORHO H., 1992.** Modélisation de la qualité des eaux superficielles sur un grand bassin versant : le cas de la rivière Charente. *Journées information eaux*, Futuroscope de Poitiers, 23-25 septembre 1992. CEMAGREF. pp 1-11.

26. **AYPHASSORHO H., TORRE M., REBILLARD J. P. et LEVIANDIER T., 1993.** Modélisation des flux de nitrates au sein d'un bassin versant littoral : le bassin de la Charente. CEMAGREF. 24 p.

27. **BACHELARD S., 1979.** Quelques aspects historiques des notions de modèle et de justification des modèles. *Actes du colloque "Elaboration et justification des Modèles : application en Biologie", Tome I*, Paris, Delattre, p. et M. Thellier (ed), Maloine Editeur. pp 3-19.

28. **BAFFAUT C. et DELLEUR J. W., 1990.** Calibration of SWMM Runoff Quality Model with Expert System. *Journal of water resources planning and management*, Vol 116, n°2. pp 247-261.

29. **BARKER G. R., 1988.** Remote Sensing : The Underlded Component of Geographic Information Systems. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol LIV, 2. pp 195-199.

30. **BAXTER S. J., OLIVER M. A. et GAUNT, J., 2001.** Understanding the spatial variation of mineral nitrogen and potentially available nitrogen at the field scale. *Third European Conference on Precision Agriculture*, Montpellier, 18-20 juin. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier. pp 1–6.

31. **BEAR J., 1972.** Dynammics of fluids in porous media. Amer, Elsevier, New York.

32. **BEASLEY D. B. HUGGINS L. F. et MONKE E. J., 1980.** ANSWERS : a model for watershed planning. *Trans. ASAE*, Vol 23, n°4. pp 938-944.

33. **BEAUJOUAN V., DURAND P. et RUIZ L., 2001.** Modelling the effect of the spatial distribution of agricultural practices on nitrogen fluxes in rural catchments. *Ecological Modelling*, Vol 137, n°1. pp 93-105.

34. **BECK M. B., 1987.** Water quality modeling : a review of the analysis of uncertainty. *Water Resources Research*, Vol 23, n°8. pp 1393-1442.

35. **BECKER A. et BRAUN P., 1999.** Disaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, Vol 217. pp 239-252.

36. **BEDARD Y., 1987.** Sur les différents types de systèmes d'information à référence spatiale. *Actes du Congrès conjoint de carto-Québec et de l'Association canadienne de cartographie*, Québec, pp 73-87.

37. **BELAMIE R., 1983.** Etude des pollutions diffuses en territoire rural : éléments de méthodologie, application à l'étude des bassins versants représentatifs. *Colloque sur l'eutrophisation et la pollution du Léman*, Orgeval, 31 août - 3 septembre. pp 1-48.

38. **BELAN J., 1979.** Influence des pratiques culturales sur le lessivage de l'azote par un modèle pratique. INRA, Station Agronomique du Département de l'Aisne, Laon. 89 p.

39. **BENDE U., 1997.** Regional hydrochemical modelling by delineation of chemical hydrological response units (CHRUs) within a GIS: An approach of observing man-made impacts in the Broel River catchment (Germany). *Mathematics and Computers in Simulation*, Vol 43, 3-6. pp 305-312.

40. **BENJAMIN J. R. et CORNELL C. A., 1970.** Probability, Statistics and Decision for Civil Engineers. Mc Graw-Hill, New York, USA. 684 p.

41. **BENNETON J. P., 1984.** Eutrophisation des plans d'eau Inventaire des principales sources de substances nutritives azotées et phosphorées Etude bibliographique. Laboratoire central des ponts et chaussées. 68 p.

42. **BENOIT M., 1992.** Un indicateur des risques de pollution nommé BASCULE (Balance Azotée Spécialisée des Systèmes de CULture de l'Exploitation). *Courier de la cellule Environnement INRA*, n°18. pp 23-28.

43. **BENOIT M., 2000.** Les recherches sur la protection des bassins d'alimentation produisant des eaux de boisson à la station INRA de Mirecourt. *Hydroscopie*, n°25. pp 11-12.

44. **BENOIT M., DEFFONTAINES J. P., GRAS F., BIENAIME E. et RIELA-COSSERAT, R., 1997.** Agriculture et qualité de l'eau ; une approche interdisciplinaire de la pollution par les nitrates d'un bassin d'alimentation. *Cahiers Agricultures*, n°6. pp 97-105.

45. **BERGMANN A., BREUNIG M., CREMERS A. B. et SHUMILOV S., 2000.** Towars an Interoperable Open GIS. *International Workshop on Emerging Technologies for Geo-Based Appllications*, Ascona, Switzerland, mai 22-25 2000. Database Laboratory. pp 283-296.

46. **BERGSTROM S., 1976.** Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments. Swedish Meteorological and Hydrological Institute, RHO Report n°7, Noorkoping.

47. **BERNARD C., 1865.** Introduction à l'étude de la médecine expérimentale. Ed. Flammarion, Paris. 321 p

48. **BERNIER C. et GALLICHAND J., 1999.** Modélisation hydrologique de la qualité de l'eau d'un bassin versant agricole au Quebec. *Canadian Agricultural Enginneering*, Vol 41, n°4. pp 213-220.

49. **BERTALANFFY L. V., 1954.** General System Theory. Braziller, New York.

50. **BERTONI J. C., 2001.** Etude hydrologique et analyse des incertitudes sur trois bassins versants semi urbanisés de la région centrale d'Argentine, Thèse, Université Montpellier II, Montpellier. 305 p.

51. **BEVEN K., 1989.** Changing ideas in hydrology : the case of physically based models. *Journal of Hydrology*, Vol 105, n°1/2. pp 157-172.

52. **BEVEN K., 1993.** Prophecy, reality and uncertainty in ditributed hydrological modelling. *Advance in water resources*, Vol 16. pp 41-51.

53. **BEVEN K., 2001.** How far can we go in distributed hydrological modelling ? *Hydrology & Earth System Sciences*, Vol 5, n°1. pp 1-12.

54. **BEVEN K. et BINLEY A., 1992.** The future of distributed models : Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*, n°6. pp 279-298.

55. **BEVEN K. et KIRKBY M. J., 1979.** A physically-based variable contribution area model of catchment hydrology. *Hydrology Science Bulletin*, Vol 24, n°1. pp 43-69.

56. **BEVEN K., KIRKBY M. J., SCHOFIELD N., et TAGG A. F., 1985.** Testing a physically-based flood forecasting model (TOPMODEL) for three U.K. catchments. *Journal of Hydrology*, n°69. pp 119-143.

57. **BEVEN K., et WOOD, E. F., 1983.** Catchment geomorphology and the dynamics of runoff contributing areas. *Journal of Hydrology*, Vol 65, n°1-3. pp 139-158.

58. **BIAN L., SUN H., BLODGETT C., EGBERT S., LI W., RAN L. et KOUSSIS A., 1996.** An integrated interface system to couple the SWAT model and Arc-Info. *Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, Nouveau Mexique, USA, 21-25 janvier. National Center for Geographic Information and Analysis. pp 1-9.

59. **BILLEN G. et GARNIER J., 1995.** Transfert et métabolisme de l'azote et du phosphore dans l'hydrosystème Seine. *Actes des sixièmes journées du Diplôme d'Etudes Approfondies*, Paris, 11 et 12 mai 1995. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. pp 121-140.

60. **BILLEN G. et GARNIER J., 1996.** Bilans et modélisation à l'échelle du bassin. G.D.R . Analyse et Modélisation des Systèmes Fluviaux Anthropisés : Thème corridor fluvial, Piren-Seine et CNRS. pp 6.6-6.25.

61. **BIRKINSHAW S. J. et EWEN J., 2000a.** Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate modelling. *Journal of Hydrology*, Vol 230. pp 1-17.

62. **BIRKINSHAW S. J. et EWEN J., 2000b.** Modelling nitrate transport in the Slapton Wood catchment using SHETRAN. *Journal of Hydrology*, Vol 230, 1-2. pp 18-33.

63. **BLAKEMORE M., 1984.** Generalisation and error in spatial data bases. *Cartographica*, Vol 21, n°13. pp 1-9.

64. **BLASZCZYNSKI J. S., 1993**. GIS modeling toolsets for watershed analysis and management. *HydroGIS'93 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management. Volume of poster papers*, Vienne, Autriche, avril 1993. n°211. IAHS Publication. pp 25-31.

65. **BLOSCHL G. et SIVAPALAN M., 1995.** Scales issues in hydrological modelling : a review. *Hydrological Processes*, Vol 9. pp 251-290.

66. **BORCHARDT D. et REICHERT P., 2001.** River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): Case study I. Compartmentalisation approach applied to oxygen balances in the River Lahn (Germany). *Water Science and Technology*, Vol 43, 5. pp 41-49.

67. **BORGESEN C. D., DJURHUUS J. et KYLLINGSBAEK A., 2001.** Estimating the effect of legislation on nitrogen leaching by upscaling field simulations. *Ecological Modelling*, Vol 136, 1. pp 31-48.

68. **BOURAOUI F., VACHAUD G., HAVERKAMP R. et NORMAND B., 1997.** A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modeling in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology*, Vol 203, 1-4. pp 79-92.

69. **BRILLY M., et VIDMAR A., 1995.** Watershed coding of large river basins. *Modelling and Management of sustainable Basin-scale Water Resource Systems*, Boulder, Colorado, USA, 1-14 July 1995, IAHS Publ. pp 347-351.

70. **BRISSON N., MARY B., RIPOCHE D., JEUFFROY M. H., RUGET F., NICOULLAUD B., GATE, P., DEVIENNE - BARRET F., ANTONIOLETTI R., DURR C., RICHARD G., BEAUDOIN N., RECOUS S., TAYOT X., PLENET D., CELLIER P., MACHET J. M., MEYNARD J. M. et DELECOLLE, R., 1998.** STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances I. Theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomy*, n°18. pp 311-346.

71. **BROWN L. C. et BARNWELL T. O., 1985.** Computer Porgram Documentation for the enhanced stream water quality QUAL2E. EPA/600/3-85/065, U. S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.

72. **BRUNSTEIN D., 1996.** Utilisation des SIG et modélisations. G.D.R . Analyse et Modélisation des Systèmes Fluviaux Anthropisés : Thème bassins versants urbains, Piren-Seine et CNRS. pp 151-176.

73. **BURIAN S. J., STREIT G. E., Mc PHERSON T. N., BROWN M. J. et TURIN H. J., 2001.** Modeling the atmospheric deposition and stormwater washoff of nitrogen compounds. *Environmental Modelling and Software*, Vol 16, 5. pp 467-479.

74. **BURROUGH P. A. et McDONNEL R. A., 1998.** Principles of Geographical Information Systems. Oxford University Press, Oxford. 333 p.

75. **BURROUGH P. A., 1986.** Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. Oxford University Press, Oxford. 194 p.

76. **CA 34, 2000a.** Suivi-évaluation des pratiques agricoles en matière de fertilisation azotée (campagne 1997-1998). Chambre d'Agriculture de l'Hérault. 22 p.

77. **CA 34, 2000b.** Suivi-évaluation des pratiques agricoles en matière de fertilisation azotée (campagne 1998-1999). Chambre d'Agriculture de l'Hérault. 22 p.

78. **CAMPOLONGO F. et SALTELLI A., 1997.** Sensitivity analysis of an environmental model : an application of different analysis methods. *Reliability Engineering and System Safety*, Vol 57. pp 49–69.

79. **CAMPOLONGO F., TARANTOLA S. et SALTELLI A., 1999.** Tackling quantitatively large dimensionality problems. *Computer physics communications*, Vol 117, n°1-2. pp 75-85.

80. **CANN C., 1998.** Transferts de polluants vers l'eau. Agriculture intensive et qualité des eaux, INRA Editions. pp 233-247.

81. **CAZEMIER D., LAGACHERIE P. et MARTIN-CLOUAIRE R., 1998.** A Fuzzy Constraint Approach for Handling Uncertainty in Regional Soil Maps. Data Quality in Geographic Information : From Error to Uncertainty, Editions Hermès, Paris. pp 121-126.

82. **CEA J., 1971.** Optimisation : théorie et algorithmes, Méthode Mathématique de l'Informatique, n°2. 227 p.

83. **CEMAGREF, 1991.** Efficacité de la réduction de la masse des nutriments dans la prévention des malaïgues : application aux étangs palavasiens. CEMAGREF, USTL, Faculté de Pharmacie, Montpellier. 28 p.

84. **CEMAGREF et CACG, 1997.** Incidences des pratiques agricoles sur la qualité des rivières. Compagnie d'aménagement des coteaux de Gascogne / Cemagref / ENGREF / Agence de l'Eau Adour Garonne. 261 p.

85. **CERNESSON F., 1993.** Modèle simple de prédétermination des crues de fréquences courantes à rares sur des petits bassins versants méditerranéens, Thèse, Université Montpellier II, Montpellier. 240 p.

86. **CHARLEUX-DEMARGNE J., 2001.** Valorisation des Modèles Numériques de Terrain (MNT) en hydrologie. Qualité d'extraction d'objets et de caractéristiques hydrologiques à partir des MNT. Utilisation pour l'estimation du régime de crue. Thèse, ENSG, Marnes la Vallée. 275 p.

87. **CHAUBET I., HAAN C. T., GRUNWALD S. et SALISBURY J. M., 1999.** Uncertainty in the model parameters due to spatial variety of rainfall. *Journal of Hydrology*, Vol 220, n°1-2. pp 48-61.

88. **CHOCAT B., 1997.** Assainissement autonome des eaux usées. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, Lavoisier Technique & Documentation, Paris. pp 53-67.

89. **CHOUDHRY S. et MORAD M., 1998.** GIS errors and surface hydrologic modeling : An examination of effects and solutions. *Journal of Surveying Engineering*, Vol 124, n°3. pp p 134-143.

90. **CHOW V. T., MAIDMENT D. R. et MAYS, L. W., 1988.** Applied Hydrology. McGraw-Hill International Editions, New York. 572 p.

91. **CHUNG S. W., GASSMAN P. W., KRAMER L. A., WILLIAMS J. R. et GU R., 1999.** Validation of EPIC for two watersheds in southwest Iowa. *Journal of Environmental Quality*, 28. pp 971-979.

92. **CLARKE R. T., 1973.** Mathematical models in hydrology. Irrigation and drainage paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

93. **CLARKE R. T., 1999.** Uncertainty in the estimation of mean annual flood due to rating-curve indefinition. *Journal of Hydrology*, Vol 222, n°1-4. pp 185-190.

94. **CLUIS D. et QUENTIN E., 1993.** Un système d'information géographique adapté à l'évaluation de la pollution agricole diffuse. *HydroGIS'93 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management*, Vienne, Autriche, avril 1993. n°211. IAHS Publication. pp 355-361.

95. **COLAS H., 1991.** Modélisation intégrée bassin versant - activités humaines - milieux hydriques : application au bassin versant du Lez et des étangs palavasiens, Thèse, Université des Sciences et Techniques, Montpellier II. 392 p.

96. **COLOSIMO C. et MENDICINO G., 1996.** Scale definition in an integrated GIS hydrological model : a case study. *HydroGIS'96 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management*, Vienne, Autriche, avril 1996. n°235. IAHS Publication. pp 385-393.

97. **CONNOLLY R. D. et SILBURN D. M., 1995.** Distributed parameter hydrology model (ANSWERS) applied to a range of catchment scales using rainfall simulator data II : Application to spatially uniform catchments. *Journal of Hydrology*, Vol 172, 1-4. pp 105-125.

98. **CONNOLLY R. D., CIESIOLKA C. A. A., SIBURN D. M. et CARROLL C., 1997b.** Distributed parameter hydrology model (ANSWERS) applied to a range of catchment scales using rainfall simulator data. IV Evaluating pasture catchment hydrology. *Journal of Hydrology*, Vol 201, n°1-4. pp 311-328.

99. **CONNOLLY R. D., SILBURN D. M. et CIESIOLKA C. A. A., 1997a.** Distributed parameter hydrology model (ANSWERS) applied to a range of catchment scales using rainfall simulator data. III. Application to a spatially complex catchment. *Journal of Hydrology*, Vol 193, n°1-4. pp 183-203.

100. **Contrat pour l'étang de Thau, 1997.** Suivi des apports du bassin versant de l'étang de Thau et des échanges avec la mer par les canaux de Sète. Laboratoire Géofluide-Bassin-Eau, Laboratoire d'Hydrobiologie marine et continentale, Laboratoire de Biogéochimie et Métrologie Physico-Chimique, Université de Montpellier I et II, Montpellier. 175 p.

101. **Contrat de Plan Etat Région, 2001.** Dynamique et qualité des apports superficiels et souterrains aux lagunes du Languedoc-Roussillon. Laboratoire Hydroscience de l'Université Montpellier II, Département Hydrologie, Géochimie, transferts et l'Unité de Protection de l'Espace du BRGM, Laboratoire de télédétection ENGREF-CEMAGREF, Direction de l'Environnement Littoral de

l'IFREMER et Département Sciences de l'Environnement et Santé Publique de Université de Montpellier I (Faculté de Pharmacie), Montpellier.

102. **COUILLANDEAU S., 1999.** Modèle de transport de l'azote et du phosphore dans le projet de gestion intégrée des bassins versants à l'aide d'un système informatisé (GIBSI). ENGREF, Montpellier. 130 p.

103. **CRAWFORD N. H. et LINSLEY R. K., 1966.** Digital Simulation in Hydrology : Standford Watershed Model IV. Tech. Rep. 39. Dep. Civil Eng., University Standford, Standford. 210 p.

104. **DAURIAC F., 2000.** Analyse de l'utilisation de l'espace pour la quantification des flux d'azote. Application au bassin versant de l'étang de l'Or (Hérault). Cemagref/Engref, Montpellier. 100 p.

105. **DE MARSILY G., 1994.** Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Revue des sciences de l'eau*, n°7(1994). pp 219-234.

106. **DE ROO A. P. J., HAZELHOFF, L., et BURROUGH P. A., 1989.** Soil erosion modelling using ANSWERS and geographical information systems. *Earth Surface Processes and Landforms*, Vol 14. pp 517-532.

107. **DELATTRE P., 1979.** Le problème de la justification des modèles dans le cadre du formalisme des systèmes de transformations. *Actes du colloque "Elaboration et justification des Modèles : application en Biologie", Tome I*, Paris, Delattre, p. et M. Thellier (ed), Maloine Editeur. pp 97-128.

108. **DESBORDES M., 1985.** Les incertitudes associées à la métrologie en hydrologie urbaine ; leurs incidences sur l'estimation des coefficients de ruissellement. LHM 17/85, Sciences and Technical Languedoc University, Montpellier. 123 p.

109. **DIOP M., 1980.** Contribution à l'étude de systèmes aquifères de plaine littorale (Lez et Vidourle, Hérault, France). Modèle de simulation mathématique. Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier. 138 p.

110. **DIREN, 1998.** Etang de l'Or-Contrat de baie: dossier d'agrément provisoire. 88 p.

111. **DODGE J. C., 1988.** Hydrology past and present. *Journal of Hydrological resources*, Vol 26. pp 5-25.

112. **DONIGIAN A. S. et al, 1977.** Agricultural runoff management (ARM) model version II : refinement and testing. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-77-098, Athens, Georgia. 294 p.

113. **DONIGIAN A. S., et al, 1984.** Application Guide for Hydrological Simulation Program-Fortran (HSPF). U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-84-065, Athens, Georgia. 177 p.

114. **DONIGIAN A. S. et CRAWFORD N. H., 1976.** Modeling pesticides and nutrients on agricultural lands. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/2-76-043, Athens, Georgia. 317 p.

115. **DONIGIAN A. S., IMHOFF J. C. et BICKNELL B. R., 1983.** Modeling water quality and the effects of agricultural best management practices in Four Mile Creek, Iowa. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. 97 p.

116. **DONNAY J. P., 1994.** Cartographie Topographie. Université de Liège, Liège. 201 p.

117. **DOOGE J. C. I., 1967.** The hydrologic cycle as a closed systems. *International Association of Scinetific Hydrology Bulletin*, Vol 13, n°1. pp 58-68.

118. **DUPRAZ C., 1984.** Bilan des transferts d'eau et d'éléments minéraux dans trois bassins versants comparatifs à végétations contrastées (Mont Lozère, France), Thèse, Université d'Orléans, Orléans. 363 p.

119. **DUVIGNEAUD P., 1974.** La synthèse écologique. Doin, Paris. 296 p.

120. **ECKHARDT K. et ARNOLD J. G., 2001.** Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*, Vol 251, 1-2. pp 103-109.

121. **EDIJATNO et MICHEL C., 1989.** Un modèle pluie-débit journalier à trois paramètres. *La Houille Blanche*, n°2. pp 113-121.

122. **ENGEL B., NAVULUR K. et COOPER B., 1996.** Estimating groundwater vulnerability to nonpoint source pollution from nitrates and pesticides on a regional scale. *HydroGIS'96 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management*, Vienne, Autriche, avril 1996. n°235. IAHS Publication. pp 521-566.

123. **EWEN J., 1990.** Basis for the subsurface contaminant transport components of the water flow, sediment transport, and contaminant transport modelling system SHETRAN-UK. Rep NSS/R229, UK Nirex Ltd, Harwell, UK.

124. **EWEN J., 1997.** Blueprint for the UP modelling system for large scale hydrology. *Hydro. and Earth Sys. Sci.*, n°1. pp 55-69.

125. **EWEN J., PARKIN G. et O'CONNELL P. E., 2000.** SHETRAN : Distributed River Basin Flow and Transport Modeling System. *Journal of Hydrologic Engineering*, Vol 5, n°3. pp 250-258.

126. **FAMIGLIETTI J. S. et WOOD E. F., 1995.** Effect of spatial variability and scale on area averaged evapotranspiration. *Water Resource Research*, Vol 31, n°3. pp 669-721.

127. **FARAJALLA N. S. et VIEUX B. E., 1995.** Capturing the essential spatial variability distributed hydrological modelling : infiltration parameters. *Hydrological processes*, Vol 9. pp 55-68.

128. **FEDRA K. et JAMIESON D. G., 1996.** The 'WaterWare' decision-support system for river-basin planning. 2. Planning capability. *Journal of Hydrology*, Vol 177, 3-4. pp 177-198.

129. **FITZHUGH, T. W., et MACKAY, D. S., 2000.** Impacts of input parameter spatial aggregation on an agricultural nonpoint source pollution model. *Journal of Hydrology*, Vol 236, n°1-2. pp 35-53.

130. **FLETCHER R. et POWELL M. J. D., 1964.** A rapidly convergent method for minimization. *Computer Journal*, n°6. pp 163-169.

131. **FLORET MIGUET E., 1995.** Quelles stratégies pour limiter les transferts de pollution des rejets urbains par temps de pluie? *Actes des sixièmes journées du Diplôme d'Etudes Approfondies*, Paris, 11 et 12 mai 1995. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. pp 103-113.

132. **FLÜGEL W. A., 1996.** Application of GIS to derive Hydrological Response Units for hydrological modelling in the Brol catchment, Germany. *HydroGIS'96 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management*, Vienne, Autriche, avril 1996. n°235. IAHS Publication. pp 413-420.

133. **FORTIN J. P., MOUSSA R., BOCQUILLON C. et VILLENEUVE J. P., 1990.** Hydrotel, a distributed hydrological model compatible with remote sensing and geographical information systems. *Revue des Sciences de l'Eau*, Vol 8, n°1. pp 97-124.

134. **FOURCADE B., 2001.** Modélisation hydrologique et hydrochimique d'un petit bassin versant méditerranéen, Thèse, Université Montpellier II, Montpellier. 185 p.

135. **FRERE M. H., ONSTAD C. A. et HOLTAN H. N., 1975.** ACTMO, an agricultural chemical transport model. U. S. Department of Agriculture, ARS-H-3. 54 p.

136. **FRERE M. H., ROSS J. D. et LANE L. J., 1980.** The nutrient submodel. CREAMS, A field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems, Conservation Research Report n°26, U. S. Department of Agriculture, Washington DC, USA.

137. **FRISSEL M. J. et VAN-VEEN J. A., 1978.** Critique of computer simulation modeling for nitrogen in irrigated croplands. Nitrogen in the Environment, Vol 1, Academic Press, New York. pp 145-162.

138. **GASCUEL ODOUX G., ROBIN P., WALTER C. et MOLENAT J., 1998.** Quelles résolutions spatiales et temporelles sont pertinentes pour la modélisation hydrologique des bassins versants d'ordre 1 ? Agriculture intensive et qualité des eaux, INRA Editions. pp 251-265.

139. **GAUME E., VILLENEUVE J. P., et DESBORDES M., 1998.** Uncertainty assessment and analysis of the calibrated parameter values of an urban storm water quality model. *Journal of Hydrology*, Vol 210, n°1-4. pp 38-50.

140. **GE C., 1988.** Contribution à la modélisation physico-chimique de l'étang de Thau, Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier. 168 p.

141. **GENG Q. Z., 1991.** Modélisation du transfert de nitrates dans un système hydrologique. *La Houille Blanche*, n°1-1991. pp 23-36.

142. **GINESTE P., 1998.** Contribution de l'imagerie satellitale radar ERS à la détection des zones saturées et à la modélisation hydrologique d'un petit bassin versant agricole par TOPMODEL, Thèse, ENGREF : spécialité sciences de l'eau, Montpellier. 224 p.

143. **GIRARD G., MORIN G. et CHARBONNEAU R., 1972.** Modèle précipitation-débits à discrétisation spatiale, Cahier ORSTOM, série hydrologique, Vol IX, n°4, pp 5-52.

144. **GIRARD G., LEDOUX E. et VILLENEUVE J. P., 1981.** Le modèle Couplé, simulation des écoulements de surfaces et souterrains sur un système hydrologique. *Cahier O.R.S.T.O.M., Série Hydrologique*, Vol XVIII, n°4. pp 195-279.

145. **GIRARD M. C. et GIRARD C., 1999.** Traitement des données de télédétection. DUNOD, Paris. 529 p.

146. **GOMIS F. et GRESILLON J. M., 2000.** Role d'un socle fissuré sur l'hydrologie d'un bassin versant; Role of a fractured basement on the hydrology of a catchment. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, Vol 330, n°5. pp 341-346.

147. **GOODCHILD M. F., 1978.** Statistical aspects of the polygon overlay problem. Harvard papers on Geographic Information Systems, G. Dutton (ed), Addison-Wesley.

148. **GOODCHILD M. F., 1980.** Fractals and the accuracy of geological measures. *Mathematical Geology*, Vol 12. pp 85-98.

149. **GOODCHILD, M. F., 1993a.** Data models and data quality : problems and prospects. Environmental modeling with GIS. pp 94-103.

150. **GOODCHILD M. F., 1993b.** The state of GIS for environmental problem-solving. Environmental modeling with GIS. pp 8-15.

151. **GRAYSON R. B., BLOSCHL G., BARLING R. D. et MOORE I. E., 1993.** Process, scale and constraints to hydrological modelling in GIS. *HydroGIS 93 : Application of Geographic Information System in Hydrology and Water Resources*, Vienna Conférence, Avril 1993. n°211. IAHS (Publ.) Oxfordshire, Grande Bretagne. pp 83-92.

152. **GRAYSON R. B., MOORE L. D. et MCMAHON T. A., 1992.** Physically based hydrologic modelling 1. a terrain-based model for investigation purposes. *Water Resource Research*, Vol 26, n°10. pp 2639-2658.

153. **GRAYSON R. et BLOSCHL G., 2000.** Spatial modelling of catchment dynamics. Spatial patterns in catchment hydrology : observations and modelling, Cambridge University Press, UK. pp 51-81.

154. **GRENIER P., RACAULT Y. et MEKIKDJIAN C., 1998.** Méthode simplifiée d'évaluation de la charge polluante d'une cave en période de vendange. *2eme congrès international sur le traitement des effluents viticoles*, Bordeaux, 5-7 mai 1998. Cemagref. pp 15-24.

155. **GRUNWALD S. et NORTON L. D., 2000.** Calibration and validation of a non-point source pollution model. *Agricultural Water Management*, Vol 45, n°1. pp 17-39.

156. **GUILBOT A. et TOURNOUD M. G., 1991.** Equipement en systèmes de mesure et télémesures du bassin de Thau (bassin versant et étang) en vue de la gestion intégrée de l'écosystème lagunaire (rejets et milieu). Contrat MEDSPA 90-1/F/0011/F/05, Commission des communautés européennes, DG XI-C-2. 32 p.

157. **GUPTA S. K. et SOLOMON S. I., 1977.** Distributed numerical model for estimating runoff and sediment disharge of ungaged rivers. 1. The information system. *Water resources research*, Vol 13, n°3. pp 613-618.

158. **HAGIN J. et AMBERGER A., 1974.** Contribution of fertilizers and manures to the N- and P-load of waters, a computer simulation. Final report of the Deutsche Forschungsgemeinschaft, Bonn, Technische Universitat Munchen and Technicon, Haifa. 123 p.

159. **HANSEN S., JENSEN H. E., NIELSEN N. E. et SVENDSEN H., 1990.** DAISY : Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report n°A10. The National Agency for Environmental Protection, Copenhage. 272 p.

160. **HELLWEGER F. L. et MAIDMENT D. R., 1999.** Definition and connection of hydrologic elements using geographic data. *Journal of Hydrologic Engineering*, Vol 4, n°1. pp 10-18.

161. **HENAULT C., 1995.** Quantification de la dénitrification dans les sols à l'échelle de la parcelle cultivée, à l'aide d'un modèle prévisionnel, Thèse, ENSAM, Montpellier. 132 p.

162. **HEYMANN 1993.** CORINE Land Cover. Guide technique publié par la commission des Communautés Européennes, Luxembourg. 144 p.

163. **HILL D. R. C., 2000.** Contribution à la modélisation de systèmes complexes : application à la simulation d'écosystèmes. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches de l'Université Blaise Pascal, Spécialité : Informatique, Clermont-Ferrand. 123 p.

164. **HOLTAN H. N. et al, 1975.** USDHL-74 revised model of watershed hydrology. Department of Agriculture, Tech. Bull. N°1518.

165. **HUBBARD, R. K., 1986.** Nitrate movement into shallow ground water through a coastal plain sand. *Transactions of the ASAE*, Vol 29, n°6. pp 1564-1571.

166. **IMHOFF J. C., BICKNELL B. R. et DONIGIAN A. S., 1983.** Preliminary application of HSPF to the Iowa River Basin to model water quality and the effects of agricultural best management practices. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. 98 p.

167. **JACOBSEN I., CHRISTERNON M., JONSSON P. et OVERGAARD G., 1992.** Objet-Oriented Software Engineering : A Use Case Driven Approach. Addison-Wesley, Wokingham. 524 p.

168. **JAMIESON C. A. et CLAUSEN J. C., 1988.** Test of the CREAMS model on agricultural fields Vermont. *Water Resources Bulletin*, Vol 24, n°6. pp 1219-1226.

169. **JAMIESON D. G. et FEDRA K., 1996a.** The « Waterware » decision-support system for river-basin planning. 1. Conceptual design. *Journal of Hydrology*, n°177. pp 163-175.

170. **JAMIESON D. G. et FEDRA K., 1996b.** The « WaterWare » decision-support system for river-basin planning. 3. Example applications. *Journal of Hydrology*, Vol 177, 3-4. pp 199-211.

171. **JETON A. E. et LARUE-SMITH J., 1993.** Development of watershed models for two Sierra Nevada basins using a geographic information system. *Water resources bulletin*, Vol 29, n°6. pp 923-932.

172. **KACAROGLU F., 1999.** Review of groundwater pollution and protection in karst areas. *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol 113, n°1-4. pp 337-356.

173. **KALININ G. P. et MILYUKOV P. I., 1957.** O Raschete Neustanovivshegosya Dvizheniya Vody V Otkrytykh Ruslakh [On the Computation of Unsteady Flow in Open Channels]. *Meteorologiya i Gidrologiya Zhuzurnal*, Vol 10. pp 10-18.

174. **KAUARK LEITE L. A., 1990.** Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole, Thèse, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 342 p.

175. **KEMP K. K., 1993.** Spatial databases : sources and issues. Environmental modeling with GIS. pp 363-371.

176. **KING K. W., ARNOLD J. G., et BINGNER R. L., 1999.** Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin creek watershed using SWAT. *Transactions of ther ASEA*, Vol 42, n°4. pp 919-925.

177. **KITE G. W. et KOUWEN N., 1992.** Water modeling using land classifications. *Water Resource Research*, Vol 28, n°12. pp 3193-3200.

178. **KLEMES V., 1983.** Conceptualization and scale in hydrology. *Journal of Hydrology*, Vol 65, n°1-3. pp 139-158.

179. **KLEMES V., 1986.** Dilettantism in hydrology : transition or destiny ? *Water Resource Research*, Vol 22, n°9. pp 177-188.

180. **KNISEL W. G., 1980.** CREAMS : a field-scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems. Conservation Research Report n°26, U. S. Department of Agriculture, Washington D. C. 643 p.

181. **KOSITSAKULCHAI E., 2001.** Modélisation de la dynamique de l'hydrosytème du bassin du Mae Klong (Thailande), Thèse, Université Montpellier II, Sciences de la Terre et de l'Eau, Montpellier. 280 p.

182. **KRYSANOVA V., MULLER WOHLFEIL D. I. et BECKER A., 1996.** Mesoscale Integrated Modelling of Hydrology and Water Quality with GIS Interface. *Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, Nouveau Mexique, USA, 21-25 janvier. National Center for Geographic Information and Analysis. pp 1-9.

183. **KRYSONAVA V., MEINER A., ROOSAARE J. et VASILYEV A., 1989.** Simulation modelling of the coastal waters pollution from agricultural watershed. *Ecological Modelling*, n°49. pp 7-29.

184. **LANGLOIS A. et PHIPPS M., 1997.** Automates cellulaires : application à la simulation urbaine. Editions Hermès, Paris. 197 p.

185. **LAURENT F., 1996.** Outils de modélisation spatiale pour la gestion intégrée des ressources en eau : Application aux Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux, Thèse, Ecole Nationale Supérieure des Mines, Paris. 357 p.

186. **LAURINI R. et MILLERET RAPPORT F., 1993.** Les bases de données en géomatique. Hermes. 340 p.

187. **LAURINI R. et THOMPSON D., 1992.** Fundamentals of spatial information systems. The APIC series, Academic Press Inc, London, UK.

188. **LE MOIGNE J. L., 1977.** La théorie du système général. Presses UNiversitaires de France, Paris. 258 p.

189. **LENZI M. A. et DI LUZIO M., 1997.** Surface runoff, soil erosion and water quality modelling in the Alpone watershed using AGNPS integrated with a Geographic Information System. *European Journal of Agronomy*, Vol 6, 1-2. pp 1-14.

190.**LEONARD R. A., KNISEL W. G. et STILL D. A., 1987.** GLEAMS : Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Transactions of the ASAE*, Vol 30, n°5. pp 1403-1418.

191.**LEONE A., PRETI F. et RIPA M. N., 2000.** Lake trophic state and agro-forestry land use : the case of lake Vico (centre de l'Italie). *First world water Congress of the International Water Association*, Paris, 3-7 juillet. Book 5 : Water Resources and Waste Management. pp 32-39.

192.**LESOUEF A., SIBONY J. et ROGALLA F., 1990.** Elimination de l'azote et du phosphore : état de l'art et perspectives d'avenir. *La mer et les rejets urbains*, Ile de Bendor, 13-15 juin 1990. IFREMER. pp 53-72.

193.**LETTENMAIER D. P. et WOOD E. F., 1992.** Chapter 26 : Hydrologic Forecasting. Handbook of Hydrology, Editor in Chief MAIDMENT, D. R., McGRAW-HILL, INC. pp 26.1-26.30.

194.**LEVIANDIER T., 1993.** Scale considerations in propagation of flows through a network of reservoirs. *EGS*. pp 22.

195.**LEVIANDIER T., LOUMAGNE C., NEDELEC Y., BARTOLI F. et GOMENDY V., 1995.** Diversité des approches du changement d'échelle en hydrologie. *Séminaire inter-chercheurs. Les modèles au Cemagref : formulation validation pertinence*, Gif-sur-Yvette, 12-13 octobre 1995. pp 111-118.

196.**LIDEN R., VASILYEV A., STALNACKE P., LOIGU E. et WITTGREN H. B. U., 1999.** Nitrogen source apportionment--a comparison between a dynamic and a statistical model. *Ecological Modelling*, Vol 114, 2-3. pp 235-250.

197.**LLAMAS J., 1993.** Hydrologie générale : Principes et Applications. Gaetan morin éditeur. 527 p.

198.**LUNN R. J., ADAMS R., MACKAY R. et DUNN S. M., 1996.** Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology*, Vol 174, 3-4. pp 285-304.

199.**MA Z. C., 1991.** Modélisation du transfert des nitrates : du bassin de recherche au grand bassin, Thèse, Université Louis Pasteur, Strasbourg. 183 p.

200.**MA Z. C., LEVIANDIER T. et FERRY M., 1990.** Fitting a conceptual hydrologic model accounting for nitrate loss in an agricultural representative basin. *Proceedings of the Conference on Hydrological research basins and the environment*, Wagenigen, pp 319-327.

201.**MAGILLO P. et DE FLORIANI L., 2000.** A library for multiresolution modeling of field data in GIS. *International Workshop on Emerging Technologies for Geo-Based Applications*, Ascona, Switzerland, May 22-25. Database Laboratory. pp 133-152.

202.**MAIDMENT D. R., 1993a.** GIS and hydrologic modeling. Environmental modeling with GIS, Oxford University Press, Oxford. pp 147-167.

203.**MAIDMENT D. R., 1993b.** Developping a spatially distributed unit hydrograph by using GIS. *HydroGIS'93 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management*, Vienne, Autriche, avril 1993. n°211. IAHS Publication. pp 181-192.

204.**MAILHOT A., ROUSSEAU A. N., MASSICOTTE S., DUPONT J. et VILLENEUVE J. P., 1997.** A watershed-based system for the integrated management of surface water quality : The GIBSI system. *Water Science & Technology*, Vol 36, n°5. pp 381-387.

205.**MAILLET L., 1995.** Directive Nitrate : éléments du diagnostic de la zone vulnérable de l'étang de l'Or. Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Montpellier. 42 p.

206.**MAISON P., 2000.** Un modèle hydrologique de suivi de la pollution diffuse en bassin versant : Approche mécaniste simplifiée de la zone non saturée, Thèse, Institut National Polytechnique de Toulouse. 303 p.

207.**MAKHLOUF Z., 1994.** Compléments sur le modèle pluie-débit GR4J et essai d'estimation de ses paramètres, Thèse, Université Paris XI, Paris. 227 p.

208.**MANGUERRA H. B. et ENGEL B. A., 1998.** Hydrologic parameterization of watersheds for runoff prediction using SWAT. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol 34, n°5. pp 1149-1162.

209.**MANTILLA MORALES G., 1995.** Modélisation des transferts de nitrates, confrontation des concepts, des données et des informations : application au bassin de la Charente, Thèse, Doctorat Sciences et techniques de l'environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées de Paris, Paris. 179 p.

210.**MARANDA Y. et SASSEVILLE J. L., 1999.** Efficacité de l'assainissement des eaux usées sur le bassin de la rivière Chaudière. *Revue des Sciences de l'Eau*, Vol 12, n°3. pp 485-507.

211.**MAUREL P., 1991.** Agricultural land use mapping in Mediterranean area. *IGARSS'91 Remote Sensing : global monitoring for earth management*, II. pp 355-358.

212.**McCARTY G. T., 1939.** The unit hydrograph and flood routing. U.S. Corps Eng. Off., Providence, R. I.

213.**MEIN R. G., et BROWN B. M., 1978.** Sensitivity of optimized parameters in watershed models. *Water Resources Research*, Vol 14, n°2. pp 299-303.

214.**METCALF E.** et University of Florida and Water Resources Engineers, 1971. Storm water management model, volume I - final report. Water Pollution Control Research Series 11024 DOC 07/71, Environmental Protection Agency, Washington D.C.

215.**MEYBECK M., 1985.** Variabilité dans le temps de la composition des rivières et de leurs transports en solution et en suspension. *Revue Française des sciences de l'Eau*, n°4. pp 93-121.

216.**MEYBECK M., BOULOUBASSI I., HUANG WEI WEN, HUBERT P., PASCO A., RAGU A. et TOMA A., 1992.** Etablissement des flux polluants. Rapport interagences, Laboratoire de Géologie appliquée, Naturalia Biologia. 500 p.

217.**MICHEL C., 1983.** Que peut-on faire en hydrologie avec un modèle conceptuel à un seul paramètre ? *La Houille Blanche*, 1. pp 39-44.

218.**MILLER J. A., 1965.** Living systems. *Behavioral science*, Vol 10, n°3-4. pp 103-411.

219.**MOLENAAR M., 1998.** The fuzzy Spatial Extent of Objets Identified with Remote Sensing and Photo-Interpretation. Data Quality in Geographic Information : From Error to Uncertainty, Editions Hermès, Paris. pp 127-134.

220.**MOLNAR D. K. et JULIEN P. Y., 2000.** Grid-size effects on surface runoff modeling. *Journal of Hydrologic Engineering*, Vol 5, n°1. pp 8-16.

221.**MOORE I. D., TURNER A. K., WILSON J. P., JENSON S. K. et BAND L. E., 1993.** GIS and land-surface-subsurface process modelling. Environmental modelling with GIS, Oxford University Press, Oxford. pp 197-230.

222.**MORRIS K., HILL D. et MOORE A., 2000.** Mapping the environment through three-dimensional space and time. *Computers, Environment and Urban Systems*, Vol 24, n°5. pp 435-450.

223.**MOSTAGHIMI S., PARK S. W., COOKE R. A., et WANG S. Y., 1997.** Assessment of management alternatives on a small agricultural watershed. *Water Research*, Vol 31, 8. pp 1867-1878.

224.**NAPOLITANO P. et FABBRI G., 1996.** Single-parameter sensitivity analysis for aquifer vulnerability assessment using DRASTIC and SINTACS. *HydroGIS'96 : Application of Geographic Information Systems in hydrology and water resources management*, Vienne, Autriche, avril 1996. n°235. IAHS Publication. pp 559-566.

225.**NASCIMENTO N. O., 1995.** Appréciation à l'aide d'un modèle empirique des effets d'action anthropiques sur la relation pluie-débit à l'échelle du bassin versant, Thèse, CERGRENE/ENPC, Paris. 550 p.

226.**NASH J. E., et SUTCLIFFE J. V., 1970.** River flow forecasting through conceptual models, part I : a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, Vol 10, n°3. pp 282-290.

227.**NDIRITU J. G. et DANIELL T. M., 2001.** An improved genetic algorithm for rainfall-runoff model calibration and function optimization. *Mathematical and Computer Modelling*, Vol 33, n°6-7. pp 695-706.

228.**NELDER J. A. et MEAD R., 1964.** A simple method for function minimization. *Computer journal*, Vol 7. pp 308-313.

229.**NINHAM S., 1993.** Water quality assessement of the Kuils river. Report of the western Cape Regional Services Council, Cape Town.

230.**OTV, 1994.** Dépolluer les eaux pluviales: contribution à l'élaboration d'une stratégie. Lavoisier TEC & DOC. 349 p.

231.**PANICONI C., KLEINFELDT S., DECKMYN J. et GIACOMELLI A., 1999.** Integrating GIS and data visualization tools for distributed hydrologic modeling. *Transactions in GIS*, Vol 3, n°2. pp 97-118.

232.**PANTEL J., 2000.** Etude et modélisation des couplages entre l'hydrodynamique et les mécanismes de transfert de pollutions azotées en milieu alluvial fortement hétérogène. Nappe de Vistrenque (Gard), Thèse, Université Montpellier II, Montpellier. 165 p.

233.**PARENT C., 2000.** A CASE tool for designing Spatio-Temporal Databases. *International Workshop on Emerging Technologies for Geo-Based Applications*, Ascona, Switzerland, May 22-25. Database Laboratory. pp 1-19.

234.**PARKIN G. et O'CONNELL P. E., 1999.** Integration of the SHETRAN catchment modelling system within a DSS framework. *2d Inter-Regional Conference on Environment-Water*, Lausanne, Switzerland, September 1-3 1999. pp 1-9.

235.**PARKIN G., O'DONNELL G., EWEN J., BATHURST J. C., O'CONNELL P. E. et LAVABRE J., 1996.** Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 2. Case study for a Mediterranean catchment. *Journal of Hydrology*, Vol 175, 1-4. pp 595-613.

236.**PEKAROVA P., KONICEK A. et MIKLANEK P., 1999.** Testing of AGNPS Model Application in Slovak Microbasins. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, Vol 24, 4. pp 303-305.

237.**PERRIN C., 2000.** Vers une amélioration d'un modèle global pluie-débit au travers d'une approche comparative, Thèse, INP Grenoble, Antony. 530 p.

238.**PICOT B. et CABANIS J. C., 1998.** Caractérisation des effluents viticoles : évolution des charges polluantes de deux caves viticoles du sud de la France sur deux cycles annuels. *2eme congrès international sur le traitement des effluents viticoles*, Bordeaux, 5-7 mai 1998. Cemagref. pp 321-326.

239.**PINHEIRO A., 1995.** Un outil d'aide à la gestion de la pollution agricole : le modèle POLA, Thèse, Institut National Polytechnique, Toulouse. 289 p.

240.**PLAGNES V. et BAKALOWICZ M., 2001.** The protection of karst water resources: The example of the Larzac karst plateau (south of France). *Environmental Geology*, Vol 40, n°3. pp 349-358.

241.**POPPER K., 1973.** La logique de la découverte scientifique. Payot.

242.**PRADO R. B. et DANIEL L. A., 2000.** Application of QUAL2E model and GIS to verify the contribution by nonpoint pollution sources in the degradation of the middle Pardo river - SP - Brazil. *4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EM4) : Problems,*

Prospects and Research Needs., Banff, Alberta, Canada, September 2 - 8, 2000. disponible sur http://www.Colorado.EDU /research/cires/banff/upload/376/.

243. **PRAT M., 1982.** Simulation numérique de transport de produits réactifs dans les sols, cas de l'azote dans les relations bassin-versant rivière. Thèse de Docteur-Ingénieur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse. 184 p.

244. **PRELAZ DROUX R., 1995.** Système d'information et gestion du territoire : approche systématique et procédure de réalisation. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne. 156 p.

245. **PUECH C., 1996.** Du m² au bassin versant : la difficulté du passage d'échelle. *10 èmes journées hydrologiques "interactions surface continentale atmosphère" ORSTOM*, Montpellier, 13-14 septembre 1994. pp 487-505.

246. **PUECH C., 2000.** Utilisation de la télédection et des modèles numériques de terrain pour le connaissance du fonctionnement des hydrosystèmes, Habilitation à diriger des recherches, Mécanique des milieux, Géophysique et Environnement, INPG Grenoble. 83 p.

247. **PUECH C., VINE P. et WEESAKUL U., 1995.** Hydrologie et télédétection : utilisation d'un découpage géographique selon la végétation pour expliquer les écoulements annuels de petits bassins versants méditerranéens. *5èmes journées scientifiques du Réseau Télédétection de l'AUPELF-UREF Télédétection des ressources en eau*, Tunis, 21-24 septembre 1993. pp 53-62.

248. **PURICELLI A., UBEDA T., LAURINI R. et SERVIGNE S., 1997.** Spatial Database Inconsistency Checking and correcting. Data quality in Geographic Information, Editions Hermès, Paris. pp 111-119.

249. **QUARTERONI A., SACCO R. et SALERI F., 2000.** Méthodes numériques pour le calcul scientifique. Springer-Verlag, France. 444 p.

250. **RAHMAN M. et SALBE I., 1995.** Modelling impacts of diffuse and point source nutrients on the water quality of South Creek catchment. *Environment International*, Vol 21, 5. pp 597-603.

251. **RAO M. N., WAITS D. A. et NEILSEN M. L., 2000.** A GIS-based modeling approach for implementation of sustainable farm management practices. *Environmental Modelling and Software*, Vol 15, 8. pp 745-753.

252. **RAST W. et LEE G. F., 1983.** Nutrient loading estimates for lakes. *Journal of Environmental Engineering*, n°109. pp 502-517.

253. **REICHERT P., BORCHARDT D., HENZE M., RAUCH W., SHANANAN P., SOMLYODY L. et VANROLLEGHEM P., 2001.** River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. *Water Science and Technology*, Vol 43, n°5. pp 11-30.

254. **REJESKI D., 1993.** GIS and risk : a three culture problem. Environmental modeling with GIS. pp 318-362.

255. **RISSONS M., 1995.** Incidence de la complexité du milieu physique et des lois de comportement sur la réponse hydrologique d'un bassin versant. Modèle de représentation et de dynamique. Application au bassin de la Peyne, Thèse, Université des Sciences et Techniques, Montpellier II. 364 p.

256. **ROCHE M., 1963.** Hydrologie de surface. Office de Recherche Scientifique et Technique d'Outre-Mer, Paris, Gautier-Villars. 430 p.

257. **ROCHE P. A., 1988.** Les modèles. Gestion des eaux : Automatisation, Informatisation et Télégestion, Tome III, F. Valiron (Ed). pp 138-166.

258. **RODE M. et FREDE H. G., 1999.** Testing AGNPS for Soil Erosion and Water Quality Modelling in Agricultural Catchments in Hesse (Germany). *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, Vol 24, 4. pp 297-301.

259. **ROSENBROCK H. H., 1960.** An automatic method for finding the greatest or least value of a function. *Computer journal*, Vol 3. pp 175.

260. **ROSS B. B., CONTRACTOR D. et SHANHOLTZ V. O., 1979.** A finite element model of overland and channel flow for assessing the hydrologic impact of landuse change. *Journal of Hydrology*, Vol 41. pp 1-30.

261. **ROUZET C., 1992.** Répertoire des études pédologiques réalisées dans le Languedoc-Roussillon. Inventaire Gestion Conservation des Sols, INRA Science du Sol, ENSAM, Montpellier. 86 p.

262. **RYDING S. O. et RAST W., 1992.** Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Sciences de l'environnement 9. MASSON. 294 p.

263. **SAGOT O., 1999.** Conception et réalisation d'une couche d'informations géoréférencées sur l'occupation du sol des zones humides et de leurs bassins versants du littoral de la région Languedoc-Roussillon. Université Louis Pasteur, Strasbourg. 62 p.

264. **SALTELLI A. 2000.** What is sensitivity analysis ? Mathematical and statistical methods for sensitivity analysis, SALTELLI A., CHAN K. and SCOTT M., Probability and Statistics Series, J Wiley & Sons. pp 1-22.

265. **SAULNIER G. M., 1996.** Information pédologique spatialisée et traitements topographiques améliorés dans la modélisation hydrologique par TOPMODEL, thèse, Mécanique des milieux, Géophysiques et Environnement, INPG, Grenoble. 275 p.

266. **SCHLULTZE R. E., 1989.** ACRU Background, Concepts and Theory. Report of Water Resource Commission n°154/1/89, Departement of Agricultural Engineering, University of Natal.

267. **SEBILLOTTE M. et MEYNARD J. M., 1990.** Systèmes de culture, système d'élevage et pollutions azotées. *Nitrates-Agriculture-Eau*, Paris-La Défense, 7-8 novembre 1990. INRA Publication. pp 289-312.

268. **SHANNON C. E. et WEAVER W., 1949.** The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.

269. **SHESKIN D. J., 2000.** Handbook of parametric and nonparametric statistical procedures, Chapman & Hall/CRC. 982 p.

270. **SHIRMOHAMMADI A., YOON K. S., RAWLS W. J. et SMITH O. H., 1997.** Evaluation of curve number procedures to predict runoff in GLEAMS. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol 33, n°5. pp 1069-1076.

271. **SILBURN D. M. et CONNOLLY R. D., 1995.** Distributed parameter hydrology model (ANSWERS) applied to a range of catchment scales using rainfall simulator data I: Infiltration modelling and parameter measurement. *Journal of Hydrology*, Vol 172, 1-4. pp 87-104.

272. **SINGER M. P., ARNOLD F. D., COLE R. H., ARNOLD J. G. et WILLIAMS J. R., 1988.** Use of SWRRB computer model for the National Pollutant Discharge Inventory. Symposium on Coastal Water Resources, W. L. LYLE and T.J. HOBAN (eds.). pp 119-131.

273. **SINGH V. P., 1988.** Hydrologic Systems, volume I : Rainfall-Runnoff Modeling. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 480 p.

274. **SINGH V. P., 1989.** Hydrologic Systems, volume II : Watershed Modeling. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 320 p.

275. **SINGH V. P., 1995.** Watershed Modeling. Computer Models of Watershed Hydrology, Water Resources Publications, Littleton, Colorado. pp 1-22.

276. **SINGH V. P., 1999.** The entropy theory as a tool for modelling and decision-making in environmental and water resources. *Water SA*, Vol 26, n°1. pp 1-11.

277. **SMITH R. E. et WILLIAMS R. J., 1980.** Simulation of the surface runoff hydrology. CREAMS : a field scale model for chemicals. Runoff, and erosion from agricultural management systems, W. G. KNISEL (eds.), Conservation Research Report n°26 USDA, Washington DC. pp 13-35.

278. **SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972.** National Engineering Handbook, section 4, Hydrology,. USDA, Washington DC.

279. **SOPHOCLEOUS M. et PERKINS S., 2000.** Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas. *Journal of Hydrology*, Vol 236, 3-4. pp 185-201.

280. **SOROOSHIAN S., 1991.** Parameter estimation, model identification and model validation : conceptual-type models. Recent advances in the Modeling of Hydrologic Systems, NATO ASI Series C, Vol. 345, Kluwer Academic Publication. pp 443-467.

281. **SPACCAPIETRA S., PARENT C. et VANGENOT C., 2000.** GIS Databases : From Multiscale to Multirepresentation. *International Workshop on Emerging Technologies for Geo-Based Applications*, Ascona, Switzerland, May 22-25. Database Laboratory. pp 119-132.

282. **SPEAR R. C. et HORNBERGER G. M., 1978.** Eutrophication in peel inlet - II Identification of critical uncertainties via generalised sensitivity analysis. *Water Resource Research*, Vol 14. pp 43-49.

283. **SRINIVASAN R. et ARNOLD J. G., 1993.** Basin scale water quality modelling using GIS. *Applications of Advanced Inform. Technologies for Management of Natural Resources*, Spokane, WA, USA., June 17-19.

284. **STREETER W. H. et PHELPS E. N., 1925.** A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. Public Health Bulletin 146, U.S. Public Health Service, Washington D.C.

285. **SVENDSEN H., HANSEN S. et JENSEN H. E., 1995.** Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the DAISY model. *Ecological Modelling*, Vol 81, 1-3. pp 197-212.

286. **TABATABAI M. A., 1983.** Atmospheric deposition of nutriments and pesticides. In SHALLER F. W. and BAILEY G.W. (Ed.) Agricultural management and water quality, Iowa State University Press, Ames, Iowa. pp 92-108.

287. **TANJI K. K., FRIED M. et VAN DE POL R. M., 1977.** A steady-state conceptual nitrogen model for estimating nitrogen emissions from cropped lands. *Journal Environmental Quality*, Vol 6, n°2. pp 155-162.

288. **THIERY D., 1982.** Utilisation d'un modèle global pour identifier sur un niveau piezométrique des influences multiples dues à dfiverses activités humaines. *IAHS Publication*, n°136. pp 71-77.

289. **THIERY D., 1983.** Description du modèle CREACHIM. BRGM, Note Technique n°83/15, Orléans. 53 p.

290. **THIERY D., 1990.** Modélisation des transferts de nitrate dans un bassin versant : validation du modèle Biche et analyse de sensibilité. BRGM. 77 p.

291. **THOM R., 1979.** Modélisation et Scientificite. *Actes du colloque "Elaboration et justification des Modèles : application en Biologie", Tome I*, Paris, Delattre, p. et M. Thellier (ed), Maloine Editeur. pp 21-29.

292. **TIM U. S., 1995.** Emerging issues in hydrologic and water quality modeling. *The International Symposium on Water Quality Modeling*, Orlando, Floride, Avril 1995. ASAE Publication. pp 358-373.

293. **TODINI E., 1996.** The ARNO rainfall-runoff model. *Journal of Hydrology*, n°175. pp 339-382.

294. **TOMLIN C. D., 1990.** Geographic Information Systems and Cartographic Modelling. Prentice Hall, Englewood Cliffs, USA. 249 p.

295. **TUBBS L. J. et HAITH D. A., 1981.** Simulation model for agricultural non-point-source pollution. *Journal WPCF*, Vol 53, n°9. pp 142561433.

296. **TUMAS R., 2000.** Evaluation and prediction of nonpoint pollution in Lithuania. *Ecological Engineering*, Vol 14, 4. pp 443-451.

297. **TURPIN N., VERNIER F. et JONCOUR F., 1997.** Transfert de nutriments des sols vers les eaux - influence des pratiques agricoles. *Ingénieries*, n°11. pp 3-16.

298. **VAN GRIENSVEN A. et BAUWENS W., 2001.** Multi-objective calibration in integrated river basin modelling. *26th General Assembly of the European Geophysical Society*, Geophysical Research Abstract, Water Resources Research & Management, Nice, 25-30 mars. Vol 3. 1 p.

299. **VAN HERPE Y., TROCH P. A., CALLEWIER L. et QUINN P. F., 1998.** Application of a conceptual catchment scale nitrate transport model on two rural river basins. *Environmental Pollution*, Vol 102, 1. pp 569-577.

300. **VANROLLEGHEM P., BORCHARDT D., HENZE M., RAUCH W., REICHERT P., SHANAHAN P. et SOMLYODY L., 2000.** River water quality model n°1 : III. Biochemical submodel selection. *First world water Congress of the International Water Association*, Paris, 3-7 juillet. Book 5 : Water Resources and Waste Management. pp 223-230.

301. **VENTANA SYSTEMS, 1997.** Vensim : Ventana Simulation Environnement. User's Guide, version 1.62. Ventana Systems, Inc, Harvard, Massachusetts. 217 p.

302. **VEREGIN H., 1995.** Developping and testing of an error propagation model for GIS overlay operations. *International Journal of Geographical Information System*, Vol 9, n°6. pp 595-619.

303. **VESCOVI L., ROUSSEAU A. N., MAILHOT A. et VILLENEUVE J. P., 1999.** Modélisation hydro-bio-chimique du bassin versant de la rivière Saint-Charles. 2 : qualité de l'eau. *Water Quality Research Journal of Canada*, Vol 34, n°2. pp 335-360.

304. **VIEUX B. E., 1991.** Geographic information systems and non-point source water quality and quantity modelling. *Hydrological Processes*, Vol 5. pp 101-113.

305. **VIEUX B. E., 1993.** Nonpoint-pollution model sensitivity to grid-cell size. *Journal of water resources planning and management*, Vol 119, n°2. pp 141-157.

306. **VIEUX B. E., BRALTS V. F., SEGERLIND L. J. et WALLACE R. B., 1990.** Finite element watershed modeling : one-dimensional element. *Journal of water resources planning and management*, Vol 116, n°6. pp 803-819.

307. **VILLENEUVE J.P., HUBERT P., MAILHOT A. et ROUSSEAU A., 1998.** La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. *Revue des sciences de l'eau*, n°special (1998). pp 19-39.

308. **VOGES E. et BERMAN S., 2000.** An objet Architecture for Spatiotemporal Systems. *International Workshop on Emerging Technologies for Geo-Based Applications*, Ascona, Switzerland, May 22-25. Database Laboratory. pp 215-232.

309. **VOLLENWEIDER R. A., 1968.** Scientific fundamentals of stream and lake eutrophisation, with particular reference to nitrogen and phosphorus. OCDE Tech. Rep. DAF/DST/88, Paris.

310. **WALLING D. E. et WEBB B. W., 1985.** Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers : some cautionary comments. *Marine Pollution Bulletin*, Vol 16, n°12. pp 488-492.

311. **WERNICK B. G., COOK K. E. et SCHREIER H., 1998.** Land use and streamwater nitrate-n dynamics in an urban-rural fringe watershed. *Journal of the American Water Ressources Association*, Vol 34, n°3. pp 639-650.

312. **WHITEHEAD P. et HORNBERGER G., 1984.** Modelling algal behaviour in the river Thames. *Water research*, Vol 18. pp 945-953.

313. **WIENER N., 1948.** Cybernetics. Hermann, Paris.

314. **WILLIAMS J. R. et HAAN R. W., 1978.** Optimal operation of large agricultural watersheds with water quality constraints. Texas Water Resources Institute, Technical Report n°96, Texas A&M University. 152 p.

315. **WILLIAMS J. R., DYKE P. T. et JONES C. A., 1982.** EPIC : a model for assessing the effects of erosion on soil productivity. *Ecological Modeling*, Colorado State University, May. pp 24-28.

316. **WOOD E. F., SIVAPALAN M. et BEVEN K., 1988.** Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modeling. *Journal of Hydrology*, Vol 102, n°1/4. pp 29-47.

317. **WOOLHISER D. A., SMITH R. E. et GOODRICH D. C., 1990.** KINEROS, A kinematic runoff and erosion model: Documentation and User Manual. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS-77. 130 p.

318. **XU P., 2002.** Modélisation technico-économique de la gestion des ressources en eaux intégrant la réutilisation des eaux usées, Thèse, ENGREF, Montpellier. 150 p.

319. **YOUNG R. A., ONSTAD C. A., BOSCH D. D. et ANDERSON W. P., 1986.** Agricultural Nonpoint Source Pollution Model : A watershed analysis tool. Agricultural Research Service, U.S. Departement of Agricultural, Moris, Minnesota.

320. **ZAGHLOUL N. A. et ABU KIEFA M. A., 2001.** Neural network solution of inverse parameters used in the sensitivity-calibration analyses of the SWMM model simulations. *Advances in Engineering Software*, Vol 32, 7. pp 587-595.

321. **ZAK S. K., et BEVEN K., 1999.** Equifinality, sensitivity and predictive uncertainty in the estimation of critical loads. *The Science of The Total Environment*, Vol 236, n°1-3. pp 191-214.

322. **ZERMANI A., 1998.** Apport des SIG à la reconnaissance à moyenne échelle des facteurs d'écoulements et de transfert des nitrates, Thèse, ENGREF, Paris. 366 p.

323. **ZHANG X. et LINDSTROM G., 1997.** Development of an automatic calibration scheme for the HBV hydrological model. *Hydrological Processes*, Vol 11, n°12. pp 1671-1682.

324. **ZUG M., BELLEFLEUR D., PHAN L. et SCRIVENER O., 1998.** Sediment transport model in sewer networks - a new utilisation of the Velikanov model. *Water Science and Technology*, Vol 37, n°1. pp 187-196.

Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction ***1***

Partie A : Etude bibliographique ***3***

A1. Définition des concepts de bassin versant, de système et de modèle ***7***
A1-1. Le bassin versant : un cadre physique ***7***
A1-2. Approche systémique du fonctionnement du bassin versant ***8***
A1-3. Du système au modèle ***10***
A1-4. Conclusion ***11***

A2. Le cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant ***15***
A2-1. Le cycle de l'azote ***15***
A2-2. Variables d'entrée du cycle de l'azote ***17***
A2-21. Apports anthropiques 17
A2-22. Apports naturels 17
A2-3. Variables de forçage ***18***
A2-4. Processus associés au cycle de l'azote ***18***
A2-41. Processus de transformation de l'azote 18
A2-42. Processus de transport de l'azote 19
A2-5. Variables d'état ***20***
A2-6. Variables de sortie ***21***
A2-7. Conclusion ***21***

A3. Les modèles de flux d'azote à l'échelle du bassin versant ***25***
A3-1. Introduction ***25***
A3-2 Représentation de l'espace ***27***
A3-21. Les modèles globaux (lumped models) 27
A3-22. Les modèles physiques spatialisés (Physically-based distributed models) 30
A3-23. Les modèles conceptuels spatialisés (semidistributed conceptual models) 33
A3-3 Discrétisation temporelle ***37***
A3-31. Modèles événementiels 37
A3-32. Modèles continus 38

A3-4. Approche par objets d'étude ***39***
A3-41. Du modèle agronomique parcellaire aux modèles de petits bassins versants agricoles 40
A3-42. Modèle de dynamique de l'azote dans le réseau hydrographique 42
A3-43. Modèles de gestion de la qualité de l'eau 43
A3-5. Conclusion ***45***

A4. Premières pistes pour le choix du modèle ***49***

Partie B : Matériels et méthodes ***51***

B1. Données disponibles sur la zone d'étude ***55***
B1-1. Caractéristiques physiques des bassins ***56***
B1-11. Topographie 56
B1-12. Contexte hydrogéologique 58
B1-13. Pédologie 59
B1-14. Occupation du sol 60
B1-2. Variable d'entrée « masses d'azote » ***62***
B1-21. Apports agricoles 63
B1-22. Apports industriels et domestiques 63
B1-3. Variables de forçage ***66***
B1-4. Variables de sortie ***67***
B1-5. Conclusion ***68***

B2. Présentation des quatre bassins versants modélisés ***71***
B2-1. Caractéristiques physiques et anthropiques des bassins d'étude ***72***
B2-2 Dynamique des flux d'azote sur les bassins d'étude ***77***
B2-21. Comportement général des bassins 77
B2-22. Analyse des évènements échantillonnés 80
B2-3. Conclusion ***86***

B3. Développement du modèle d'exportation d'azote POL ***89***
B3-1. Pourquoi un modèle de flux ? ***89***
B3-2. Hypothèses du modèle POL ***91***
B3-3. Formalisme mathématique ***95***
B3-31. Fonction de production 95
B3-32. Fonction de transport 97
B3-4. Environnement de développement ***99***
B3-5. Fonctionnement du modèle POL ***100***
B3-6. Conclusion ***101***

Partie C : Application du modèle POL ***105***

C1. Etude de sensibilité du modèle POL en mode événementiel ***109***
C1-1. Application du modèle POL sur un bassin élémentaire ***109***
C1-11. Découpage de l'espace du bassin élémentaire 109
C1-12. Fonction de forçage pluviométrique 110
C1-13. Etat initial des sous-bassins de production 111
C1-14. Valeur du seuil de déclenchement de la crise 112
C1-15. Pas de calcul de modèle 112
C1-16. Conclusion 112
C1-2. Variables de calage du modèle et fonction objectif ***113***
C1-21. Caractéristiques de l'épisode test 115
C1-22. Résultats du calage du modèle élémentaire avec l'épisode test 116
C1-23. Conclusion 117
C1-3 Revue rapide des tests de sensibilité ***118***
C1-31. Stratégies locales et globales 118
C1-32. Exploration systématique et aléatoire 119
C1-4. Choix de la méthode d'exploration de domaine des paramètres ***120***
C1-41. Définition des conditions d'application 120
C1-42. Réponses du modèle lors d'une exploration systématique du domaine des paramètres 124
C1-43. Réponses du modèle lors d'une exploration aléatoire du domaine des paramètres 125
C1-44. Conclusion 127

C1-5. Etude de sensibilité du modèle événementiel ***128***

C1-51. Questions posées 128

C1-52. Cinq tests réalisés 128

C1-6. Conclusion ***156***

C2. Application du modèle POL sur les bassins d'étude ***161***

C2-1. Choix du réseau de référence ***161***

C2-2. Découpage spatial des 4 bassins d'étude ***161***

C2-3. Caractéristiques des biefs de rivières et sous-bassins associés ***167***

C2-4. Conclusion ***169***

C3. Confrontation du modèle POL aux données expérimentales ***173***

C3-1. Calage du modèle événementiel ***174***

C3-11. Prétraitements sur les données 174
C3-111. Calcul des masses et durées observées 174
C3-112. Choix des épisodes de crues 176
C3-113. Choix des constantes MIN et MAX 178

C3-12. Calage du modèle bassin par bassin 180
C3-121. Protocole 180
C3-122. Résultats 180
C3-123. Conclusion 181

C3-13. Calage du modèle crue par crue 182
C3-131. Protocole 182
C3-132. Résultats 185
C3-134. Prise en compte des incertitudes sur la masse et la durée lors du calage des paramètres 191
C3-135. Conclusion 199

C3-2. Application du modèle POL ***200***

C3-21. Recherche des relations de précaractérisation de T et N 200
C3-211. Précaractérisation du paramètre T 200
C3-212. Précaractérisation du stock d'azote N 205
C3-213. Conclusion 211

C3-22. Application du modèle POL sur une succession d'épisodes de pluie 212
C3-221 Comparaison du flux simulé par rapport au suivi régulier 212
C3-222 Transposition du modèle POL au bassin du Dardaillon 215
C3-221. Premières estimations des masses exportées sur les bassins de Thau et de l'Or à l'aide du modèle POL 217
C3-224. Conclusion 222

C3-3 Conclusion ***223***

Conclusion générale ***225***

Bibliographie ***233***

Table des matières ***255***

Table des sigles et glossaire ***269***

Annexes 277

Annexe 1 : Caractéristiques des modèles de flux d'azote 281

Annexe 2 : Extraction des unités fonctionnelles du modèle 347
2A : Concepts liés aux Systèmes d'information Géographique et intérêt du couplage « SIG - Modèle hydrologique/qualité de l'eau » 349
2B : Méthode d'extraction automatique des unités fonctionnelles (biefs de rivières et sous-bassin versants associés) à partir d'un MNT 363
2C : Méthode de correction du MNT pour améliorer la qualité des réseaux hydrographiques extraits 377

Annexe 3 : Apports d'azote anthropiques sur les bassins 383
3A : Evaluation des apports d'azote d'origine agricole 385
3B : Evaluation des rejets ponctuels domestiques et industriels 399
3C : Caractéristiques du SIRS (Système d'Information à Référence Spatiale) développé 411

Annexe 4 : Caractéristiques des 20 crues échantillonnées 413

Liste des figures

Partie A : Etude bibliographique

Figure A1-1 : Limites d'un bassin versant d'après ROCHE (1963) 7
Figure A1-2 : Illustration du caractère très atténuant du système bassin versant (cas de la crue du Salaison - 52 km^2 - du 5 septembre 1999)..... 9
Figure A1-3 : Composants du cycle de l'azote à l'échelle du bassin versant 15
Figure A2-4 : Devenir de l'azote sur le bassin versant 16
Figure A3-5 : Structures du modèle hydrologique GR5 et du modèle Nitrate dérivé d'après MA, (1991)..... 28
Figure A3-6 : Prise en compte de l'occupation du sol pour le calcul des apports d'azote dans le modèle Nitrate (MA, 1991)..... 29
Figure A3-7 : Modèle SHETRAN (EWEN et al., 2000) et module d'azote associé NITS (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a) 31
Figure A3-8 : Mise en œuvre des deux concepts de segmentation du bassin 34
Figure A3-9 : Structure du modèle HSPF d'après KAUARK LEITE, (1990) 41
Figure A1-10 : Champ d'application des modèles de flux d'azote (cf. annexe 1)..... 45

Partie B : Matériels et méthodes

Figure B1-1 : Localisation et topographie des deux sites d'étude 57
Figure B1-2 : Contexte hydrogéologique des deux sites d'étude..... 59
Figure B1-3 : Occupation du sol du bassin versant de l'étang de l'Or et de Thau 61
Figure B1-4 : Pratiques agricoles sur le bassin de l'Or (DAURIAC, 2000)..... 63
Figure B2-5 : Localisation des caves coopératives et des rejets de stations d'épuration sur le bassin de l'Or et de Thau..... 64
Figure B1-6 : Localisation des pluviomètres et pluviographes..... 66
Figure B2-7 : Localisation des quatre bassins d'étude..... 71
Figure B2-8 : Caractéristiques morphologiques des bassins..... 72
Figure B2-9 : Caractéristiques hydrographiques des bassins..... 73
Figure B2-10 : Caractéristiques hydrogéologiques des bassins 74
Figure B2-11 : Occupation du sol 75
Figure B2-12 : Localisation des caves coopératives et des rejets de stations d'épuration..... 76
Figure B2-13 : Chronique pluie-débit et suivi régulier et événementiel..... 78
Figure B2-14 : Flux des différentes formes de l'azote et concentration en azote total..... 79
Figure B2-15 : Phénomène d'hystérésis « négatif » pour la crue du Salaison d'avril 2000 84
Figure B2-16 : Phénomène d'hystérésis « négatif » pour la crue du Salaison de mars 1999 .. 84
Figure B3-17 : schématisation de l'azote sur le bassin 91
Figure B3-18 : Découpage spatial en sous-bassin versant et bief de rivière..... 93
Figure B3-19 : Composantes du flux à l'exutoire selon la pluie..... 94

Figure B3-20 : Production du flux d'azote sur un sous-bassin 95
Figure B3-21 : Valeur de k déterminée par la fonction rampe..... 96
Figure B3-22 : Réservoir Forçage pluviométrique 97
Figure B3-23 : Application de la fonction de transport sur un bief 99
Figure B3-24 : Formalisme mathématique du modèle POL 103

Partie C : Application du modèle

Figure C1-1 : Représentation fonctionnelle du bassin en sous-bassins et biefs associés..... 110
Figure C1-2 : Forçage pluviométrique 110
Figure C1-3 : Répartition du stock global déterminé lors du calage..... 111
Figure C1-4 : Episode test 115
Figure C1-5 : Comparaison des deux types de variables de calage 115
Figure C1-6 : Dynamique des flux observés et simulés avec la variable de calage flux d'azote 116
Figure C1-7 : Dynamique des flux observés et simulés avec les variables de calage masse et durée 116
Figure C1-8 : Exemple de résultat d'une étude globale de sensibilité d'une variable (cas d'un modèle à deux paramètres) 119
Figure C1-9 : Protocole de l'analyse graphique du domaine des réponses du modèle..... 123
Figure C1-10 : Etendue du domaine "masse-durée" selon le pas d'analyse..... 124
Figure C1-11 : Localisation des couples « masse-durée » obtenus pour les 65 536 jeux de paramètres et un échantillon de 32 individus. 125
Figure C1-12 : Qualité d'exploration du domaine des réponses du modèle 126
Figure C1-13 : Localisation des 4 000 couples par rapport aux limites obtenues par analyse systématique 127
Figure C1-14 : Localisation des valeurs des paramètres F et T pour chaque couple « masse-durée » 130
Figure C1-15 : Impact du paramètre T sur la dynamique des flux 131
Figure C1-16 : Localisation des 5 couples tests 132
Figure C1-17 : Dispersion des valeurs des paramètres T et F fournissant une réponse de qualité (critère > 0.99) pour les 5 couples tests considérés 132
Figure C1-18 : Masse et durée pour une pluie horaire de 30 mm en fonction de MIN et de MAX 133
Figure C1-19 : Masse et durée pour une pluie horaire de 15 mm en fonction de MIN et de MAX 134
Figure C1-20 : Masse et durée pour une pluie horaire de 7.5 mm en fonction de MIN et de MAX 134
Figure C1-21 : Limites du domaine des couples « masse-durée » obtenues pour différentes valeurs du stock d'azote N 136
Figure C1-22 : Différences relatives sur les masses et durées avec $F = T = 1\ h^{-1}$ 137
Figure C1-23 : Différences relatives sur les masses et durées avec $F = T = 0.5\ h^{-1}$ 137
Figure C1-24 : Différences relatives sur les masses et durées avec $F = T = 0.1\ h^{-1}$ 137
Figure C1-25 : Contribution du réseau en fonction de la répartition du stock d'azote 138

Figure C1-26 : Dispersion des valeurs du paramètre F selon que le stock d'azote N est fixé (1 kg/ha) ou calé (N [0 , 30] kg/ha)..... 139
Figure C1-27 : Dispersion des valeurs du paramètre T selon que le stock d'azote N est fixé (1 kg/ha) ou calé (N [0 , 30] kg/ha)..... 139
Figure C1-28 : Illustration de l'effet de compensation entre le paramètre F et le stock d'azote 140
Figure C1-29 : Extension du domaine des réponses du modèle en fonction de la hauteur de pluie 142
Figure C1-30 : Extension du domaine des réponses du modèle en fonction de la durée de l'épisode de pluie (hauteur de pluie = 20 mm)..... 143
Figure C1-31 : Extension du domaine des réponses du modèle en fonction de la pluie (lame précipitée = 30 mm) 144
Figure C1-32 : Classement des épisodes de pluie en fonction de l'extension du domaine des variables « masse-durée » 144
Figure C1-33 : Découpage testé 145
Figure C1-34 : Découpage testé 146
Figure C1-35 : Comparaison des relations "sous-bassins - bief" 146
Figure C1-36 : Différence relative des masses selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs..... 147
Figure C1-37 : Différence relative des durées selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs..... 147
Figure C1-38 : Comparaison des masses obtenues selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs..... 148
Figure C1-39 : Comparaison des durées obtenues selon la surface des sous-bassins et la longueur des biefs..... 148
Figure C1-40 : Différence relative des masses selon le nombre de sous-bassins et de biefs 150
Figure C1-41 : Différence relative des durées selon le nombre de sous-bassins et de biefs 150
Figure C1-42 : Comparaison des masses obtenues selon le nombre de sous-bassins et de biefs 151
Figure C1-43 : Comparaison des durées obtenues selon le nombre de sous-bassins et de biefs 151
Figure C1-44 : Différence relative des masses selon le mode de relation "bief - sous-bassin" 153
Figure C1-45 : Différence relative des durées selon le mode de relation "bief - sous-bassin" 153
Figure C1-46 : Comparaison des masses obtenues selon le mode de relation "bief - sous-bassin" 154
Figure C1-47 : Comparaison des durées obtenues selon le mode de relation "bief - sous-bassin" 154
Figure C2-1 : Comparaison du réseau de l'IGN et extrait du MNT 162
Figure C2-2 : Amélioration de la géométrie du réseau extrait après modification du MNT 163
Figure C2-3 : Découpage de l'espace sur les bassins du Salaison et de la Vène 164
Figure C2-4 : Découpage de l'espace sur le bassin du Pallas 165
Figure C2-5 : Découpage de l'espace sur le bassin du Dardaillon..... 166

Figure C3-6: Comparaison de l'influence du mode de calcul de la masse exportée 175
Figure C3-7: Localisation des variables de sortie observées pour l'épisode S199909 par rapport aux 4 000 réponses du modèle 177
Figure C3-8 : Caractéristiques des 15 crues retenues pour la phase de calage en terme de masse et durée 178
Figure C3-9 : Valeur de k déterminée en fonction de *For* par la fonction rampe 178
Figure C3-10 : Etapes du protocole de calage de la méthode GLUEP 183
Figure C3-11 : Distribution des valeurs de F pour les 15 crues 185
Figure C3-12 : Détail de la distribution des valeurs de F pour les 15 crues 186
Figure C3-13 : Distribution des valeurs de T pour les 15 crues 186
Figure C3-14 : Distribution des valeurs de N pour les 15 crues 187
Figure C3-15 : Compensation entre F et le stock d'azote (N) 187
Figure C3-16 : Détail de la compensation F et N (pour F entre 0 et 0.2 h^{-1}) 188
Figure C3-17 : Dispersion des valeurs de T pour les 15 crues (F = 0.04) 189
Figure C3-18 : Dispersion des valeurs de N (stock d'azote) (F = 0.04) 190
Figure C3-19 : Hydrogramme de la crue de novembre 1999 sur le Salaison 192
Figure C3-20 : Hydrogramme en échelle logarithmique de la crue de novembre 1999 sur le Salaison 193
Figure C3-21 : Estimation de la masse d'azote en fonction de la durée utilisée (crue de novembre 1999 sur le Salaison) 193
Figure C3-22 : Protocole d'analyse de l'effet de la prise en compte des incertitudes lors du calage des paramètres 194
Figure C3-23 : Comparaison des distributions des valeurs du paramètre F obtenues pour les trois configurations 195
Figure C3-24 : Comparaison des distributions des valeurs du paramètre T obtenues pour les trois configurations 196
Figure C3-25 : Comparaison des distributions des valeurs de la condition initiale N pour les trois configurations 197
Figure C3-26 : Qualité de simulation de la masse 203
Figure C3-27 : Qualité de simulation de la durée 203
Figure C3-28 : Exemple du calcul du descripteur Dp 205
Figure C3-29 : Exemple de calcul du descripteur Dp au début d'un épisode de pluie 206
Figure C3-30 : Localisation des couples N médian - Dp et droite de régression obtenues sur les 3 bassins 208
Figure C3-31 : Localisation des valeurs de N* 208
Figure C3-32 : Simulation des durées pour les 15 crues 209
Figure C3-33 : Simulation de la masse pour les 15 crues 209
Figure C3-34 : Comparaison du flux d'azote simulé sur le Pallas (année 1994-1995) avec le flux observé 212
Figure C3-35 : Comparaison du flux d'azote simulé sur la Vène (année 1998-1999) avec le flux observé 213
Figure C3-36 : Comparaison du flux d'azote simulé sur le Salaison (année 1998-1999) avec le flux observé 214
Figure C3-37 : Comparaison du flux d'azote simulé sur le Dardaillon (année 1998-1999) avec le flux observé 215
Figure C3-38 : Comparaison du flux d'azote horaire simulé sur le Dardaillon (crue du 10/01/99) avec le flux observé 216

Figure C3-39 : Comparaison du flux d'azote horaire simulé sur le Dardaillon (crue du 04/05/99) avec le flux observé 216
Figure C3-40 : Sous-bassins sur lesquels est appliqué le modèle POL 218
Figure C3-41 : Répartition des apports d'azote à l'étang de Thau..... 220
Figure C3-42 : Répartition des apports d'azote à l'étang de l'Or 220
Figure C3-43 : Pourcentage des différents types d'apports sur le bassin de Thau et de l'Or pour les années 1998- 1999 et 1999-2000 221

Liste des tableaux

Partie A : Etude bibliographique

Partie B : Matériels et méthodes

Tableau B1-1 : Protocole d'acquisition des apports anthropiques d'azote sur le bassin 62
Tableau B1-2 : Protocoles d'échantillonnage 67
Tableau B2-3 : Caractéristiques hydrologiques des 20 crues échantillonnées……..81
Tableau B2-4 : Variation de la concentration en azote selon les crues et flux associé sur le Pallas..... 83
Tableau B2-5 : Comparaison des flux journalier en crue, hautes et basses eaux..... 86
Tableau B3-6 : Exemples de modèles de qualité issus d'un modèle hydrologique 90
Tableau B3-7 : Différents types de pas de temps manipulés dans le modèle 101

Partie C : Application du modèle

Tableau C1-1 : Conditions d'application du modèle élémentaire..... 112
Tableau C1-2 : Caractéristiques de l'épisode de crue 115
Tableau C1-3 : Pas d'analyse et nombre de simulations associé..... 121
Tableau C1-4 : Conditions d'application 123
Tableau C1-5 : Conditions du test de sensibilité aux paramètres F et T 129
Tableau C1-6 : Caractéristiques des 5 couples tests 129
Tableau C1-7 : Valeurs des paramètres pour les couples "masse-durée" en limite de domaine 130
Tableau C1-8 : Conditions du test de sensibilité des constantes MIN et MAX..... 133
Tableau C1-9 : Conditions du test de sensibilité sur l'importance du stock d'azote 135
Tableau C1-10 : Conditions du test de sensibilité sur la répartition du stock d'azote 135
Tableau C1-11 : Conditions du test de sensibilité sur l'ajustement des paramètres du modèle 135
Tableau C1-12 : Conditions du test de sensibilité sur la variable de forçage 141
Tableau C1-13 : Conditions du test de sensibilité sur le découpage spatial du modèle..... 145
Tableau C1-14 : Caractéristiques des objets hydrologiques manipulés..... 145
Tableau C1-15 : Caractéristiques des objets hydrologiques manipulés..... 146
Tableau C1-16 : Caractéristiques des objets hydrologiques manipulés 146
Tableau C2-1: Estimation des charges sortant des stations d'épuration 167
Tableau C2-2 : Pourcentage des cultures sur la surface totale agricole 168
Tableau C2-3 : Apport spécifique maximal en azote..... 169

Tableau C3-13 : Caractéristiques des distributions des paramètres pour les trois configurations 198
Tableau C3-14 : Descripteurs de l'état initial et de l'épisode de pluie 200
Tableau C3-15: Valeurs des descripteurs pour les 15 épisodes de crue 201
Tableau C3-16 : Valeur du coefficient de détermination entre les descripteurs 201
Tableau C3-17: Corrélations entre chaque descripteur et la valeur médiane de T 202
Tableau C3-18: Valeurs de T* après régression et vérification (T<=1) 202
Tableau C3-19 : Résultats après précaractérisation de T (F = 0.04 h^{-1}, T* et N médian) 204
Tableau C3-20 : Calcul des valeurs de Dp pour les 15 crues 206
Tableau C3-21 : Corrélations entre les descripteurs 207
Tableau C3-22 : Corrélations entre les descripteurs et la valeur de N médian 207
Tableau C3-23 : Coefficients de régression entre la valeur médiane de N pour chaque crue et le descripteur composite Dp 207
Tableau C3-24 : Résultats après précaractérisation de N (F = 0.04, T* et N*) 210
Tableau C3-25 : Prise en compte des incertitudes sur les données observées 210
Tableau C3-26 : Caractéristiques des stations ayant un rejet direct dans la lagune et estimation annuelles des masses d'azote rejetées (Source SATESE et Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse) 217
Tableau C3-27 : Charges sortantes des stations d'épurations ayant comme point de rejet un cours d'eau de l'étang de l'Or ou de Thau 219

Table des sigles et abréviations

–

Glossaire

Table des sigles et abréviations

AML : Arc Macro Langage

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CA : Chambre d'Agriculture

CG34 : Conseil Départemental de l'Hérault

CHRU : Chemical Response Unit

DBO_5 : Demande Biologique en Oxygène à 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DDAF : Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt

DIREN : DIrection Régionale de l'Environnement

Eh : Equivalent-habitant

EID : Entente Interdépartementale pour la Démoustication

ETP : EvapoTransPiration

FO : Fonction Objectif

GLUE : Generalised Likehood Uncertainty Estimation

HRU : Hydrologic Response Unit

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER

IGN : Institut Géographique National

INRA : Institut National de Recherche Agronomique

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

MES : Matière En Suspension

MNT : Modèle Numérique de Terrain

NDVI : Normalized Difference Vegetation Index

NH_4^+ : azote sous forme ammonium

NO_2^- : azote sous forme nitrites

NO_3^- : azote sous forme nitrates

NOD : azote organique dissout

NOP : azote organique particulaire

Norg : azote organique

NTK : azote kjeldahl

OPA : Organismes Professionnels Agricoles

PRA : Petite Région Agricole

Pt : phosphore total

REA : Representative Element Area

RGA : Recensement Général Agricole

SATESE : Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Epuration

SIE : Système d'Information pour Environnement

SIG : Système d'Information Géographique

SIRS : Système d'Information à Référence Spatiale

SIT : Système d'Information Territorial

TIN : Triangulated Irregular Network

UGB : Unité Gros Bovin

UMR 3S : Unité Mixte de Recherche « Structure et Systèmes Spatiaux »

Glossaire

Aérobie : se dit de micro-organismes qui ne peuvent se développer qu'en présence d'air ou d'oxygène libre.

Anaérobie : se dit de micro-organismes qui se développent normalement dans un milieu dépourvu d'air ou d'oxygène.

Arc : une ligne complexe composée d'un ensemble de point.

Base de données : ensemble de données organisé en vue de son utilisation dans divers programmes correspondant à diverses applications, et de façon à faciliter l'évolution indépendante des données et des programmes.

Base de données de Système d'Information Géographique : ensemble structuré de données graphiques et non graphiques permettant de décrire un plan d'information, de définir des relations spatiales et des caractéristiques d'un site donné.

Bassin versant (ou bassin hydrographique) : surface drainée par un cours d'eau, en amont d'un point définissant son exutoire.

Bief : portion de rivière entre deux singularités (confluences, sources, ouvrages, …)

Carte d'occupation du sol : carte thématique de la couverture physique de la surface terrestre mettant en évidence la nature des objets : forêts, cultures, zone urbaine, surfaces en eau, etc.

Cartographie : opération qui consiste à transcrire sous forme d'une carte numérique une information de nature géographique. La cartographie numérique permet donc de représenter sous forme de données numériques, la répartition spatiale d'un phénomène ou d'une variable ou d'attacher une information à un lieu donné.

CHRU (Chemical Response Unit) : portion du bassin qui présente une homogénéité en terme de production de flux de polluant (concept qui découle des HRU).

Classification : processus qui vise à assigner un attribut unique à un groupe d'éléments en fonction de leur propre attribut.

Couche d'information : version numérique d'une feuille cartographique décrivant un type d'éléments spatiaux (occupation du sol, réseau hydrographique).

Courbe de niveau : ligne artificielle qui relie des points de même altitude, par exemple pour mettre en évidence la topographie du terrain sur une carte topographique.

Crue : montée, nettement au-dessus des valeurs habituelles, du niveau d'un cours d'eau ou d'une retenue, attribuable aux précipitations ou à la fonte des neiges.

Débit : volume d'eau par unité de temps qui coule en un point donné de la rivière.

Digitalisation (ou numérisation) : encodage numérique d'éléments graphiques par saisie des coordonnées spatiales. Cette opération peut se faire de façon manuelle, à l'aide d'une table à digitaliser, ou de façon automatique, grâce à un scanner numérique.

Echelle : notion intimement liée à la résolution puisqu'il y a une limite physique au dessin d'un objet sur une carte, cette limite étant jugée en général à 0.5 mm (ce qui correspond par exemple à 12.5 m pour une carte au 1/25 000ième).

Ecosystème : ensemble d'un milieu naturel et des organismes qui y vivent. L'écosystème est l'unité fonctionnelle de base en écologie, puisqu'elle inclut à la fois les êtres vivants et le milieu dans lequel ils vivent, avec toutes les interactions entre le milieu et les organismes.

Elément topographique : objet ou élément concret, fixe et durable, existant à un moment donné à la surface du sol, éventuellement dans le sous-sol.

Equifinalité : existence de multiples jeux de paramètres acceptables pour une série de données expérimentales.

Equivalent-habitant : quantité de pollution engendrée quotidiennement par un habitant (en terme de matières en suspension, de matière organique, de matière azotée et de matière phosphorée).

Eutrophisation : phénomène correspondant à un enrichissement en sels nutritifs (azote et phosphore) des baies, lagunes, lacs et rivières dû aux rejets générés par les activités anthropiques.

Exactitude : relation entre une mesure et la réalité qu'elle se propose de représenter.

Exutoire : point à partir duquel on définit du bassin versant amont et par où s'écoule l'eau interceptée par le bassin correspondant.

Facteur : ensemble regroupant les variables d'entrée, les variables d'état et les caractéristiques physiques du bassin qui conditionne la variabilité spatio-temporelle des processus, leur importance et leurs interactions.

Flux : masse d'un élément par unité de temps qui transite en un point donné de la rivière.

Fonction de production : en hydrologie, passage de la pluie précipitée à la lame ruisselée qui génère la crue.

Fonction de transfert : opérateur hydrologique permettant le passage de la lame ruisselée au débit à l'exutoire.

Géomatique : ensemble de techniques de traitement informatique des données géographiques dont certaines peuvent provenir de la télédétection.

Géomorphologie : science qui a pour but d'expliquer les formes du relief, leurs genèses, leur évolution dans le temps et leurs relations dans l'espace.

HRU (Hydrologic Response Unit) : portion du bassin qui présente une homogénéité en terme de fonctionnement hydrologique.

Hydrogramme : courbe continue de variation du débit d'un cours d'eau (obtenue par exemple à l'aide d'un appareil hydrographique).

Hydrographie : partie de la topographie constituée par l'ensemble des eaux réparties à la surface de la terre, sous forme liquide ou solide, éventuellement dans le sous-sol, de façon permanente ou temporaire.

Hydrologie : discipline scientifique portant sur l'étude du cycle de l'eau : précipitations, écoulements ou infiltrations, évolution des réserves en eau et évaporation.

Image satellitale : image issue de données enregistrées par un capteur non photographique à bord d'un satellite.

Limnimètre : dans sa forme la plus simple, règle graduée plantée dans le lit du cours d'eau. Il existe aussi des limnimètres enregistreurs ou le niveau est indiqué périodiquement par l'intermédiaire d'un flotteur; si le mouvement en est constamment enregistré sur un graphique, c'est un limnigraphe.

MNT (Modèle Numérique de Terrain) : représentation numérique d'une surface géographique avec des cordonnées (x,y,z) qui peuvent être ordonnées de différentes façons selon la méthode de modélisation employée (raster, TIN, etc.).

Modèle : représentation simplifiée d'un système ou chaque processus est représenté par une relation mathématique.

Paramètre : grandeur mesurable (humidité, pente) ou grandeur abstraite (capacité d'un réservoir conceptuel).

Parcimonie : qualité d'un modèle liée au faible nombre de paramètres utilisés.

Pixel : contraction de "picture element", la plus petite unité d'une information contenue dans une représentation maillée de l'espace .

Pluviographe : pluviomètre qui enregistre automatiquement la hauteur des précipitations cumulées en fonction du temps.

Pluviomètre : instrument qui sert à mesurer la hauteur de pluie précipitée en un lieu et à un moment donné.

Pollutogramme : courbe continue de variation de la concentration d'un polluant chimique dans un cours d'eau.

Polygone : figure graphique élémentaire représentant une surface sur une carte.

Précision : sens premier de degré d'exactitude entre la mesure et la réalité qui est représentée ; par exemple, qualité de la mesure du positionnement géographique d'un point au sol (précision planimétrique) et de son altitude (précision altimétrique) ; dans un second sens, degré de détail dans le stockage ou la manipulation d'une information. A noter que l'on peut définir une valeur précisément mais de manière inexacte : par exemple, une valeur d'altitude donnée en cm pour une incertitude sur la valeur de quelques mètres.

Processus : changement dans le temps de matière, d'énergie ou d'informations.

Raster : format de données géographiques représentées sous forme de matrice de pixels.

Rasterisation : opération qui consiste à passer de la représentation vecteur d'une information à une représentation sous forme de matrice de pixels. Opération inverse de la vectorisation.

REA (Representative Element Area) : unité élémentaire du bassin dont la taille permet une variabilité intra-élément négligeable par rapport à la variabilité inter-élément en terme de caractéristiques physiques (occupation du sol, pédologie, …).

Relation : équation mathématique utilisée dans un modèle pour représenter un processus du système (relation de conservation de la masse , de la quantité de mouvement).

Réseau de drainage : chemin suivi par l'eau pour atteindre l'exutoire.

Réseau hydrographique : ensemble des canaux de drainage naturels où s'écoulent les eaux provenant du ruissellement ou restituées par les nappes souterraines soit sous forme de sources, soit par restitution continue le long du lit du cours d'eau [Roche 1963].

Résolution : plus petite distance entre deux éléments dans une image qui puissent être distingués ; équivalent à la taille du plus petit élément visible dans une image. Ce terme est utilisé par extension et de manière abusive pour un MNT, sans aucune garantie de pouvoir séparateur : on distingue la résolution planimétrique ou spatiale, relative à la position planimétrique des points, et la résolution altimétrique relative à l'unité de mesure de l'altitude des points.

RGA : recensement général agricole qui vise à déterminer les caractéristiques sociales et techniques de la profession agricole.

Satellite d'observation de la Terre (ou de télédétection) : type de satellite développé à des fins civiles ou militaires, munis d'un ou de plusieurs capteurs permettant de photographier la Terre ou de mesurer des paramètres physiques et biologiques de la planète.

SIG (Système d'Information Géographique) : ensemble d'outils pour collecter, stocker, récupérer, modifier et représenter des données spatiales de notre environnement au sens large.

SIRS (Système d'Information à référence spatiale) : système d'information qui intègre à la fois un SIG au sens d'outil mais aussi les moyens et les ressources humaines nécessaires à l'utilisation de la base d'information.

Surface drainée : surface du bassin située en amont d'un point du cours d'eau.

Système : structure organisée en plusieurs composants distincts mais interdépendants qui associe à toute cause un effet.

Talweg (ou thalweg): ligne qui relie les points les plus bas d'une vallée. Correspond donc au fond de vallée mais qui n'est pas nécessairement occupé par un cours d'eau.

Télédétection : ensemble de techniques utilisées pour déterminer des caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures effectuées à distance, sans contact matériel avec ceux-ci.

TIN : en anglais « Triangulated Irregular Network ». Système de représentation du terrain sous forme de facettes triangulaires reliant des points d'altitude connue.

Variable : grandeur mesurable du système qui évolue au cours du temps. On différencie les variables d'état qui caractérisent l'état du système (température du sol, teneur en oxygène dissous dans la rivière, …), les variables d'entrée qui comprennent à la fois les variables atmosphériques et les apports de matière (azote, pesticides, …), les variables de sortie qui caractérisent les sorties du système (de matière : eaux, nutriments, … ou d'énergie). Le terme de variable de forçage est préféré au terme de variable d'entrée pour les variables atmosphériques.

Vecteur : type de format où les données spatiales sont définies par des points, des lignes et des polygones.

Vectorisation : opération qui consiste à passer des données numériques du format raster au format vecteur (ensembles de points, lignes et polygones). L'opération inverse est nommée rasterisation.

Titre : Modélisation distribuée des flux d'azote sur des petits bassins versants méditerranéens

Résumé

Un modèle d'exportation d'azote a été développé pour fournir un outil opérationnel d'estimation des masses produite en contexte méditerranéen. Le modèle, dénommé POL, est de type conceptuel distribué. Il repose sur un découpage du bassin en unités de production (les sous-bassins versants) dont le flux est contrôlé par un paramètre F et en unités de transport (les biefs de rivières) qui véhiculent les flux produits sur les sous-bassins. La dynamique des flux d'azote dans les biefs est contrôlée par un paramètre T. Les 2 paramètres F et T du modèle POL sont définis globalement sur le bassin. Les flux générés sur les sous-bassins versants dépendent également du stock d'azote potentiellement mobilisable lors d'un épisode de pluie. On suppose que cette grandeur conceptuelle est liée à l'occupation du sol et aux pratiques culturales. Le modèle peut être utilisé en mode événementiel ou en mode continu.

La sensibilité des réponses du modèle événementiel aux valeurs des paramètres est tout d'abord analysée sur un bassin élémentaire. Le modèle POL est ensuite appliqué sur 4 bassins versants d'une cinquantaine de km² situés dans l'Hérault (France).

Les résultats obtenus après la phase de calage et de vérification montrent la capacité du modèle événementiel à reproduire les flux d'azote générés lors des épisodes de crue. Le modèle utilisé en continu fournit une estimation des exportations d'azote avec un degré d'incertitude acceptable pour un premier diagnostic des apports annuels des bassins.

Mots clés

Modèle conceptuel, Flux d'azote, Contexte méditerranéen, Analyse de sensibilité, Calage, Vérification, Outil opérationnel.

Title : Distributed modelling of nitrogen loads on small Mediterranean catchments

Abstract

The POL model was developed to determinate the nitrogen loads produced at the outlet of a catchment in Mediterranean climate. The model is based on a conceptual and distributed approach. The catchment is divided into subactchments and river reaches. This delineation allows the distinction between nitrogen production function on subcatchment surfaces and nitrogen transport along the river reaches. The two parameters of POL model are defined for the whole catchment. The nitrogen storage defined for each subcatchment is function of land use and agricultural inputs. The model can be used for event- based or continuous simulations.

First of all, a elementary catchment is considered to run a sensitivity analysis on the event-based model. Then, the event-based model is applied on four catchments (43 km² to 67 km²) located in South of France.

The results obtained after calibration and verification of the event-based model show good agreement with nitrogen loads monitored during flood events. For continuous simulations, the uncertainty degree of model results is acceptable for a first step of annual nitrogen load diagnosis.

Key-word

Conceptual model, Nitrogen loads, Mediterranean climate, Sensitivity analysis, Calibration, Verification, Operational tool

Spécialité : Sciences de l'eau

Ecole doctorale : Sciences de la Terre et de l'Eau

Intitulé et adresse du laboratoire : Unité Mixte de Recherche « Structures et Systèmes Spatiaux » Cemagref-ENGREF, 500, rue J. F. Breton 34093 Montpellier Cedex 5

ANNEXES

Plan des annexes

ANNEXE 1 : Caractéristiques des modèles de flux d'azote 281

ANNEXE 2 : Extraction des unités fonctionnelles du modèle 347

2A : Concepts liés aux Systèmes d'information Géographique et intérêt du couplage « SIG - Modèle hydrologique/qualité de l'eau » 349
2B : Méthode d'extraction automatique des unités fonctionnelles (biefs de rivières et sous-bassin versants associés) à partir d'un MNT 363
2C : Méthode de correction du MNT pour améliorer la qualité des réseaux hydrographiques extraits 377

ANNEXE 3 : Apports d'azote anthropiques sur les bassins 383

3A : Evaluation des apports d'azote d'origine agricole 385
3B : Evaluation des rejets ponctuels domestiques et industriels 399
3C : Caractéristiques du SIRS (Système d'Information à Référence Spatiale) développé 411

ANNEXE 4 : Caractéristiques des 20 crues échantillonnées 413

ANNEXE 1 : Caractéristiques des modèles de flux d'azote

Annexe 1 : Caractéristiques des modèles de flux d'azote

Liste des modèles :

Fiche modèle 1 : ACTMO 286
Fiche modèle 2 : AGNPS 288
Fiche modèle 3 : ANSWERS 290
Fiche modèle 4 : ARM 292
Fiche modèle 5 : BASINS 294
Fiche modèle 6 : Bassin Versant 296
Fiche modèle 7 : BICHE 298
Fiche modèle 8 : CNS 300
Fiche modèle 9 : CREAMS 302
Fiche modèle 10 : DAISY 304
Fiche modèle 11 : EPIC 306
Fiche modèle 12 : GIBSI 308
Fiche modèle 13 : HBV-N 310
Fiche modèle 14 : HSPF 312
Fiche modèle 15 : Modèle NITRATE (1) 314
Fiche modèle 16 : Modèle NITRATE (2) 316
Fiche modèle 17: MORELN 318
Fiche modèle 18 : POLA 320
Fiche modèle 19 : QUAL2E 322
Fiche modèle 20 : SENEQUE 324
Fiche modèle 21 : SHETRAN NELUP 326
Fiche modèle 22 : SHETRAN NITS 328
Fiche modèle 23 : SPNM 330
Fiche modèle 24 : SWAT 332
Fiche modèle 25 : SWIM 334
Fiche modèle 26 : SWMM 336
Fiche modèle 27 : SWRRB 338
Fiche modèle 28 : TNT-STICS 340
Fiche modèle 29 : TOPMODEL-SLIM 342
Fiche modèle 30 : WATERWARE 344

Cette annexe permet de décrire les 30 modèles de flux d'azote cités dans la partie bibliographique à l'aide de la grille d'analyse ci-dessous.

1. Nom du modèle de qualité :

2. Nom du modèle hydrologique utilisé :

3. Auteurs - Première publication :

4. Institut – Pays :

5. Objectifs :

6. Type :

7. Processus reproduits par le modèle :
Modèle hydrologique :.
Modèle de qualité :

8. Mise en œuvre :

9. Discrétisation spatiale :

10. Nombre de paramètres :

11. Exemples de sites d'application :

12. Discrétisation temporelle :

13. Echéance temporelle :

14. Données requises :

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :

17. Structure du modèle :

Fiche modèle 1 : ACTMO

1. Nom du modèle de qualité : ACTMO

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : USDAHL-74 :

3. Auteurs - Première publication : ACTMO : (FRERE et al., 1975)
USDAHL-74 : (HOLTAN et al, 1975)

4. Institut – Pays : U. S. department of Agriculture (USDA).

5. Objectifs : Outil d'étude de la pollution diffuse agricole pour la prévision de la concentration d'une substance chimique à l'exutoire d'un bassin versant et de la concentration de cette substance dans la zone saturée.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une modélisation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique USDAHL-74 : processus de ruissellement, infiltration, évapotranspiration, évaporation, écoulement subsuperficiel (et souterrain) et percolation.

Modèle de qualité ACTMO: processus d'adsorption-désorption, dégradation (cinétique de premier ordre), transport (lessivage, ruissellement, érosion) et processus chimiques du cycle de l'azote.

8. Mise en œuvre :
Calage et validation sur bassins américains (FRERE et al., 1975).

9. Discrétisation spatiale : Parcelles aux caractéristiques homogènes elles mêmes subdivisées en tubes, en compartiments et en couches.

10. Nombre de paramètres : 80 (USDAHL-74), 10 (ACTMO).

11. Exemples de sites d'application : 4 bassins américains (FRERE et al., 1975).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps horaire.

13. Echéance temporelle : chronique d'une à plusieurs années hydrologiques.

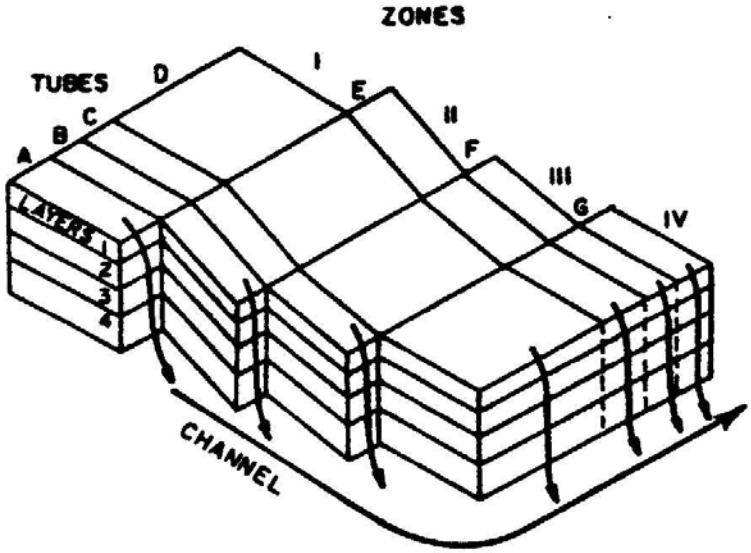
14. Données requises : pluie horaire, température moyenne hebdomadaire, évaporation hebdomadaire, occupation du sol, caractéristiques pédologiques et mode de fertilisation.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :
La discrétisation en zones homogènes de groupes de parcelles, elles mêmes subdivisées ne permet pas l'application de ce modèle à des bassins versants supérieurs au km². D'autre part,

l'écoulement en rivière n'est pas intégré au modèle. Ce modèle est peu utilisé en raison de ses nombreux paramètres et de la difficulté de disposer de données expérimentales à plusieurs profondeurs sur le bassin pour caler chaque couche du modèle.

17. Structure du modèle : (FRERE et al., 1975)



Le groupe de parcelles est donc subdivisé en zones (homogènes selon le type de culture et de sol) elles-mêmes segmentées en couches superposées et en tubes.

Fiche modèle 2 : AGNPS

1. Nom du modèle de qualité : AGNPS (Agricultural Nonpoint Source Pollution Model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number)
3. Auteurs - Première publication : AGNPS : (YOUNG et al., 1986)
SCSCN : (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972)

4. Institut – Pays : AGNPS : USDA Agriculture Research Service
SCSCN : Soil Conservation Service, USA.

5. Objectifs : simulation de la qualité des eaux superficielles (en terme d'azote et de phosphore) et comparaison des effets de changements des pratiques culturales.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une simulation continue ou événementielle.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SCSCN : la production est fonction de la valeur des curve numbers et de l'état initiale du bassin. La fonction de transfert est estimée pour chaque cellule par une formule empirique (SMITH et WILLIAMS, 1980).

Modèle de qualité : « nutrient submodel » (FRERE et al., 1980) : azote dissous (forme nitrates) et particulaire (forme organique) ; processus chimiques (minéralisation de l'azote organique, absorption des nitrates par les plantes, dénitrification) processus de transport (entraînement des nitrates par lessivage et ruissellement et entraînement de l'azote organique par érosion).

8. Mise en œuvre :
pas de calage des paramètres (les valeurs des 22 paramètres peuvent théoriquement être déduites des caractéristiques du bassin) (LENZI et DI LUZIO, 1997). Pour améliorer les performances du modèle (dans le cas où la qualité des données pose des questions en terme de détermination des paramètres) une phase de calage est réalisée par certains auteurs (MOSTAGHIMI et al., 1997), (CHAUBET et al., 1999).
Validation à l'échelle de l'événement de crue par le critère de Nash (LENZI et DI LUZIO, 1997, GRUNWALD et NORTON, 2000).

9. Discrétisation spatiale : maillage régulier en cellule « cells ».

10. Nombre de paramètres : 22 par maille

11. Exemples de sites d'application : Little Washita basin (610 km²) en Oklahoma (USA) : uniquement pour la partie hydrologique du modèle, 20 bassins américains (YOUNG et al., 1986), USA, (MOSTAGHIMI et al., 1997), bassin d'Alpone au nord de l'Italie (77.15km²) (LENZI et DI LUZIO, 1997), Own Run watershed (1153 ha) en Virginie, deux bassins Slovaques (0.12 et 0.086 km²) (PEKAROVA et al., 1999) deux bassins allemands (129 km² et 81 km²) (RODE et FREDE, 1999).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps horaire.

13. Echéance temporelle : toutes les applications citées sont réalisées à l'échelle de l'événement de crue.

14. Données requises : 22 caractéristiques par cellule: données morphologiques (pente moyenne , coefficient de Manning pour les cellules du réseau hydrographique, etc …), données agronomiques (facteur de demande chimique en oxygène, niveau de fertilisation, etc …).

15. Couplage avec un SIG : WODITEM (SIG raster) (LENZI et DI LUZIO, 1997), SPAN (RODE et FREDE, 1999).

16. Commentaire :

17. Structure du modèle :

Fiche modèle 3 : ANSWERS

1. Nom du modèle de qualité : ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : intégré dans le modèle

3. Auteurs - Première publication : ANSWERS : (BEASLEY et al., 1980)

4. Institut – Pays : ANSWERS : Agricultural Engineering Department of Purdue University, USA

5. Objectifs : simulation de la réponse hydrologique, des masses érodées et de la qualité de l'eau (azote et phosphore) des bassins versants ruraux.

6. Type : modèle conceptuel distribué de type événementiel.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : processus d'interception, d'infiltration, de ruissellement de surface, et de ruissellement hypodermique.

Modèle de qualité : équation empirique entre concentration en nitrates et volume écoulé.

8. Mise en œuvre :
Pas de calage des paramètres (déterminés directement en fonction des caractéristiques du bassin).
Analyse de sensibilité des paramètres (CONNOLLY et SILBURN, 1995).
Essai de validation des prédictions du module hydrologique uniquement (CONNOLLY et al., 1997a).

9. Discrétisation spatiale : vision maillée du bassin (taille de la maille de 1 à 4 ha).

10. Nombre de paramètres : 18 par maille.

11. Exemples de sites d'application : parcelles expérimentales (SILBURN et CONNOLLY, 1995), et bassin de Springvale (9.6 km²), Australie (CONNOLLY et al., 1997b), site français de la Côte St André, Grenoble : échelle ponctuelle (lysimètre), au champ et au bassin versant (320 km²) (BOURAOUI et al., 1997).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps de 5 minutes à l'heure.

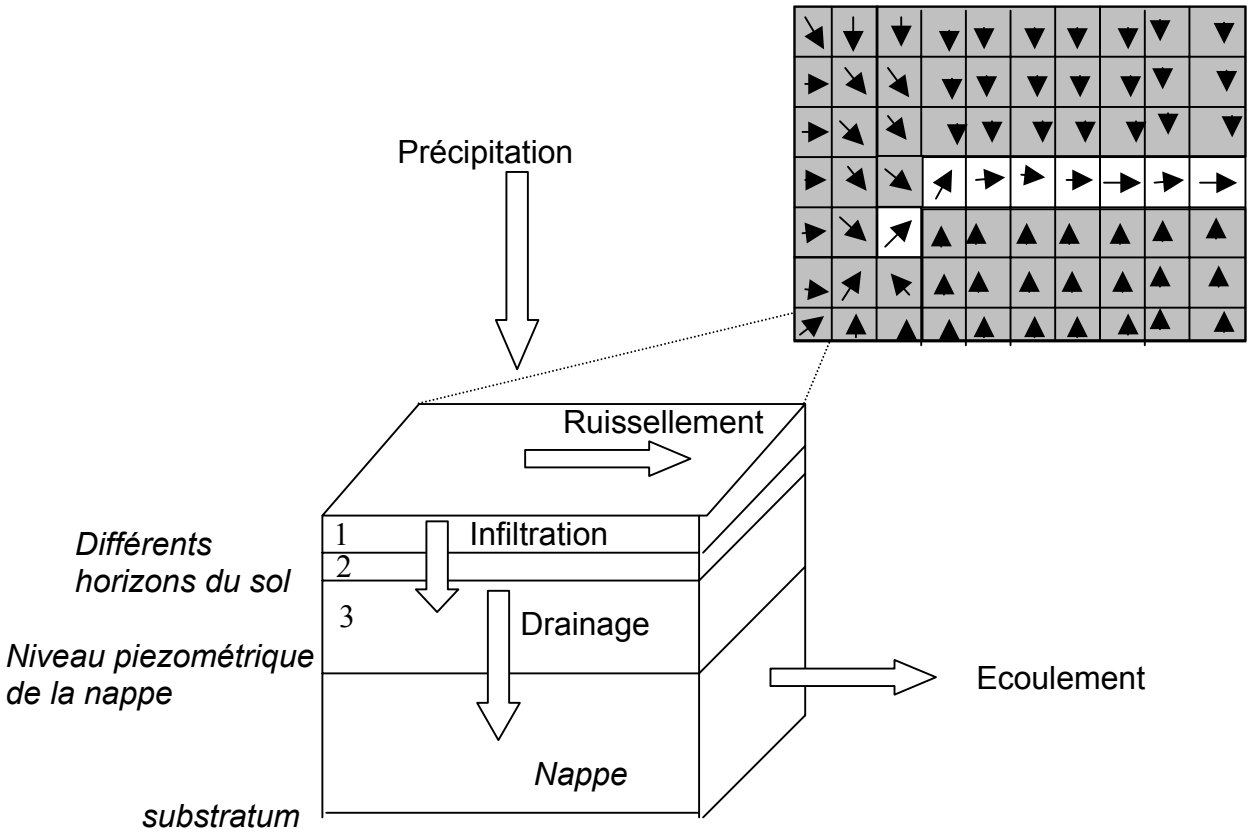
13. Echéance temporelle : échelle de l'événement de crue.

14. Données requises : chroniques des pluies et débits à l'exutoire, occupation du sol, type de sol, topographie, position des rivières.

15. Couplage avec un SIG : couplage avec un SIG pour l'extraction des paramètres du modèle à partir des couches « pédologie » et « occupation du sol » (DE ROO et al., 1989).

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (BOURAOUI et al., 1997)



Fiche modèle 4 : ARM

1. Nom du modèle de qualité : ARM (Agricultural Runoff Management model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SWM (Standford Watershed Model)

3. Auteurs - Première publication : ARM : (DONIGIAN et CRAWFORD, 1976)
SWM : (CRAWFORD et LINSLEY, 1966)

4. Institut – Pays : ARM : U. S. Environmental Protection Agency
SWM : Department of. Civil Engineering, Université de Standford

5. Objectifs : estimation du mouvement et de la dégradation des polluants dans les bassins versants n'excédant pas 5 km².

6. Type : modèle conceptuel global offrant une modélisation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SWM : fonction de production (évapotranspiration, infiltration, ruissellement de surface, hypodermique, écoulement souterrain) mais pas de fonction de transfert dans le réseau hydrographique.

Modèle de qualité ARM : processus chimiques (immobilisation, minéralisation, nitrification, dénitrification, absorption par les plantes) ces réactions sont reproduitses par des cinétiques de premier ordre.

8. Mise en œuvre :
les différents paramètres doivent être calés à l'aide de données expérimentales (débits et concentrations associées).

9. Discrétisation spatiale : le bassin est considéré comme une entité (5 thèmes d'occupation différents peuvent être différenciés dans les équations dont l'importance sur le modèle se fait au prorata des surfaces). Verticalement, le bassin est divisé en 4 zones : superficielle , supérieure, inférieure et souterraine.

10. Nombre de paramètres : 16 (SWM), 7 (ARM)).

11. Exemples de sites d'application : deux bassins versants expérimentaux américains (DONIGIAN et al, 1977)

12. Discrétisation temporelle : de 5 à 15 minutes.

13. Echéance temporelle : simulations de chroniques de plusieurs années hydrologiques.

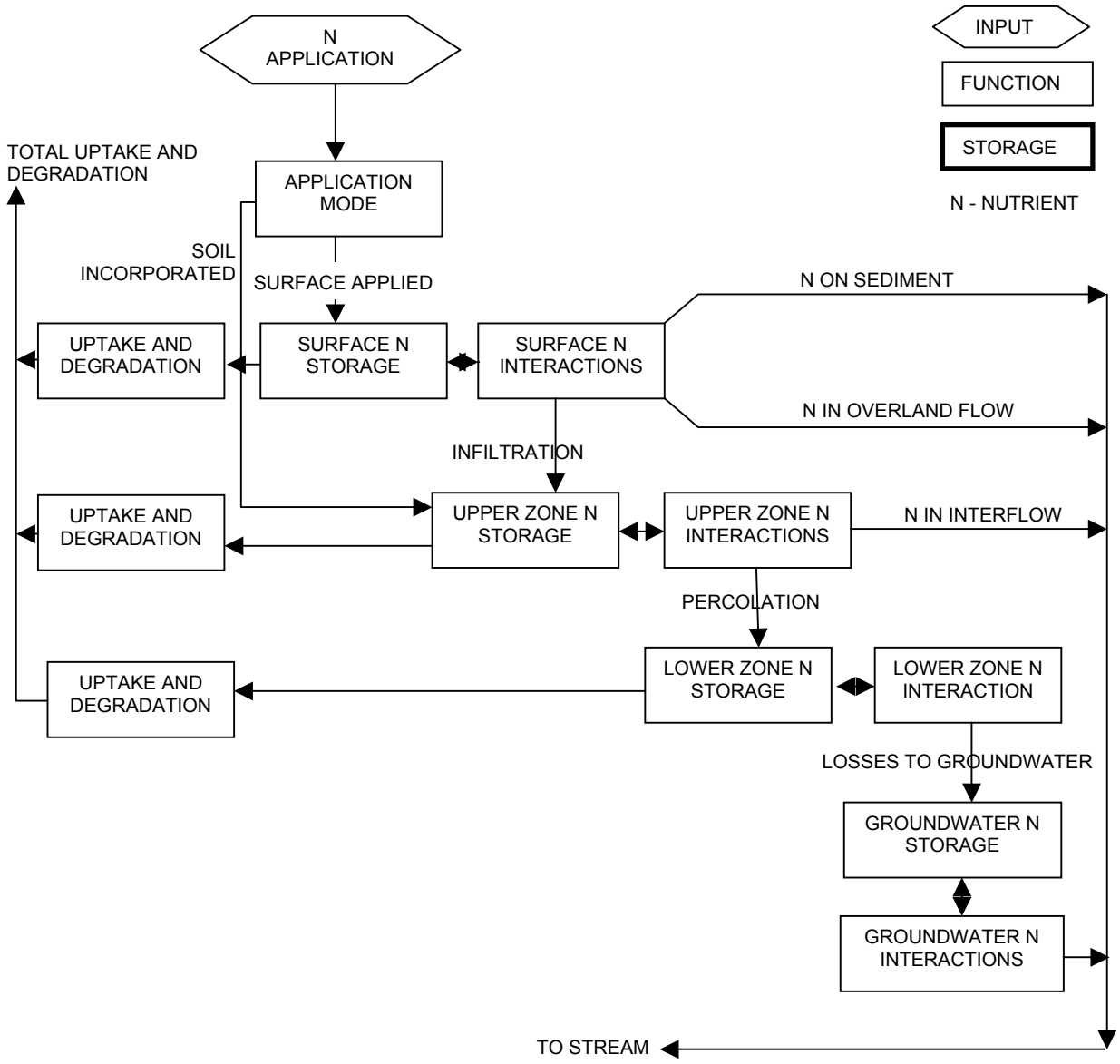
14. Données requises : pluie de 5 à 15minutes, ETP potentielle journalière, température de l'air journalière (maximale – minimale), vitesse du vent, radiation solaire, température

journalière au point de rosée et concentration d'azote dans le sol (calage des paramètres dans les équations chimiques).

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire : Les volumes d'eau produits sur le bassin sont acheminés directement à l'exutoire, de même que les masses d'azote associées. Selon ses concepteurs, l'absence de fonction de transfert réduit l'utilisation du modèle à des bassins n'excédant pas 5 km².
La plupart des algorithmes d'ARM ont été repris dans le modèle HSPF.

17. Structure du modèle : (KAUARK LEITE, 1990)



Fiche modèle 5 : BASINS

1. Nom du modèle de qualité : BASINS (Better Assessment Science Integrating point et Nonpoint Sources)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : HSPF ou SWAT

3. Auteurs - Première publication : BASINS : US EPA, 1996
HSPF : (DONIGIAN et al, 1984)
SWAT : (ARNOLD et al., 1994)
QUAL2E : (BROWN et BARNWELL, 1985)

4. Institut – Pays : US Environmental Protection Agency, USA

5. Objectifs : (1) faciliter l'étude des informations environnementales, (2) servir d'outil d'analyse des systèmes environnementaux, (3) tester l'impact de scénarii de gestion des bassins

6. Type : modèle encapsulé contenant des modèles conceptuels distribués offrant une simulation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique HSPF / SWAT: se reporter aux fiches correspondant aux modèles

Modèle de qualité HSPF / SWAT / QUAL2E : se reporter aux fiches correspondant aux modèles.

8. Mise en œuvre :

9. Discrétisation spatiale : fonction du modèle utilisé (segmentation en HRU pour le modèle SWAT, en tronçons de bief pour QUAL2E, en sous-bassins et biefs pour HSPF).

10. Nombre de paramètres : fonction des modèles de base utilisés

11. Exemples de sites d'application : bassin de Cottonwood Creek (2 428 km²), Idaho, USA.

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques.

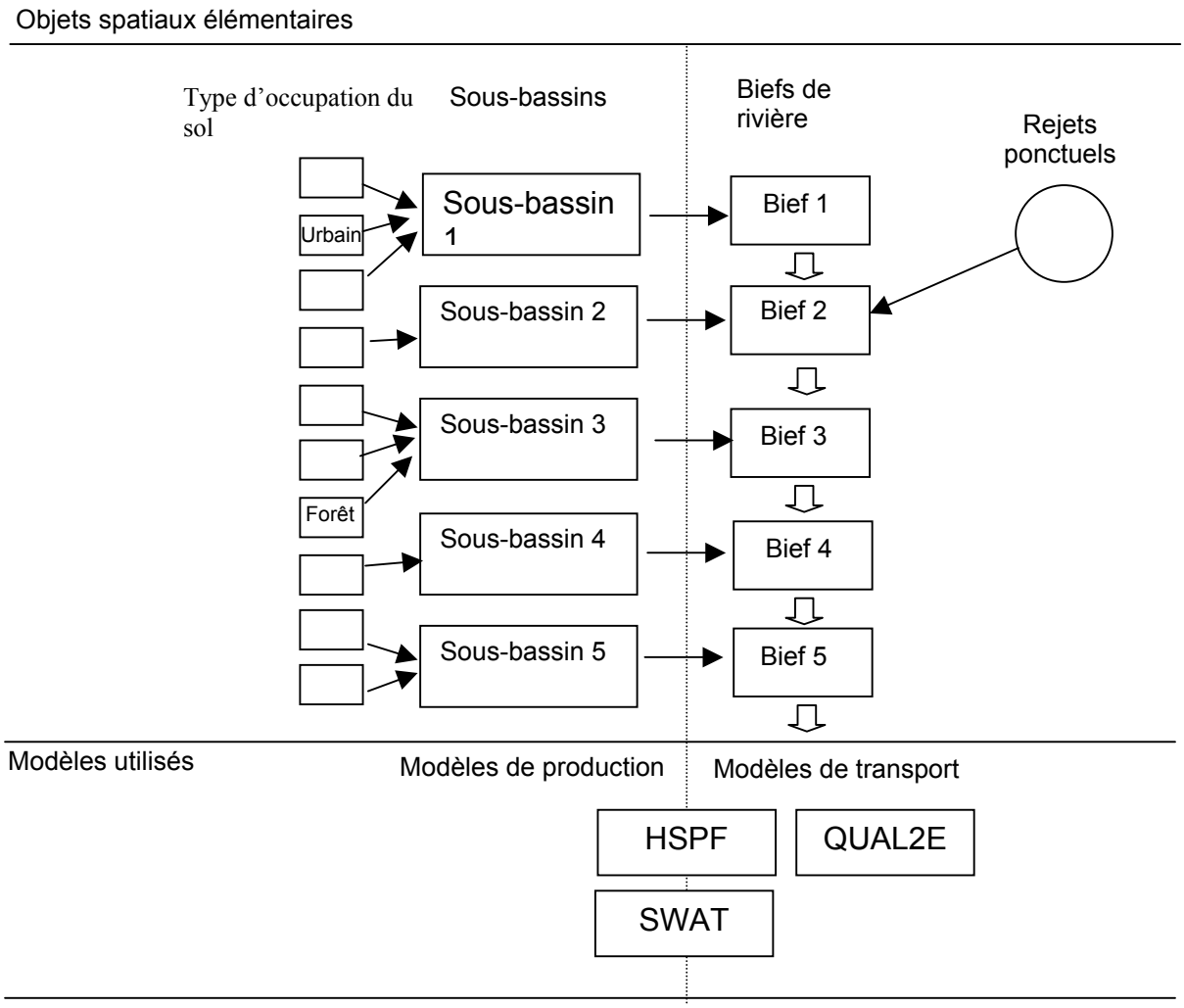
14. Données requises :
données spatiales (occupation du sol, zones urbanisées, habitat dispersé, pédologie, topographie via MNT, routes, limites de bassins, captages d'eau potable, barrages, limites administratives, limites d'écorégions) ;
suivi de l'environnement (relevés des stations de mesures de qualité de l'eau, des stations de jaugeage, des stations météorologiques, relevés piscicoles, données sur les masses de sédiment exportées) ;

données sur rejets ponctuels (norme de rejets, localisation des décharges, sites potentiellement toxiques, mines).

15. Couplage avec un SIG : le modèle est couplé avec Arcview (gestion des paramètres entrées et visualisation des résultats de simulations).

16. Commentaire :
Ce modèle est en constante évolution, la version décrite est la 3.0.

17. Structure du modèle :



Fiche modèle 6 : Bassin Versant

1. Nom du modèle de qualité : Bassin Versant

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : CREC (Centre de Recherche et d'Essai de Chatou)

3. Auteurs - Première publication : CREC : Centre de Recherche et d'Essai de Chatou d'EDF, 1969
Bassin Versant : (PRAT, 1982)

4. Institut – Pays : Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse

5. Objectifs : simulation du devenir de l'azote sur les versants et transport à l'exutoire, dans le cas d'un bassin comportant plusieurs types de cultures avec apports diffus prépondérants.

6. Type : modèle conceptuel global offrant une simulation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique CREC : ruissellement, écoulement subsuperficiel et écoulement souterrain.

Modèle de qualité Bassin versant : processus chimiques représentés par des cinétiques de premier ordre (nitrification, dénitrification, immobilisation et échange ionique de l'ammoniaque), processus de transport (azote considéré comme substances conservatrices avec concentration de l'eau de ruissellement égale à l'eau de pluie (crues d'été) et proportionnelle à la concentration de la zone saturée (crues d'hiver).

8. Mise en œuvre :

9. Discrétisation spatiale : une seule entité pour représenter le bassin avec 3 réservoirs verticaux

10. Nombre de paramètres : 10 (CREC), 2 (Bassin versant)

11. Exemples de sites d'application : bassin du Vermeil (7 km²) et bassin du Girou (520 km²) et uniquement pour le module hydrologie : bassin de Thau (358 km²) (GE, 1988).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

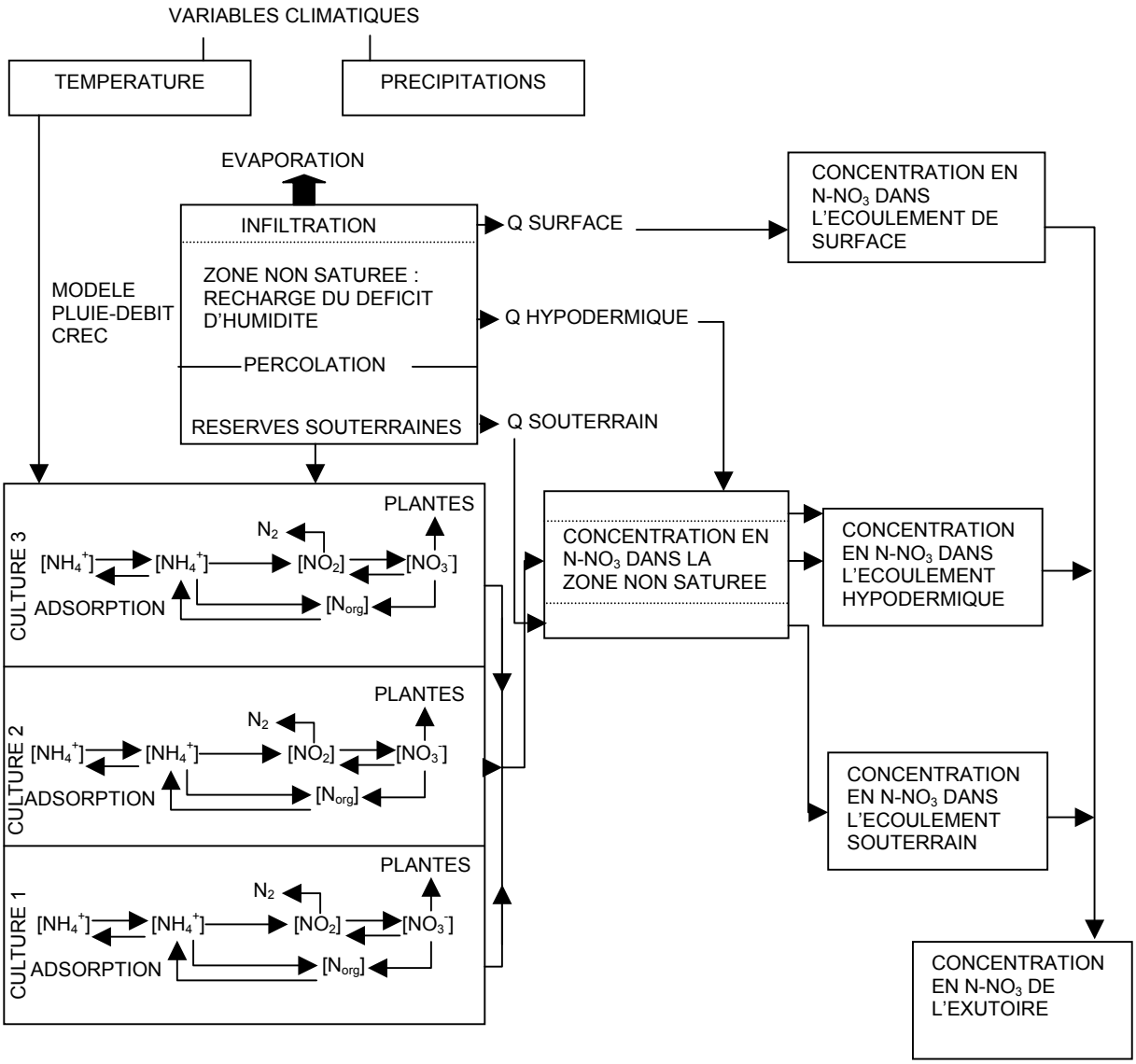
13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques

14. Données requises : pluie journalière, ETP journalière, température de l'air, température du sol, concentration en nitrates de l'eau de pluie, données agronomiques.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (KAUARK LEITE, 1990)



Fiche modèle 7 : BICHE

1. Nom du modèle de qualité : BICHE

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : GARDIENA

3. Auteurs - Première publication : GARDIENA : (THIERY, 1982)
BICHE : (THIERY, 1983)

4. Institut – Pays : Bureau de Recherche Géologiques et Minières (BRGM), Orléans, France

5. Objectifs : Simulation en continu de l'évolution des concentrations en nitrates à l'exutoire d'un bassin versant ou à un point de la nappe phréatique.

6. Type : modèle conceptuel global de type réservoir offrant une modélisation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique GARDIENA : réservoir de surface siège de la fonction de production (évapotranspiration, percolation, ruissellement), réservoir sol et réservoir eau souterraine . Le débit total est la somme du ruissellement de surface et souterrain.

Modèle de qualité BICHE : processus chimiques du cycle de l'azote (adsorption – désorption de l'ammonium, minéralisation, réorganisation, nitrification et prélèvements par les plantes)

8. Mise en œuvre :
Etude de sensibilité des paramètres (THIERY, 1990)

9. Discrétisation spatiale : le bassin est représenté par une superposition de 2 ou 3 réservoirs.

10. Nombre de paramètres : 10 (GARDIENA), 6 (BICHE)

11. Exemples de sites d'application : nombreux sites européens dont les sources de la Voulzie, la nappe de la Beauce, le bassin de Karup à Hoegild Mill au Danemark, le bassin de Feunteun Veur en Bretagne, le bassin de Garbsen en Allemagne (THIERY, 1990).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps mensuel

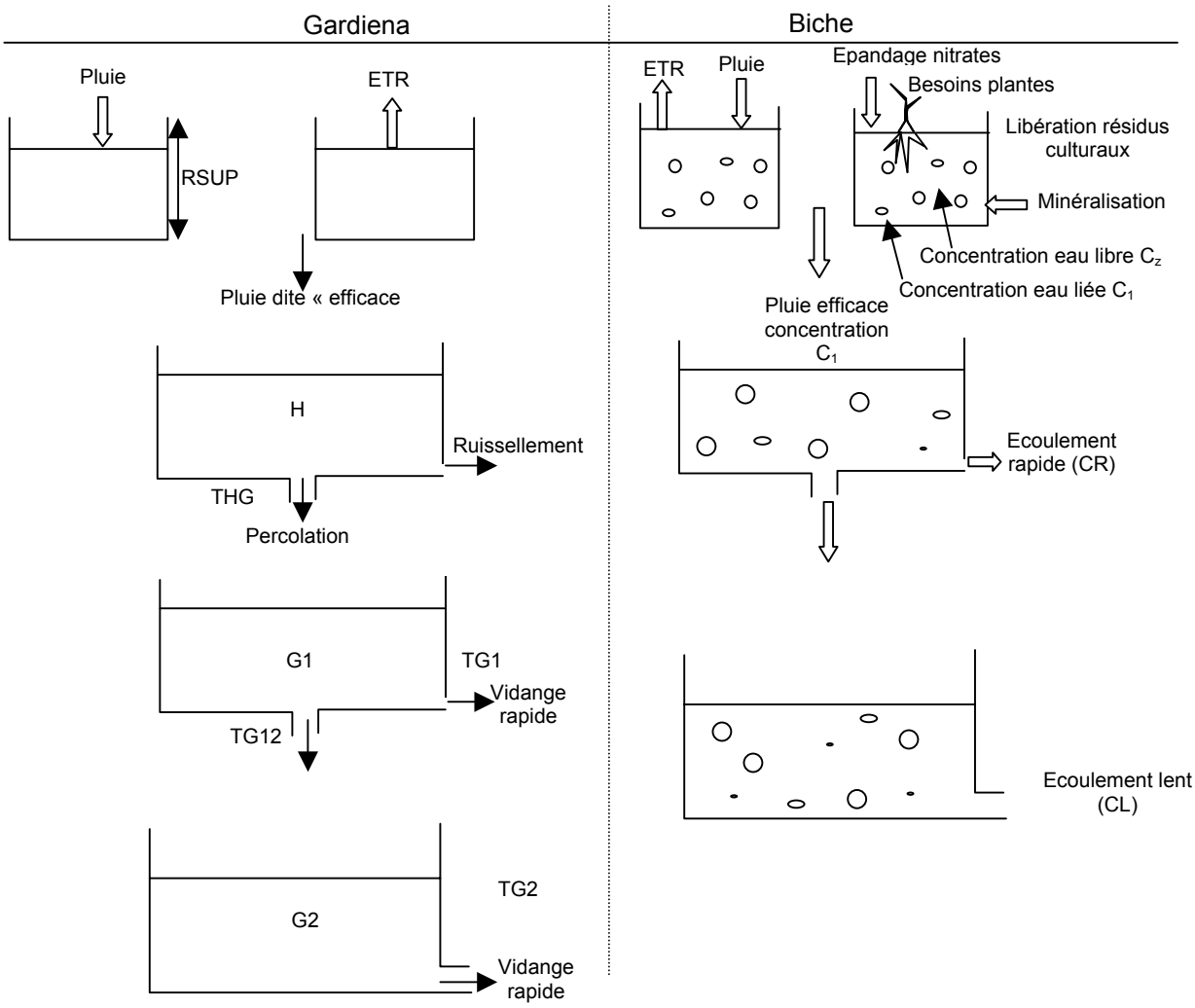
13. Echéance temporelle : chronique de plusieurs années hydrologiques

14. Données requises : pluies mensuelles, ETP potentielle, apports de fertilisants, besoins en nitrates des plantes, minéralisation du sol, résidus végétaux**.**

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (THIERY, 1990)



RSUP : capacité maximale du réservoir « superficiel »
H : niveau du réservoir « zone non saturée »
THG : le temps de demi-percolation qui contrôle la percolation
G1 : niveau du réservoir « zone saturée »
TG1 : temps de demi-tarissement qui contrôle l'écoulement souterrain
TG12 : temps de demi-tarissement qui contrôle une infiltration profonde (facultatif)
G2 : réservoir qui représente une zone aquifère plus profonde
TG2 : temps de demi-tarissement qui contrôle l'écoulement souterrain (facultatif)

Fiche modèle 8 : CNS

1. Nom du modèle de qualité : CNS (Cornell Nutrient Simulation model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number)

3. Auteurs - Première publication : CNS : (TUBBS et HAITH, 1981)
SCSCN : (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972)

4. Institut – Pays : CNS : Université Cornell, USA
SCSCN : Soil Conservation Service, USA

5. Objectifs : prévision des pertes mensuelles des sols, d'azote dissous et particulaire et de phosphore dissous et particulaire sur des bassins versants ruraux n'excédant pas 5 km².

6. Type : Modèle empirique global offrant une simulation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : fonction de production basée sur le modèle SCSCN modifié qui permet une gestion dynamique des curves number en fonction de l'humidité des sols. Le débit de pointe est évalué en faisant l'hypothèse d'un hydrogramme trapézoïdal.

Modèle de qualité CNS : bilan de masses mensuel pour l'azote organique et inorganique. Processus chimiques (minéralisation et consommation par les plantes). L'azote inorganique dissous est entraîné par le ruissellement et par lessivage.

8. Mise en œuvre :
Les auteurs considèrent que l'ensemble des valeurs des paramètres peut être calculé à partir des caractéristiques physiques du bassin versant et des données agronomiques. Par conséquent ce type de modèle ne nécessite pas de phase de calage.

9. Discrétisation spatiale : le bassin est considéré comme une entité.

10. Nombre de paramètres : 30

11. Exemples de sites d'application : tests uniquement aux USA sur deux petits bassins versants et 6 parcelles expérimentales

12. Discrétisation temporelle : pas de temps mensuel

13. Echéance temporelle : chroniques sur plusieurs années hydrologiques

14. Données requises : pluie journalière, durée des averses, température moyenne journalière et durée d'ensoleillement journalière, caractéristiques physiques du bassin et données agronomiques.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :

Le modèle ne prend pas en compte les phénomènes survenant dans le réseau hydrographique ce qui limite la taille des bassins étudié à 5 km² selon ses auteurs.

L'application de ce modèle, sans calage, sur une période de 18 mois, a montré une assez bonne corrélation entre valeurs simulées et calculées pour les débits et les pertes de sédiments. Pour la qualité de l'eau, les différences entre valeurs observées et calculées ont varié entre 13 et 75 % sur la période d'étude.

17. Structure du modèle :

Fiche modèle 9 : CREAMS

1. Nom du modèle de qualité : CREAMS (Chemicals Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number) modifié

3. Auteurs - Première publication : CREAMS : (KNISEL, 1980)
SCSCN : (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972)

4. Institut – Pays : CREAMS : U. S. Department of Agriculture
SCSCN : Soil Conservation Service, USA

5. Objectifs : prévision de l'impact de changements des pratiques culturales sur la perte de sols, d'azote, de phosphore et de pesticides dissous et particulaires à l'échelle du champ.

6. Type : modèle conceptuel global offrant une simulation en continu ou événementielle

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : calcul du ruissellement, infiltration, évapotranspiration, humidité du sol et percolation (soit par SCSCN soit par Green et Ampt) selon la qualité des données de pluie. La fonction de transfert est soit de type empirique soit représentée par le modèle de l'onde cinétique.

Modèle de qualité CREAMS : processus chimiques (minéralisation, absorption par les plantes et dénitrification). La quantité d'azote exportée par le ruissellement est déterminée par une fonction empirique ; la perte d'azote par percolation est fonction de la quantité d'eau percolée et de la concentration de l'eau du sol.

8. Mise en œuvre :
le modèle CREAMS ne nécessite pas selon ses créateurs de phases de calage. L'ensemble des paramètres peuvent être déduit à partir des caractéristiques physiques, des informations d'occupation du sol et des données de la « littérature ».

9. Discrétisation spatiale : Pour les modules azote et hydrologie, le bassin est considéré comme homogène avec un seul type de culture.

10. Nombre de paramètres : 19 (modèle hydrologique) 29 (modèle nutriments).

11. Exemples de sites d'application : parcelles expérimentales aux USA (HUBBARD, 1986, JAMIESON et CLAUSEN, 1988, SHIRMOHAMMADI et al., 1997), sur le bassin du lac Vico (30 km²) (LEONE et al., 2000).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps horaire (version Green et Ampt et onde cinématique) ou journalier (version SCSCN).

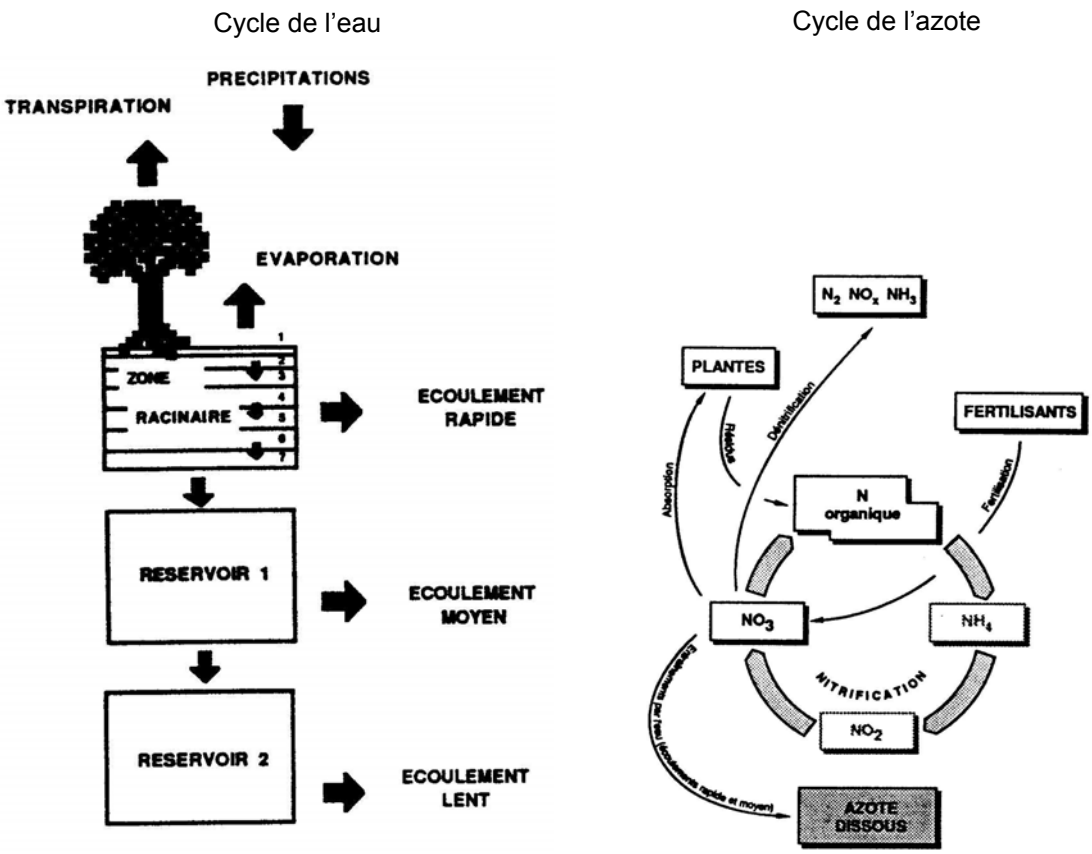
13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises : pluies journalières ou horaires, température moyenne mensuelle, radiation solaire moyenne journalière et les dates et quantités d'apport d'azote.

15. Couplage avec un SIG : la structure du modèle ne nécessite pas de SIG (zone homogène).

16. Commentaire :
On peut s'interroger sur l'absence de calage retenue par les concepteurs alors que plusieurs paramètres apparaissent comme purement conceptuels et sans signification physique.
Le modèle GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems) est une version étendue de CREAMS qui intègre une composante verticale des flux de polluants (LEONARD et al., 1987).

17. Structure du modèle : (KAUARK LEITE, 1990)



Fiche modèle 10 : DAISY

1. Nom du modèle de qualité : DAISY (Danish simulation model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé :

3. Auteurs - Première publication : (HANSEN et al., 1990)

4. Institut – Pays : Department of Agricultural Sciences, Danemark

5. Objectifs : simulation de la croissance des cultures, de la dynamique de l'eau et des masses d'azote associées au sein des agro-environnements.

6. Type : modèle conceptuel distribué de type événementiel.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : processus : accumulation de neige, interception par la végétation, transpiration depuis les plantes et évaporation par le sol, infiltration (équation de Richard). Module associé de calcul de la température du sol.

Modèle de qualité : processus : minéralisation, nitrification, dénitrification, mouvement de l'azote dans la zone racinaire, percolation de l'azote depuis la zone racinaire.

8. Mise en œuvre :
Pas de calage des paramètres (déterminés directement en fonction des caractéristiques physiques et agronomique de la parcelle)

9. Discrétisation spatiale : vision maillée du bassin (taille de la maille de 1 à 4 ha)

10. Nombre de paramètres : 26 (modèle de croissance des plantes) 28 (modèle azote)

11. Exemples de sites d'application : deux bassins agricoles : Krummbach et Eisenbach en Allemagne (SVENDSEN et al., 1995),

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

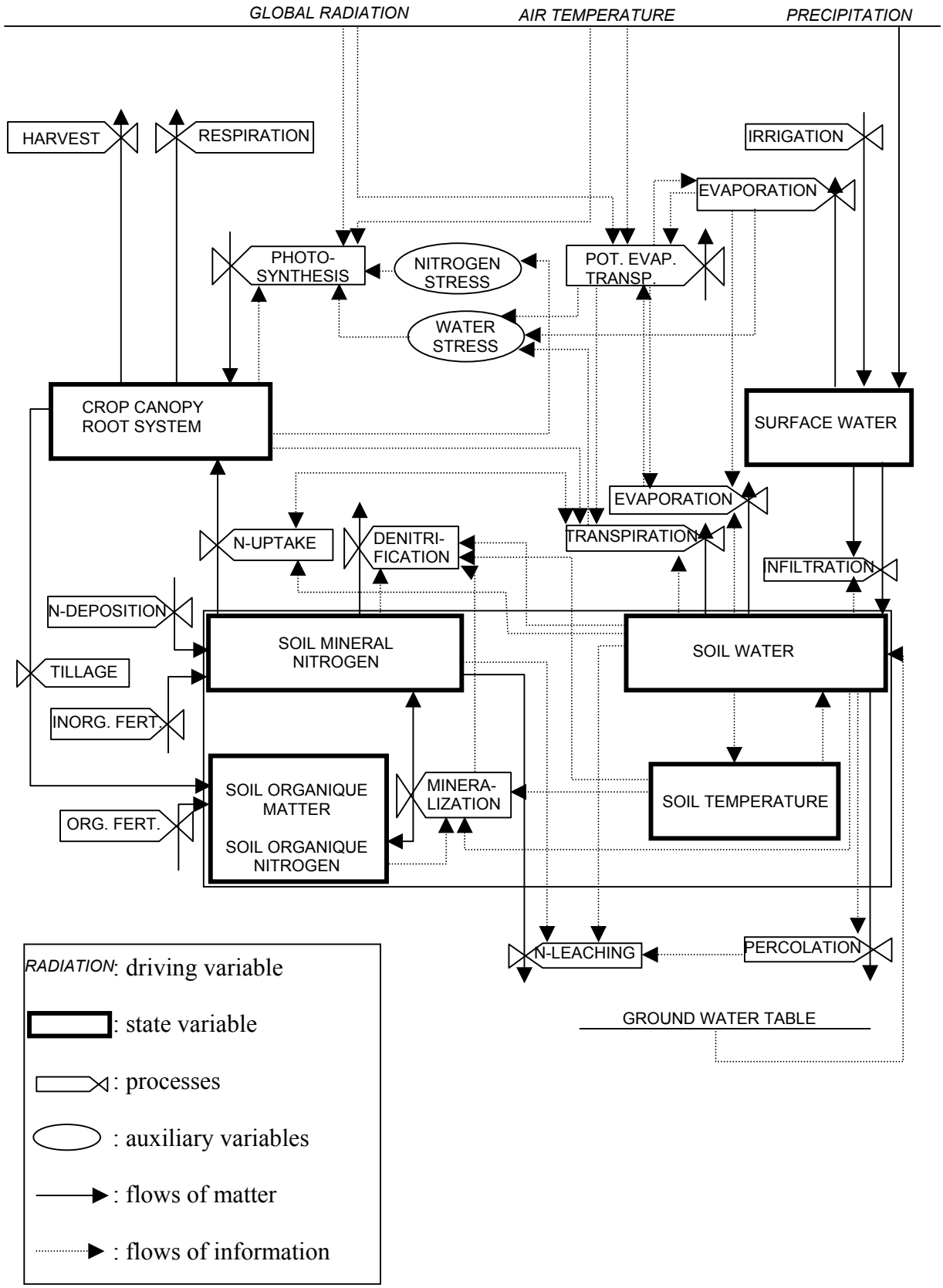
13. Echéance temporelle : simulation sur une année civile

14. Données requises : humidité du sol, concentration en azote dans le sol

15. Couplage avec un SIG : SIG pour prétraiter les entrées du modèle (BORGESEN et al., 2001)

16. Commentaire :
Le modèle DAISY a été utilisé pour générer un indicateur régional de pression polluante par l'azote en extrapolant les simulations réalisées à l'échelle du champ (BORGESEN et al., 2001).

17. Structure du modèle : (HANSEN et al., 1990)



Fiche modèle 11 : EPIC

1. Nom du modèle de qualité : EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number)

3. Auteurs - Première publication : EPIC : (WILLIAMS et al., 1982)
SCSCN : Soil Conservation Service, USA.

4. Institut – Pays : EPIC : USDA – ARS et le Texas Agricultural Experiment Station

5. Objectifs : initialement, ce modèle avait pour objectif d'étudier l'impact de l'érosion sur la productivité des sols. Les versions récentes permettent d'étudier les pertes de nutriments (azote et phosphore) à l'échelle de la parcelle.

6. Type : modèle conceptuel global offrant une modélisation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SCSCN : séparation infiltration/ ruissellement, évapotranspiration, utilisation, le débit de pointe est soit déterminé par la formule rationnelle soit par la méthode SCS TR-55.

Modèle de qualité : processus chimiques (dénitrification, minéralisation, immobilisation, nitrification, volatilisation) processus de transport (percolation verticale, écoulements de surface et de sub-surface, remontée des nitrates vers la surface lors du phénomène d'évaporation des sols, transport de l'azote organique sur le sédiment.

8. Mise en œuvre :
calage des paramètres

9. Discrétisation spatiale : l'objet d'étude et l'unité de base du modèle est le champ (entité supposée homogène en terme de comportement hydrologique et agronomique). Le modèle est soit appliqué sur une seule parcelle, soit sur un ensemble de parcelles supposées indépendantes du point de vue hydrologique. La contribution totale en azote exporté par l'ensemble des parcelles est la somme des contributions individuelles.

10. Nombre de paramètres : crop parameters (47), tillage parameters (80), fertiliser parameters (67).

11. Exemples de sites d'application : 2 bassins agricoles (34.4 et 43.3 ha), USA, (CHUNG et al., 1999), application à 16 bassins Lithuanien (entre 71 et 3600 km²) (TUMAS, 2000), parcelle expérimentale (RAO et al., 2000).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

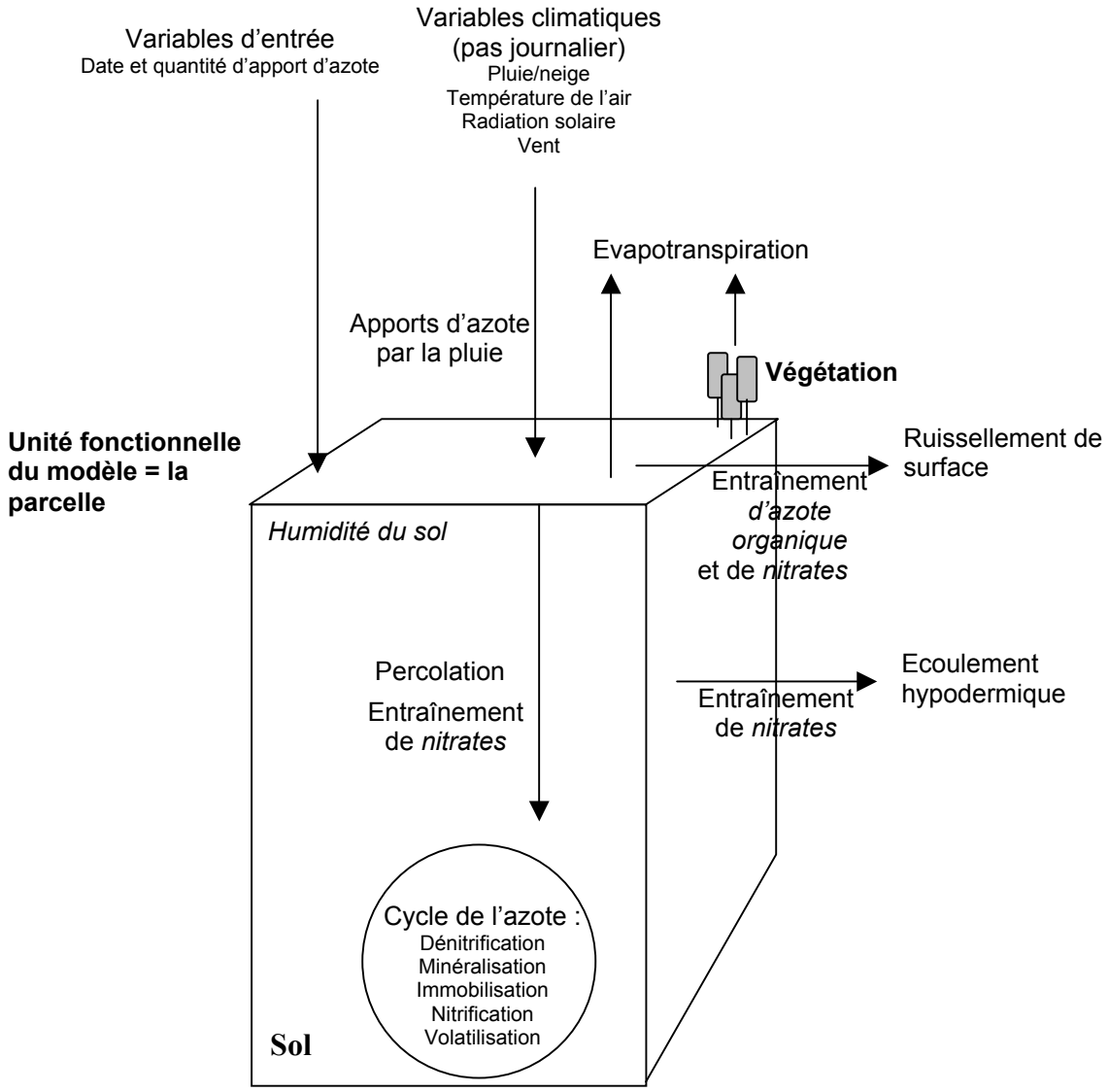
13. Echéance temporelle : chronique de plusieurs années hydrologiques

14. Données requises : 20 couches d'information regroupant le sol, l'occupation du sol et les caractéristiques physiques de la parcelle, données climatiques journalières (pluie, température minimale et maximale, radiation solaire, humidité de l'air, vitesse du vent), type de pratiques agricoles.

15. Couplage avec un SIG : Arcview (RAO et al., 2000),

16. Commentaire :
Le travail sur les bassins Lithuaniens pose la question du domaine de définition d'un modèle et de la signification des résultats obtenus (TUMAS, 2000). En appliquant EPIC sur des bassins agricoles de plusieurs centaines de km², le modèle EPIC devient un modèle expert qui offre des indicateurs qualitatifs des apports diffus et non plus une représentation physique du comportement de la parcelle.

17. Structure du modèle :



Fiche modèle 12 : GIBSI

1. Nom du modèle de qualité : GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : HYDROTEL

3. Auteurs - Première publication : HYDROTEL : (FORTIN et al., 1990)
GIBSI : (MAILHOT et al., 1997)

4. Institut – Pays :

5. Objectifs : analyse de l'impact des activités industrielles, urbaines et agricoles ainsi que les projets d'exploitations forestières sur le cycle de l'eau et sur la qualité des eaux superficielles.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une simulation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique HYDROTEL : fonction de production (décomposition en trois couches pour tenir compte des interactions sol – plante) et fonction de transfert (onde diffusante ou hydrogramme unitaire géomorphologique).

Modèle de qualité SWAT/EPIC et QUAL2E :
SWAT/EPIC : cycle de l'azote et transport à la parcelle (modifié dans GIBSI). Les deux formes considérées sont les nitrates et l'azote organique. Les processus chimiques et de transport de l'azote sont basés sur les algorithmes des modèles SWAT et EPIC adaptés au contexte canadien.
QUAL2E : cycle de l'azote dans le milieu aquatique (modifié dans GIBSI). La version utilisée dans GIBSI est considérablement simplifiée et intègre uniquement les 4 processus suivants : transport - dispersion - dilution, processus chimiques et biologiques, évolution de la température de l'eau et érosion et transport des sédiments. Concernant le cycle de l'azote, les variables simulées sont les concentration en azote organique, en ammoniaque, en nitrites et nitrates.

8. Mise en œuvre :
calage manuel pas à pas

9. Discrétisation spatiale : maillage régulier pour HYDROTEL et discrétisation en tronçons du réseau hydrographique et sous-bassins associés dénommés unités spatiales de simulation (USS) pour GIBSI. L'application sur le bassin de la Chaudière (6680 km²) a conduit à une segmentation de l'espace en 1870 sous-bassins (taille moyenne de 3.6 km²), 10 lacs et 1799 tronçons de rivière (longueur moyenne de 1.9 km).

10. Nombre de paramètres :

11. Exemples de sites d'application : bassin de la Chaudière (6680 km²) au Canada.

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

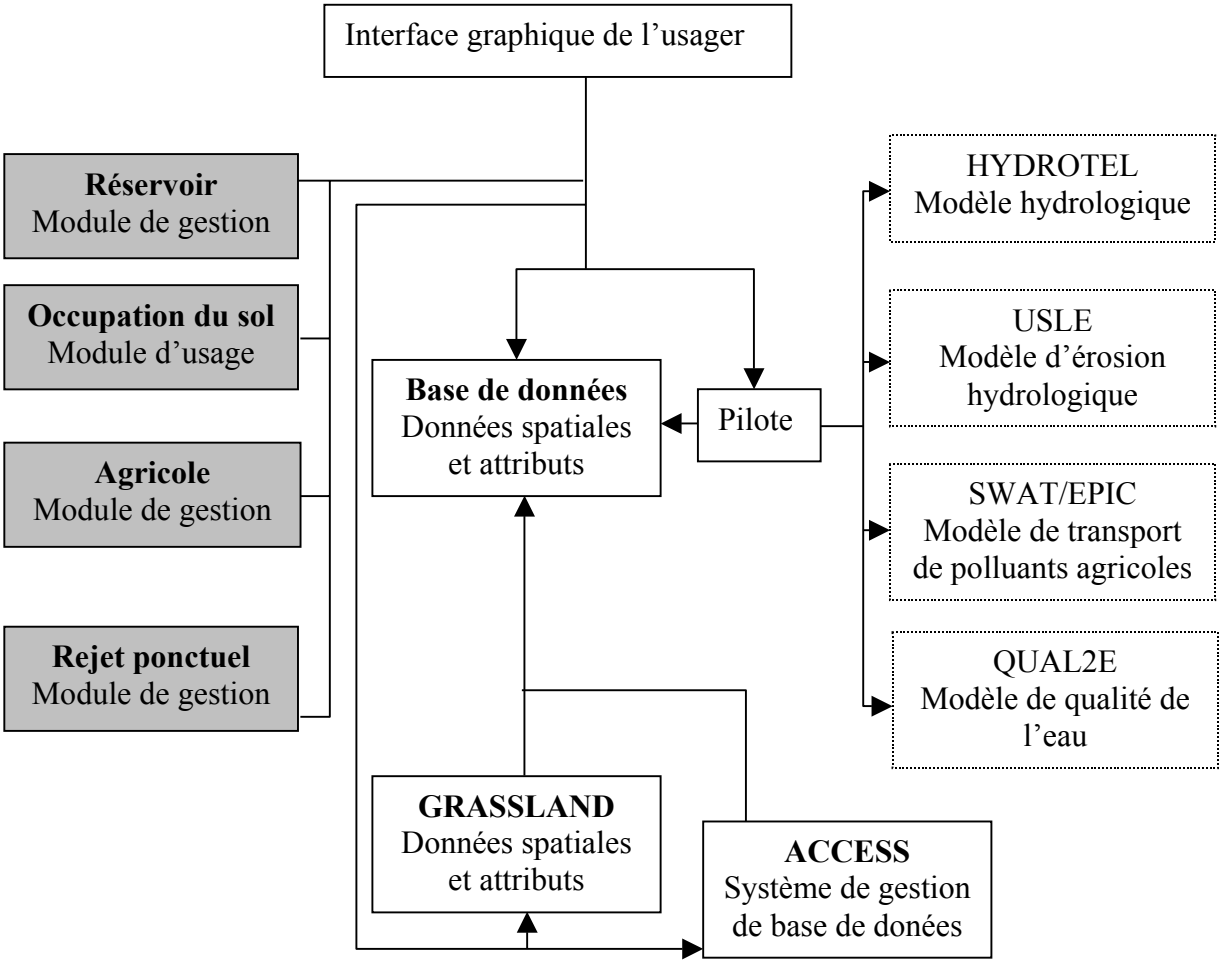
13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques

14. Données requises :
données géographiques :limites des communes, des sous-bassins versants, tracés des rivières et des lacs, routes, cartes des sols, rejets ponctuels, localisation des stations météorologiques ; données attributaires : nombre d'animaux d'élevage, rotation des cultures, apports de fertilisants, pratiques de conservation des sols, pluie et température journalière.

15. Couplage avec un SIG : intégration du modèle GRASS dans le système GIBSI

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (COUILLANDEAU, 1999)



Fiche modèle 13 : HBV-N

1. Nom du modèle de qualité : HBV-N

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : HBV

3. Auteurs - Première publication : (BERGSTROM, 1976)

4. Institut – Pays : Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Suède

5. Objectifs : estimation des sources d'apports, de l'impact des activités anthropiques et des effets d'éventuelles stratégies pour réduire la pollution de l'eau.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une simulation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique HBV : processus : accumulation et fonte des neiges, précipitation, dynamique de l'humidité des sols, évolution du niveau piézométrique de la nappe et ruissellement sur chaque sous-bassin.

Modèle de qualité HBV-N : sources d'azote (pluie, rejets ponctuels, rejets diffus agricoles, rejets diffus domestiques), les formes considérées sont l'azote inorganique et l'azote organique ; la dynamique de transport de ces deux formes de l'azote (depuis le sous-bassin vers le bief de rivière) est fonction des concentrations en azote dans le zone racinaire du sol. La dynamique de l'azote dans les retenues (naturelles ou non) est reproduitse en fonction des apports du bassin, de la contribution des eaux souterraines, des rivières amont et des processus de sédimentation et de dénitrification. La prise en compte de ces processus en rivière permet de reproduire le comportement d'une variable non conservative.

8. Mise en œuvre :
Le modèle présente des paramètres de type physiques (théoriquement mesurables sur le bassin) et des paramètres conceptuels de calage.
Calage des paramètres conceptuels à partir de 722 stations de mesures réparties sur la zone d'étude.

9. Discrétisation spatiale : discrétisation en sous-bassin, biefs de rivières et lacs. Exemple : l'application de ce modèle sur la zone sud de la Suède (145 000 km²) a nécessité la manipulation de 3725 sous-bassins (moyenne de 40 km²) et de leur bief associé ainsi que 14 500 lacs.

10. Nombre de paramètres : 10 paramètres de calage.

11. Exemples de sites d'application : bassin de Matsalu Bay (3640 km²) Estonie (LIDEN et al., 1999), 35 bassins versants suédois (entre 2 et 35 km²) (ARHEIMER et LIDEN, 2000), Sud de la Suède (145 000 km²) (ARHEIMER et BRANDT, 2000).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier.

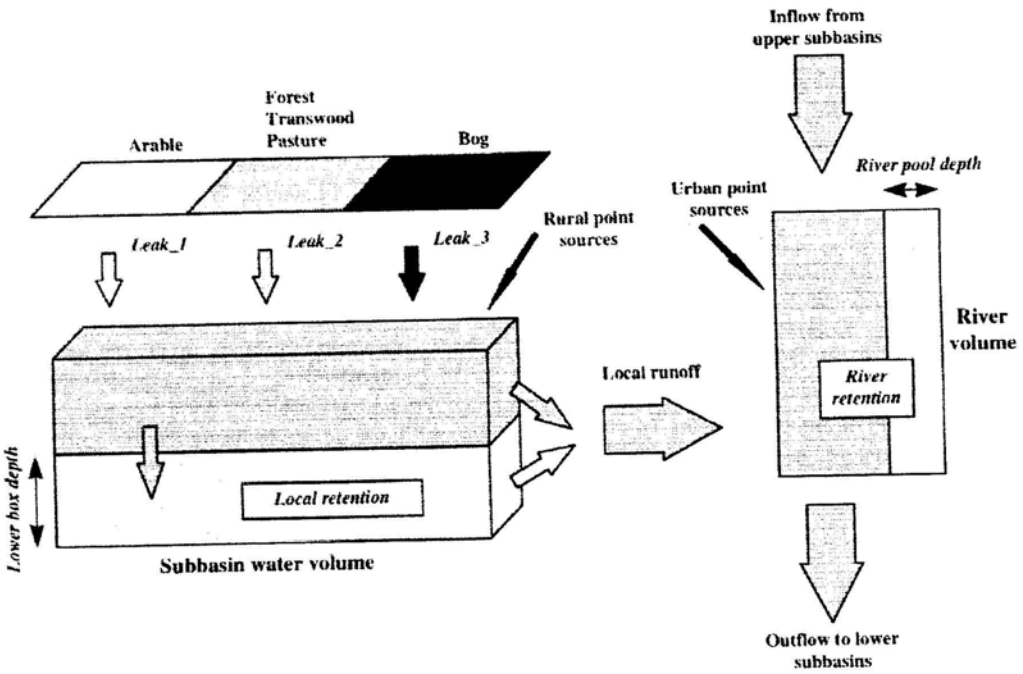
13. Echéance temporelle : chroniques sur plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises :
données météorologiques (pluie et température journalière, évapotranspiration mensuelle) ; données physiques (surface et profondeur des lacs, altitude moyenne des sous-bassins et relations hydrologiques avec d'autres sous-bassins, pédologie) ;
activités anthropiques (occupation du sol, calendriers culturaux et itinéraires techniques, rejets ponctuels, localisation de l'assainissement autonome).

15. Couplage avec un SIG : SIG de l'Environmental Protection Agency suédois (Swedish EPA 1997).

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (LIDEN et al., 1999)



Fiche modèle 14 : HSPF

1. Nom du modèle de qualité : HSPF (Hydrological Simulation Program-Fortran)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SWM (Standford Watershed Model)

3. Auteurs - Première publication : HSPF : (DONIGIAN et al, 1984)
SWM : (CRAWFORD et LINSLEY, 1966)

4. Institut – Pays : HSPF : EPA (Environmental Protection Agency), USA
SWM : Department of. Civil Engineering, Université de Standford

5. Objectifs : Simulation du cycle hydrologique et du transport de sédiment, nutriments et pesticides.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une modélisation en continu ou événementielle.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SWM : fonction de production (évapotranspiration, infiltration, ruissellement de surface, hypodermique) sur zones perméables et imperméables (zones urbanisées) et fonction de transfert dans le réseau (onde cinématique).

Modèle de qualité HSPF : processus chimiques du cycle de l'azote (adsorption – désorption, minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification et prélèvements par les plantes) et processus de transport dans le réseau.

8. Mise en œuvre :
Calage manuelle et automatique (réduction des carrés des écarts entre valeurs observées et simulées) (BERNIER et GALLICHAND, 1999)

9. Discrétisation spatiale : le bassin est divisé en sous-bassins versants et biefs de rivière ; chaque sous-bassin (hypothèse de réponse hydrologique homogène pour les sous-bassins et de caractéristiques hydrauliques uniformes pour les biefs). Chaque sous-bassin peut être subdsivisé en 5 segments (hypothèse de pression polluant homogène).

10. Nombre de paramètres : 1000 (HSPF)

11. Exemples de sites d'application : Four Mile Creek Iowa, USA (52 km²) (DONIGIAN et al., 1983), rivière Iowa, USA (7240 km²) (IMHOFF et al., 1983), bassin de Mélarchez, France (7 km²) (KAUARK LEITE, 1990), South Creek en Australie (416 km²) (RAHMAN et SALBE, 1995), bassin expérimental au Canada (5.3 km²) (BERNIER et GALLICHAND, 1999).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps de 5 minutes au pas de temps journalier

13. Echéance temporelle : chronique de plusieurs années hydrologiques

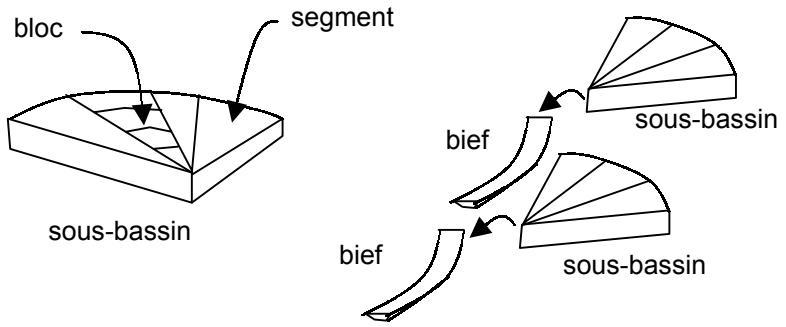
14. Données requises : intensité de la pluie, ETP potentielle journalière, température journalière de l'air, vitesse du vent, radiation solaire, température journalière au point de rosée, nébulosité, données agronomiques**.**

15. Couplage avec un SIG :

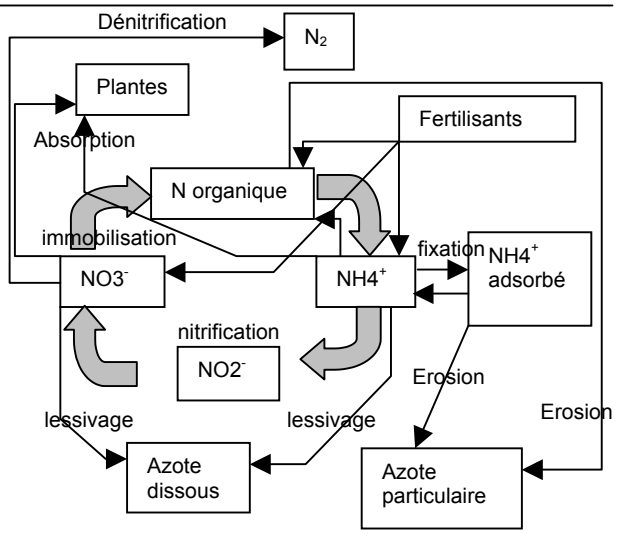
16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (KAUARK LEITE, 1990)

objets spatiaux élémentaires



Modèle hydrologique	Modèle azote
zone de surface zone superficielle zone inférieure zone souterraine	



Chaque bloc est représenté par 4 couches verticales sur lesquelles sont appliquées les relations du modèles SWM (Standford Watershed Model)

Fiche modèle 15 : Modèle NITRATE (1)

1. Nom du modèle de qualité : Modèle NITRATE (1)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : Famille GR (GR3, GR4, GR5)

3. Auteurs - Première publication : Modèle NITRATE : (MA, 1991)
GR3J : (EDIJATNO et MICHEL, 1989), GR4J : (NASCIMENTO, 1995), GR5J : (MA et al., 1990)

4. Institut – Pays : CEMAGREF, Anthony, France

5. Objectifs : déterminer la concentration en nitrates à l'exutoire de bassins de plusieurs centaines de km²

6. Type : modèle conceptuel global de type réservoir offrant une modélisation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique GR3J : fonction de production (vidange d'un réservoir sol) et fonction de transfert (hydrogramme unitaire et réservoir de routage, terme d'échange souterrain).
Modèle hydrologique GR4J et GR5J : par rapport au GR3J, ajout du ruissellement de surface et de la percolation profonde vers la nappe.

Modèle de qualité : processus chimiques reproduits par des cinétiques de premier ordre (minéralisation, immobilisation et dénitrification, absorption par les plantes) fonction des conditions climatiques et humidité du sol. Seules les formes azote organique et nitrates sont considérées.

8. Mise en œuvre :
Optimisation des paramètres : méthodes pas à pas (GR3, 4,5), méthode de Rosenbrock (MANTILLA MORALES, 1995) Calage du modèle Nitrate avec de 6 à 12 mesures de concentration en nitrates durant l'année.

9. Discrétisation spatiale : modèle global.

10. Nombre de paramètres 3 (GR3), 4 (GR4), 5 (GR5), 5 (modèle Nitrate).

11. Exemples de sites d'application : Bassin du Mélarchez, Seine et Marne, France, Bassin de la Charente, France dans sa totalité (9307 km²), et sur un de ses sous-bassins (MA, 1991), le BVRE du Ruiné (5,5 km²) (MANTILLA MORALES, 1995).

12. Discrétisation temporelle : simulation en continu au pas de temps journalier.

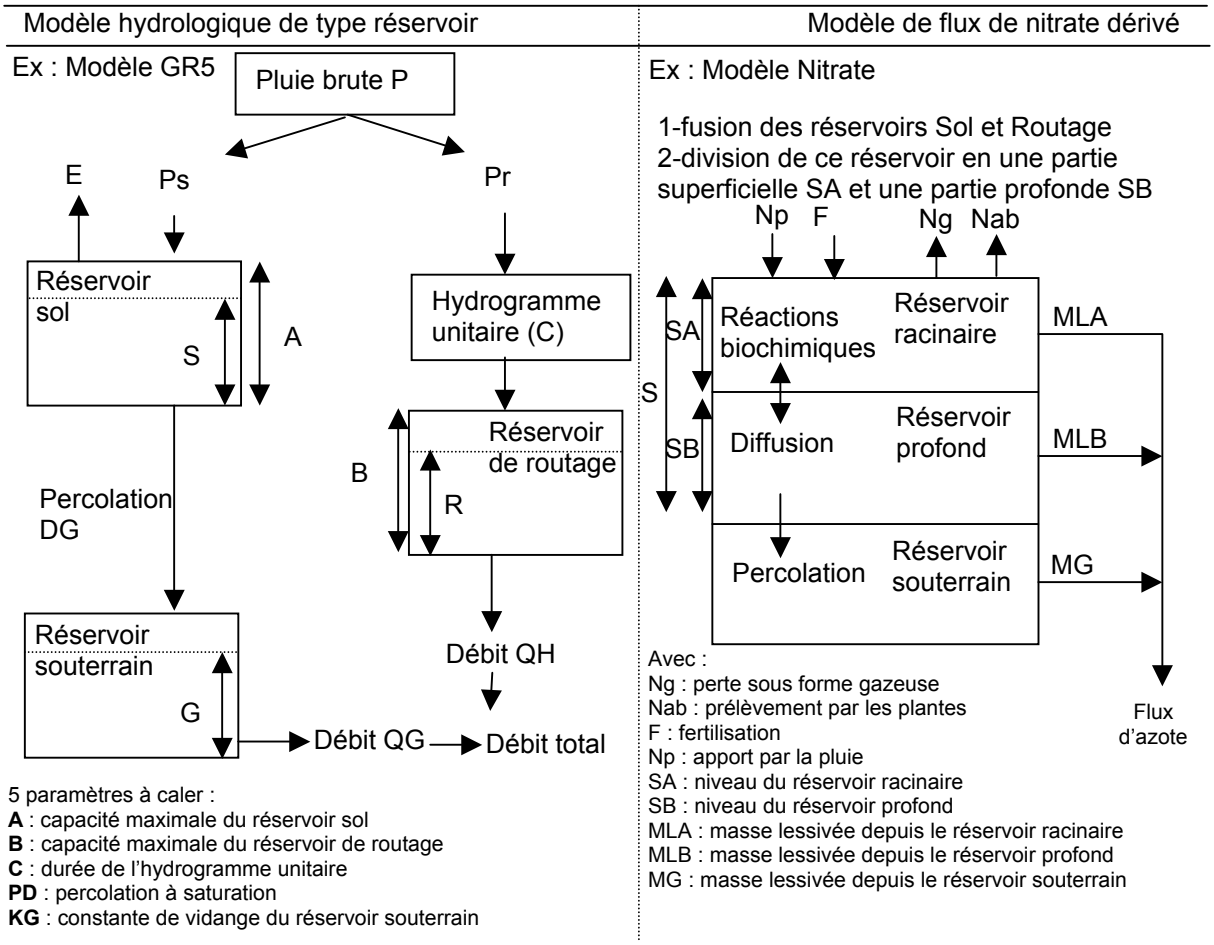
13. Echéance temporelle : ce modèle est utilisé pour reproduire le débit et les concentrations en nitrates sur plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises : chroniques de pluie journalière, (débit journalier en calage), ETP décadaire, concentration en nitrates (calage du modèle), pourcentage d'occupation du sol, pratiques agricoles.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :
Les auteurs précédemment cités qui ont travaillé sur le bassin de la Charente ont considéré un modèle global par sous-bassin versant. Ces derniers sont assemblés et reliés par un modèle de propagation en rivière indispensable pour un fleuve de plus de 350 km de longueur.

17. Structure du modèle : (MA et al., 1990)



Fiche modèle 16 : Modèle NITRATE (2)

1. Nom du modèle de qualité : Modèle NITRATE (2)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : MHR (Modèle Hydrologique Récursif)

3. Auteurs - Première publication : Modèle NITRATE : (ZERMANI, 1998)
MHR :(LEVIANDIER, 1993)

4. Institut – Pays : CEMAGREF, Anthony, France

5. Objectifs : déterminer la concentration en nitrates à l'exutoire de bassins de plusieurs centaines de km²

6. Type : modèle conceptuel semi-distribué de type réservoir offrant une modélisation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique MHR : constitué de réservoirs représentant des sous-bassins emboîtés. Sur chacun de ces réservoirs, la fonction de production est du type de celle de GR4j. La fonction de transfert est basée sur une cascade de réservoirs linéaires. Un terme d'échanges souterrains est considéré de la surface vers la nappe en amont du bassin puis de la nappe vers la rivière à l'aval du bassin.

Modèle de qualité Modèle nitrate : processus chimiques reproduits par des cinétiques de premier ordre (minéralisation, immobilisation et dénitrification, absorption par les plantes) fonction des conditions climatiques et humidité du sol. Seules les formes azote organique et nitrates sont considérées.

8. Mise en œuvre :
Optimisation des paramètres : Méthode de Rosenbrock (MHR).

9. Discrétisation spatiale : représentation du bassin versant par une cascade de réservoirs représentant des sous-bassins emboîtés.

10. Nombre de paramètres : 10 (MHR) 6 (Modèle Nitrate)

11. Exemples de sites d'application : bassin versant de la Charente en France (9307 km²) (ZERMANI, 1998).

12. Discrétisation temporelle : simulation en continu au pas de temps journalier.

13. Echéance temporelle : ce modèle est utilisé pour reproduire les débits et les concentrations en nitrates sur plusieurs années hydrologiques.

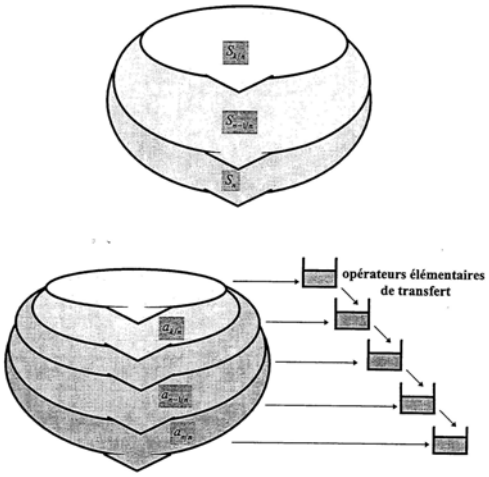
14. Données requises : chroniques de pluie journalière, (débit journalier en calage), ETP décadaire, concentration en nitrates (calage du modèle), pourcentage d'occupation du sol, pratiques agricoles.

15. Couplage avec un SIG : Etude des relations entre les caractéristiques physiques du bassin de la Charente et les paramètres du modèle Nitrate (2) conduit avec le SIG ARC-INFO (ZERMANI, 1998).

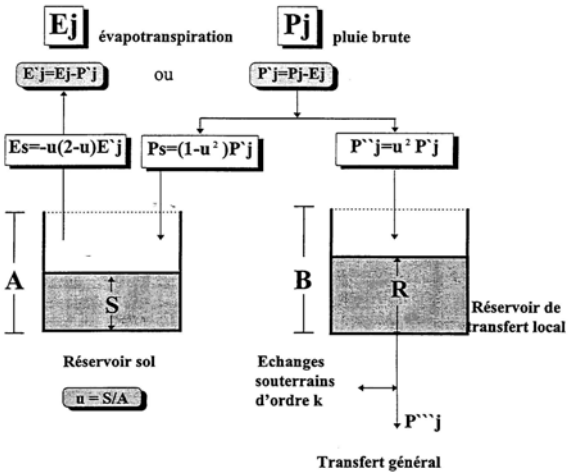
16. Commentaire :

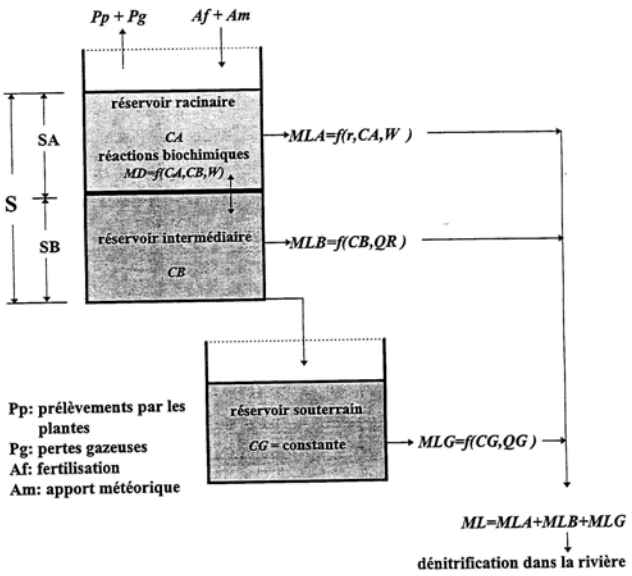
17. Structure du modèle : (ZERMANI, 1998)

Fonction de transfert du modèle MHR



Fonction de production du modèle MHR





Modèle nitrate

Avec :

SA : niveau du réservoir racinaire
SB : niveau du réservoir profond
CA : concentration du réservoir racinaire
CB : concentration du réservoir intermédiaire
MLA : masse lessivée depuis le réservoir racinaire
MLB : masse lessivée depuis le réservoir profond
MG : masse lessivée depuis le réservoir souterrain
W : humidité

Fiche modèle 17: MORELN

1. Nom du modèle de qualité : MORELN

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : Modèle couplé (appelé aussi modèle GIRARD)

3. Auteurs - Première publication : MORELN : (GENG, 1991)
Modèle couplé : (GIRARD et al., 1981)

4. Institut – Pays : Modèle couplé et MORELN : CIG (Centre d'Informatique Géologique) de l'Ecole des Mines de Paris

5. Objectifs : simulation conjointe des écoulements superficiels et souterrains et flux d'azote associés à l'échelle régionale.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une simulation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique Modèle couplé : fonction d'entrée (origines des apports : pluie, échanges aux limites), fonction de production (infiltration, ruissellement, évapotranspiration, stockage de l'eau), fonction de transfert (selon isochrones sur les mailles sous-bassins et sur mailles rivière), fonction de transfert souterrain (écoulement en milieux poreux multi - couches) et fonction de transfert surface - souterrain (échanges rivière- aquifère).

Modèle de qualité MORELN : processus chimiques (adsorption - désorption d'ammonium, dénitrification, volatilisation, minéralisation et immobilisation), prélèvement par les plantes.

8. Mise en œuvre :
Résolution des équations par la méthode des différences finies.
calage nécessaire des paramètres ;

9. Discrétisation spatiale : Utilisation de mailles carrées de taille variable selon la richesse d'information disponible, nombre de couches verticales variable.

10. Nombre de paramètres par maille : 11 (GIRARD) 9 (MORELN)

11. Exemples de sites d'application : 3 niveaux d'application en France : case lysimétrique de l'INRA de Versailles, bassin du Noë-Sèche dans les Côtes d'Armor (576 ha), et plaine de Valence dans la Drôme (751 km²).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques

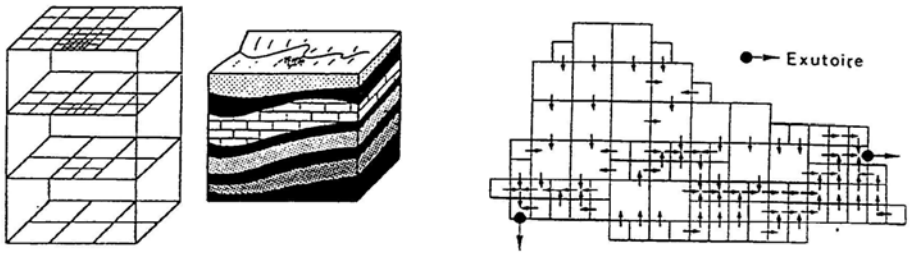
14. Données requises : pluie journalière, évapotranspiration potentielle, température du sol et données agronomiques.

15. Couplage avec un SIG :

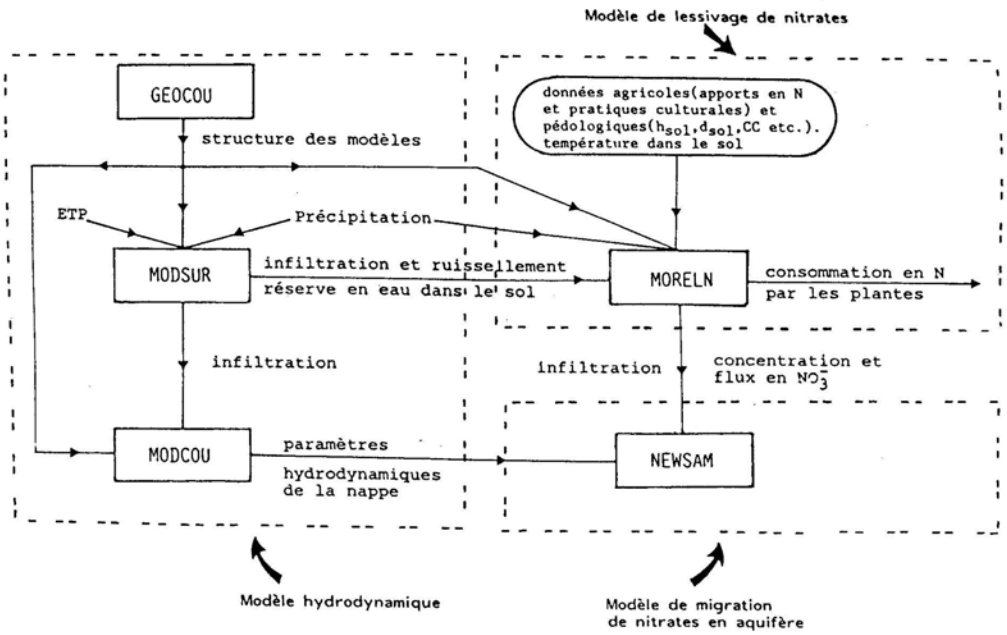
16. Commentaire :
L'auteur insiste sur la difficulté de comparer les résultats du modèle à l'échelle régionale (maille kilométrique et les données expérimentales ponctuelles, GENG, 1991). Il propose soit :
1-une discrétisation plus fine (au détriment de la rapidité de calcul) qui implique aussi de déterminer plus finement les variables d'entrée et la description du bassin ;
2-une réflexion sur le protocole de mesures pour augmenter la densité de mesures afin de parvenir à des valeur moyennes plus représentatives à l'échelle de la maille kilométrique.

17. Structure du modèle : (GENG, 1991)

Structure maillée du modèle couplé (également dénommé MODSUR)



Organigramme du modèle MORELN



Fiche modèle 18 : POLA

1. Nom du modèle de qualité : POLA

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : CEQUEAU

3. Auteurs - Première publication : POLA : (PINHEIRO, 1995)
CEQUEAU : (GIRARD et al, 1972)

4. Institut – Pays : CEQUEAU : INRS EAU, Québec, Canada
POLA : Institut National Polytechnique de Toulouse , France

5. Objectifs : déterminer les concentrations en nitrates sur des bassins agricoles dans le cadre de la lutte contre la pollution diffuse.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une modélisation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique CEQUEAU : fonction de production par unité fonctionnelle (évapotranspiration, ruissellement, infiltration) représentée par la vidange de deux réservoirs (sol et nappe) et fonction de transfert entre unités fonctionnelles et en rivière.

Modèle de qualité Modèle POLA : un sous-modèle production permet de déterminer par carreau le stock d'azote en fonction de processus chimiques (ammonification, nitrification, immobilisation et adsorption - désorption). Les formes azote organique, nitrates, et ammonium sont considérées.

8. Mise en œuvre :
Optimisation des paramètres : Méthode de POWELL (CEQUEAU).
Validation du modèle POLA
Etude de sensibilité des paramètres après calage (PINHEIRO, 1995)

9. Discrétisation spatiale : découpages en mailles carrées du modèle appelé « carreau »

10. Nombre de paramètres : 28 (CEQUEAU) 12 (POLA)

11. Exemples de sites d'application : sites français testés dans le cadre de la thèse de PINHEIRO : parcelles expérimentales de Poucharramet situées près de Toulouse (4 parcelles drainées d'1 ha), bassins versants de l'Auradé (328 ha) et de la Save (408 km²) dans le Gers, et d'un des sous-bassins versants de la Charente : le Ruiné (547 ha).

12. Discrétisation temporelle : journalier

13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques

14. Données requises : données climatiques et hydrométriques au pas de temps journalier, mesures de concentration et/ou de flux à l'exutoire (calage) ; type de culture, surface,

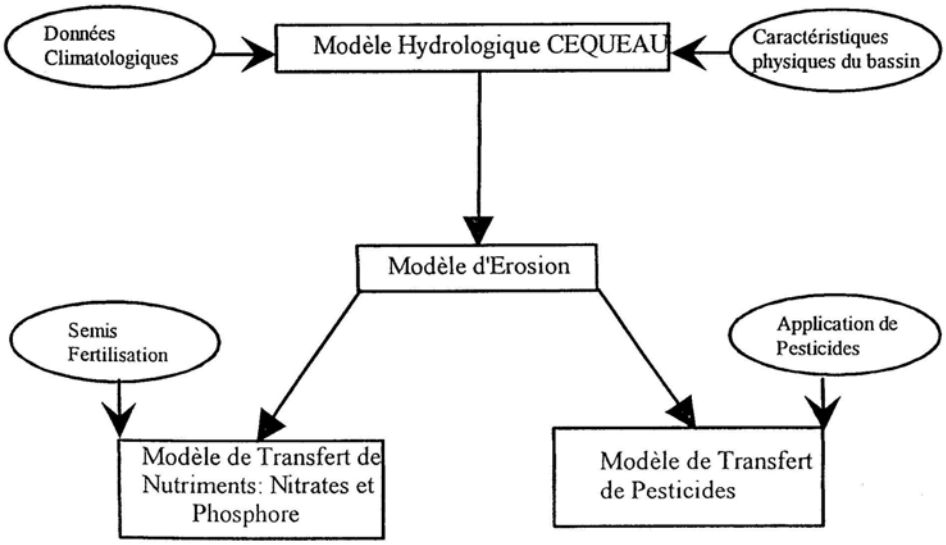
localisation, date des semis, date des récoltes, taux de besoin potentiel en engrais, type de fertilisation, surfaces concernées, dates et taux d'apports.

15. Couplage avec un SIG : le développement du modèle s'est déroulé sans SIG (PINHEIRO, 1995).

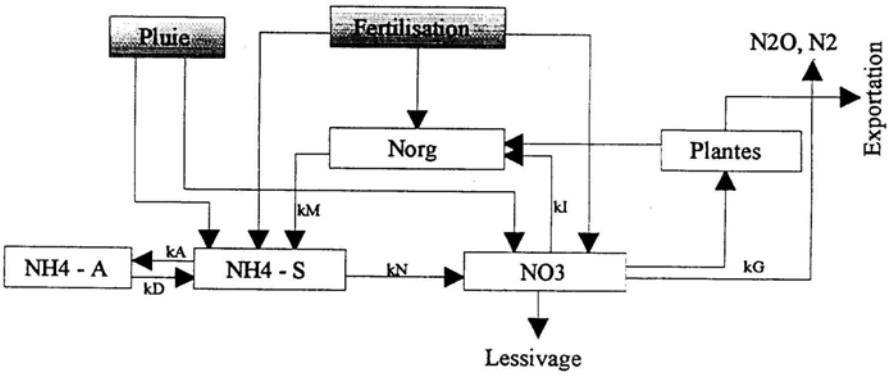
16. Commentaire : les carreaux du modèle CEQUEAU sont subdivisés en portion pour le modèle POLA pour prendre en compte les différentes cultures pouvant se trouver sur un même carreau.

17. Structure du modèle : (PINHEIRO, 1995)

Schéma du modèle POLA



Cycle de l'azote du modèle POLA



Fiche modèle 19 : QUAL2E

1. Nom du modèle de qualité : QUAL2E

2. Nom du modèle hydrologique utilisé :

3. Auteurs - Première publication : (BROWN et BARNWELL, 1985)
4. Institut – Pays : U.S. Environmental Protection Agency

5. Objectifs : simuler l'évolution en rivière d'une quinzaine de traceurs de la qualité de l'eau (Oxygène dissous, température, forme de l'azote, etc …)

6. Type : modèle de rivière 1D segmenté en élément unitaire

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydraulique : La vitesse dans le cours d'eau est soit déterminée empiriquement en fonction des caractéristiques du bief, soit basée sur une hypothèse de section trapézoïdale. Le modèle implique de supposer un débit fixe dans le réseau.

Modèle de qualité :
processus biochimiques : consommation de l'azote par les algues, ammonification, dénitrification, nitrification, réduction.
processus de transport d'éléments en éléments reproduits par une équation de conservation de la masse.

8. Mise en œuvre :
la version QUAL2E-UNCAS permet de conduire une analyse de sensibilité des réponses du modèle aux paramètres (méthodes proposées : analyse du premier ordre (BENJAMIN et CORNELL, 1970), et méthode de Monte Carlo (BECK, 1987)).
Résolution des algorithmes par des schémas numériques aux différences finies pour la succession d'éléments de base.

9. Discrétisation spatiale : segmentation en biefs de rivières eux mêmes composés d'éléments. Le modèle est limité à 25 biefs (avec un maximum de 20 éléments par bief), et le nombre total d'éléments doit être inférieur à 250 éléments.

10. Nombre de paramètres : 26 (par éléments)

11. Exemples de sites d'application : Kuils river (km), Afrique du Sud (NINHAM, 1993), rivière Saint Charles (km) au Canada (VESCOVI et al., 1999)

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

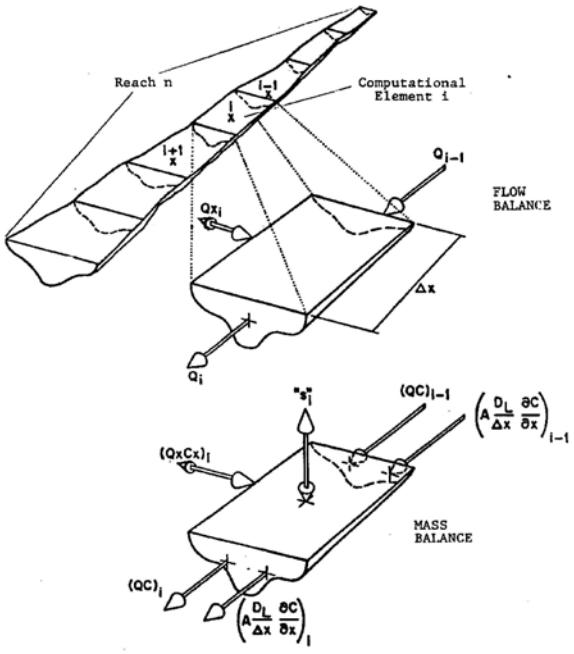
13. Echéance temporelle : plusieurs jours successifs pendant lesquels le débit n'évolue pas sensiblement.

14. Données requises : 100 fichiers que l'on peut regrouper en trois ensembles : la description de la rivière / variables globales / fonctions de forçage.

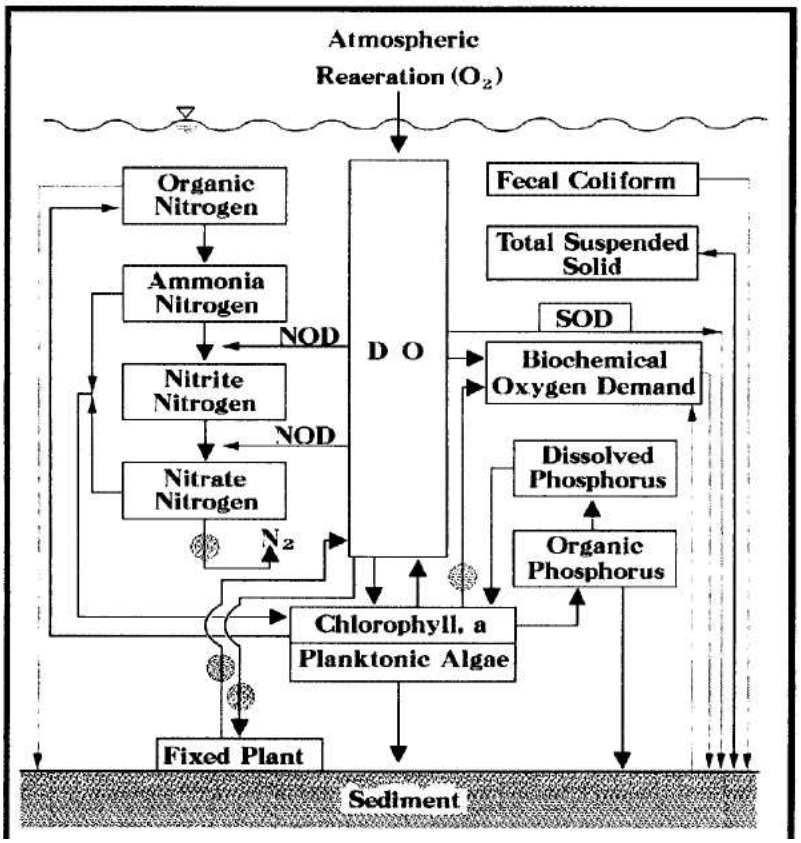
15. Couplage avec un SIG : couplage avec le SIG IDRISI pour déterminer apports latéraux dans le modèle (PRADO et DANIEL, 2000).

16. Commentaire :
Le modèle QUAL2E dérive d'une ancienne version QUAL-I développée dans les années 70 par le Texas Water Development Board aux USA.

17. Structure du modèle : (BROWN et BARNWELL, 1985)



Segmentation du bief en éléments



Cycles pris en compte sur chaque élément

Fiche modèle 20 : SENEQUE

1. Nom du modèle de qualité : SENEQUE (La Seine en équation) regroupant plusieurs sous-modèles

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : plusieurs modèles selon un découpage amont - aval de la Seine.

3. Auteurs - Première publication : (BILLEN et GARNIER, 1995)

4. Institut – Pays : élaboration dans le cadre de programmes PIREN-Seine, SEINE-aval et CEE-Phaeocystis par plusieurs équipes dont FNRS, Université Libre de Bruxelles, Belgique, et l'équipe du CNRS, URA1367 UPMC Paris VI, France

5. Objectifs : Représentation du fonctionnement de chacune des parties du réseau hydrographique de la Seine en terme de qualité des eaux.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une simulation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèles hydrologiques :
RIVERSTRAHLER : Description idéalisée des chevelus des bassins amont de la Seine et de l'Oise ;
EUSTACHE : modèle du bassin de la Marne
MONET : modèle de la Seine à l'aval de Paris
MODESTE : modèle de l'estuaire
MIRO : modèle des zones côtières

Modèle de qualité RIVE : 19 processus représentés (de l'assimilation photosynthétique du carbone, à la nitrification dans la colonne d'eau en passant par la sédimentation de la matière organique particulaire).

8. Mise en œuvre : calage des paramètres du modèle dont par exemple le coefficient de transfert riparien qui atténue les apports de nutriment produits sur les sous-bassins.

9. Discrétisation spatiale : découpage du bassin de la Seine en 24 sous-bassins, et prise en compte du réseau hydrographique à partir de l'ordre 4 de strahler.

10. Nombre de paramètres : 4 paramètres (RIVERSTRAHLER)

11. Exemples de sites d'application : bassin de la Seine

12. Discrétisation temporelle : pas décadaire

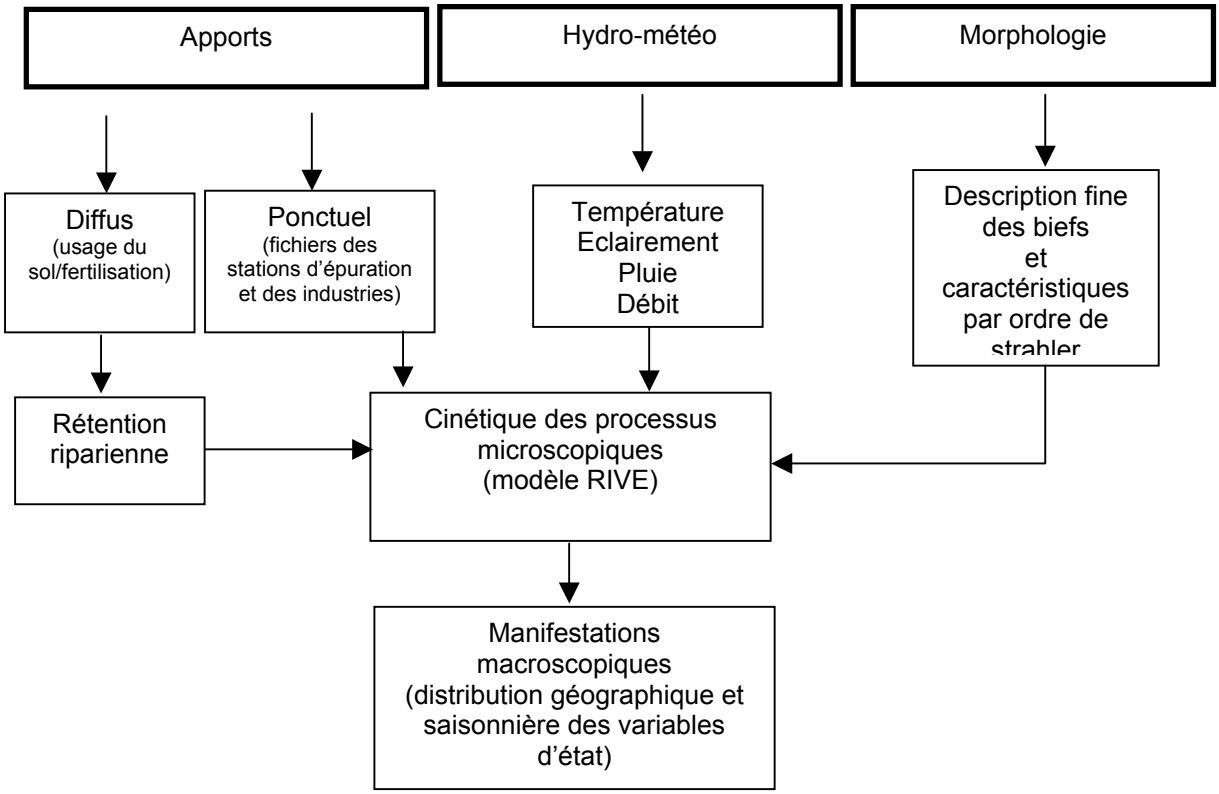
13. Echéance temporelle : chronique de plusieurs années hydrologiques

14. Données requises : 3 types de données : données sur les apports (agricoles, rejets ponctuels), données hydro-météorologiques et données sur la morphologie des diférents biefs du fleuve

15. Couplage avec un SIG : les caractéristiques physiques et anthropiques et les mesures de qualité des cours d'eau sont regroupées dans une base de données développée sous ARC-INFO.

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (BILLEN et GARNIER, 1996)



Variables d'état du modèle RIVE :

OXY : oxygène dissous
DIA : diatomées
GRA : chlorophycées
ZOO : zooplancton
H1D : matière organique dissoute rapidement hydrolysable
H2D : matière organique dissoute lentement hydrolysable
H3D : matière organique dissoute refractaire
H1P : matière organique particulaire rapidement hydrolysable
H2P : matière organique particulaire lentement hydrolysable
H3P : matière organique particulaire refractaire
Ds : substrats organique directement utilisable
Bp : bactéries hétérotrophes autochtones
Bg : bactéries hétérotrophes allochtones
NH4 : ammonium
NO3 : nitrate
NI : bactéries nitrifiantes
SIO : silice dissoute
DSI : silice détritique particulaire
PO4 : ortho-phosphate
AP : phosphates adsorbés
SM : matières en suspension minérales

- **Processus du modèle RIVE :**

- Assimilation photosynthétique de carbone
- Respiration algale
- Synthèse et catabolisme des réserves algales
- Croissance algale
- Excrétion algale
- Lyse algale
- Grazing zooplanctonique
- Croissance et respiration zooplanctonique
- Excrétion zooplanctonique
- Mortalité zooplanctonique
- Hydrolyse de la matière organique polymérique
- Croissance et respiration bactériennes
- Excrétion bactérienne d'azote et de phosphore
- Mortalité bactérienne
- Sédimentation de la matière organique particulaire inorganique
- Sédimentation de la matière organique particulaire organique
- Minéralisation benthique de la matière organique
- Nitrification dans la colonne d'eau
- Adsorption-désorption des phosphates

Fiche modèle 21 : SHETRAN NELUP

1. Nom du modèle de qualité : SHETRAN NELUP

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SHE

3. Auteurs - Première publication : SHETRAN NELUP : (LUNN et al., 1996)
SHETRAN : (EWEN, 1990)
SHE : (ABBOTT et al., 1986)

4. Institut – Pays : SHETRAN NELUP : Université de NewCastle, Angleterre
SHETRAN : Université de Newcastle, Angleterre
SHE : Danish Hydraulic Institue, le British Institute of Hydrology et la SOGREAH

5. Objectifs : transport des nitrates pour des bassins de plusieurs dizaines de km²

6. Type : modèle physique distribué (3D) à bases physiques offrant une modélisation continue en intégrant informations parcellaires (modèle EPIC), modèle chimique (MP) et transport sur le bassin et en rivière (modèle SHETRAN).

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SHE : description des processus du cycle de l'eau par des équations physiques ; le nombre des processus reproduits dépend de la qualité des données disponibles. Les **processus en terme de production** intègrent l'Interception par la végétation, Evaporation / transpiration, Infiltration, Irrigation et ceux de transfert intègrent le ruissellement de surface (sur le bassin, dans les fossés et en rivière), l'écoulement latéral dans le zone non saturée et les échanges transfert zone saturée – rivière.

Modèle de qualité SHETRAN NELUP: description des processus liés au cycle de l'azote par des équations physiques avec des processus chimiques (minéralisation, immobilisation, nitrification, dénitrification, volatilisation, prélèvements par les plantes, fixations biologiques) et des processus de transport (transport des solutés suivant écoulements : équilibre forme mobile/immobile, processus d'advection/dispersion et processus d'auto épuration en rivière).

8. Mise en œuvre : les équations sont résolues par des schémas numériques aux différences finies selon un maillage régulier

9. Discrétisation spatiale : Utilisation de mailles pour reproduire chaque couche du bassin (sol, différentes couches du sous-sol). Une maille d'1 km² avec une profondeur variable (entre 1 cm à plusieurs mètres selon la nature du sol) a été retenue pour l'étude du bassin de la Tyne de 1000 km² (Angleterre) (LUNN et al., 1996).

10. Nombre de paramètres (par maille) : 2400 (SHE) (SHETRAN NELUP)

11. Exemples de sites d'application : bassin de la Tyne de 3000 km² (Angleterre) (LUNN et al., 1996).

12. Discrétisation temporelle : simulation en continu au pas de temps variable (maximum de 10h et inférieur en crue).

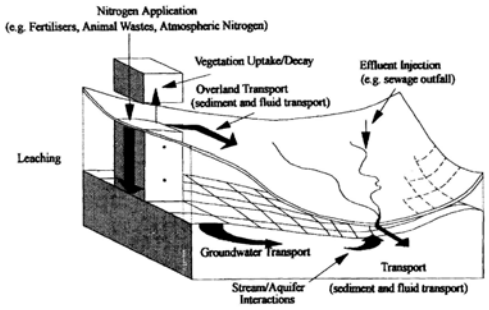
13. Echéance temporelle : ce modèle est utilisé pour étudier des scénarii d'aménagement du bassin et suppose des simulations sur plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises : précipitations (pluviographes), évaporation, débits en rivières, Modèle Numérique de Terrain, occupation du sol, géologie, profils topographiques transversaux des rivières, type de berge, profils pédologiques verticaux, perméabilité des sols, granulométrie des sols, quantification des pompages, résultats de traçages chimiques sur les versants et en rivière, dates et quantités de fertilisants.

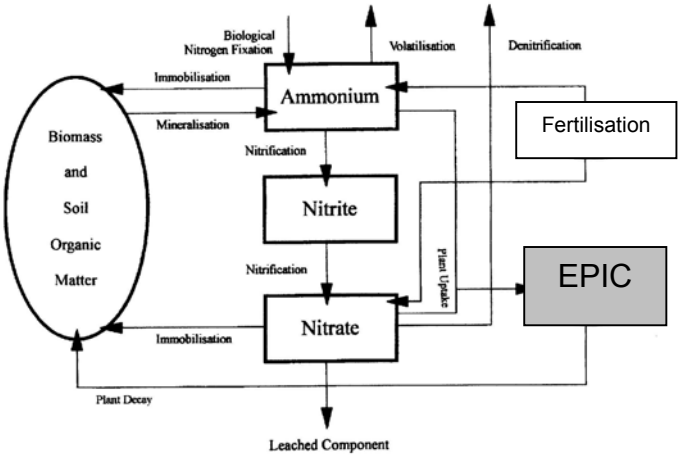
15. Couplage avec un SIG : les nombreuses données requises sont extraites à partir d'une base de données géographiques développée sous le SIG GRASS.

16. Commentaire :
Le modèle NELUP est un exemple de modèle encapsulé. Un premier module sur les pratiques agricoles permet de prévoir les apports d'azote en fonction de l'occupation du sol. Ces données de sortie du premier module sont utilisées dans le modèle agronomique parcellaire EPIC (WILLIAMS et al., 1982) pour prévoir la consommation par les plantes. Le troisième module MP permet de reproduire les processus chimiques du cycle de l'azote. Le modèle SHETRAN est utilisé pour les processus de transport depuis les parcelles vers l'exutoire du bassin.

17. Structure du modèle : (LUNN et al., 1996)



Modèle SHETRAN



Modèle NELUP

Fiche modèle 22 : SHETRAN NITS

1. Nom du modèle de qualité : SHETRAN NIT(Nitrate Integrated Transformation)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SHE

3. Auteurs - Première publication : SHETRAN NITS : (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)
SHETRAN : (EWEN, 1990)
SHE : (ABBOTT et al., 1986)

4. Institut – Pays : SHETRAN : Université de Newcastle, Angleterre
SHE : Danish Hydraulic Institue, le British Institute of Hydrology et la SOGREAH

5. Objectifs : reproduction de la dynamique des masses de polluants (en particulier l'azote dans la version NITS), des débits à l'exutoire du bassin tout en permettant de suivre en tout point du bassin l'évolution de ces grandeurs.

6. Type : modèle physique distribué (3D) à bases physiques offrant une modélisation continue

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SHE : description des processus du cycle de l'eau par des équations physiques ; le nombre des processus reproduits dépend de la qualité des données disponibles. Les processus en terme de production intègrent l'Interception par la végétation, Evaporation / transpiration, Infiltration, Irrigation et ceux de transfert intègrent le ruissellement de surface (sur le bassin, dans les fossés et en rivière), l'écoulement latéral dans le zone non saturée et les échanges transfert zone saturée – rivière.

Modèle de qualité SHETRAN NIT : description des processus liés au cycle de l'azote par des équations physiques avec des processus chimiques (Minéralisation, Immobilisation, Nitrification, Dénitrification, Volatilisation, Prélèvements par les plantes) et des processus de transport (transport des solutés suivant écoulements : équilibre forme mobile/immobile processus d'advection/dispersion et processus d'auto-épuration en rivière).

8. Mise en œuvre : équations résolues par des schémas numériques aux différences finies selon un maillage régulier ; calage du modèle SHE et SHETRAN NITS en fixant des bornes physiques aux paramètres, validation sur parcelle test (0.54 ha) (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)

9. Discrétisation spatiale : Utilisation de mailles carrées pour reproduire chaque couche du bassin (sol, différentes couches du sous-sol). Pour des contraintes de temps de simulation, le nombre de mailles classiquement retenu est de l'ordre de 15000 (EWEN et al., 2000).

10. Nombre de paramètres (par maille) : 2400 (SHE) 20 (SHETRAN NITS)

11. Exemples de sites d'application : les exemples sont très variés en terme de climat et de surface. On peut citer par surface croissante la parcelle test de 0.54 ha sur le bassin de

Kjettslinge (Suède) (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a), le bassin de Slapton en Angleterre (0.94 km²)(BIRKINSHAW et EWEN, 2000b), le bassin du Rimbaud, sud de la France (1.4 km²) (PARKIN et al., 1996), et des bassins de l'ordre de 5000 km² aux Pays Bas (ADAMS, 1995).

12. Discrétisation temporelle : simulation en continu au pas de temps horaire ou inférieur (pas de temps variable en crue et hors crue).

13. Echéance temporelle : ce modèle est utilisé pour étudier des scénarii d'aménagement du bassin et/ou de changements climatiques et suppose des simulations sur plusieurs années hydrologiques (EWEN et al, 2000).

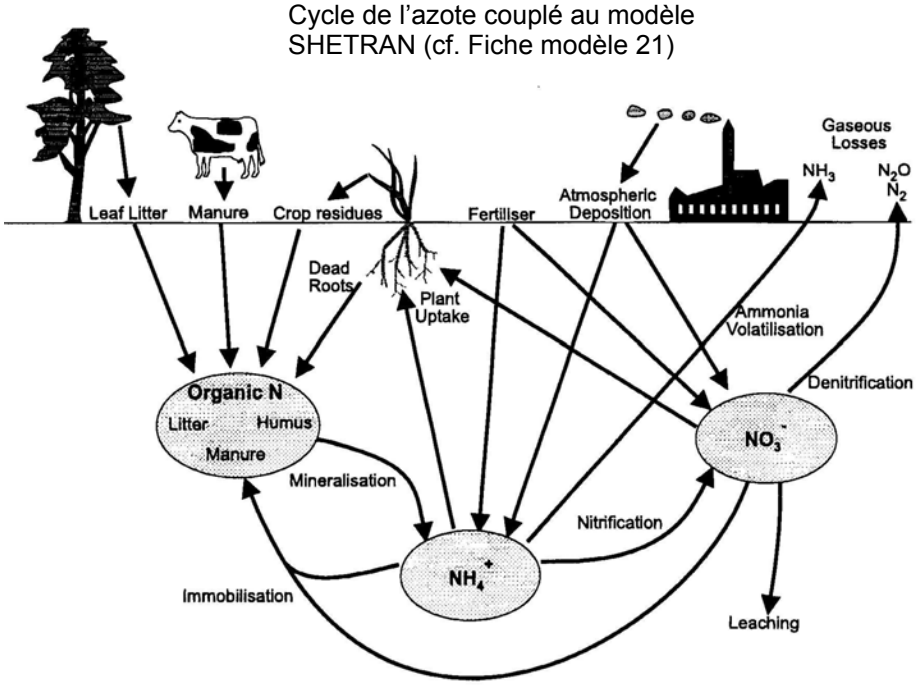
14. Données requises : précipitations (pluviographes), évaporation, débits en rivières, Modèle Numérique de Terrain, occupation du sol, géologie, profils topographiques transversaux des rivières, type de berge, profils pédologiques verticaux, perméabilité des sols, granulométrie des sols, quantification des pompages, résultats de traçages chimiques sur les versants et en rivière, dates et quantités de fertilisants.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :
du modèle de connaissance (bassins de l'ordre du km²), le SHE modèle et sa version qualité, le SHETRAN ont été utilisés comme modèle de prévision de scénarii (impacts des pratiques culturales plusieurs dizaines de km²). EWEN, 1997 propose une approche pour aborder la nécessaire simplification des équations pour des applications à plus petite échelle (phénomène d'upscaling) (EWEN, 1997). Les paramètres moyens qui découlent de cet effort de simplification s'apparentent d'avantage à des paramètres de calage conceptuels suite à leur perte de signification physique.

17. Structure du modèle : (BIRKINSHAW et EWEN, 2000a)

Cycle de l'azote couplé au modèle SHETRAN (cf. Fiche modèle 21)



Fiche modèle 23 : SPNM

1. Nom du modèle de qualité : SPNM (Sediment Phosphorus Nitrogen Model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number) modifié

3. Auteurs - Première publication : SPNM : (WILLIAMS et HAAN, 1978)
SCSCN : (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972)

4. Institut – Pays : SPNM : Texas Water Resources Institute de l'Université du Texas
SCSCN : Soil Conservation Service, USA

5. Objectifs : simulation des contributions de l'agriculture à la pollution de l'eau en terme de perte de sol, d'azote et de phosphore sur des bassins jusqu'à 2000 km².

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une simulation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SCSCN : détermination du ruissellement

Modèle de qualité SPNM : processus chimiques (immobilisation, minéralisation, dénitrification, lessivage, absorption par les plantes), prise en compte de la fertilisation et des apports par l'eau de pluie, formes prises en compte : nitrates et azote particulaire. Transport de type conservatif dans le réseau.

8. Mise en œuvre :
Calage du paramètre « coefficient d'épuisement de l'humidité du sol » voire des Curves Numbers (coefficients de ruissellement) eux-mêmes et nécessité de calage des paramètres des équations chimiques du modèle.
Pas d'expérience de validation du module azote.

9. Discrétisation spatiale : discrétisation en plusieurs sous-bassins « homogènes » et en biefs aux propriétés hydrauliques uniformes.

10. Nombre de paramètres : 1 (SCSCN) non défini (SPNM).

11. Exemples de sites d'application : pour la partie hydrologique seulement : bassin du Texas (101 km2) (WILLIAMS et HAAN, 1978).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier.

13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises : pluie journalière, température moyenne mensuelle, indice climatique mensuel (qui caractérise l'évapotranspiration potentielle), dates et quantités des apports d'azote.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire : Un modèle de gestion a été couplé au modèle SPNM pour évaluer des alternatives de changements agricoles.

17. Structure du modèle :

Fiche modèle 24 : SWAT

1. Nom du modèle de qualité : SWAT (Soil and Water Assessment Tool)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number)

3. Auteurs - Première publication : SWAT : (ARNOLD et al., 1994)
SCSCN : (SOIL CONSERVATION SERVICE, 1972)

4. Institut – Pays : SWAT : USDA, Agricultural Research Service, USA.
SCSCN : Soil Conservation Service, USA.

5. Objectifs : simulation de l'impact d'aménagements sur l'eau, les sédiments et la qualité (nutriments et pesticides) sur des bassins non-jaugés

6. Type : modèle physique distribué offrant une simulation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique SCSCN :
fonction de production (évapotranspiration selon plusieurs algorithmes au choix, ruissellement obtenu avec l'approche du SCS, percolation) ;
fonction de transfert (pic de débit déterminé à partir de la formule rationnelle, écoulement de subsurface, apport souterrain nappe- rivière géré par une fonction retard)

Modèle de qualité : processus chimiques (volatilisation, dénitrification, nitrification, minéralisation, adsorption – désorption de l'ammonium), transport via écoulement superficiel, écoulement latéral et percolation ; seule la forme nitrates est mobile et atteint les eaux superficielles, dans le réseau hydrographique, les nitrates sont considérés comme une substance conservative.

8. Mise en œuvre :
tests de sensibilité sur la taille des HRU (FITZHUGH et MACKAY, 2000) ;
comparaison des deux algorithmes de génération du ruissellement (Green – Ampt et SCSCN) (KING et al., 1999).

9. Discrétisation spatiale : discrétisation en HRU (Hydrologic Response Unit) supposée avoir un comportement hydrologique homogène (ROSS et al., 1979), ou en CHRU (Chemical Hydrological Response Units) (BENDE, 1997). Exemple de subdivision : la partie supérieure du Mississipi a été subdivisée en 131 HRU d'une surface moyenne de 3750 km², le Goodwin Creek Watershed de 21.3 km² a été segmenté en 48 HRU.

10. Nombre de paramètres : 161 (ECKHARDT et ARNOLD, 2001).

11. Exemples de sites d'application : très nombreux sites d'application (ARNOLD et al., 1999). On peut citer par surface croissante, le Goodwin Creek Watershed de 21.3 km² au Nord du Mississippi aux USA (KING et al., 1999), le bassin de Dietzhölze en Allemagne de

81 km² (ECKHARDT et ARNOLD, 2001), 3 bassins de 122 km² à 246 km² dans l'Illinois aux USA, (ARNOLD et al, 2000).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

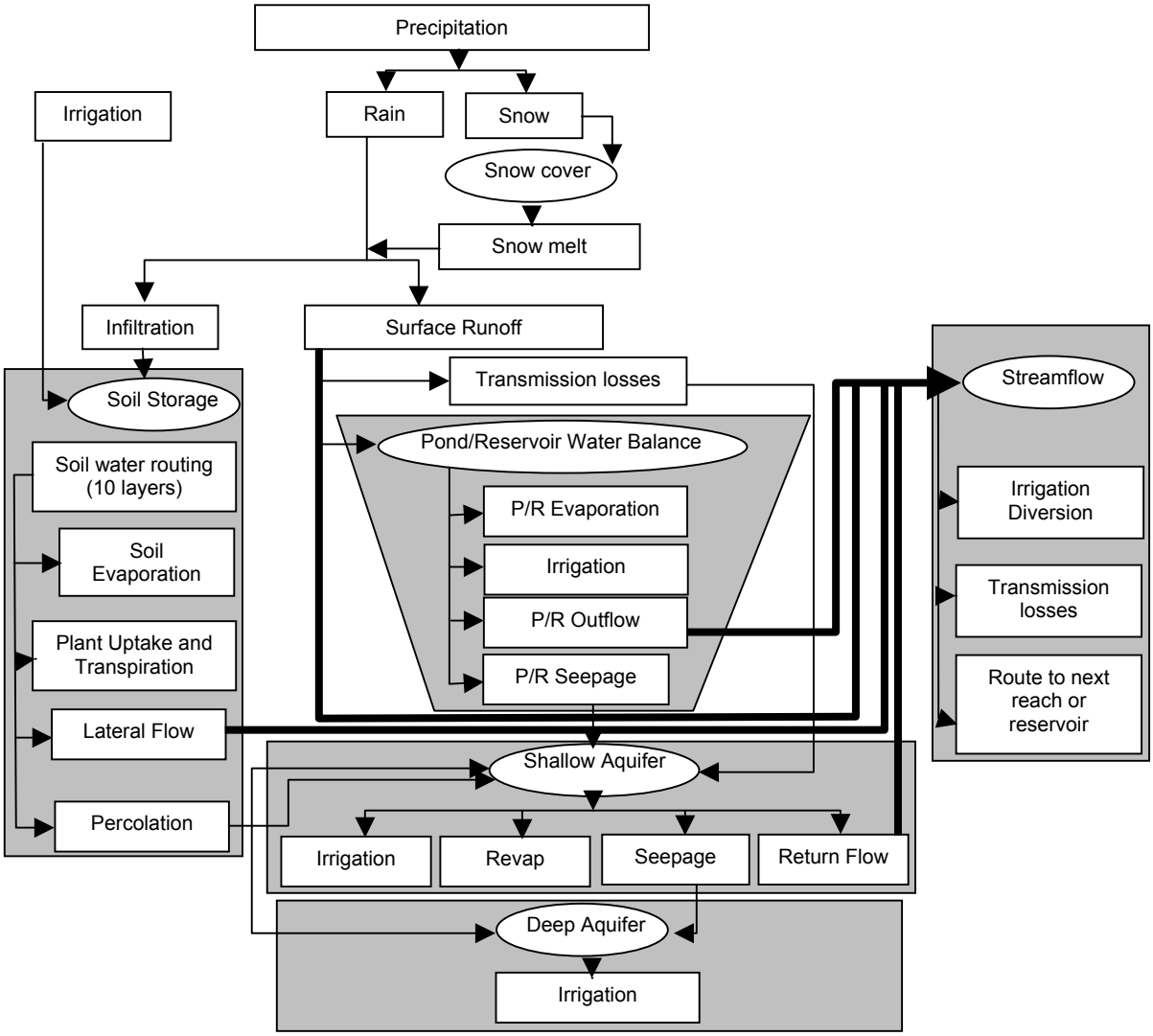
13. Echéance temporelle : longues chroniques de plusieurs années hydrologiques ; exemple 40 ans (SOPHOCLEOUS et PERKINS, 2000).

14. Données requises : une centaine de fichiers est requise pour renseigner le site d'étude : Modèle Numérique de Terrain, pédologie, géologie, géométrie du réseau hydrographique, occupation des sols, pluie journalière, température minimale et maximale journalière, débit moyen journalier.

15. Couplage avec un SIG : Arcview (détermination et renseignement des HRU) (FITZHUGH et MACKAY, 2000), Arc-info (développement d'une procédure automatique d'extraction des HRU) (BIAN et al., 1996), GRASS ((SRINIVASAN et ARNOLD, 1993).

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (ECKHARDT et ARNOLD, 2001)



Fiche modèle 25 : SWIM

1. Nom du modèle de qualité : SWIM (Soil and Water Integrated Model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SWAT (Soil and Water Assessment Tool) et MATSALU

3. Auteurs - Première publication : SWIM : (KRYSANOVA et al., 1996)
SWAT : (ARNOLD et al., 1994)
MATSALU : (KRYSONAVA et al., 1989)

4. Institut – Pays : SWIM : Potsdam Institute for Climate Impact Research, Allemagne

5. Objectifs : modélisation du transfert des nutriments (azote et phosphore) depuis le sol vers les eaux de surface à l'échelle des « mesoscale basins».

6. Type : modèle distribué à bases physiques offrant une modélisation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : processus (précipitation réelle ou générateur stochastique, neige, évapotranspiration, ruissellement selon SCSCN, ruissellement de subsurface, percolation, écoulement en zone saturée)

Modèle de qualité :
processus chimiques (minéralisation, dénitrification) ;
processus de transport (percolation, ruissellement de surface et subsurface, relation milieux non saturés – milieux saturés, perte par érosion) ;
formes prise en compte : nitrates, forme active et stable de l'azote organique dans le sol, azote organique dans les rejets industriels ou domestiques

8. Mise en œuvre :
pas de calage : les paramètres pouvant être déduits des caractéristiques du bassin.
Validation : utilisation du critère de Nash (valeur entre 0.68 et 0.85 sur la période 1984 – 1986 au pas journalier. Pour le module azote : comparaison sur les masses annuelles exportées (4.9 et 8.5% de différence). La comparaison de la dynamique journalière montre une sous-estimation (problèmes sur les données agronomiques disponibles selon les auteurs).

9. Discrétisation spatiale : segmentation en sous-bassins, eux mêmes segmentés en « hydrotopes » (unité homogène en terme d'occupation du sol et de la pédologie dont on suppose une homogénéité de fonctionnement hydrologique), pouvant être à nouveau composé de 10 couches superposées pour représenter la zone racinaire. Exemple : un bassin de 575 km² a été discrétisé en 64 sous-bassins (moyenne de 9 km²) et 658 hydrotopes (moyenne de 0.9 km²).

10. Nombre de paramètres :

11. Exemples de sites d'application : Bassin du Stepenitz (sous-bassin de l'Elbe) de 575 km² en Allemagne.

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier (voire mensuel ou annuel pour les sorties du modèle).

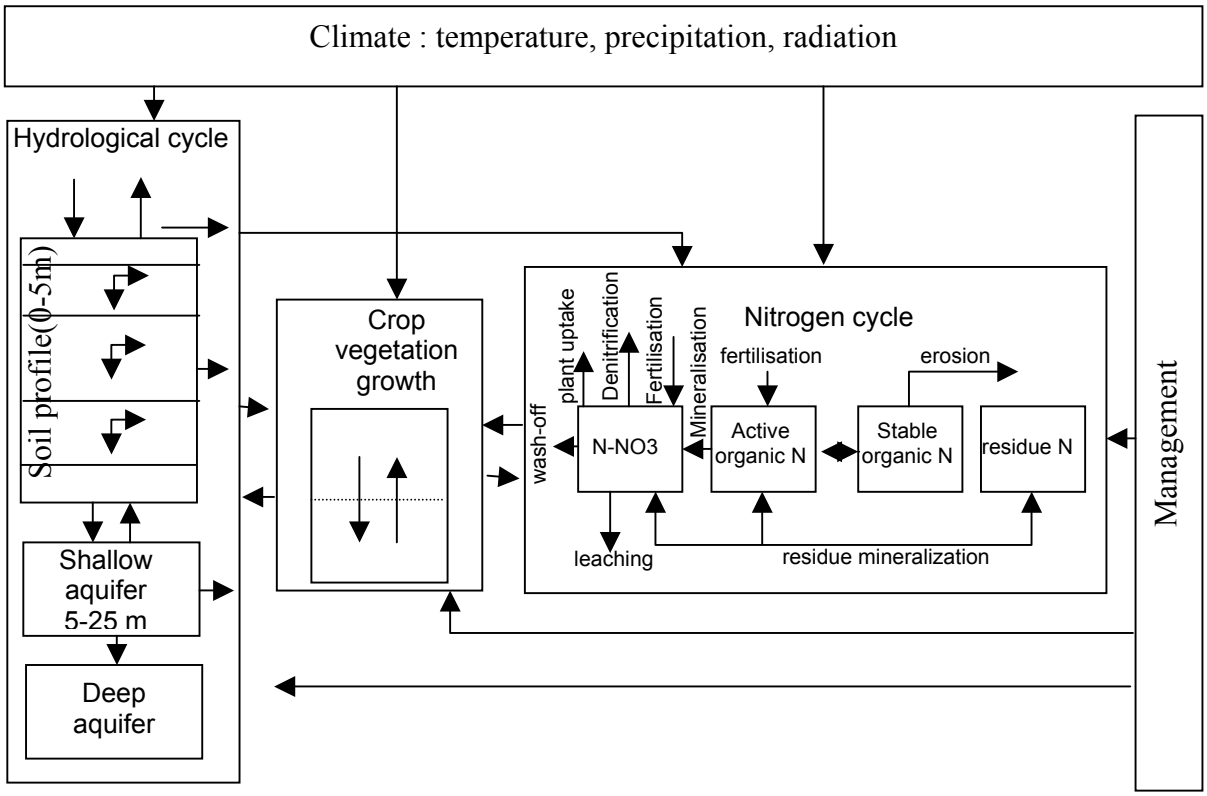
13. Echéance temporelle : modélisation de chroniques de plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises : Modèle Numérique de Terrain, occupation du sol, pédologie, limites des sous-bassins versants, niveau piézométrique de la nappe associée, paramètres de la couche superficielle du sol (zones racinaires), données agronomiques et données météorologiques (température moyenne, maximale et minimale journalière, précipitations et radiation solaire). Les données de débit et de concentrations associées sont requises pour valider le modèle.

15. Couplage avec un SIG : GRASS (extraction des HRU) (KRYSANOVA et al., 1996).

16. Commentaire :
Le modèle MATSALU est composé de quatre sous-modèles qui permettent de simuler les volumes d'eau et les masses de polluants associés depuis des bassins côtiers (méso échelle : > 2500 km²). Ce modèle a été entièrement développé sur le bassin de la Baie de MATSALU en Estonie. La création de SWIM résulte du besoin d'avoir un outil adapté au contexte européen (MATSALU) offrant une application rapide sur de nouveaux bassins (SWAT) adaptés à des bassins de plusieurs milliers de km² ce qui exclut les modèles comme ANSWERS et AGNPS (KRYSANOVA et al., 1996).

17. Structure du modèle : (KRYSANOVA et al., 1996)



Fiche modèle 26 : SWMM

1. Nom du modèle de qualité : SWMM (Storm Water Management Model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé :

3. Auteurs - Première publication : (METCALF et al., 1971)

4. Institut – Pays : SWMM : Environmental Protection Agency U.S.

5. Objectifs : simulation du comportement d'un bassin urbain en terme de quantité et de qualité des eaux de ruissellement après un épisode de pluie.

6. Type : modèle conceptuel distribué de type événementiel ou continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : écoulements obtenus sur la base d'un réservoir nonlinéaire pour chaque élément du modèle hydrologique spatialisé (module RUNOFF), et transfert sur le bassin selon le modèle de l'onde cinématique (approximation du Système de Barré de Saint Venant) (module TRANSPORT), écoulements souterrains considérés globalement sur le bassin.

Modèle de qualité : production des masses de polluants lors d'un événement calculées à l'aide des « pollutant loading factor » propre à chaque polluant et à chaque occupation du sol et fonction de la durée de temps sec.

8. Mise en œuvre :
Etude de sensibilité et calage des paramètres par une approche de réseau de neurones (ZAGHLOUL et ABU KIEFA, 2001).

9. Discrétisation spatiale : découpage en sous-bassins versants (fonction de l'occupation du sol) et en axes de drainage (voirie, égouts). Par exemple, le bassin de Ballona Creek (300 km²) a été discrétisé en 2899 drains (total de 365 km) et 1897 sous-bassins (moyenne 15 ha).

10. Nombre de paramètres : 16 (module qualité)

11. Exemples de sites d'application : 9 sites test (de l'ordre d'1ha) dans la ville de Denver, Colorado, USA (BAFFAUT et DELLEUR, 1990), bassin urbanisé de Ballona Creek (300 km²) en Californie (BURIAN et al., 2001).

12. Discrétisation temporelle : de la minute à la journée selon taille du bassin

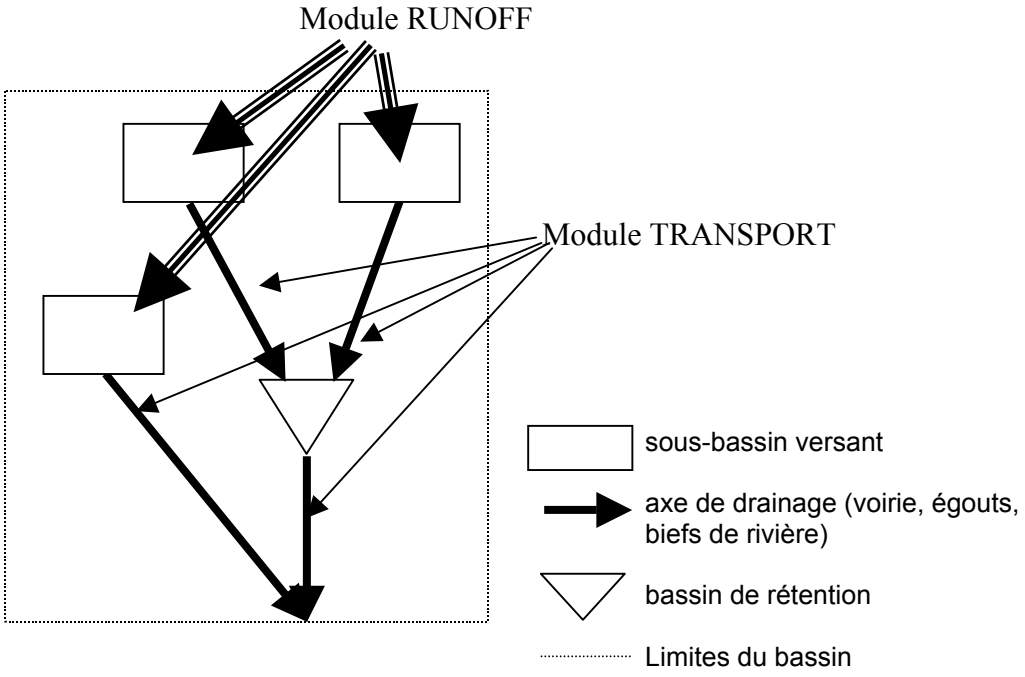
13. Echéance temporelle : épisode de crue ou chronique de plusieurs années hydrologiques

14. Données requises : hyétogramme de pluie, antécédent climatique, occupation du sol, topographie, pédologie, réseaux pluviaux (dimensions, ouvrages de régulation), masses de

polluants accumulés entre deux épisodes, paramètres de lessivage, paramètres hydrauliques (onde cinématique)
15. Couplage avec un SIG : extraction des caractéristiques physiques requises par le modèle ARCVIEW, GRASS.

16. Commentaire :

17. Structure du modèle :



Fiche modèle 27 : SWRRB

1. Nom du modèle de qualité : SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (version modifiée de CREAMS et EPIC)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : SCSCN (Soil Conservation Service Curve Number) modifié

3. Auteurs - Première publication : SWRRB : (ARNOLD et al., 1990)

4. Institut – Pays : U. S. Department of Agriculture

5. Objectifs : prévision des effets des pratiques agricoles sur l'hydrologie et la qualité de l'eau (azote et phosphore) sur des bassins versants jusqu'à plusieurs centaines de km².

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une simulation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : par rapport au modèle hydrologique de CREAMS, introduction d'un sous-modèle pour générer de façon stochastique des séries de données de variables de forçage (précipitations, température et radiation solaire), estimation de l'écoulement souterrain et fonction de routage de l'eau dans le réseau hydrographique. Les processus reproduits sont donc l'écoulement superficiel, l'évaporation, les variations d'humidité du sol, l'écoulement souterrain et la percolation. La propagation dans le réseau est soit gérée par des hydrogrammes triangulaires pour chaque sous-bassin soit par une simple somme de la contribution de chaque sous-bassin.

Modèle de qualité les algorithmes utilisés pour reproduire les processus chimiques sont ceux du modèle EPIC modifiés pour être intégrés dans l'architecture de SWRRB (ARNOLD et WILLIAMS, 1995) : seuls les premiers cm du sol contribuent aux apports en nitrates dans le ruissellement de surface. Les nitrates sont considérés comme une substance conservative dans le réseau.

8. Mise en œuvre :
aucun des paramètres ne nécessite théoriquement d'être calé. Ils sont déterminés à partir des caractéristiques physiques du bassin, des informations sur l'occupation du sol, des données de littérature et des statistiques sur la pluviométrie

9. Discrétisation spatiale : discrétisation en sous-bassins versants et en biefs de rivières.

10. Nombre de paramètres : 47 (modèle hydrologique) 10 (qualité).

11. Exemples de sites d'application : utilisation par le Soil Conservation Service de SWRRB couplé à des modèles économiques pour gérer la quantité et la qualité des eaux de 18 bassins américains de plusieurs milliers de km² (ARNOLD et WILLIAMS, 1995), le modèle a été utilisé sur 770 bassins côtiers pour prévoir leur exportation en nutriments (SINGER et al., 1988).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier.

13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques ;

14. Données requises : pluie journalière, températures journalières maximales et minimales, radiation solaire moyenne mensuelles, caractéristiques physiques du bassin, occupation du sol et données agronomiques.

15. Couplage avec un SIG : couplage avec le SIG GRASS pour extraire les valeurs des paramètres requis par le modèle.

16. Commentaire :

17. Structure du modèle :

Fiche modèle 28 : TNT-STICS

1. Nom du modèle de qualité : TNT-STICS

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : TNT (version maillée de TOPMODEL)

3. Auteurs - Première publication : TNT- STICS : (BEAUJOUAN et al., 2001)
STICS : (BRISSON et al., 1998)
TOPMODEL : (BEVEN et KIRKBY, 1979)

4. Institut – Pays : TNT : ENSAR et INRA Rennes, France
TOPMODEL : Université de Lancaster, Angleterre

5. Objectifs : étudier les relations entre le sol et la nappe sous-jacente qui affectent la qualité des eaux de surface des bassins ruraux en terme d'azote.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une modélisation en continu

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique TNT : fonction de production en trois couches successives (sol, zone non saturée et zone saturée (le bilan vertical dans la couche sol est géré par le modèle STICS : évapotranspiration, consommation d'eau par les plantes) la percolation de la zone non saturée vers la zone saturée est gérée par l'équation de DARCY. Fonction de transfert, une direction d'écoulement est déterminée à partir d'un MNT. La lame ruisselée est acheminée vers les cellules voisines. Pour les pixels rivières (au dessus d'un seuil de surface amont) la lame ruisselée est acheminée directement vers l'exutoire.

Modèle de qualité STICS : processus chimiques du cycle de l'azote, consommation par les plantes, croissance des plantes. Un module supplémentaire NEMIS permet de simuler la dénitrification dans la zone saturée (HENAULT, 1995).

8. Mise en œuvre :

9. Discrétisation spatiale : cellule carrée.

10. Nombre de paramètres : 3 (TOPMODEL) 5 (STICS).

11. Exemples de sites d'application : bassin virtuel de 0.64 km².

12. Discrétisation temporelle : données journalières.

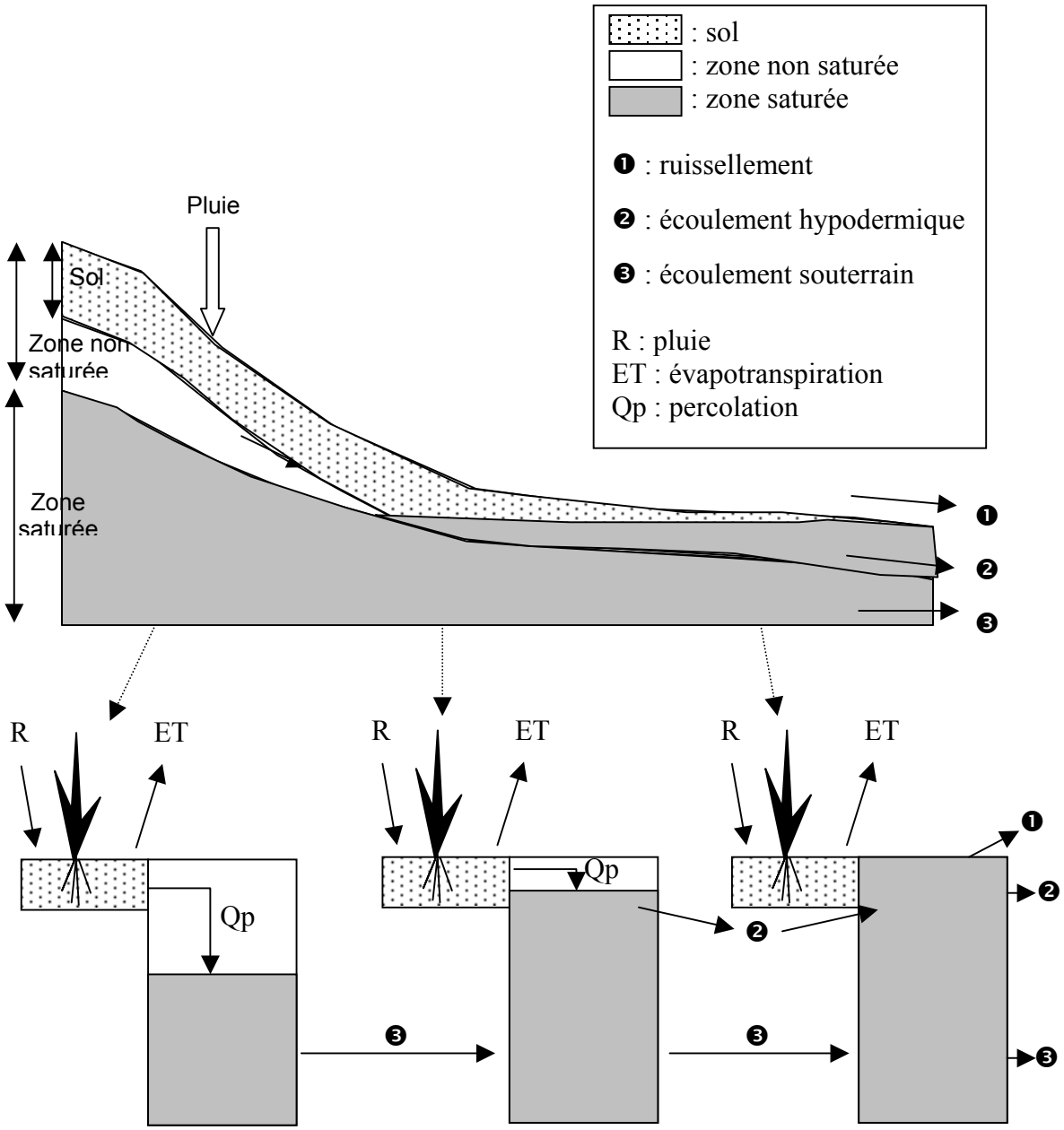
13. Echéance temporelle : chroniques de plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises : modèle numérique de terrain (pour la distribution de l'indice topographique), chronique de pluie et de débit (pour calage de TOPMODEL), évaporation de Penman et apports d'azote sur le bassin.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (BEAUJOUAN et al., 2001)



Le modèle STICS est appliqué sur chaque maille définie dans le modèle TNT.

Fiche modèle 29 : TOPMODEL-SLIM

1. Nom du modèle de qualité : TOPMODEL – SLIM (Solute Leaching Intermediate Model)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : TOPMODEL (Topological Model)

3. Auteurs - Première publication : TOPMODEL –SLIM : (VAN HERPE et al., 1998)
SLIM : (ADDISCOTT et al., 1986)
TOPMODEL : (BEVEN et KIRKBY, 1979)

4. Institut – Pays : TOPMODEL : Université de Lancaster, Angleterre
TOPMODEL –SLIM : Université de Gent, Belgique

5. Objectifs : simulation du transport des nitrates sur un bassin rural

6. Type : modèle conceptuel

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique TOPMODEL : processus de production (interception selon concept des zones contributives via le réservoir interception, infiltration via un réservoir qui alimente le réservoir eau souterraine) et processus de transfert (routage non linéaire des écoulements de surface).

Modèle de qualité SLIM : processus de production via une relation empirique (fonction du volume infiltré, de la capacité au champ et du stock d'azote initial). La fonction de transport est basée sur le concept de « flushing » plus la zone considérée est saturée (de haut en bas d'un profil), plus la concentration des eaux à l'exutoire est importante.

8. Mise en œuvre :
calage du modèle, pas de validation.

9. Discrétisation spatiale : approche semi-distibuée en sous-bassins versants propre au model TOPMODEL.

10. Nombre de paramètres : 3 (TOPMODEL) 1 (SLIM)

11. Exemples de sites d'application : bassin de Sorbrook, Angleterre (97 km²), bassin de Zwalm en Belgique (114 km²).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier

13. Echéance temporelle : chronique de plusieurs années hydrologiques

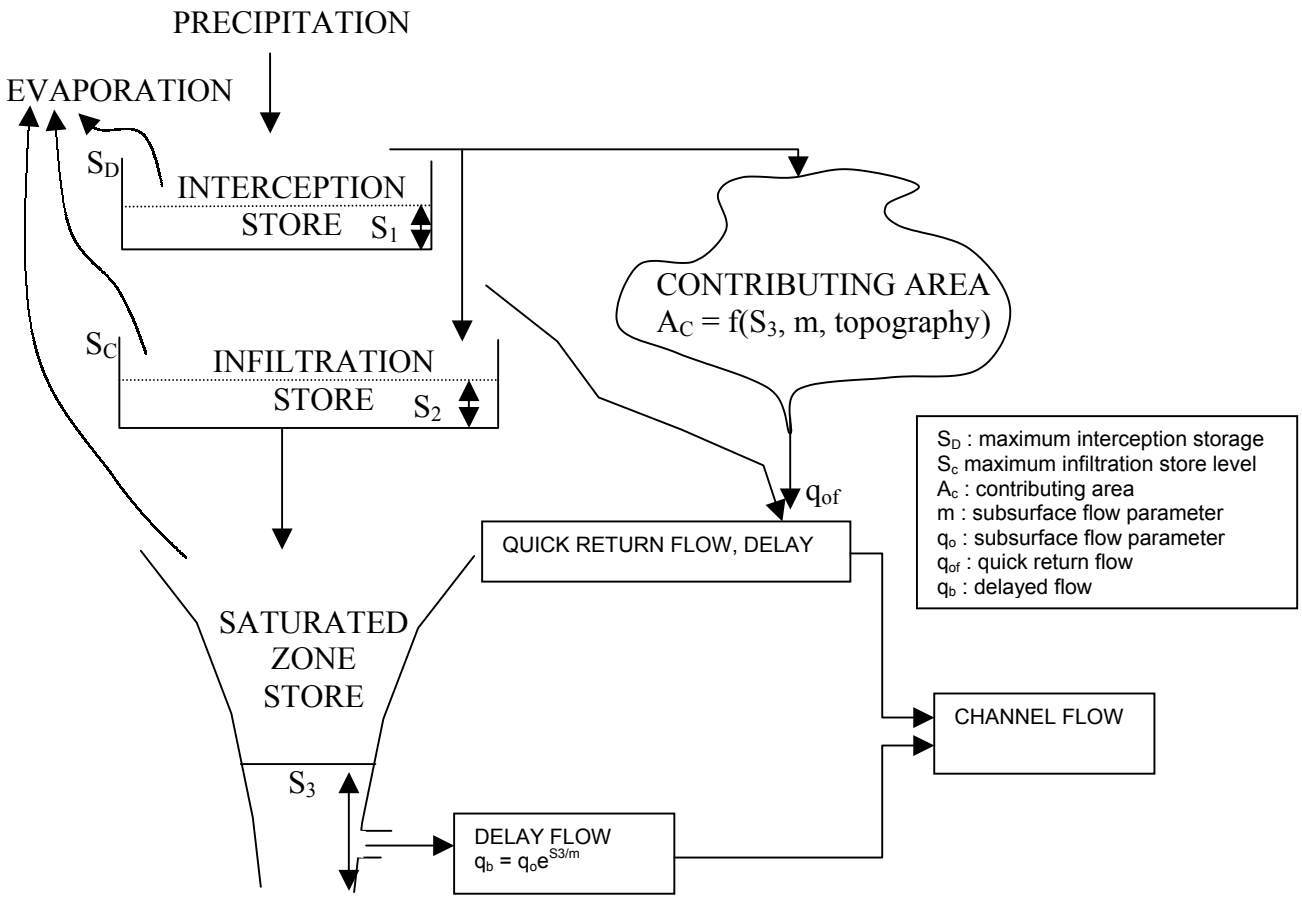
14. Données requises : modèle numérique de terrain (pour la distribution de l'indice topographique), chronique de pluie et de débit (pour calage de TOPMODEL), évaporation de Penman et apports d'azote sur le bassin.

15. Couplage avec un SIG :

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : (BEVEN et al., 1985)**,** (VAN HERPE et al., 1998)

TOPMODEL



Model SLIM :

$\varepsilon = H / \Phi$
$P = 1.111 \times \varepsilon - 0.203 \times \varepsilon^3$ when $\varepsilon <= 1.35$
$P = 1$ when $\varepsilon > 1.35$

With ε (m) : drainage efficiency; H (m) : cumulative soil drainage, Φ (m^3/m^3) : soil moisture content at field capacity and P : proportion of the available nitrate leached

Fiche modèle 30 : WATERWARE

1. Nom du modèle de qualité : WATERWARE (Water resources management information system)

2. Nom du modèle hydrologique utilisé : HPS (plusieurs versions de complexité croissante)

3. Auteurs - Première publication : (JAMIESON et FEDRA, 1996a)

4. Institut – Pays : ce modèle résulte d'un projet européen intégrant l'Université de Bologne en Italie, l'Université de College Cork en Irlande, l'Université de Newcastle en Angleterre, l'International Institute for Applied Systems Analysis en Australie, Thames Water International, en Angleterre, Ansaldo Industria Spa en Italie

5. Objectifs : outil d'aide à la décision capable de simuler des scénarii d'aménagement à l'échelle du bassin de plusieurs centaines de km² et d'en prévoir l'impact tant sur les quantités d'eau concernées que sur la qualité des eaux de surface et souterraine.

6. Type : modèle conceptuel distribué offrant une modélisation en continu.

7. Processus reproduits par le modèle :

Modèle hydrologique : (plusieurs modèles au choix selon données disponibles)
HPS 1 : modèle 1D de type global : processus représentés : interception, évaporation, infiltration, évapotranspiration, ruissellement de surface et de subsurface, percolation, écoulement en rivière et écoulement en milieu saturé ;
HSP 2 : modèle 2D semi-distribué obtenu à partir du modèle ARNO (TODINI, 1996) ;
HSP 3 : modèle 3D distribué sur la base du SHETRAN (EWEN, 1990) ;

Modèle de qualité : (plusieurs modèles au choix selon données disponibles)
GWP (2) : modèle de contamination des eaux souteraines 2D qui intègre des relations de convection-dispersion ;
TRACE 123 : modèle de contamination des eaux souteraines 3D ;
SWP(1) : modèle stochastique 1D de qualité des eaux de surface qui assimile les biefs à des sections trapézoïdales (vitesse déterminée par l'équation de Manning). Le processus de nitrification est reproduits par une expression du premier ordre. La teneur en oxygène est déterminée par l'équation de Streeter-Phelps (1925) ;
STREAM1 : modèle déterministe 1D de qualité des eaux de surface.

8. Mise en œuvre :

9. Discrétisation spatiale : segmentation en sous-bassins, biefs associés et nœuds (usines, rejets ponctuels, barrages).

10. Nombre de paramètres : variables fonction des modules utilisés.

11. Exemples de sites d'application : zone côtière de la rivière Kelantan en Malaisie (JAMIESON et FEDRA, 1996b), bassin de la Tamise (13 000 km²) en Angleterre, bassin du

Lerma – Chapala (54 000 km²) au Mexique (PARKIN et O'CONNELL, 1999), la Bande de Gaza (Palestine).

12. Discrétisation temporelle : pas de temps journalier.

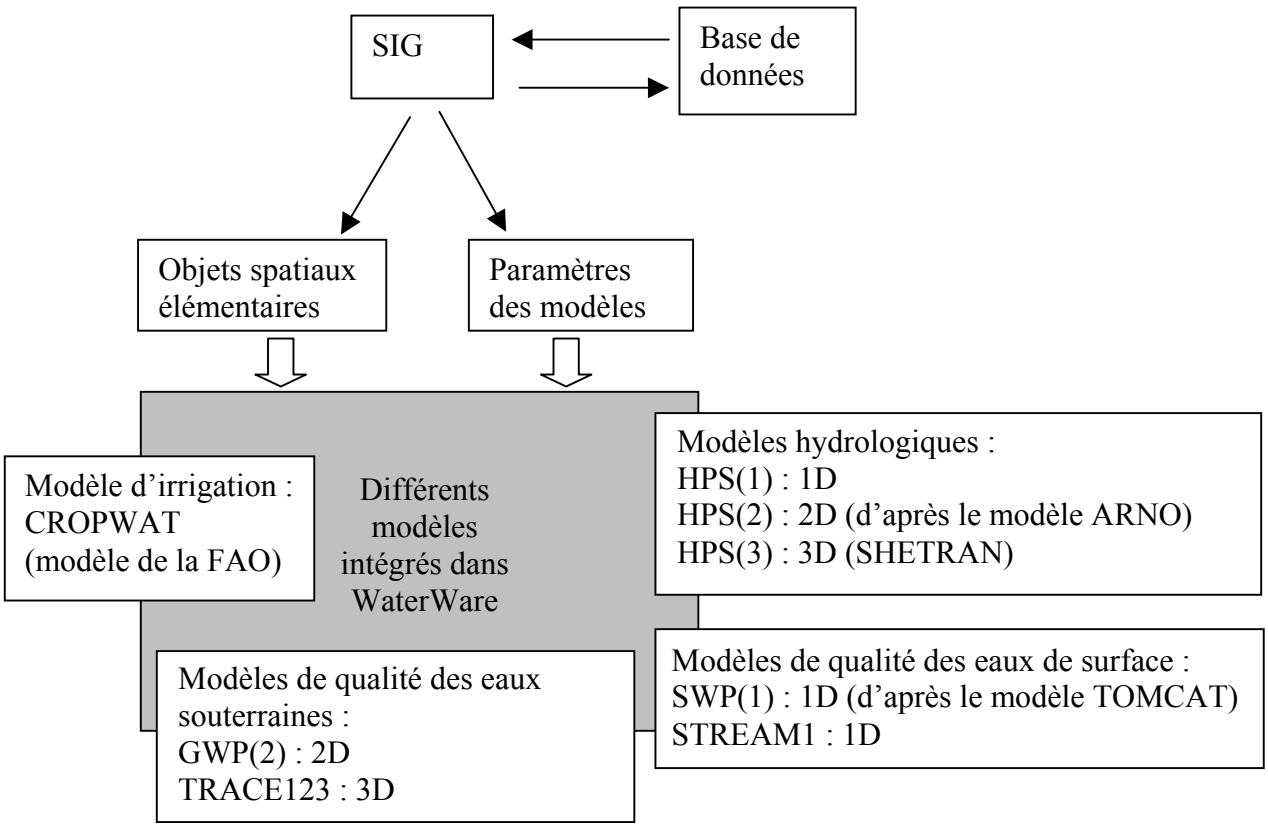
13. Echéance temporelle : chronique de plusieurs années hydrologiques.

14. Données requises :
données géographiques (limites administratives, occupation du sol, Modèle Numérique de Terrain, géométrie du réseau hydrographique, profils transversaux des rivières) ;
données hydrologiques et météorologiques (débit, température et précipitation au pas de temps horaire à journalier, humidité relative, vitesse du vent, couverture nuageuse, radiation solaire, évapotranspiration potentielle) ;
données de qualité (concentration au pas de temps horaire à journalier) ;
données économiques.

15. Couplage avec un SIG : SIG propre au modèle WaterWare

16. Commentaire :

17. Structure du modèle : d'après (FEDRA et JAMIESON, 1996)



ANNEXE 2 : Extraction des unités fonctionnelles du modèle

Cette annexe est composée de 3 parties :

- l'objectif de l'annexe 2A est de rappeler les concepts liés aux Systèmes d'Information Géographique et de montrer les intérêts et les limites de leur couplage avec les modèles hydrologiques ;
- l'annexe 2B résume la procédure d'extraction des sous-unités développée sous le SIG Arc-Info;
- l'annexe 2C permet d'illustrer la méthode de correction du MNT mise en œuvre pour améliorer la qualité des réseaux hydrographiques extraits.

2A : Concepts liés aux Systèmes d'information Géographique et intérêt du couplage « SIG - Modèle hydrologique/qualité de l'eau »

2A-1. Définition du SIG

La définition suivante est classiquement utilisée pour décrire ce qu'est un SIG : "c'est un système capable de stocker, partager, consulter et manipuler les objets représentés sur les cartes et les plans avec leurs descriptions géométriques, ainsi que toute l'information qui leur est attachée". (LAURINI et MILLERET RAPPORT, 1993).

Souvent réduit au seul logiciel, l'outil est alors privilégié au détriment des objectifs. L'excès inverse tend à vouloir remplacer des disciplines telle la géographie ou la cartographie.

Pour se démarquer de ce concept flou et pour le compléter, de nouveaux termes apparaissent :

- le SIT (Systèmes d'Information Territorial) (BEDARD, 1987) ou le SIE (Système d'Information pour Environnement) pour dénoter la finalité ;
- géomatique ou géo-spatiale pour définir une nouvelle science ;
- Information Géographique pour remettre en avant l'élément fondamental du système ;
- le Système d'Information à Référence Spatiale (SIRS) au sens premier du Système d'Information (SI) avec une problématique de structuration des données, d'organisation des moyens et des ressources humaines, de développement d'outils sans chercher à s'approprier des champs disciplinaires connexes telle la géographie (PRELAZ DROUX, 1995).

2A-2. Les concepts associés aux SIG

2A-21. Les bases de données

Une base de données est une collection de données non-redondantes représentant les besoins d'un ensemble d'utilisateurs (LAURINI et THOMPSON, 1992). Une base de données de Système d'Information Géographique est un ensemble structuré de données graphiques et non-graphiques permettant de décrire un plan d'information, de définir des relations spatiales et des caractéristiques d'un site donné (ANTENUCCI et al., 1991). La construction de la base de données dans un SIG est l'étape la plus onéreuse, la plus longue et celle qui pose le plus de problèmes d'intégration au sein du SIG. Les anglo-saxons distinguent le terme de *data base* en deux mots qui désigne l'ensemble de données numériques, structurées qui peuvent être développées, mises à jour et extraites pour des applications variées. Le terme *database* en un seul mot correspond à un ensemble de données structurées au sein d'un logiciel de gestion des systèmes de bases de données (ANTENUCCI et al., 1991).

Le volume d'information contenu au sein d'une base de données nécessite une organisation qui optimise les traitements ultérieurs des données. Les informations sont classiquement organisées en tableaux qui contiennent les caractéristiques de chaque entité. Il existe quatre structures d'organisation des données, apparues chronologiquement : la structure hiérarchique, la structure en réseau, la structure relationnelle et la structure orientée objet.

Ces quatre structures sont présentées ci-dessous avec leurs contraintes et avantages principaux (cf. Fig. 2A-1).

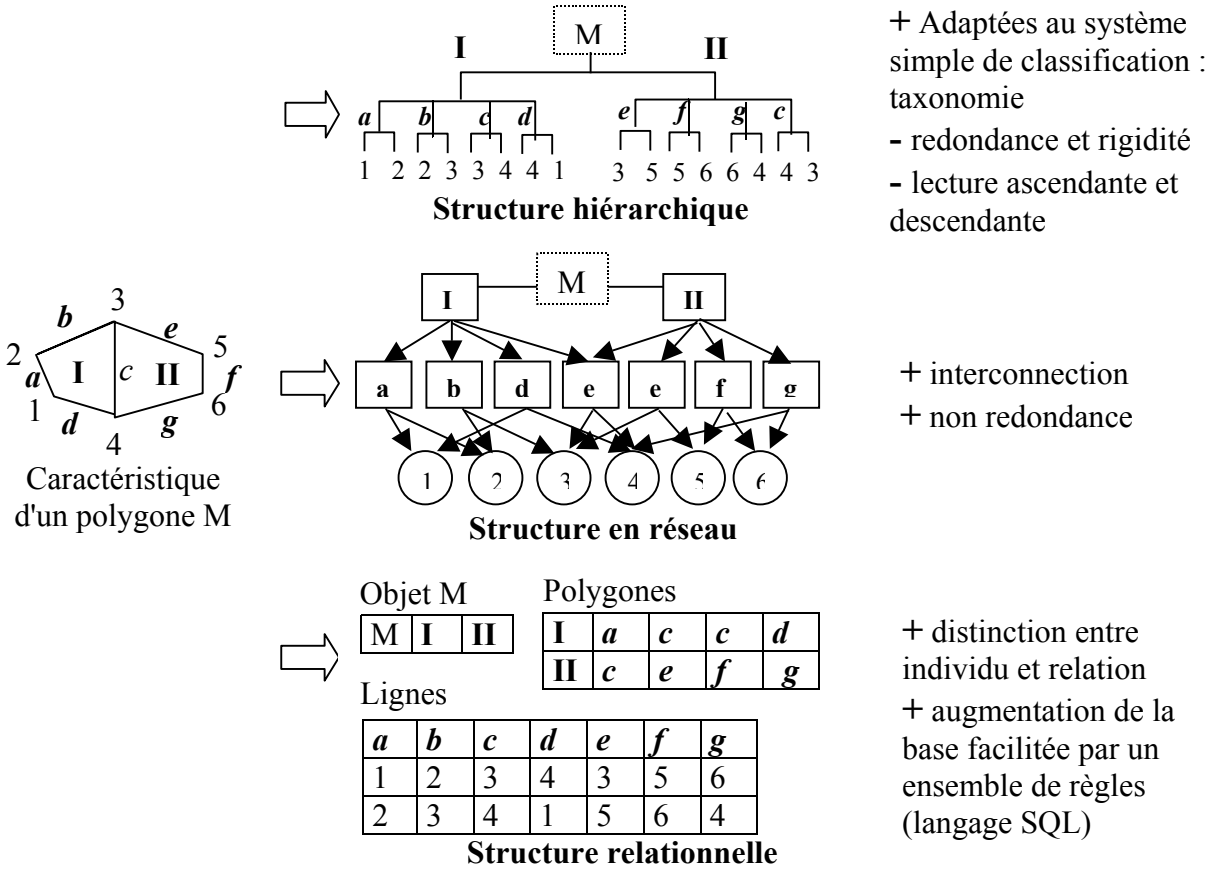


Figure 2A-1 : Structure hiérarchique, en réseau et relationnelle d'après (BURROUGH et MCDONNEL, 1998)

La quatrième structure, orientée objet, utilise le formalisme du langage de programmation orientée objet (JACOBSEN et al., 1992). L'utilisation de cette structure permet de combiner la rapidité des approches hiérarchiques et de types réseaux avec la flexibilité des approches relationnelles (BURROUGH et MCDONNEL, 1998).

En conclusion, l'approche hiérarchique convient aux bases de données où l'on souhaite segmenter l'information spatiale en différents thèmes de gestion. La structure en réseaux est adaptée à la gestion des liens entre les entités "lignes" et "polygones" contenues dans la base. L'approche relationnelle est utilisée préférentiellement pour extraire des informations selon leurs caractéristiques ou pour créer de nouveaux attributs aux éléments présents dans la base. Enfin, la structure orientée objet est requise pour les bases où l'on souhaite privilégier les interactions entre objets (BURROUGH et MCDONNEL, 1998).

Les recherches actuelles en matière de base de données dans les SIG visent à obtenir des structures de plus en plus flexibles qui permettent de prendre en compte l'évolution spatiale et temporelle des entités contenues dans les bases de données (PARENT, 2000).

2A-22 Types de données manipulées au sein d'un SIG

Les SIG se distinguent donc des systèmes de gestion de bases de données classiques par le fait qu'ils intègrent des données graphiques et non-graphiques (figure 2A-2) :

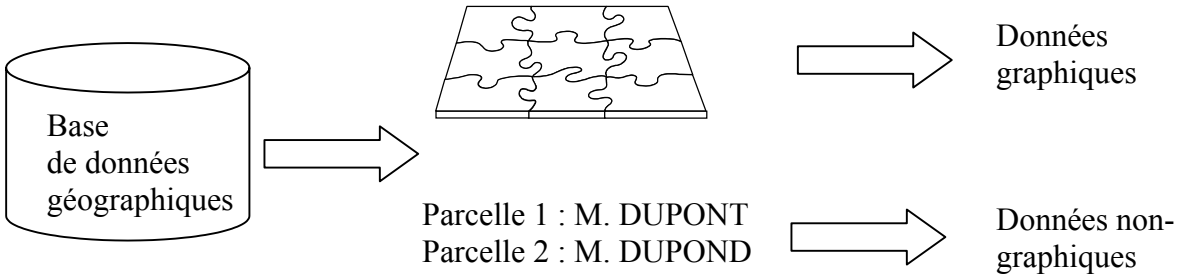


Figure 2A-2 : Caractéristiques d'une base de données d'un SIG

Les données graphiques contiennent des éléments cartographiques sous forme numérique. Les données graphiques sont représentées grâce à 5 types d'éléments : le point, la ligne, la surface, le pixel et l'annotation (BURROUGH, 1986). Les données non-graphiques contiennent les caractéristiques et les qualités des données graphiques et leurs relations (ANTENUCCI et al., 1991).

2A-23. Mode de représentation des données à référence spatiale

Le mode de représentation des données à référence spatiale (ou données graphiques) implique la saisie, le codage, le stockage de l'information et influe sur le type et l'efficacité des traitements associés.

Six modes de représentation peuvent être définis (GOODCHILD, 1993a) :

- **le semis de points irréguliers** : la base de donnée contient alors un ensemble de points localisés en x, y et z qui renseignent une variable (exemple des stations météorologiques) ;
- **le semis de points réguliers** : les éléments considérés sont ici répartis régulièrement, sur une grille carrée ou rectangulaire (cas des Modèles Numériques de Terrain) ;
- **la ligne** : la base de données contient une suite de lignes (définies par des couples x, y), caractérisées par une valeur z donnée (cas d'un réseau hydrographique) ;
- **le polygone** : surface fermée par des arcs, tout point de l'espace n'appartient qu'à un seul polygone (limites de sous-bassins versants) ;
- **le maillage rectangulaire ou carré régulier** : l'espace est divisé en une grille régulière, chaque cellule de la grille est caractérisée par une valeur unique (images satellitales) ;

- **le maillage triangulaire irrégulier** : l'espace est divisé en une suite de triangles irréguliers possédant chacun une valeur unique (mode de représentation possible de Modèle Numérique de Terrain).

Le terme anglo-saxon de **raster** regroupe le semis de points réguliers et le maillage rectangulaire ou carré. Les autres modes de représentation correspondent au mode **vecteur**. Les trois premiers modes ne permettent pas de représenter une variable en tout point de l'espace. Une interpolation est alors nécessaire (GOODCHILD, 1993a).

Le choix du mode de représentation (vecteur ou raster) va conditionner le type de traitements ultérieurs au sein du SIG et nécessite donc une réflexion sur l'adéquation du mode et de la donnée représentée.

Les avantages et contraintes des deux modes sont résumés ci-dessous (BURROUGH et MCDONNEL, 1998) (tableau 2A-1) :

	Vecteur	Raster
Avantages	- bonne représentation de la structure des données - structure compacte - topologie explicite permettant une bonne analyse en réseau - projection géographique et translation aisée - qualité de représentation aux différentes échelles - l'extraction, la mise-à-jour et la généralisation des données sont possibles	- structure simple de données - accès aux attributs simplifiés - facilité d'analyse spatiale (filtre) - modélisation simplifiée du fait de la forme régulière des cellules - technologie bon marché - supports idéaux pour de nombreux types de données
Inconvénients	- structures complexes de données - intersection nécessitant puissance de calcul - visualisation et impression nécessitant important temps d'affichage - contenu homogène de chaque polygone rendant l'analyse spatiale impossible - simulation difficile car chaque polygone a une forme propre	- volume des données - perte d'information due au choix des cellules - moindre qualité esthétique - projections géographiques nécessitant algorithmes adaptés pour éviter distorsion de la grille

Tableau 2A-1 : Avantages et contraintes des deux modes de représentation vecteur-raster (BURROUGH et MCDONNEL, 1998)

Le choix du mode de représentation dépend donc de la nature de la donnée et du type d'analyse à mener. Ainsi, la propagation d'une information dans un réseau se traitera plus facilement dans un mode vecteur. Par contre, une étude surfacique se fera préférentiellement en mode raster. Le raster serait ainsi plus adapté à l'interprétation du **où** et le vecteur à l'interprétation du **pourquoi** (TOMLIN, 1990).

Les fonctionnalités des SIG permettent actuellement de manipuler à la fois des données de vecteur et raster. La conversion d'un mode à l'autre est réalisable (cf. Fig. A2-3) :

Conversion raster en vecteur

Conversion vecteur en raster

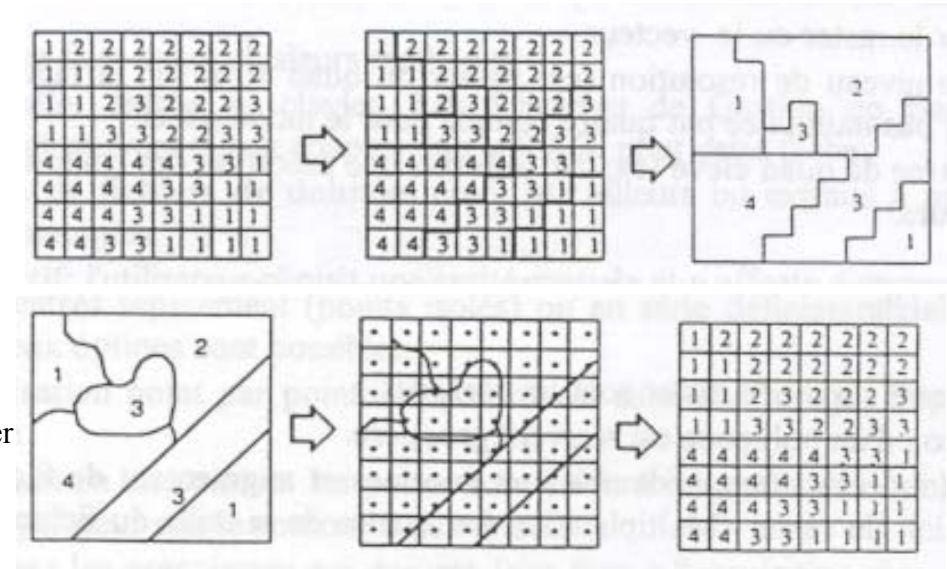


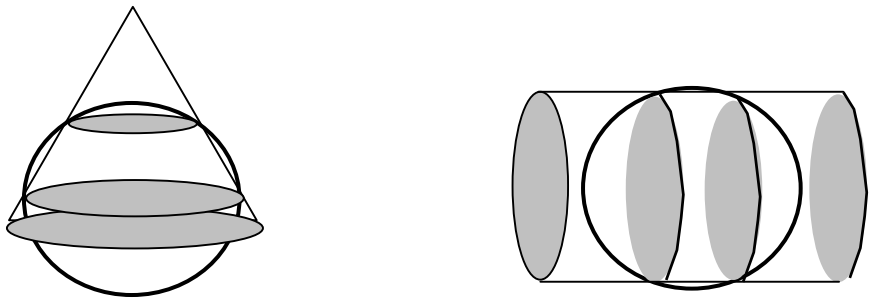
Figure 2A-3 : conversion raster-vecteur (BARKER, 1988)

La conversion du mode raster à celui de vecteur implique l'utilisation d'algorithmes de décision complexes. L'aspect cartographique des informations obtenues en vecteur présente le même défaut que les données en mode raster (aspect crénelé des contours) (BARKER, 1988).
La conversion du mode vecteur vers le mode raster nécessite des algorithmes de décision simples mais induit une perte de précision géographique (ANTENUCCI et al., 1991).

En conclusion, le mode de représentation des données est lié au domaine d'étude et à la nature des phénomènes analysés. Dans une problématique de gestion des ressources en eau, les variables contrôlant les écoulements (géologie, topographie) sont le plus souvent continues dans l'espace. Le mode raster est donc le mieux adapté pour prendre en compte ce continuum (VIEUX et al., 1990). Toutefois, l'utilisation d'outil permettant de travailler simultanément avec les deux modes est un avantage. En effet, le recours au mode vecteur est performant pour la modélisation des réseaux hydrographiques (BRUNSTEIN, 1996).

2A-24. Système de référence de localisation

La représentation des données graphiques implique de préciser le système de localisation. On distingue un système mathématique (ou direct) et textuel (ou indirect), qui est le plus souvent administratif (adresse postale ou cadastrale).
Le système mathématique consiste à déterminer la position d'un point sur la terre. La géodésie, science qui analyse la forme de la terre (DONNAY, 1994), propose ainsi plusieurs systèmes de projection. Le système de Mercator est universellement accepté (figure 4). Chaque point du globe est ainsi identifié par sa latitude et sa longitude. Le système Lambert est lui classiquement utilisé en France (figure 2A-4). Il est lui-même composé de 4 sous-systèmes I, II, III et IV selon la zone considérée du Nord au sud de la métropole et permet de localiser un point en x et y.



Projection Lambert conforme conique

Projection transverse Mercator

Figure 2A-4 : Système de projection Lambert et Mercator

Le système textuel est classiquement représenté par le code postal qui ne permet pas une représentation cartographique. La parcelle cadastrale permet le lien entre système direct et indirect car chaque parcelle est identifiée par un numéro et par une surface qui peut être localisée en x et y.

2A-25. Les grandes fonctions d'analyse des données à référence spatiale

La finalité des SIG est de permettre la sélection, l'extraction et l'analyse des données à référence spatiale (BURROUGH et MCDONNEL, 1998). Les paragraphes suivants illustrent les fonctions d'analyse qui permettent de générer de nouvelles informations par des opérateurs logiques (ET, OU, SAUF, SI) et des fonctions mathématiques.

Ces fonctions peuvent être classées en trois types d'opérations en partant du principe que chaque opération se rapporte à une seule localisation même si plusieurs couches d'information sont utilisées (TOMLIN, 1990) :

- les **fonctions locales** : chaque nouvelle valeur est le résultat d'un calcul sur une ou plusieurs valeurs existantes sur cette même localisation (superposition de plusieurs couches d'information);
- les **fonctions focales** : chaque valeur est obtenue par une fonction des localisations voisines selon une proximité donnée;
- les **fonctions aréales** : chaque valeur est obtenue par une fonction des localisations voisines selon un zonage donné.

Chaque type d'opérations correspond à des problématiques diverses.

On distingue parmi les fonctions locales, celles qui requièrent une seule information (altitude), de celles qui nécessitent plusieurs thèmes (occupation du sol et type de sol).
Les fonctions qui ne font appel qu'à un seul type d'information sont classiquement les opérations de réaffectation (modification de la discrétisation en classes d'aptitude) et les fonctions utilisant une valeur numérique pour modifier l'information (soustraction, addition, division). Ce type d'opération revient par exemple à passer d'une altitude par rapport au

niveau de la mer à une hauteur par rapport à un niveau de base en soustrayant localement l'altitude du nouveau niveau de base. Les fonctions trigonométriques peuvent être utilisées pour représenter les variations cycliques dans le temps.
Les opérations nécessitant plusieurs thèmes d'information vont permettre d'effectuer des combinaisons locales entre couches d'information (calcul du minimum local). Ce type de traitement permet par exemple de générer des cartes de risques en croisant des facteurs de vulnérabilité différents.

On distingue au sein des fonctions focales, celles qui impliquent un voisinage immédiat ou étendu. Avec un voisinage immédiat, chaque valeur du pixel de la grille (mode raster) va être fonction des quatre ou huit localisations adjacentes. Ces traitements concernent le filtrage de l'information (lissage, extraction de motifs homogènes).
Avec un voisinage étendu, la fenêtre d'analyse est étendue et une direction peut être définie. Dans l'hypothèse de la recherche de zones vulnérables aux fumées d'une industrie, la direction des vents dominants peut être prise en compte (LAURENT, 1996).
Ces fonctions permettent d'étudier la propagation d'une information en fonction de la distance. Celle-ci peut être la distance euclidienne ou fonction d'un coût de propagation. C'est le cas du chemin de l'eau qui suit la direction de plus grande pente.

Dans les fonctions aréales, la valeur de chaque localisation est fonction d'une valeur associée à la zone ou à l'aire contenant cette localisation. Cette zone peut être définie comme un ensemble de localisations pas forcément contiguës. Ce type de fonction permet ainsi de calculer des statistiques d'une couche d'information (occupation du sol) en fonction d'un zonage défini dans une autre couche d'information (limites de sous-bassins versants).

En conclusion, les opérations de type local ne s'intéressent pas aux relations de voisinage et peuvent donc être réalisées dans un tableur ou par un système de gestion de base de données classique (TOMLIN, 1990). Par contre, les relations de voisinage (opérations focales et aréales) ne peuvent être étudiées que grâce à des systèmes de traitement où le système de référence de localisation est explicitement codé (SIG, logiciel de télédétection, d'analyse d'image, etc …) (LAURENT, 1996).

La classification proposée ci-dessus par TOMLIN concerne exclusivement les données en mode raster (TOMLIN, 1990). Le classement suivant permet d'intégrer les traitements classiques utilisés à la fois pour les données en mode vecteur et raster (BURROUGH et MCDONNEL, 1998). Il distingue les fonctions d'analyse de données discrètes et de données continues dans l'espace.

Le mode d'analyse des données discrètes préserve les propriétés des objets manipulés : forme, localisation et topologie. Seules les opérations de reclassement peuvent conduire à des fusions d'objets qui présentent les mêmes attributs après traitement. Ce mode de traitement en mode raster est à rapprocher des opérations locales définies précédemment. En mode vecteur, l'utilisation d'opérateurs logiques (ET, OU, SAUF) permet de générer de nouvelles informations par croisement de différents thèmes. Comme pour le mode raster, ce type de traitement permet de générer des cartes de risque en croisant les différents facteurs de vulnérabilité. La particularité de cette opération en mode vecteur réside dans la prolifération de petits polygones sans existence réelle. La détermination d'une taille minimum d'objets est

alors nécessaire pour conserver une information pertinente et éliminer les artefacts liés à ce type d'opération.
Le deuxième type de traitements concerne les opérations qui impliquent une distance entre deux informations. Le terme anglo-saxon pour ce type d'opération est le "buffering". Un nouvel attribut va être défini pour chaque objet selon son appartenance à une zone spécifiée. Ce type de traitement est classiquement utilisé pour définir les zones constructibles en fonction de la proximité d'une rivière.
Le dernier type d'opération de données discrètes, consiste en l'analyse de connectivité. Ce type de traitement concerne les données en mode vecteur et est à rapprocher des analyses de réseau. Les opérations classiquement utilisées consistent à définir le parcours d'un réseau d'arcs qui répond à des critères donnés. C'est par exemple la détermination du chemin le plus sûr (ou le plus court) d'un réseau routier du point A au point B en fonction des attributs de chaque tronçon de route.
En conclusion, ces fonctions permettent donc de manipuler des données discrètes dans l'espace. En mode raster, ces fonctions sont définies comme locales (TOMLIN, 1990). En mode vecteur, elles permettent de répondre aux questions : à quelle distance tel objet est situé d'une ressource ou d'un danger potentiel et quel est le chemin optimal pour parcourir un réseau?

Les fonctions d'analyse de données continues concernent exclusivement les données raster (BURROUGH et MCDONNEL, 1998). Ces opérations concernent les fonctions focales et aréales précédemment définies. L'utilisation de fenêtres d'analyse permet de caractériser chaque pixel comme étant une fonction des pixels voisins. Ce type d'opérations est utilisé pour extraire des informations dérivées (pente, convexité, directions d'écoulement) d'un modèle numérique de terrain. Des opérations similaires sur des données raster ont été définies par les recherches sur les automates cellulaires ou chaque pixel de la grille est en relation avec ses voisins (LANGLOIS et PHIPPS, 1997).
Les opérations d'analyse de données sont intégrées de façon plus ou moins exhaustives au sein des SIG selon le mode de données manipulées (raster-vecteur) et leur degré de complexité (ANTENUCCI et al., 1991). La difficulté de l'utilisation d'un SIG dans une thématique donnée comme la gestion de la qualité des eaux de surface consiste à combiner ces fonctions pour apporter l'information adéquate.

2A-26. Les méthodes d'analyse spatiale

L'analyse de données à référence spatiale nécessite préalablement de définir la finalité de ces traitements. TOMLIN distingue ainsi l'approche analytique et l'approche synthétique en analyse cartographique (TOMLIN, 1990). L'approche analytique vise à décomposer les données en niveaux de plus en plus fins en terme de signification. L'approche synthétique consiste à recomposer les données pour les utiliser dans d'autres contextes.

L'auteur propose aussi une distinction entre l'analyse spatiale descriptive et prescriptive (TOMLIN, 1990). Ces deux types d'analyse vont être fonction du type de question posée. L'analyse descriptive vise à déterminer la probabilité d'apparition d'un phénomène (intensité de l'érosion en fonction de facteurs défavorisants). L'analyse prescriptive consiste à répondre aux questions de localisation optimale (où dois-je implanter un pluviomètre pour contrôler la pluviométrie d'un bassin versant donné).

2A-3. Précision et qualité au sein du SIG

Ce paragraphe vise à présenter les concepts d'erreur et de précision ainsi que leur prise en compte dans les bases de données à référence géographique. L'impact des erreurs sur la qualité de l'analyse spatiale et de la modélisation est examiné. Les erreurs contenues dans la base de données proviennent de manipulations hasardeuses mais sont aussi dues aux choix du type de données et aux outils de traitements (BURROUGH et MCDONNEL, 1998).

L'erreur est définie comme une chose fausse, erronée par rapport à une norme (différence par rapport à un modèle ou au réel). L'estimation de l'erreur se fait ainsi par différence entre la valeur exacte d'une grandeur et sa valeur calculée ou mesurée. Du point de vue des bases de données géographiques, l'erreur peut être définie comme "la non concordance entre les objets encodés dans la base de données géographiques et les entités du monde réel que ces objets sont supposés représenter" (VEREGIN, 1995). Les termes liés au concept d'erreur, dans les bases de données à référence géographique, peuvent être définis (GOODCHILD, 1993a) :

- **exactitude** : relation entre une mesure et la réalité qu'elle se propose de représenter ;
- **précision** : degré de détail dans le stockage ou dans la manipulation de la mesure lors des calculs ;
- **résolution** : taille réelle du plus petit objet qui peut être discerné sur une carte ;
- **échelle** : notion intimement liée à la résolution puisqu'il y a une limite physique au dessin d'un objet sur une carte, cette limite étant jugée en général à 0.5 mm (ce qui correspond par exemple à 12.5 m pour une carte au 1/25 000ième).

La manipulation de données à référence géographique au sein des SIG implique l'évaluation de la qualité de ces dernières. Plusieurs sources d'erreurs, pouvant altérer la qualité de la base de données, sont distinguées (BURROUGH et MCDONNEL, 1998) :

- **la justesse du contenu** : on distingue la justesse du contenu pour des données thématiques (une parcelle est considérée non cultivée alors qu'elle est cultivée en maïs) ou des données continues (mauvaise altitude pour un sommet de montagne) ;
- **l'erreur de mesures** : celle-ci peut résulter de mauvaises observations ;
- **le facteur humain** : il intervient lorsqu'une interprétation est effectuée (analyse de photos aériennes) ;
- **les erreurs de laboratoire** : elles comprennent les erreurs de manipulation et d'interprétation des analyses de terrain qui conduisent à l'information cartographique ;
- **la justesse de la localisation** : primordiale au sein des SIG, elle peut être affectée par le support utilisé (données scannées à partir d'une carte déformée) le type d'information (les données cadastrales sont obtenues avec une meilleure justesse qu'un découpage en zone de végétation) ;
- **la variabilité spatiale de l'information** : les cartes thématiques segmentent artificiellement le milieu (par nature hétérogène) en une suite d'éléments supposés homogènes.

De même que les erreurs précitées peuvent altérer la qualité de la base de données, l'intégrité de la base de données peut être mise en cause par divers facteurs (BURROUGH et MCDONNEL, 1998) :

- **L'âge des données** : la mise en place de SIRS implique souvent l'utilisation de données dont l'acquisition n'est pas concomitante. Or excepté le domaine géologique, la validité des informations diminue avec le temps ;
- **l'uniformité d'acquisition** : il est théoriquement préférable d'obtenir une couverture homogène (en terme de nomenclatures et de protocoles) d'un thème donné. L'acquisition sur plusieurs années d'une couverture thématique peut conduire à des changements de protocoles d'acquisition de l'information ;
- **l'échelle et la résolution** : il est important de disposer d'une échelle adéquate pour traiter un problème donné (une grande échelle conduit à une surcharge d'information alors qu'une petite échelle ne fournit pas suffisamment d'information) ;
- **la densité des observations** : le plan d'échantillonnage doit être pertinent pour prendre en compte la variabilité du milieu étudié ;
- **la pertinence** : l'utilisation d'information indirecte (image satellitale) pour obtenir une classification thématique (occupation du sol) implique de juger de la pertinence du support d'information utilisé ;
- **le format des données** : l'intégrité d'une base de données est fonction du type de support de la donnée (supports numériques divers qui nécessitent des lecteurs adaptés), de la structure de la donnée (topologie), de l'exportation et importation de la donnée (propre ou non à chaque logiciel utilisé) et enfin du format des données non graphiques (système de référence de localisation : échelle, système de projection; et format des données) ;
- **accessibilité** : certaines données peuvent relever du secret militaire; la multiplication de bases de données mondiales permet d'obtenir des informations sur des pays où l'information locale est limitée ;
- **le coût et la propriété** : l'acquisition de certaines données peut engendrer un coût important (digitalisation); la manipulation de données implique souvent la régularisation pour l'utilisateur auprès des services à l'origine de la donnée (copyright) ;
- **l'erreur numérique** : ce point met en exergue la capacité des logiciels à manipuler les données avec le niveau de précision requis (erreur d'arrondis, stockage de données, précision dans le système de coordonnées géographiques).

La manipulation d'objets (parcelles, zones "homogènes" d'occupation du sol, limites de bassins et positions de réseaux hydrographiques) pose le problème de la notion de limite. Chacun de ces objets est représenté dans la base de données avec précision mais pas forcément avec justesse. Concernant la question des limites des "objets" manipulés, on peut distinguer les erreurs dues aux conversions vecteur-raster d'une part et les erreurs liées à la digitalisation et aux intersections d'objets d'autre part (BURROUGH et MCDONNEL, 1998).

Le passage de la représentation des données du mode vecteur au mode raster implique une perte systématique d'information (ANTENUCCI et al., 1991). Plus la résolution est fine plus la perte est moindre mais plus le volume des données est important. Ce passage du mode vecteur au mode raster conduit à l'existence de pixels mixtes qui recouvrent plusieurs objets aux attributs différents. Des approches statistiques ont été proposées pour étudier la qualité de la conversion des données d'un mode de représentation à l'autre (GOODCHILD, 1980).

L'obtention par digitalisation est une source supplémentaire d'erreurs dans la base de données. La première source d'erreurs est la carte qui sert de support à la digitalisation . Les sources d'erreurs sont celles définies ci-dessus. La deuxième source d'erreurs peut provenir de la qualité de l'opération de digitalisation (KEMP, 1993).

Enfin les opérations d'intersection entre données en mode vecteur et/ou raster peuvent être à l'origine d'erreurs pour les données issues de ces croisements. La notion de limite est ici au centre du problème. L'existence d'une zone d'incertitude autour d'une ligne a été proposée pour pondérer les résultats d'intersection (BLAKEMORE, 1984). Concernant la problématique d'inclusion d'un point dans un polygone il est ainsi possible de distinguer cinq cas de figure : le point est assurément inclus, assurément exclu, probablement inclus mais pouvant être exclu, probablement exclu mais pouvant être inclus ou bien de position indéfinie.

L'intersection de plusieurs couches d'information en mode vecteur provoque l'apparition de polygones sans signification thématique. Le nombre de ces petits polygones "parasites" semble plus lié à la complexité de la géométrie des objets qu'au nombre d'objets croisés (GOODCHILD, 1978). Cet auteur montre que le nombre de polygones "parasites" est plus important si les sources d'information sont corrélées. C'est ainsi le cas d'un croisement de couches résultant de plusieurs digitalisations à partir d'un même support.

En conclusion, la qualité d'une base de données géographiques est fonction de l'existence d'erreurs à trois niveaux (PURICELLI et al., 1997) :

- niveau de gestion des données (structure des données) .
- niveau de la géométrie des données (modèle de représentation des données) .
- niveau sémantique (signification des objets).

La présence de ces erreurs est à l'origine de la propagation des erreurs dans les opérations d'analyse des données à référence spatiale.

2A-4. Intérêt de l'intégration « SIG - Modèle hydrologique/qualité de l'eau »

La description et le contrôle de l'occupation du sol, des pollutions diffuses et des migrations de nutriments vers le milieu aquatique sont devenus de véritables axes de recherche (GRAYSON et al., 1993).

Cette évolution entraîne une prise en compte accrue de la distribution spatiale des phénomènes. Dans ce contexte, l'utilisation des modèles de qualité d'une part et des SIG d'autre part, apparaît fortement complémentaire. La liaison d'un modèle et d'un SIG peut ainsi permettre d'améliorer les sous-unités en nombre et en définition. En effet, "le facteur limitant le plus la modélisation hydrologique est non pas la caractérisation mathématique des processus physiques mais l'aptitude à spécifier les valeurs des paramètres du modèle" (MAIDMENT, 1993a).

Plusieurs niveaux d'utilisation des SIG dans le cadre de modélisation hydrologique peuvent être distingués. MAIDMENT en distingue quatre de complexité croissante (MAIDMENT, 1993a) :

- Utilisation de SIG comme outil de visualisation des résultats du modèle : Le SIG permet alors d'améliorer la compréhension et la diffusion des résultats issus du modèle (REJESKI, 1993). Les SIG sont ainsi utiles pour cartographier les risques de contamination des aquifères comme dans le modèle américain DRASTIC (ENGEL et al., 1996, NAPOLITANO et FABBRI, 1996) ;

- Utilisation de SIG comme outil d'évaluation des paramètres d'entrées du modèle :
  Le SIG est utilisé en amont du modèle pour renseigner les différentes sous-unités spatiales prises en compte par le modèle. Le SIG peut ainsi permettre de définir des zones homogènes en terme de réponses hydrologiques à l'intérieur du bassin ou en terme de flux d'azote produits. Ainsi le zonage en HRU (Hydrologic Responses Units) qui permet de discrétiser le bassin en classe de similarité hydrologique, peut être défini par un SIG (JETON et LARUE-SMITH, 1993). Ces HRU sont obtenues à partir de différentes couches d'information contenues dans le SIG : la pente, l'altitude, la pédologie et la végétation (FLÜGEL, 1996). Concernant la qualité de l'eau, l'application du concept de CHRU (CHemical Response Unit) repose sur un croisement des mêmes couches d'informations (BENDE, 1997). La segmentation en sous-bassins versants peut être réalisée dans l'environnement de programmation d'un SIG (HELLWEGER et MAIDMENT, 1999).
  Pour évaluer les paramètres d'entrée du modèle, le SIG peut être associé à d'autres outils d'analyse. Ainsi, la télédétection peut permettre, sur le bassin versant, de caractériser l'occupation des sols (PUECH et al., 1995) et l'état hydrique de surface des sols (GINESTE, 1998). L'utilisation de modèle numérique de terrain permet d'obtenir une information sur la morphologie du bassin. La pente est une des informations qui conditionnent la localisation des zones contributives de TOPMODEL (BEVEN et WOOD, 1983) ;

- Modélisation au sein d'un SIG :
  L'utilisation du SIG dans un but de modélisation est envisageable tant que la variabilité temporelle n'intervient pas. Par exemple, l'écoulement théorique moyen annuel et les charges annuelles en polluants peuvent être estimés sur un bassin versant en utilisant un SIG (LAURENT, 1996). Ce type de modélisation permet de fournir un premier diagnostic sur les sites de production des masses d'azote et de vulnérabilité des biefs associés ;

- Couplage d'un modèle de qualité à un SIG :
  Le SIG est utilisé pour déterminer les paramètres d'entrée du modèle (MANGUERRA et ENGEL, 1998) et permet de visualiser les résultats renvoyés par le modèle après traitement des données (PANICONI et al., 1999). Les résultats des modèles basés sur la résolution d'équations aux différences finies ou aux éléments finis peuvent ainsi être visualisés dans l'espace à l'issu des simulations.

2A-5. Limites de l'utilisation conjointe SIG - modèle

L'utilisation conjointe SIG - modèle permet de prendre en compte la variabilité spatiale au sein de la modélisation. Toutefois, un certain nombre de limites est à considérer.

L'utilisation du SIG en aval du modèle de qualité implique de pouvoir quantifier les erreurs des plans d'information utilisés (CHOUDHRY et MORAD, 1998). Les erreurs contenues dans la base de données proviennent de manipulations hasardeuses mais sont aussi dues aux choix du type de données et aux outils de traitement (BURROUGH et MCDONNEL, 1998). Le concept d'erreur dans les bases de données géographiques est développé dans l'annexe 4.

MAIDMENT considère que la critique la plus importante en terme d'utilisation conjointe SIG-modèle hydrologique est la signification des variables (MAIDMENT, 1993a). On peut dissocier ce point de vue en deux aspects distincts :

- Cette critique concerne d'une part le passage d'une donnée ponctuelle (profils de sol) à une donnée surfacique (carte pédologique). A quelles échelles les données expérimentales ont été collectées et à quelles échelles sont utilisés les plans dérivés ?
  Une réflexion doit donc être menée pour juger de la signification hydrologique des données collectées au sein du SIG pour une problématique donnée (PUECH et al., 1995) ;
- Elle concerne d'autre part la perte d'information due à la résolution des plans d'information. De nombreux travaux portent ainsi sur la sensibilité des modèles hydrologiques induite par la résolution des données (VIEUX, 1993), (FARAJALLA et VIEUX, 1995, MOLNAR et JULIEN, 2000). L'évaluation de la perte d'information selon la résolution et l'échelle d'acquisition des données peut être menée en utilisant la théorie de l'information (COLOSIMO et MENDICINO, 1996). Les indices d'entropie de Shannon, de dominance et de contagion sont ainsi utilisés pour étudier l'adéquation de l'échelle des données au problème posé (LAURENT, 1996), (SINGH, 1999).

La variabilité des phénomènes pris en compte dans les modèles est une limite à l'utilisation conjointe des SIG et des modèles. En effet, les SIG permettent classiquement de représenter l'environnement par un système à deux dimensions (x et y). Une troisième dimension (l'altitude ou la profondeur) peut être prise en compte par les modèles numériques de terrain (BLASZCZYNSKI, 1993), (MAIDMENT, 1993b). Toutefois, la prise en compte d'une quatrième dimension fait défaut au sein des SIG (MORRIS et al., 2000). En effet, le temps n'est pas représentable sur une couche d'information. Or, l'étude des processus hydrologiques implique la prise en compte de la variable temps pour étudier la dynamique des phénomènes (MAIDMENT, 1993a). Les potentialités de couplage entre modèles hydrologiques et de qualités des eaux et SIG dépendent donc de la structure spatio-temporelle adoptée dans le modèle. TIM montre ainsi que le potentiel d'intégration d'un SIG avec différents modèles est très inégal (TIM, 1995). La création de SIG spécialement adaptés à la modélisation des mécanismes de l'eau semble offrir une meilleure prise en compte de la dynamique des écoulements (RISSONS, 1995).

2A-6. Perspectives de développement des SIG

Les SIG ont connu un développement considérable durant les dix dernières années tant en terme de technologie (ANTENUCCI et al., 1991), de méthodes d'analyse (BURROUGH et MCDONNEL, 1998), et de couplage avec des modèles environnementaux (GOODCHILD, 1993b). La recherche actuelle vise à développer un SIG plus "intelligent" (BURROUGH et MCDONNEL, 1998), plus flexible. Plusieurs voies de recherches sont actuellement explorées :

- **recherches sur l'accessibilité du SIG** : il y a une dizaine d'années, la prise en main d'un SIG nécessitait plusieurs semaines voire plusieurs mois. Certains SIG commerciaux nécessitent encore une phase d'apprentissage importante. La tendance actuelle est au développement de SIG modulaires adaptés à des applications précises (analyse de réseaux, gestion de base de données, traitement d'images et représentation en trois dimensions par exemple). La notion "d'interopérabilité" (accès à des opérateurs divers et variés) est ainsi au centre des recherches et vise à étendre la disponibilité des bases de données géographiques (BERGMANN et al., 2000). Cette volonté d'accessibilité à l'information géographique passe aussi par de nouveaux formats d'échange de données (importation/exportation) (ARIKAWA et KUBOTA, 2000) ;

- **recherches sur la structure des bases de données** : la gestion des bases de données et les questions de précision, d'erreur et de qualité qui s'y rattachent, permettent l'émergence d'un ensemble de normes sur les métadonnées (données sur les données) qui offrent la possibilité aux utilisateurs de juger de la pertinence d'une information par rapport à leur problématique (AFNOR, 1999). Le développement des bases de données se fait actuellement avec une structure orientée objet qui augmente la flexibilité de la base et facilite l'intégration de la dimension temporelle des processus (PARENT, 2000, VOGES et BERMAN, 2000). Cette structure orientée objet est aussi utilisée pour créer des bases de données dîtes "multi résolution" ou "multi échelle" qui permettent une représentation multiple d'un objet en fonction de l'échelle d'étude (par agrégation, désagrégation, fusion d'objets présents à une échelle donnée) (MAGILLO et DE FLORIANI, 2000, SPACCAPIETRA et al., 2000) ;

- **recherches sur la représentation des objets** : l'analyse des relations entre objets spatiaux (croisement, proximité, contiguïté, connexité) est limitée par une représentation logique des limites d'objets (vrai, je suis à l'intérieur, faux, je suis à l'extérieur). Cette représentation ne tient pas compte de l'incertitude sur les limites d'objets. Les recherches actuelles visent à appliquer la théorie du flou pour décrire un objet tout en intégrant l'incertitude sur ses limites (BURROUGH et MCDONNEL, 1998), (CAZEMIER et al., 1998), (MOLENAAR, 1998).

Les thèmes actuels de recherche concernent donc la modularité, la flexibilité, l'interopérabilité qui visent à ouvrir les bases de données géographiques au plus grand nombre. Les problématiques de qualité des bases de données, de structuration et de manipulation de ces données demeurent.

2B : Méthode d'extraction automatique des unités fonctionnelles (biefs de rivières et sous-bassins versants associés) à partir d'un MNT

2B-1. Définition du Modèle Numérique de Terrain

La recherche des limites d'un bassin versant passe par l'exploitation de données altitudinales. Le développement de l'informatique a progressivement permis de stocker l'information "élévation" sous forme matricielle. Le **Modèle Numérique de Terrain** ou **MNT** offre ainsi pour chaque maille, les coordonnées en x et en y auxquelles est associée la valeur en z. Le terme de pixel est retenu pour qualifier chaque maille du MNT. Ainsi chaque pixel porte une information en z comme le montre la figure 2B-5.

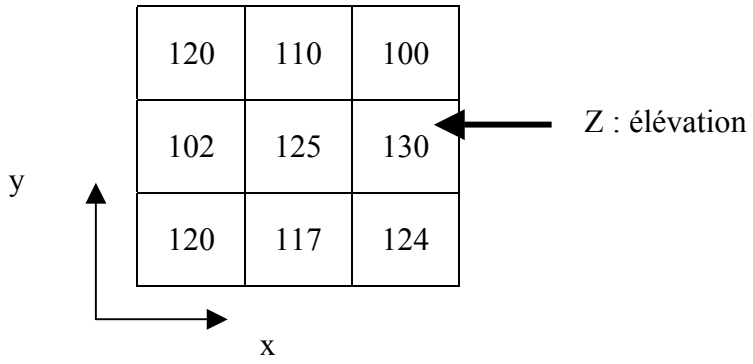


Figure 2B-5 : MNT sous forme maillé ou raster

La précision et la validité des MNT dépendent du mode d'acquisition de l'information, de la variabilité locale de l'altitude et des méthodes d'interpolation utilisées pour générer le MNT. L'évaluation de la qualité du MNT est délicate car elle suppose une référence qui permettrait une comparaison. Or souvent, la référence est un autre MNT lui même perturbé.

Sur les zones d'étude le modèle numérique de terrain provient de la BD Alti® de l'IGN. La précision en z de ce produit se situe entre 1 et 3 m selon ses concepteurs. Le MNT présente une résolution de 50 m. Ceci implique donc que chaque maille de 50 mètres de côté est caractérisée par une altitude moyenne. Son système de projection géographique est le Lambert II étendu.

2B-2. Méthodes classiques d'extraction des rivières et limites de bassins

2B-21. Comblement des points bas

Le MNT brut présente classiquement des points bas desquels l'eau ne peut virtuellement pas s'écouler. Si de telles zones, dites endoréiques, peuvent parfois exister comme dans les contextes karstiques, elles sont souvent dues à des imprécisions du MNT utilisé. Le traitement de ces zones est alors nécessaire pour permettre les écoulements vers l'aval. Une étape de comblement des points bas du MNT est alors classiquement réalisée, comme l'illustre la figure 2B-6.

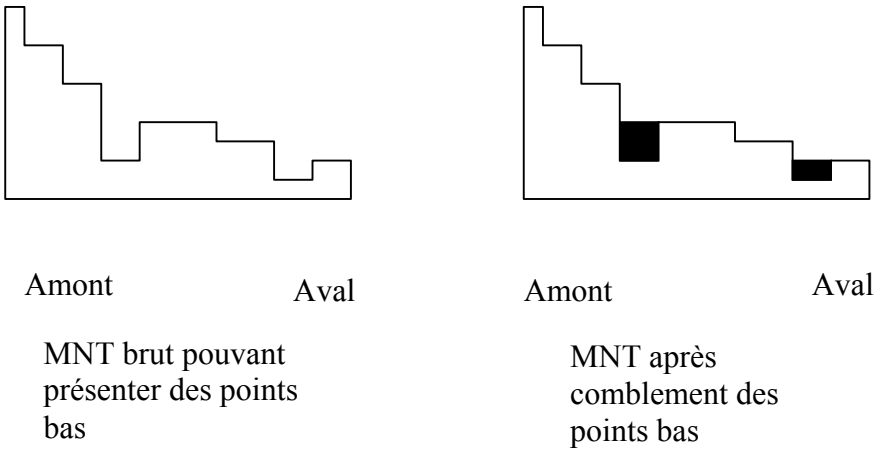


Figure 2B-6 : Traitement préliminaire des points bas du MNT

Une fois ce traitement préliminaire réalisé, le MNT peut être utilisé pour obtenir des informations hydrologiques dérivées.

2B-22. Détermination de la pente

En hydrologie, la connaissance de la pente d'une zone donnée est souvent nécessaire pour comprendre la dynamique des écoulements.

Le critère pente va ainsi permettre d'estimer le risque de ruissellement sur la zone étudiée. La notion de pente doit être associée à une échelle donnée. En effet, la perception de la pente est différente si l'on se place au niveau du m^2, de la parcelle ou du versant (PUECH, 1996).

La figure 2B-7 met en évidence la nécessité de préciser l'échelle prise en compte pour étudier la pente.

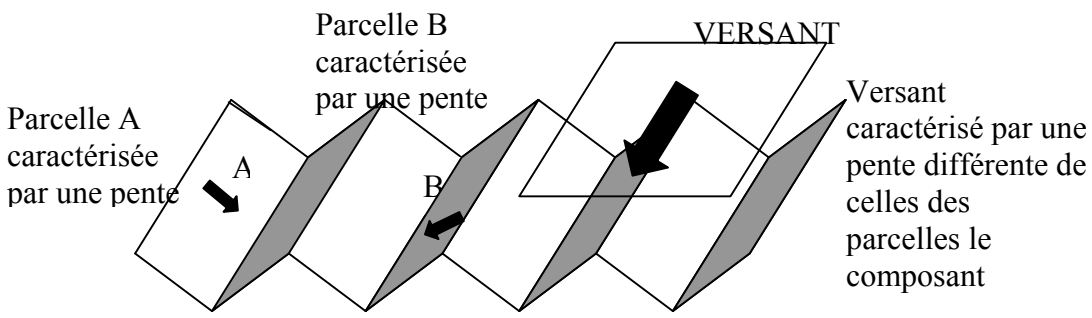


Figure 2B-7 : Variabilité du degré de pente en fonction de l'échelle spatiale prise en compte (de la parcelle au versant).

Le calcul de la pente est obtenu par le passage d'un filtre sur le MNT. Ces filtres sont des fenêtres glissantes dont le centre passe successivement sur chaque maille du MNT et qui y calculent un gradient selon la valeur des pixels voisins. Le nombre de pixels voisins pris en compte peut être variable, mais plus le voisinage pris en compte est important, plus le calcul est long.

La répartition de la pente sur le bassin versant peut être représentée par une courbe hypsométrique qui exprime le pourcentage de superficie au-delà d'une certaine élévation.

L'allure de la courbe permet de caractériser le cycle d'érosion du bassin étudié. Ainsi, une courbe convexe sera caractéristique d'un bassin où l'érosion est encore intense, alors qu'une forme concave indiquera une stabilisation des processus d'érosion (LLAMAS, 1993).

2B-23. Extraction du réseau hydrographique

Le réseau hydrographique peut être extrait du MNT. La connaissance de la géométrie du réseau hydrographique apporte une information sur la dynamique du ruissellement superficiel et par conséquent sur le temps de réponse d'un bassin à un événement pluvieux.

Pour déterminer la position du réseau hydrographique à partir du MNT, un seuil d'apparition des rivières va être déterminé. Un pixel du MNT sera considéré comme rivière s'il draine une surface amont supérieure au seuil choisi. La valeur de surface amont choisie pour considérer l'apparition du réseau va donc en conditionner la complexité.

La figure 2B-8 illustre l'importance du choix de la valeur de surface amont nécessaire à l'apparition du réseau :

Seuil A : 1000 pixels amont Seuil B : 50 pixels amont

Figure 2B-8 : Complexité du réseau déterminé à partir d'un MNT en fonction du seuil d'apparition des rivières : le seuil A est plus élevé que le seuil B

2B-24. Détermination des limites des bassins versants

Le découpage de l'espace en zones hydrologiques indépendantes doit être envisagé préalablement à toute analyse de la qualité de l'eau (BELAMIE, 1983). Le traitement des informations apportées par le MNT permet de déterminer le découpage de l'espace en bassins versants (CLUIS et QUENTIN, 1993a).
Les bassins obtenus correspondent aux bassins versants topographiques puisque seul l'information altitude est utilisée. Dans des zones karstiques caractérisées par des résurgences ou dans des zones urbaines, il convient de corriger les limites du bassin versant pour prendre en compte la totalité des zones amont drainées correspondant à l'exutoire choisi. Cette correction fait bien sûr appel à des informations exogènes (cartes géologiques et plans d'occupation des sols).

2B-3. Automatisation de la phase d'extraction des unités fonctionnelles à l'aide du logiciel Arc-Info

2B-31. Introduction

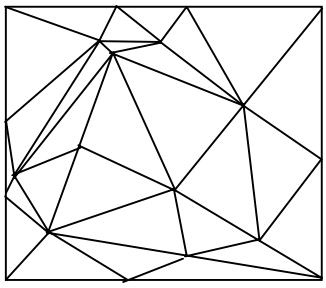
Des informations utiles pour une étude hydrologique peuvent donc être tirées d'un MNT. Le logiciel de traitement utilisé pour analyser l'information portée par le MNT est Arc-Info. Chacun des calculs présentés précédemment est réalisé successivement à la demande de l'utilisateur. Ces commandes sont optimisées et le temps de calcul n'excède pas quelques secondes même pour des plans d'information de plusieurs centaines de km^2.

Pour étudier plus finement les zones drainées à chaque confluence du réseau hydrographique, l'utilisateur doit successivement repérer chaque exutoire potentiel et lancer le calcul pour obtenir les limites des sous-bassins versants correspondant à une confluence donnée. Selon l'importance du réseau, cette méthode peut rapidement devenir fastidieuse. Une automatisation de ces tâches a donc été réalisée.

Une routine conçue dans le cadre de ce travail permet d'extraire automatiquement les unités fonctionnelles que sont les biefs de rivières et les sous-bassins associés à partir de la structure du réseau hydrographique (sources et confluence) et de la localisation des rejets ponctuels. Le langage utilisé pour développer cette routine est l'AML (Arc Macro Language). Ce langage informatique présente l'avantage d'utiliser toutes les fonctions et commandes développées dans le logiciel Arc-Info tout en permettant de créer ses propres applications.

2B-32. Format des MNT

Deux formats principaux de MNT sont utilisés sous Arc-Info : le format TIN et le format maillé ou raster.



Le format **TIN** permet de représenter le relief sous forme de facettes triangulaires construites à partir d'un nuage de points de mesures. Ce maillage irrégulier permet de réduire la redondance dans les zones planes (MAIDMENT, 1993a).

120	118	120	123
123	115	114	120
106	114	110	110
100	108	105	108

Le format maillé ou **raster** est la structure utilisée quasi systématiquement dans la modélisation. Ce format est particulièrement adapté au croisement avec d'autres sources d'information sous formes numériques (MAIDMENT, 1993b).

Figure 2B-9 : Formats des MNT utilisés dans le logiciel Arc-Info

Le format du MNT de l'IGN, utilisé dans cette étude, est de type raster.

2B-33. Comblement des points bas et calcul de la pente

Sous le logiciel Arc-Info, l'étape classique de comblement des points bas doit être réalisée avant toute utilisation hydrologique du MNT. La fonction pré-programmée SINK permet ainsi de combler les points bas. Des particularités de la zone étudiée peuvent conduire à des pré-traitements supplémentaires du MNT comme le creusement du MNT pour passer outre des obstacles générés lors de la conception du MNT.

Après ces pré-traitements, des plans dérivés présentant un intérêt dans une étude hydrologique peuvent être obtenus à partir du MNT. La pente est ainsi une des premières informations calculées à partir du MNT qui permet de caractériser le bassin versant.

Sous Arc-Info, le gradient pente est calculé par le passage d'un filtre 3 x 3 caractérisé par les coefficients de pondération suivant :

$$x = \frac{1}{8} \times \begin{pmatrix} -1 & 0 & 1 \\ -2 & 0 & 2 \\ -1 & 0 & 1 \end{pmatrix} \qquad y = \frac{1}{8} \times \begin{pmatrix} 1 & 2 & 1 \\ 0 & 0 & 0 \\ -1 & -2 & -1 \end{pmatrix}$$

Équation A2-1

La pente peut être calculée en degré ou en pourcentage. Dans cette étude, le calcul en pourcentage est retenu. La pente s'exprime en $m.m^{-1}$.

2B-34. Détermination des directions d'écoulement

Sous Arc-Info, la détermination des directions d'écoulement est réalisée ainsi : selon la direction de la plus forte pente, schématisée par la figure 2B-10, le pixel recevra une valeur donnée :

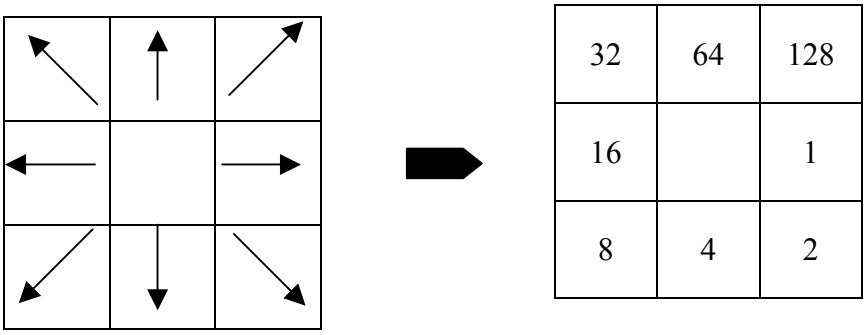


Figure 2B-10 : Codage des pixels selon la direction d'écoulement

Chaque pixel reçoit donc une des 8 valeurs présentées dans la figure 5 selon la direction de plus forte pente. Ainsi selon la direction de plus grande pente déterminée à partir du MNT on obtient la matrice direction d'écoulement comme le montre la figure 2B-11.

78 ↘	72 ↘	69 ↘	71 ↓	58 ↓	49 ↙
74 ↘	67 ↘	56 ↘	49 ↓	46 ↙	50 ↙
69 →	53 →	44 ↘	37 ↓	38 ↙	48 ↓
64 ↗	58 ↗	55 ↘	22 ↘	31 ↓	24 ↙
68 ↘	61 ↘	47 ↘	21 ↘	16 ↓	19 ↙
74 →	53 →	34 →	12 →	11 ↓	12 ←

MNT

2	2	2	4	4	8
2	2	2	4	8	8
1	1	2	4	8	4
128	128	2	2	4	8
2	2	2	2	4	8
1	1	1	1	4	16

Directions d'écoulement

Figure 2B-11 : Obtention du plan direction d'écoulement à partir du MNT

Ce plan dérivé du MNT est particulièrement utile pour appréhender les directions privilégiées qui pourront être empruntées lors d'un ruissellement de surface.

2B-35. Calcul des valeurs cumulées

Le calcul des surfaces drainées se fait d'après les directions d'écoulement obtenues précédemment. Chaque pixel du MNT se voit affecté du nombre de pixels situés en amont selon les directions d'écoulement.

Pour un pixel donné, la valeur du nombre de pixels amont va traduire l'importance de la zone drainée.

La figure 2B-12 illustre un exemple classique de détermination des valeurs d'accumulation (pour améliorer la lisibilité de la figure, les directions d'écoulement sont représentées par des flèches et non codées par les valeurs présentées par la figure 2B-11).

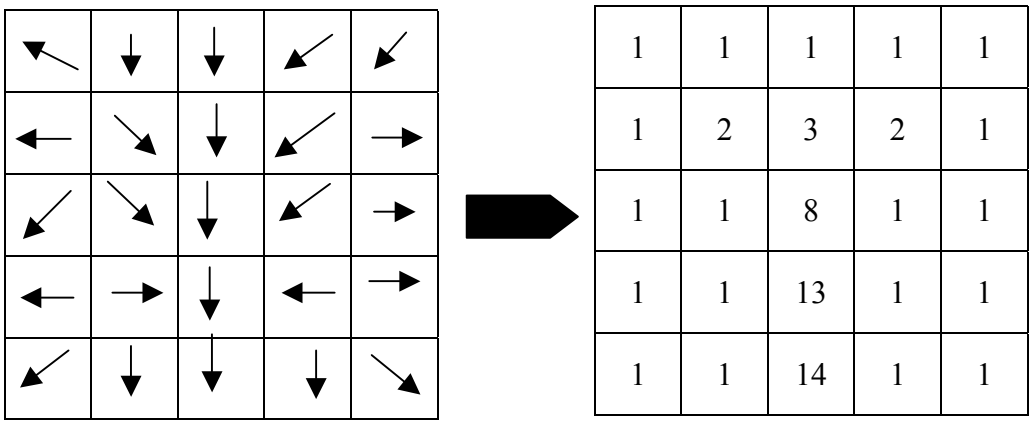


Figure 2B-12 : Obtention des valeurs cumulées à partir des directions d'écoulement

Les informations valeurs cumulées et directions d'écoulement permettent d'extraire un réseau hydrographique de la zone étudiée.

2B-36. Extraction automatique du réseau hydrographique

Le calcul prend donc en compte la double information plan des directions d'écoulement et plan des valeurs cumulées. Seuls les pixels qui présentent une surface amont suffisante, traduite par les valeurs cumulées, seront considérés comme appartenant au réseau hydrographique. résultat est schématisé par la figure 2B-13.

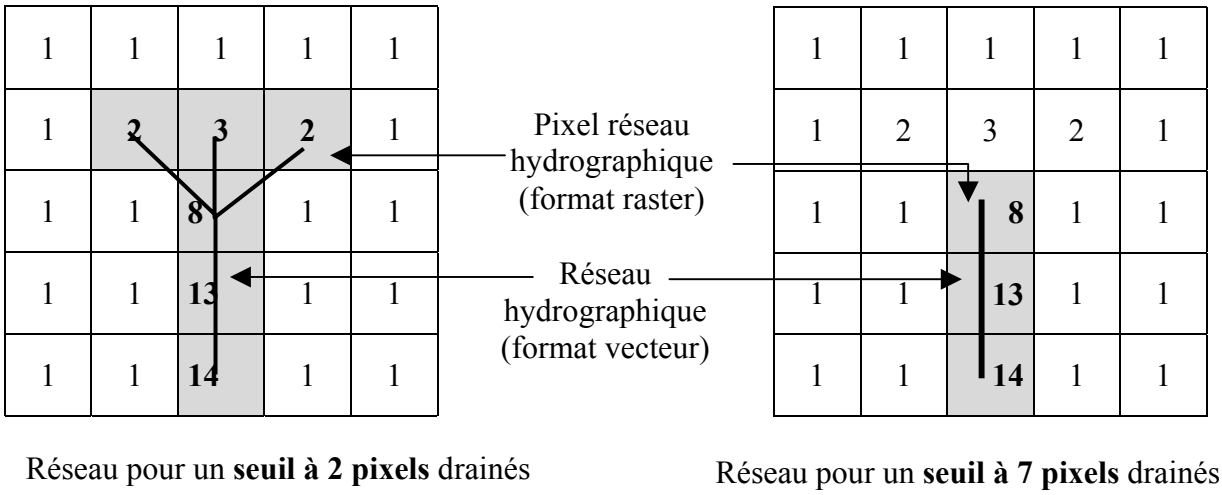
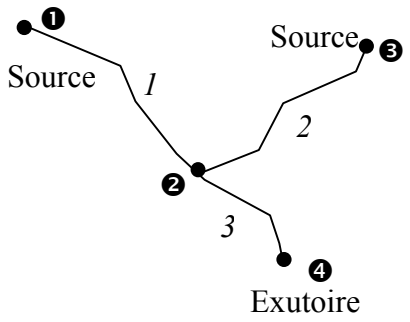


Figure 2B-13 : Détermination du réseau hydrographique selon le seuil de pixels drainés

Sous format raster, le réseau sera constitué par l'ensemble des pixels dont la valeur cumulée est supérieure ou égale au seuil. Ce réseau peut être vectorisé, auquel cas le linéaire qui en résulte passe par les centres des pixels "réseau hydrographique".

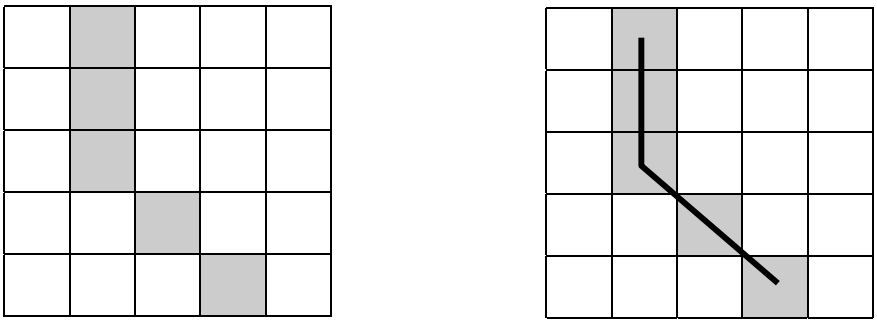
La couverture du plan réseau hydrographique, en mode vecteur, possède une table d'attributs qui contient les caractéristiques de chacun des arcs du réseau. Chaque arc du réseau est compris entre deux nœuds : un nœud de départ et un nœud d'arrivée comme l'illustre la figure 2B-14.



Nœud départ	Nœud arrivée	Arc
1	**2**	*1*
3	**2**	*2*
2	**4**	*3*

Figure 2B-14 : Codage du réseau hydrographique sous Arc-Info

Ce plan étant dérivé du MNT comme nous l'avons vu dans la première partie, la longueur du réseau peut être calculée en nombre de pixels comme le montre la figure 2B-15.



En **raster** En **vecteur**

Figure 2B-15 : Détermination du réseau sous forme raster et vecteur

Après avoir déterminé le plan réseau hydrographique, la détermination des limites des bassins versants constitue un plan dérivé indispensable dans une thématique hydrologique.

2B-37. Détermination des limites des bassins versants

Les limites des bassins versants sont calculées à partir du plan d'information direction d'écoulement. Sous Arc-Info, l'utilisateur choisit le ou (les) pixel(s) exutoire(s) pour le(s)quel(s) il souhaite connaître la zone amont. Le résultat est schématisé par la figure 2B-16.

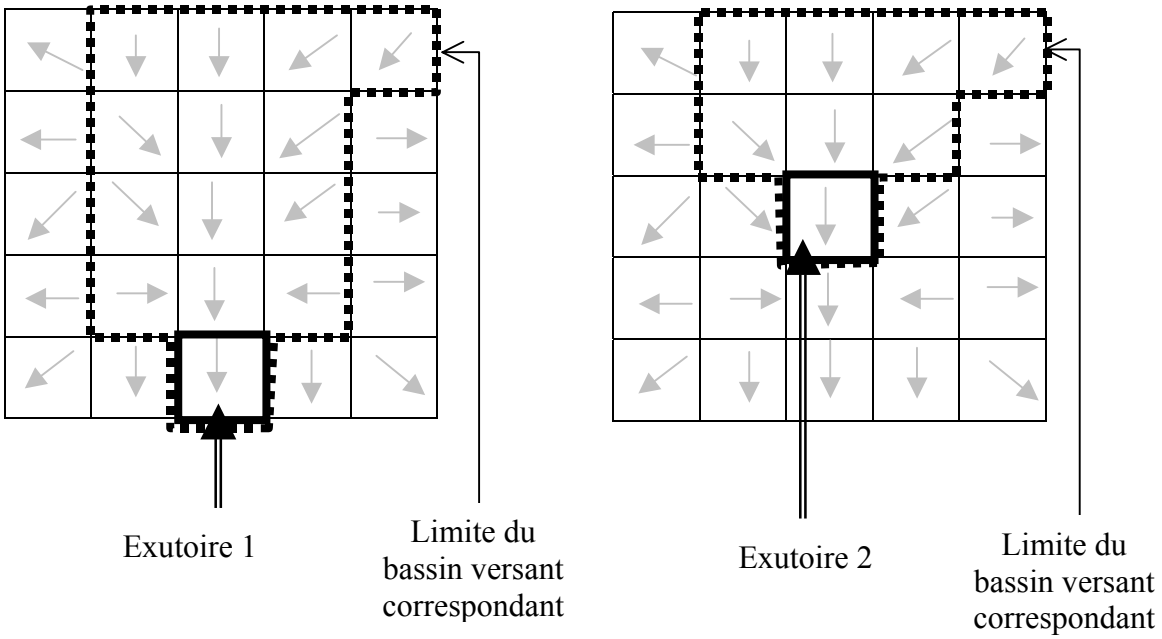


Figure 2B-16 : Détermination des limites de bassins versants

La détermination des limites des sous-bassins versants a nécessité une phase de programmation plus importante à l'aide de routines écrites en AML. En effet, cette détermination de limites topographiques implique la recherche des points exutoires à partir desquels on souhaite déterminer les sous-bassins amont. Ces différents points caractéristiques du réseau vont être traités différemment selon qu'il s'agisse des confluences ou bien des sources et de l'exutoire.

La première étape consiste à travailler sur la table d'attributs du plan réseau hydrographique pour déterminer les sources et l'exutoire. Ces nœuds particuliers peuvent être sélectionnés car ils ne sont jamais nœuds d'arrivée et nœuds de départ dans la table. Pour ces nœuds particuliers, le bassin versant correspondant va être tracé à partir du pixel qui contient le nœud comme le montre la figure 2B-17.

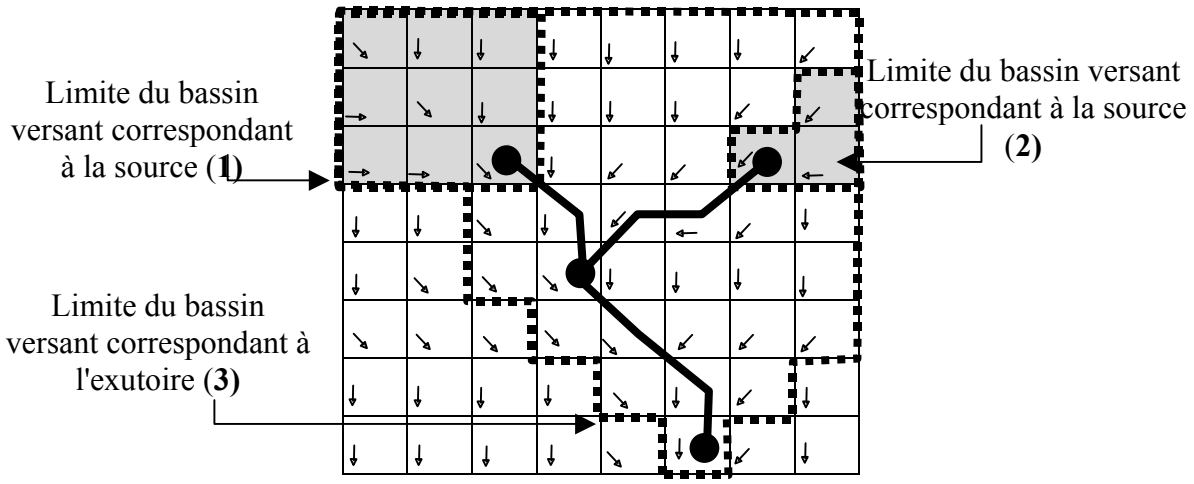


Figure 2B-17 : Obtention des bassins versants correspondant aux sources et à l'exutoire d'un réseau

La deuxième étape du traitement consiste à déterminer les sous-bassins versants des biefs amont pour une confluence donnée comme le montre la figure 2B-18

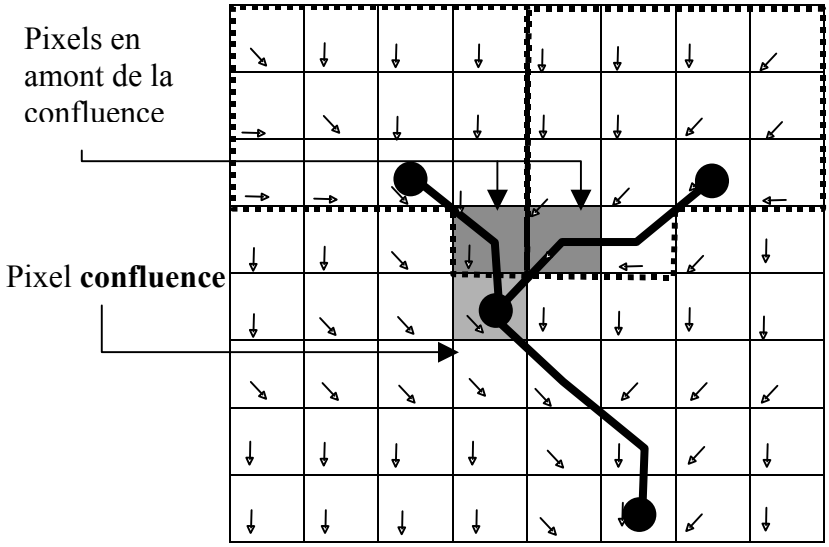


Figure 2B-18 : Obtention des sous-bassins versants correspondant aux biefs amont d'une confluence

Selon cette règle de calcul, le pixel confluence appartiendra au sous-bassin versant du bief aval.

Pour automatiser le traitement des confluences, plusieurs tests sont réalisés sur la confluence et ses 8 pixels voisins :

- test 1 : le pixel testé est-il une rivière ?
- test 2 : le pixel testé est-il la confluence ?
- test 3 : le pixel testé est-il en aval de la confluence ?
- test 4. Le pixel testé est-il sur un bief aboutissant à une autre confluence ?

Si le pixel, parmi les 9 testés, ne répond à aucun de ces tests par l'affirmative, alors il est retenu et sert d'exutoire au sous-bassin versant du bief amont testé. Ainsi si deux biefs amont aboutissent à la confluence, deux sous-bassins seront déterminés.

A l'issue de ces deux traitements sur les sources et l'exutoire d'une part et sur les confluences d'autre part, on obtient sous forme raster les limites du bassin versant et de ses sous-bassins.

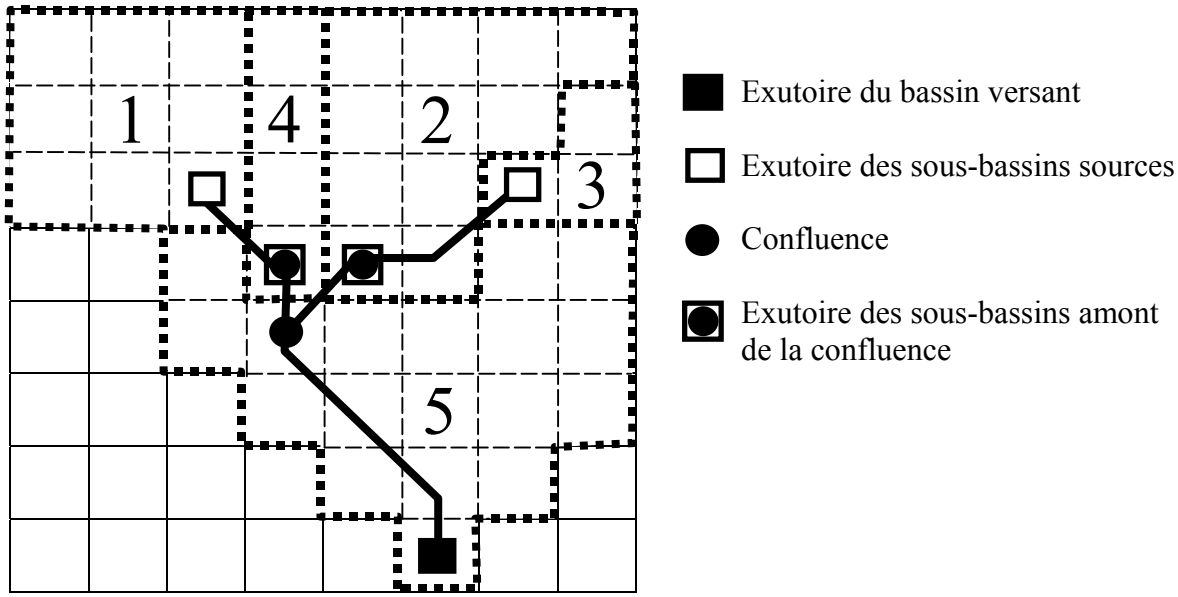
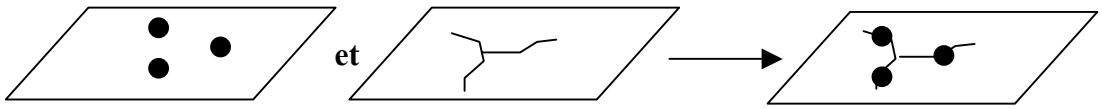


Figure 2B-19 : Obtention des limites du bassin versant et de ses sous-bassins

L'intégration des rejets ponctuels est effectuée par croisement géographique comme le montre la figure 2B-20.



Plan d'information **de localisation des stations d'épuration et des entreprises**

Plan d'information **réseau hydrographique**

Plan d'information résultant de l'intersection

Figure 2B-20 : Croisement de deux plans d'information : localisation des entreprises potentiellement polluantes et réseau hydrographique

L'étape suivante consiste à déterminer les limites du nouveau sous-bassin en amont du point de rejet comme l'illustre la figure 2B-21.

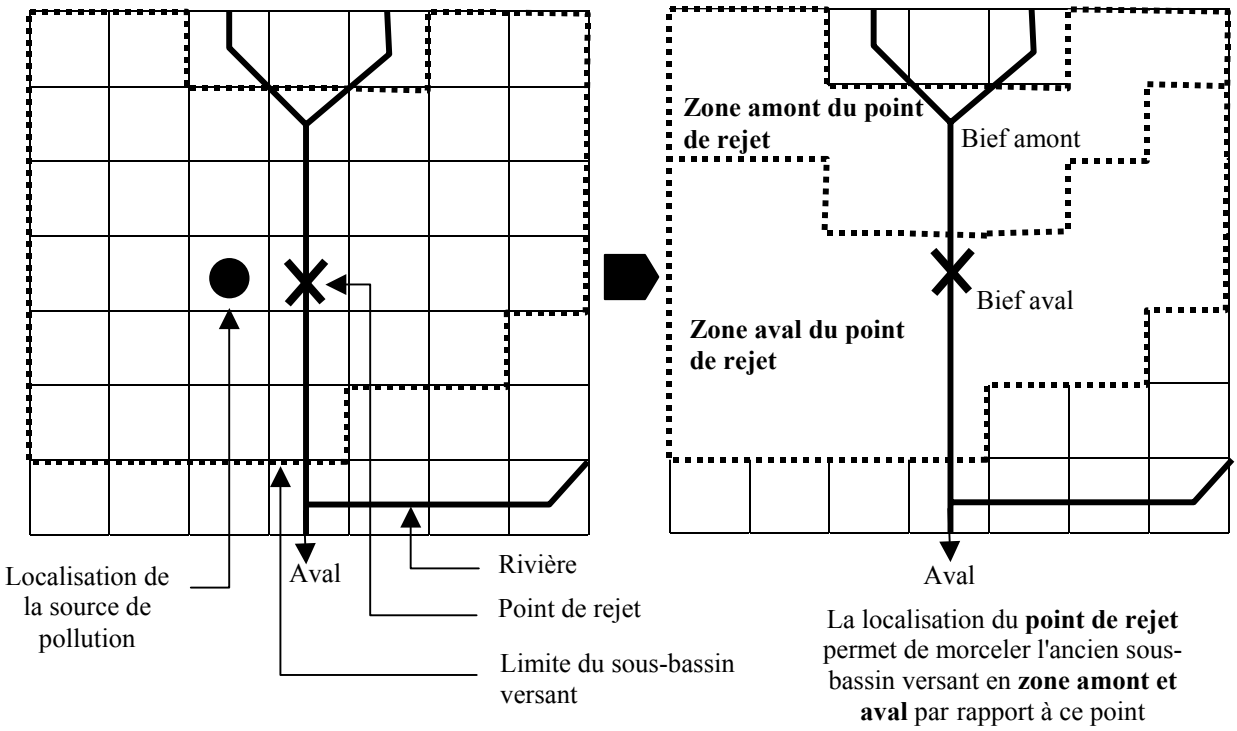


Figure 2B-21 : Intégration des rejets ponctuels pour l'obtention des unités fonctionnelles de production (sous-bassins) et de transport (biefs)

Le bief initial, concerné par un rejet ponctuel, est donc divisé en un bief amont et aval en fonction de la position du point de rejet. De même, après ce traitement il est possible d'identifier une zone en amont et en aval du point de rejet.

2B-4 Conclusion

La création d'une routine automatique permet d'extraire à partir du MNT les unités fonctionnelles de production (sous-bassins versants) et de transport (biefs) à partir de la structure du réseau (sources et confluences) et la position des rejets ponctuels (stations d'épuration).

2C Méthode de correction du MNT pour améliorer la qualité des réseaux hydrographiques extraits

2C-1. Introduction

L'objectif de cette annexe est d'illustrer la méthode de correction du MNT pour améliorer la qualité du réseau hydrographique extrait qui sert ensuite de base à la création de l'architecture.
Pour obtenir une cohérence entre unités de production et de transport, la même source d'information (le MNT) est utilisée. Cependant, pour obtenir une architecture spatiale cohérente avec la connaissance des écoulements sur le terrain, la qualité du réseau hydrographique issu du MNT doit être contrôlée. On entend ici par qualité d'extraction uniquement l'écart entre le réseau extrait du MNT et le réseau de référence utilisé pour décrire le bassin (sont-ils superposés ? l'un divague t-il plus que l'autre ? l'écart entre les deux réseaux est-il constant ?).

Le réseau hydrographique de référence utilisé dans ce travail est celui de la BD Carto® de l'IGN.

2C-2 Méthode de diagnostic de la qualité d'extraction du réseau hydrographique

2C-21 Méthode de diagnostic

La qualité de l'extraction du réseau dépend de la qualité propre du MNT, de la topographie de la zone d'étude et des algorithmes utilisés. La qualité du MNT sur la zone est de 1 à 3 m en altitude pour une résolution de 50m (Bd Alti® de l'IGN). Les bassins étudiés présentent une morphologie particulière avec une zone amont élevée (de 150 à 300 m) et un relief contrasté. Les zones aval sont relativement monotones et de faible altitude (proche du niveau de la mer). L'extraction de réseau hydrographique est délicate dans ces zones planes et la qualité du réseau est par conséquent soumise à caution.

L'algorithme utilisé est dénommé D8 car la détermination des directions d'écoulement se fait suivant un flux unidirectionnel en 8-connexité. Le point faible de cet algorithme est la discrétion des directions d'écoulement en huit directions d'écoulement séparées par 45°, ce qui peut introduire de fort biais dépendant de la grille d'orientation du MNT.

Une méthode de diagnostic de qualité d'extraction des rivières a été proposée en systématisant ces biais (CHARLEUX-DEMARGNE, 2001) : le MNT est transformé par rotations successives de 1 degré, d'angle compris entre 0° (MNT initial) et 89°, ce qui induit 90 plans de réseaux hydrographiques. Ces 90 plans sont transformés par rotation inverse puis

additionnés, pour obtenir, en chaque pixel, le nombre de fois où il appartient au réseau : ce plan peut alors se traduire en terme de probabilité d'appartenir au réseau. L'analyse de ce plan de mesure probabiliste permet de repérer les zones où le calcul du réseau hydrographique est stable et celles où le tracé est plus aléatoire, révélateur d'une qualité d'extraction insatisfaisante.

2C-22 Résultats

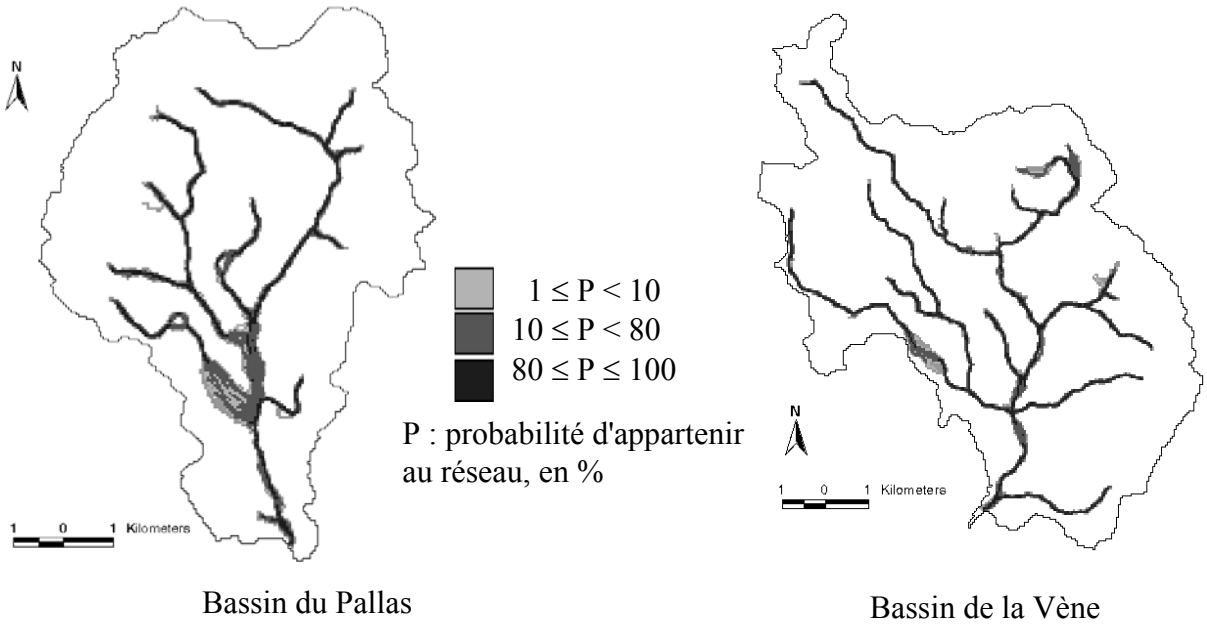


Figure 2C-22 : Cartographie de la qualité d'extraction du réseau hydrographique

Les zones d'instabilité du tracé du réseau, avec une faible probabilité d'appartenance au réseau, se révèlent être les zones au relief monotone et les zones de confluence.

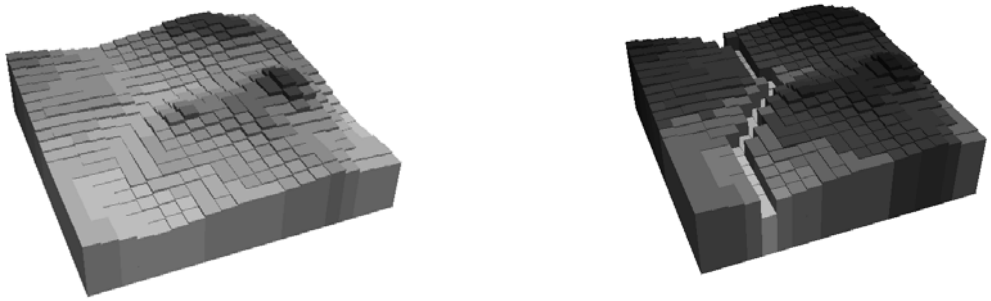
2C-23 Modification du MNT pour améliorer l'extraction du réseau

La modification du MNT est un sujet sensible. En effet, cela consiste à générer une nouvelle information à partir du MNT et d'une donnée exogène. La modification doit donc être justifiée par l'objectif du traitement. Nous souhaitons obtenir un réseau issu du MNT proche géométriquement du réseau de l'IGN que nous considérerons dans la suite du travail comme étant le réseau de référence. La méthode de diagnostic de la qualité du réseau permet de quantifier l'effet d'une modification du MNT.

La modification envisagée consiste à incruster le réseau de référence (IGN) sur la surface du MNT pour contraindre les écoulements selon l'information que nous jugeons la plus fiable.
Dans ces zones d'instabilité, on peut alors mettre en œuvre des techniques d'amélioration, dont l'impact est évalué grâce à ce même diagnostic de qualité. La solution testée ici est basée sur la modification du MNT provenant de la BD Alti® de l'IGN, en incrustant un réseau hydrographique de référence, celui de la BD Carto®. Pour tous les pixels n'appartenant pas au réseau, on ajoute une valeur forfaitaire *dz* à l'altitude du MNT. La comparaison des

mesures probabilistes de réseau, relatives aux MNT modifiés suivant différentes valeurs *dz*, permet de choisir la valeur *dz* optimale, qui est fonction du type de terrain et du MNT lui-même.

Le graphique 2C-23 montre l'effet d'une incrustation sur un MNT.



Avant incrustation Après incrustation : + *dz*

Figure 2C-23 : Effet de l'incrustation du réseau de référence sur le MNT

Le résultat de cette étude permet de choisir la profondeur d'incrustation pour obtenir le réseau le plus stable.

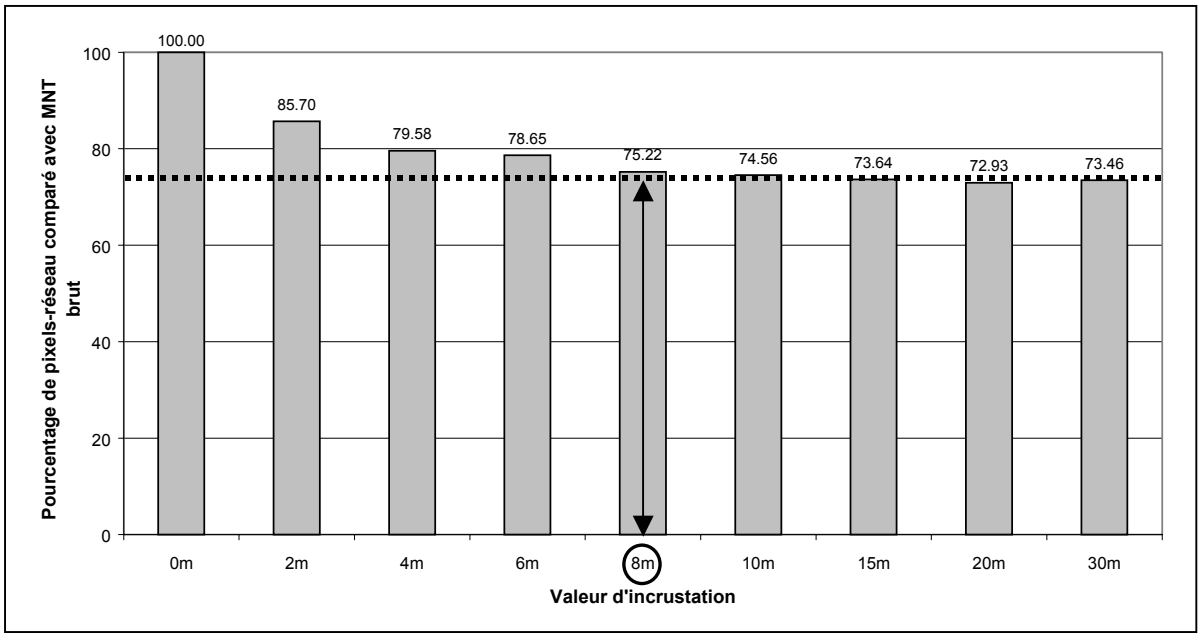


Figure 2C-3 : Comparaison du % de pixels-réseaux (P > 1) obtenu pour différentes valeurs *dz* sur le bassin du Pallas.

Plus le réseau est stable, plus le nombre de pixels-réseaux diminue. Sur le bassin du Pallas, la valeur de *dz* qui apporte une amélioration significative est de 8 m. On considère que l'amélioration est stable si l'évolution du nombre de pixels-réseaux est inférieure à 1% entre 2 valeurs de *dz*.

Le graphique 2C-25 permet de fixer le *dz* optimum à 4m sur le bassin de la Vène.

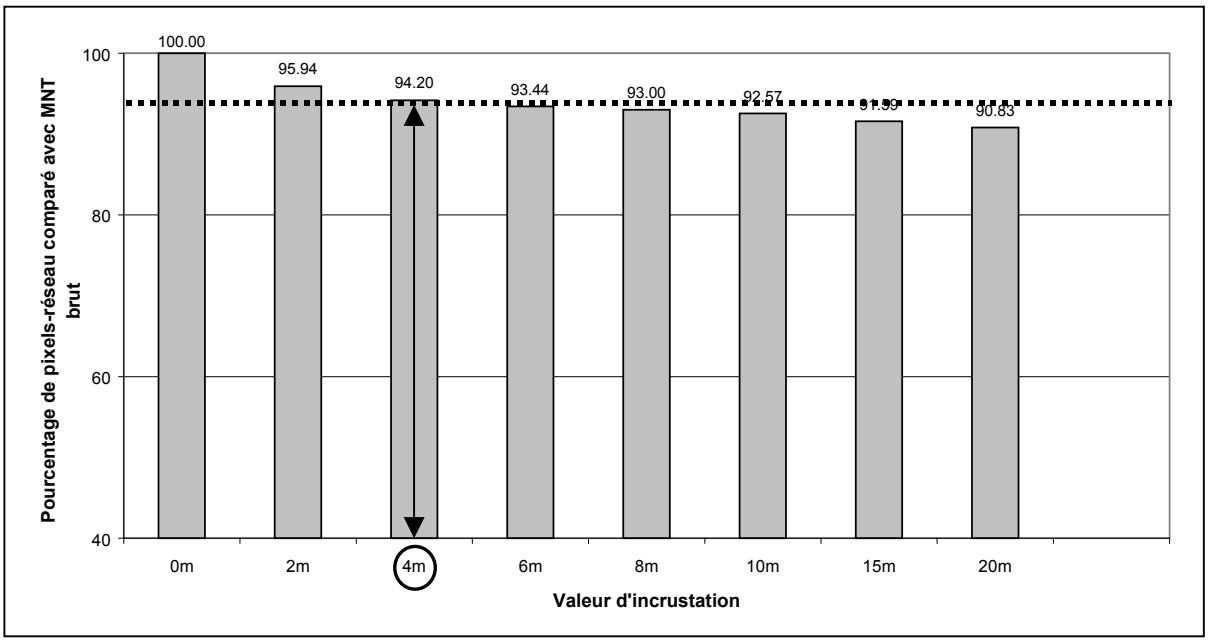


Figure 2C-25 : Comparaison du % de pixels-réseaux (P > 1) obtenu pour différentes valeurs *dz* sur le bassin de la Vène.

La modification du MNT peut être également envisagée dans le cas où le MNT ne permet pas l'écoulement pourtant constaté sur le terrain.

Ce cas de figure s'observe sur l'étang de l'Or et est dû à la source d'information du MNT. Celui-ci est en effet généré par interpolation entre des points cotés de la Bd Alti® de l'IGN. Le bassin versant de l'étang de l'Or présente la particularité d'être parcouru d'est en ouest par un canal (canal Philippe LAMOUR). Celui-ci est surélevé par rapport au bassin lui-même. Cependant, pour permettre l'écoulement des rivières du nord vers le sud, ce canal passe en siphon sous le lit des rivières du bassin. Cette particularité fonctionnelle n'apparaît pas sur le MNT et le canal apparaît comme une barrière aux écoulements.

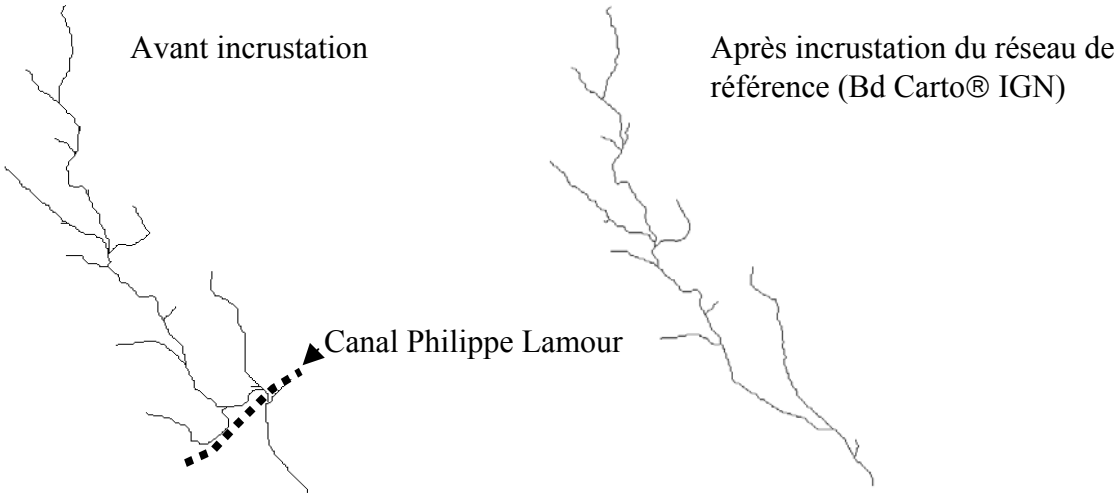


Figure 2C-26 : Effet de l'incrustation d'un réseau de référence sur la qualité du réseau extrait (Rivière du Salaison)

La phase de modification du MNT permet d'extraire un réseau dont la géométrie est similaire au réseau de référence.

Là encore la méthode de diagnostic permet de déterminer la valeur *dz* d'incrustation optimale pour retrouver un écoulement en accord avec le réseau hydrologique. Le graphique 2C-27 permet ainsi de fixer la valeur d'incrustation *dz* otpimale sur du bassin du Salaison.

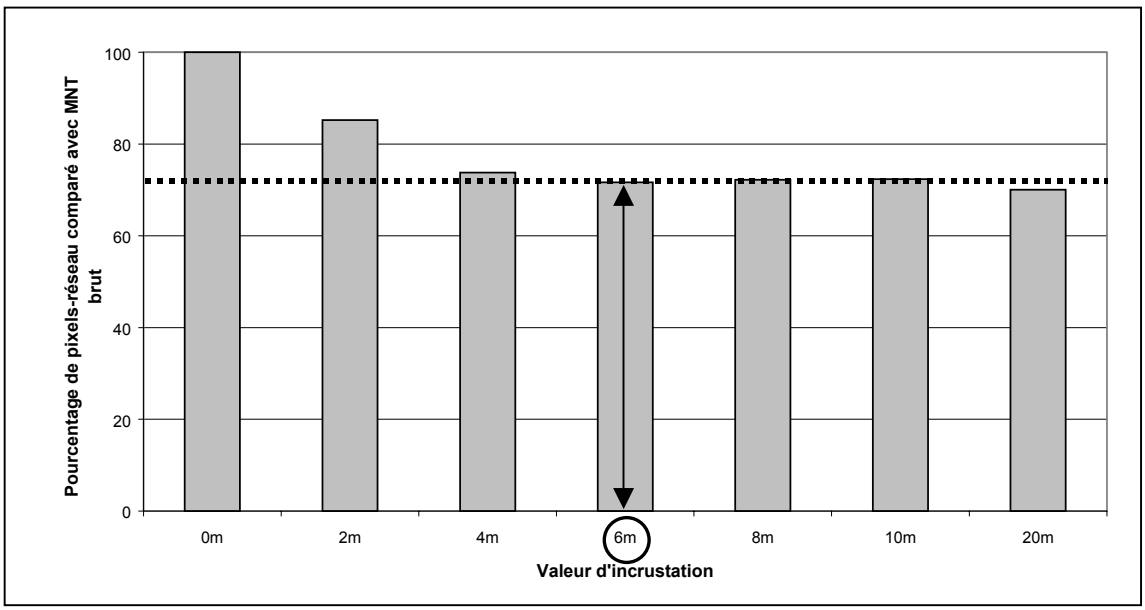


Figure 2C-27 : Comparaison du % de pixels-réseaux (P > 1) obtenu pour différentes valeurs *dz* sur le bassin du Salaison.

La valeur d'incrustation optimale *dz* est donc de 6m.

2C-3. Conclusion

En conclusion, la modification du MNT par l'incrustation d'un réseau de référence permet :

- d'une part de stabiliser le réseau extrait surtout dans les zones planes où le MNT ne permet pas d'extraire correctement le réseau hydrographique ;
- et d'autre part de rétablir des écoulements conformes au fonctionnement hydrologique sur un bassin, en cas d'obstacles artificiels intégrés au MNT (cas de l'étang de l'Or).

Cette méthode est appliquée sur l'ensemble des deux sites d'étude pour permettre une extraction des unités hydrologiques

ANNEXE 3 : Apports d'azote anthropiques sur les bassins

L'annexe 3 permet de synthétiser les estimations des apports d'azote anthropiques sur le bassin en séparant :

- les apports diffus (d'origine agricole) présentés dans l'annexe 3A ;
- les apports ponctuels présentés dans l'annexe 3B ;

L'annexe 3C présente les différentes couches qui composent le SIRS développé dans cette thèse.

3A : Evaluation des apports d'azote d'origine agricole

3A-1. Problématique

L'évaluation des masses d'azote apportées sur les surfaces agricoles est une étape indispensable pour toutes démarches de gestion intégrée des flux d'azote dans les eaux superficielles. Pour le développement du modèle de flux, cette information constitue l'une des entrées du modèle.

La première étape est la délimitation du périmètre d'étude pertinent pour estimer les masses d'azote apportées sur les terres agricoles (BENOIT et al., 1997). Pour la modélisation des flux dans les eaux superficielles, le bassin versant constitue l'unité pertinente. Il est délimité selon la topographie (bassin de l'Or) en y ajoutant éventuellement la zone d'alimentation karstique (cas du bassin de la Vène).

Sur ce périmètre, l'évaluation des apports d'azote sur les surfaces agricoles implique de répondre à deux questions suivantes :
Quelles sont les pratiques en matière de fertilisation azotée selon les types de culture ?
Quels sont les différents types d'occupation du sol et où sont-ils situés sur le bassin ?

La réponse à ces questions dépend de la taille du bassin considéré. On distingue trois niveaux de perception :

- bassin versant d'un millier de km² (approche régionale ou départementale) ;
- bassin versant de la dizaine à la centaine de km² (approche développée dans ce travail et dans les SAGE) ;
- bassin versant de l'ordre de l'hectare au km².

Ces trois échelles impliquent des sources de données adaptées pour estimer les masses d'azote utilisées et le type de surfaces agricoles :

- pour les approches de type régional ou départemental, l'objet caractérisé du point de vue des pratiques et des surfaces agricoles, va de la Petite Région Agricole (PRA) à la commune. L'occupation des sols de chacune d'entre elles peut-être définie par des données statistiques obtenues dans le cadre des RGA (Recensement Général Agricole). L'estimation des pratiques se fait à partir d'enquêtes sur un échantillon représentatif ;
- pour les bassins de l'ordre de la dizaine à la centaine de km², la commune peut être un objet spatial inadapté. En effet, des problèmes se posent en terme de cohérence entre les limites administratives d'une part et topographiques d'autre part. Ces problèmes de cohérence, négligeables à l'échelle régionale ne le sont plus à cette échelle d'étude. D'autre part, les données du RGA présentent un biais sur l'agrégation des données, qui se fait selon le siège de l'exploitation et pas selon l'appartenance cadastrale à une commune. Là encore, l'effet de ce biais n'est plus négligeable à cette échelle.
  Par conséquent, on utilise les techniques de télédétection (photos aériennes et/ou imageries satellitales) pour caractériser l'occupation du sol. L'objet spatial d'étude est ainsi soit la parcelle (identifiée sur photos aériennes) soit le groupe de pixels homogènes (issus des classifications d'images satellitales).

Les pratiques en terme de fertilisation azotée à rattacher à chaque objet spatial sont déterminées par enquêtes (partielles ou exhaustives selon la taille du bassin et les moyens mis en œuvre) ;

- Pour les bassins de l'ordre de l'hectare au km², l'objet d'étude est la parcelle. Avec les progrès de l'agriculture de précision, la connaissance des apports azotés peut être spatialisée à l'intérieur de la parcelle (BAXTER et al., 2001).

Les bassins d'étude (269 km² pour le bassin de Thau et 348 km² pour le bassin de l'Or) correspondent à la deuxième échelle de perception précédemment définie.
Par conséquent, les techniques de télédétection vont être utilisées pour déterminer l'occupation du sol. Par rapport à la photo-interprétation, la classification d'images satellitales présente l'intérêt de traiter automatiquement une zone étendue après apprentissage à partir de données de terrain. En raison de la surface des sites d'étude on préférera l'utilisation d'images satellitales aux photos aériennes.

Concernant l'estimation des pratiques agricoles, la taille des bassins ne permet pas une enquête exhaustive. Le recours à une étude partielle statistiquement représentative de l'ensemble de la zone est indispensable.

Une étude de ce type a été menée par la Chambre d'Agriculture de l'Hérault (CA 34, 2000a), (CA 34, 2000b). Elle concerne le suivi et l'évaluation des pratiques agricoles en matière de fertilisation azotée et a été réalisée dans le cadre de l'application de la directive européenne sur les zones vulnérables. Cette étude a pour intérêt d'avoir été réalisée durant la même période (1997-1998 ; 1998-1999) que le suivi des flux d'azote sur l'un des sites d'étude (celui du bassin de l'Or).

Comme il a été précisé dans la partie B de ce mémoire, une classification d'images satellitales préexistait sur le bassin de Thau. Ce travail est issu de l'analyse d'images SPOT de l'année 1996. Au vu de la dynamique d'urbanisation de ce bassin, nous avons estimé cette information suffisante pour en discriminer les différents types d'occupation du sol.

Contrairement au bassin de Thau, celui de l'Or a subi une très forte urbanisation liée au développement de la ville de Montpellier située juste à l'Ouest. Cette dynamique implique, à nos yeux, de réactualiser la cartographie de 1996. Par conséquent, dans le cadre de ce travail de thèse, l'occupation du sol 2000 a été déterminée à l'aide d'une classification d'images satellitales SPOT.

Quels thèmes retenir à la fois sur la classification préexistante sur Thau et sur celle menée sur l'Or ? On ne tient pas compte dans le présente discussion des thèmes urbains et zones naturelles qui sont extraits à partir des images mais qui ne rentrent pas dans cette composante agricole.
La réponse à la précédente question est bien sûre fonction de la problématique de flux d'azote. La question se formule alors ainsi : quels thèmes sont pertinents pour évaluer les masses d'azote apportées par l'agriculture ?
Le choix des thèmes à retenir dépend tout d'abord de la possibilité d'extraire l'information à partir de l'image (selon la taille des parcelles, le type de capteurs et la date et le nombre d'images).
Le choix des thèmes pertinents dépend aussi de la finesse de l'étude des pratiques culturales. Il ne sert à rien de différencier des thèmes d'occupation du sol pour lesquels on ne pourrait rattacher une pratique culturale donnée.

3A-2. Détermination des pratiques agricoles

L'analyse statistique des pratiques agricoles en matière de fertilisation azotée, réalisée par la Chambre d'Agriculture de l'Hérault, a porté sur un échantillon de 79 agriculteurs pour une population estimée à 400. Elle s'est déroulée en deux phases successives (1997-1998; 1998-1999). L'échantillon est représentatif en terme de répartition communale et d'Organisation Technico-Economique d'Exploitation (OTEX).
Cette étude constitue une première évaluation des pratiques et devrait être pérennisée pour détecter d'éventuelles modifications durables des pratiques.

Les deux paragraphes suivants permettent de synthétiser les résultats de cette analyse de façon à les intégrer dans la démarche de modélisation des flux d'azote.

3A-21. Les types de cultures différenciées

Cinq postes différents sont distingués dans l'étude pour représenter l'ensemble des activités agricoles sur la zone vulnérable de Maugio-Lunel :
- la vigne ;
- les vergers ;
- le maraîchage ;
- les grandes cultures ;
- et l'élevage.

Ces postes peuvent correspondre à une seule culture (vigne) ou en regrouper plusieurs :
- maraîchage : légumes (salades, asperges, etc …) et fruits (melons, fraises, etc …) ;
- grandes cultures : les cultures d'hiver (blé) et de printemps (maïs).

3A-22. Résultats de l'étude en terme de pratiques agricoles

La première information indispensable dans l'optique du calcul des flux d'azote est la connaissance de la période des apports d'azote. On cherche grâce à cette information à répondre à la question suivante : selon le type de culture, à quelle époque de l'année a lieu la fertilisation azotée ?

Les résultats de l'étude peuvent être résumés par la figure 3A-28.

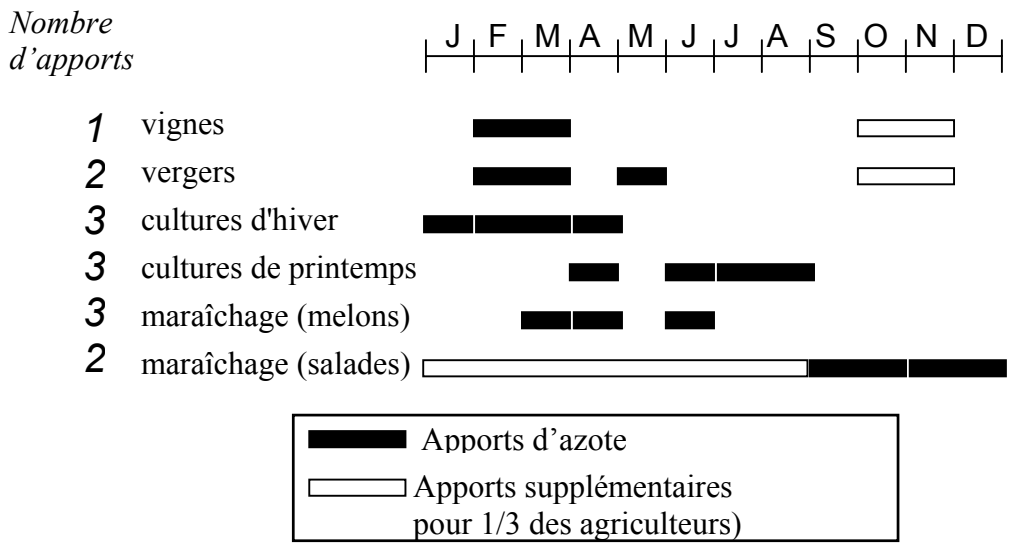


Figure 3A-28 : Périodes d'apports azotés

Les résultats de l'analyse montrent, de la part des agriculteurs échantillonnés, un comportement prédominant concernant la période d'apports azotés. Toutefois, pour un tiers des agriculteurs enquêtés, s'ajoute à ces dates (figurées en noir) un apport supplémentaire (figuré en blanc).

En terme de modélisation, il est possible de considérer une dynamique d'apports variable selon les cultures. Toutefois, la précision temporelle de cette donnée est encore grossière. En effet, les plages d'apports sont importantes (de l'ordre du mois). Pour une année donnée, la date précise à laquelle l'agriculteur apporte réellement de l'azote va dépendre de l'avancée de la culture, elle-même fonction des antécédents climatiques (ensoleillement, température, précipitation, etc …).

Par conséquent, l'utilisation de cette information va nécessiter un fractionnement purement conceptuel de la quantité d'azote apportée sur la totalité de la plage d'apports.

L'un des objectifs de l'étude réalisée par la Chambre d'Agriculture, est de vérifier la différence entre les pratiques réelles et les apports préconisés par les conseillers techniques en terme de masses d'azote apportées.
Ces préconisations, basées sur des méthodes de diagnostic entre apports et besoins des cultures, permettent d'éviter des apports en surplus qui augmentent les risques de contamination du milieu aquatique. On peut citer à ce titre la méthode de diagnostic BASCULE (Balance Azotée Spatialisée des systèmes de CULture de l'Exploitation) (BENOIT, 1992).

Le tableau 3A-2 permet de synthétiser les principaux résultats de l'étude réalisée par Chambre d'Agriculture 34 (DAURIAC, 2000).

Critères	Vigne	Vergers	Cultures d'hiver	Cultures de printemps	Maraîchage
Nombre d'enquêtés	25	27	30	13	27
Surface moyenne	10 ha	8.5 ha	15.5 ha	15.5 ha	10 ha
Dose médiane annuelle d'azote	24 kg/ha	102 kg/ha	190 kg/ha	134 kg/ha	100 kg/ha
Ecart type	18 kg/ha	43.5 kg/ha	34.3 kg/ha	42.8 kg/ha	104.3 kg/ha
Nombre d'apport	1	2	3	3	2 - 3
Taux d'enherbement d'inter-rang	10%	83%	-	-	-
Taux de fertilisation organique	50%	57%	12%	12%	74%
Taux de restitution des résidus	-	89%	85%	85%	-

Tableau 3A-2 : Résultats des pratiques de fertilisation azotée**,** d'après (DAURIAC, 2000)

L'élevage est représenté essentiellement sur l'étang de l'Or par les manades. Ces exploitations de chevaux de Camargue sont de type extensif (moins d'une UGB, Unité Gros Bovin, pour deux hectares). L'évaluation du nombre d'animaux concerné par ce type d'élevage est rendue difficile du fait du nomadisme des manadiers (sur l'ensemble du département de l'Hérault, la DDAF estimait à 3 000 le nombre de chevaux en 1992).

Toutefois en raison du caractère extensif de ce type d'élevage, nous ne retiendrons pas cette activité pour le calcul des apports d'azote.

3A-3. Détermination de l'occupation du sol

3A-31. Bassin versant de l'étang de Thau

La source d'information la plus récente concernant l'occupation du sol du bassin de l'étang de Thau est issue du travail de SAGOT (SAGOT, 1999).
L'objectif de cette étude consistait à cartographier l'occupation des sols des zones humides du Languedoc-Roussillon et de leur bassin versant associé à l'aide des techniques de traitement d'images satellitales.

Pour répondre à cet objectif, quatre images satellitales de type SPOT 3 (en mode multispectral) ont été acquises en 1996 pour couvrir la totalité de la région Languedoc-Roussillon. La prise de vue de ces 4 images s'est faîte durant le mois de mai. Pour chaque zone de la région (et donc le bassin de Thau), la classification est donc de type mono-date.

Des données exogènes ont été collectées pour améliorer la phase de classification de l'occupation du sol :

- base de données Corine Land Cover de 1988 (au 1/100 000) ;
- base de données Scan 25® de l'IGN ;
- base de données Carto® de l'IGN ;
- base de données Topo® de l'IGN ;
- modèle numérique de terrain de l'IGN ;
- rapports et cartes d'occupation des sols de 1996 au 1/25 000 sur la zone des étangs palavasiens de Sète au Grau du Roi ;
- vérités terrain sur les zones humides (EID) ;
- vérités terrain sur les territoires agricoles (DIREN).

La typologie retenue dans ce travail s'inspire de la nomenclature CORINE Land Cover niveau 4 (HEYMANN, 1993) et de l'occupation des sols des étangs palavasiens (ANONYME, 1996). On distingue donc 5 thèmes principaux avec des subdivisions :

- territoires artificialisés (15 sous-thèmes) ;
- territoires agricoles (8 sous-thèmes) ;
- forêts et milieux semi-naturels (10 sous-thèmes) ;
- zones humides (6 sous-thèmes) ;
- surfaces en eau (6 sous-thèmes).

Dans le cadre du travail de thèse, un regroupement pertinent de ces nombreuses classes doit être réalisé.
On retient donc par rapport à la typologie des enquêtes sur les pratiques azotées :

- Quatre thèmes non-agricoles (territoires urbanisés, prés friches et zones humides, milieux naturels, et surface en eau) ;
- Vigne ;
- Vergers ;
- Grandes cultures ;
- Maraîchage.

On remarque que le choix d'une classification ne permet pas de discriminer les cultures d'hivers et de printemps au sein du thème Grandes cultures.

Les résultats suivants portent sur la qualité de la classification de l'occupation du sol sur Thau (SAGOT, 1999). Cet auteur utilise plusieurs indicateurs de précision qu'il est utile de définir.

Les résultats statistiques peuvent être représentés par des matrices de contingence, encore appelées matrices de confusion et sous forme d'indicateurs de précision.

Les matrices de confusion sont déterminées de la façon suivante.

		Document de référence = parcelles de contrôle				
		i = 1	**i = 1**	**…**	**i = n**	**total**
Image obtenue par classification	**i = 1**	x11	x12	…	x1n	x1
	i = 2	x21	x22	…	x2n	x2
	…	…	…	…	…	…
	i = m	xm1	xm1	…	xmn	xm
	Total	x1	x2	…	xn	

Avec :
- xin : nombre de pixels appartenant à la classe i sur l'image brute et inclus dans la parcelle de contrôle du thème n sur le document de référence ;
- xmi : nombre de pixels appartenant à la parcelle de contrôle du thème i sur le document de référence et inclus dans la classe m sur l'image brute.

Figure 3A-29 : Structure d'une matrice de confusion

Des indicateurs de précision sont issus de fonctions mathématiques portant sur les matrices de confusion.

On distingue successivement :
- les calculs par classe ;
- les calculs sur l'ensemble des classes ;
- le calcul du coefficient de Kappa

Au sein des calculs par classes on identifie :
- l'erreur de commission, ECi, ou précision statistique, qui prend uniquement en compte le rapport des surfaces, pour un thème donné, entre la référence et l'image classée :

$$ECi = \frac{xii}{xi} * 100$$ **Équation 3A-2**

avec xii : nombre de pixels correctement classés
et xi : total de la ligne

- l'erreur d'omission, EOi, ou précision géographique, qui porte sur les superficies et sur la localisation géographique :

$$EOi = \frac{xii}{xi} * 100$$ **Équation 3A-3**

avec xii : nombre de pixels correctement classés
et xi : total de la colonne

		Terrain				
		Blé	**Maïs**	**Eau**	**Forêt**	**Total**
Classification	**Blé**	**310**	0	0	5	**315**
	Maïs	40	**130**	0	10	**180**
	Eau	0	0	**10**	0	**10**
	Forêt	0	10	5	**150**	**165**
	Non classé	0	5	0	10	**15**
	Total	**350**	**145**	**15**	**175**	**685**

Dans cet exemple, la précision statistique (ou erreur de commission) pour un thème donné, se lit par ligne. Par exemple, la précision statistique du blé dans la classification est de 310/315 = 90%. La précision cartographique (ou erreur d'omission) se lit par colonne. Pour le blé, la précision cartographique est de 310/350 = 88.6%.

Au sein des calculs sur l'ensemble des classes, on distingue :

- la précision globale, PG, qui correspond à la proportion de points correctement classés :

$$PG = \frac{\sum_{i=1}^{n} xii}{x..} * 100 \qquad \text{Équation 3A-4}$$

avec Σxii : total de la diagonale de la matrice
et x… : nombre total de pixels vérifiés

- l'erreur de commission moyenne, EC, et l'erreur d'omission moyenne, EO, sur l'ensemble des n classes.
- L'erreur de commission combinée, ECC, et l'erreur d'omission combinée, EOC :

$$ECC = \frac{EC + PG}{2} \qquad \text{Équation 3A-5}$$

$$EOC = \frac{EO + PG}{2} \qquad \text{Équation 3A-6}$$

Le coefficient Kappa prend en compte les valeurs hors diagonale de la matrice contrairement à la précision globale (PG) :

$$K = \frac{(x..)\sum_{i=1}^{n} xii - \sum_{i=1}^{n}(xi)*(x.i)}{(x..)^2 - \sum_{i=1}^{n}(xi.)*(x.i)}$$ Équation 3A-7

avec Σxii : total de la diagonale de la matrice
x.i : total de la colonne
xi. : total de la ligne
et x.. : nombre total de pixels

Nous ne présentons ici que les résultats concernant les territoires agricoles.

	Sols nus	Céréaliculture	Maraîchage	Vignobles	Vergers	Total
Sols nus	39	0	2	36	1	718
Céréaliculture	9	97	6	41	22	172
Maraîchage	9	0	223	123	13	368
Vignobles	46	5	106	430	32	619
Vergers	0	29	0	0	122	151
Total	103	131	337	630	190	1391

Tableau 3A-3 : matrice de contingence

	Sols nus	Céréaliculture	Maraîchage	Vignobles	Vergers
Sols nus	**37.9**	0	0.6	5.7	0.5
Céréaliculture	8.7	**74**	1.8	6.5	11.6
Maraîchage	8.7	0	**66.2**	19.5	6.8
Vignobles	44.7	3.8	31.5	**68.3**	16.8
Vergers	0	22.1	0	0	**64.2**
Total	100	100	100	100	100

Tableau 3A-4 : matrice de confusion par omissions

	Sols nus	Céréaliculture	Maraîchage	Vignobles	Vergers	Total
Sols nus	**50**	0	2.6	46.2	1.3	100
Céréaliculture	95.1	**55.4**	63.4	23.4	12.6	100
Maraîchage	92.4	00	**60.6**	33.4	3.5	100
Vignobles	467.4	50.8	17.1	**69.5**	5.2	100
Vergers	0	19.2	0	0	**80.8**	100

Tableau 3A-5 : Matrice de confusion par commissions

Précision globale (PG) : 65.49%
Erreur de commission moyenne (EC) : 62.11%
Erreur d'omission moyenne (EO) : 63.26%
Erreur de commission combinée (ECC) : 63.8%
Erreur d'omission combinée (EOC) : 64.38%
Coefficient Kappa (K) : 0.51

L'analyse des matrices de confusion montre une grosse confusion de discrimination entre les thèmes sols nuS et vigne (seuls 50% des surfaces de sols nus sont correctement déterminés) et de localisation (seuls 37.9% des sols nus sont correctement localisés par rapport à la référence).
Cette confusion est due à l'utilisation d'une unique date de prise de vue (mai). Selon l'état végétatif de la vigne, le mode culture (palissé, en gobelet), l'orientation des rangs et la largeur de l'inter-rang, une confusion entre la vigne et le sol nu est souvent constatée après traitement d'images.
Le thème céréaliculture est légèrement sous-estimé (74% correctement identifiés) en faveur des vergers. En terme de localisation, ce thème est largement sous estimé (55.4% correctement localisés par rapport à la référence) en faveur du vignoble et des vergers.
Le thème maraîchage est légèrement sous estimé en terme de discrimination (60.6% correctement déterminés) et en terme de localisation (66.2% correctement localisés par rapport à la référence).
Le thème vignoble est lui aussi légèrement sous estimé en terme de discrimination et localisation (respectivement 69.5% et 68.3%).
Le thème verger est correctement identifié (80.8%) mais présente des confusions de localisation (64.2%).

La valeur du coefficient Kappa, relativement moyen (0.51), résume les remarques précédentes en terme de qualité d'extraction et de localisation des thèmes agricoles retenus. L'utilisation de plusieurs images acquises à différentes dates de l'année permettrait d'améliorer la qualité d'extraction.

Pour conclure, l'étude des matrices de confusion met en évidence des confusions radiométriques entre thèmes agricoles. Celles-ci sont dues :

- d'une part, à la date unique de l'image traitée (mai) qui ne permet pas de discriminer des thèmes très proches à cette date du point de vue radiométrique ;
- d'autre part, au parcellaire de petite dimension (maraîchage et viticulture notamment) qui rend la recherche de pixels "purs" délicate.

Concernant le dernier point, l'absence d'une information parcellaire sur l'ensemble du bassin ne permet pas de tenter des approches alternatives de type "cœur de parcelles" pour améliorer la qualité de la classification (PUECH, 2000).

3A-32. Bassin versant de l'étang de l'Or

L'étude présentée ci-dessus couvre également le bassin de l'Or. Son utilisation pour décrire l'occupation du sol de ce bassin a été dans un premier temps envisagée. Cependant, en raison de la forte urbanisation qui affecte ce bassin depuis les dernières années, une description réactualisée de l'occupation du sol est nécessaire.

Dans le cadre de ce travail de thèse, une remise à jour de l'occupation du sol pour l'année 2000 est donc réalisée.

Le choix de la source d'information s'est porté sur des images satellitales (taille du bassin, niveau de précision requis) de type SPOT (résolution 20 m).

Pour obtenir l'occupation du sol plusieurs étapes ont été nécessaires et sont successivement décrites :

- précision attendue et nomenclature ;
- choix du nombre d'images et dates d'acquisition ;
- méthode de classification supervisée ;
- évaluation de la qualité de la classification.

La nomenclature retenue doit être pertinente avec les résultats de l'enquête des pratiques azotées réalisée par la Chambre d'Agriculture. Par conséquent, les thèmes suivants doivent pouvoir être distingués après la classification d'images satellitales :

- thèmes non agricoles (urbain, zones industrielles - commerciales, zones humides, milieu naturel, eau) ;
- vigne ;
- vergers ;
- maraîchage ;
- cultures d'hiver ;
- cultures de printemps.

L'analyse des travaux de classification de thèmes agricoles à partir d'images satellitales montre que l'acquisition d'images à plusieurs dates permet d'améliorer la qualité de la classification (MAUREL, 1991). Une classification multi-dates permet en effet de discriminer des thèmes différents qui, à une date donnée, peuvent présenter des réponses radiométriques très proches.

L'approche multi-dates est donc retenue pour parvenir à l'objectif de classification des surfaces agricoles. Pour des raisons évidentes de coûts d'acquisition, le nombre d'images doit être limité et leur date d'acquisition pertinente.

Le choix du nombre et la date sont fortement liés à la nomenclature retenue.

Des travaux similaires sur les territoires agricoles méditerranéens montrent que les dates de juin et d'août sont les plus riches pour discriminer les thèmes agricoles précédemment retenus (MAUREL, 1991). En effet, en juin les cultures d'hiver sont moissonnées, les cultures de printemps sont en fleurs et les vergers en pleine végétation. L'acquisition d'une image

satellitale en mars permet de faciliter la discrimination de la vigne qui ne présente pas encore de végétation.

Trois dates d'acquisition sont ainsi retenues : mars, juin et août. En fonction de la couverture nuageuse et de la disponibilité des satellites SPOT, les trois images ont été commandées à la société SPOT IMAGE pour les dates suivantes :

- 24 avril 2000 ;
- 2 juin 2000 ;
- le 27 juillet 2000.

On distingue classiquement deux méthodes pour extraire les différents thèmes d'occupation du sol à partir d'images satellitales :

- la classification automatique. Cette méthode présente l'intérêt d'extraire des zones de propriétés spectrales analogues directement à partir de l'image. Des algorithmes permettent de distinguer les groupes statistiquement cohérents. Toutefois, cette méthode n'utilise pas de données de terrain dans le processus de classement de l'image. Les différentes classes ne sont donc pas rattachées à un thème d'occupation du sol ;
- au contraire, la classification supervisée ou dirigée intègre des données de terrain dans le processus de classement. On utilise en effet, une zone d'apprentissage pour associer une réponse spectrale à un thème observé sur le terrain. Après l'étape d'apprentissage, la classification est appliquée sur le reste de la zone. La qualité d'une telle classification est obtenue en confrontant l'occupation du sol issue de l'image avec des données de terrain n'ayant pas servi à la phase d'apprentissage.

C'est cette deuxième méthode qui est retenue dans cette étude. Pour mener à bien cette classification, une campagne de terrain a permis d'échantillonner 441 ha répartis aléatoirement soit 1.3 % de la surface du bassin de l'Or. L'objet cartographié lors de ces suivis est la parcelle ou la zone homogène pour un thème donné (centre urbain).

Deux tiers des zones homogènes servent à la phase d'apprentissage et le tiers restant permet le contrôle et l'évaluation de la qualité de la classification.

Sur chaque image, l'indice de végétation (NDVI) est calculée. A partir des trois indices, une composition colorée diachronique est réalisée (bleu pour avril, vert pour juin et rouge pour juillet).
On obtient ainsi une information directe par lecture de cette composition :

- une parcelle de couleur blanche signifie ainsi un fort NDVI et donc une forte croissance végétale aux trois dates (cas des vergers par exemple) ;
- une parcelle jaune signifie de la même façon une forte croissance en juin et août mais faible en avril (cas de la vigne) ;
- les cultures d'hiver apparaissent en bleu sur la composition puisqu'elles sont encore en place en avril mais sont récoltées en juin.

Le processus de classification repose donc sur cette composition colorée et sur les données de terrain.

Après classement de l'image, un filtre carré (3 par 3) est utilisé pour éliminer les pixels isolés au milieu d'un thème donné dont la taille (20 m par 20m) n'est pas pertinente.

La phase de contrôle de la classification est effectuée à l'aide du tiers des surfaces échantillonnées (298 ha soit 0.9 % de la surface totale du bassin). Certains thèmes faiblement représentés sur le bassin versant (cultures d'été et maraîchage sous abri) ne permettent pas d'estimer leur précision.
Le tableau 3A-6 est une synthèse des résultats obtenus thème par thèmes.

	Zones artificialisées	Vignes	Vergers	Cultures d'hivers	Maraîchage	Naturel et prés	Eau
Précision cartographique	72%	58%	85%	90%	59%	83%	66%

Tableau 3A-6 : Estimateur de précision de la classification (DAURIAC, 2000)

La qualité globale de la classification peut être estimée à partir des indices suivants.

Précision moyenne	73.5%
Précision moyenne agricole	73%

Tableau 3A-7 : Qualité de la classification (DAURIAC, 2000)

Au vu des résultats plusieurs commentaires peuvent être faits :
- les indices de qualité obtenus sont supérieurs à ceux obtenus avec le précédent travail sur la même zone (SAGOT, 1999). La meilleure discrimination est obtenue grâce à l'utilisation d'images acquises aux différents stades de développement des cultures;
- toutefois, par comparaison avec des travaux similaires sur la région (MAUREL, 1991), la précision de la classification pour les thèmes agricoles est en deçà de ce qu'on pouvait attendre. Des techniques complémentaires pourraient en effet améliorer la classification (utilisation de masques successifs pour extraire, au mieux, les thèmes par image ou par combinaisons d'images). Ces techniques n'ont pu être testées faute de temps.

A l'issue de cette étape de classification, une cartographie de l'occupation du sol du bassin de l'Or pour l'année 2000 est disponible.

3A-4. Discussion

L'évaluation des apports d'azote d'origine agricole implique donc deux types de données :
- une connaissance des pratiques agricoles en matière de fertilisation azotée ;
- une description de l'occupation du sol de la zone étudiée.

L'objectif est d'associer une pratique à un objet spatial donné (parcelle, groupe de pixels homogènes, sous-bassin versant, etc …).

Plusieurs hypothèses doivent être faites dans ce travail pour parvenir à cet objectif :

- la source d'information sur les pratiques en matière de fertilisation azotée est une enquête non géoréférencée. Par conséquent, une hypothèse d'homogénéité des pratiques par culture doit être faite ;
- on suppose également que l'échantillon sondé dans l'enquête est représentatif de la population de l'Or (ce qui est vérifié par la Chambre d'Agriculture (CA 34, 2000a)) et de celle de Thau (ce qui est confirmé par les animateurs et conseillers techniques des Organismes Professionnels Agricoles OPA (DAURIAC, 2000)) ;

La cartographie des différents types de cultures issue de la classification des images SPOT présente des erreurs. Par conséquent, son utilisation dans le modèle comme entrée du modèle va générer une propagation de ces erreurs sur les variables de sortie.

Dans quelles mesures, les variables de sortie du modèle (comme la masse exportée) sont influencées par une mauvaise description locale du bassin ?

Pour être complet, la phase de sensibilité du modèle doit permettre de répondre à cette question. Une approche consiste à faire varier aléatoirement l'occupation du sol dans le domaine d'incertitude des différentes cultures. Concernant les pratiques, l'hypothèse d'homogénéité peut être affinée en utilisant une loi de répartition pour chaque culture en fonction de la médiane et de l'écart type des apports spécifiques (en kg/ha/an). Il est alors possible d'étudier la sensibilité des variables de sortie du modèle à ces "fourchettes" hautes et basses en terme d'apports d'azote.

3B : Evaluation des rejets ponctuels domestiques et industriels

L'estimation des flux d'azote exportés par le bassin nécessite d'évaluer la contribution des rejets ponctuels en terme de masses d'azote rejetées vers le milieu aquatique. On distingue classiquement dans les rejets ponctuels : les apports industriels et domestiques.

3B-1. Apport Industriels

La méthode de détermination des éventuels rejets industriels a consisté à étudier les fichiers de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse concernant les installations soumises à autorisation de rejet azotés. Cette étude exhaustive permet de retenir, sur le bassin de l'Or, deux industries qui génèrent un effluent azoté. La déclaration de rejets permet d'apprécier l'importance du flux. La vinaigrerie de Lunel rejette ainsi 180 g/j d'azote (soit une dizaine d'Equivalent habitant) alors que la conserverie de Vendargues rejette plus de 3 kg (plus de 250 Equivalent habitant).

Activités	Localisation	Bassin versant	Rejet azoté	Equivalent -Habitants	Devenir
vinaigrerie	Lunel	Or	180 g/j	10	Station de Lunel
conserverie	Vendargues	Or	3 kg/j	250	Station de Vendargues

Tableau 3B-8 : Caractéristiques des rejets ponctuels industriels non viticoles

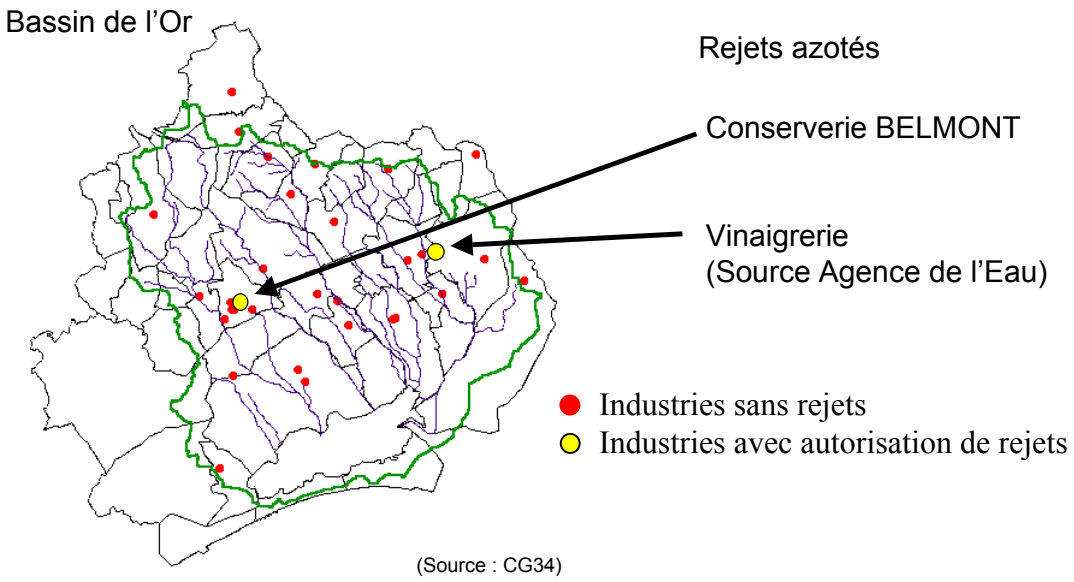


Figure 3B-30 : Localisation des industries avec autorisation de rejets

Dans le contexte viticole des deux bassins d'étude, il convient de prendre en compte les rejets industriels des caves coopératives. Ces rejets ont pour seule origine le lavage des cuves au cours du processus de vinification. Ces rejets sont particulièrement chargés en matière organique et présentent ainsi une carence relative en azote et phosphore par rapport à un effluent domestique. Plusieurs filières de traitement des effluents sont utilisées sur les deux bassins versants. Le tableau 3B-9 résume les caractéristiques des caves coopératives du bassin de Thau et de l'Or.

Commune	Bassin versant	Traitements des effluents	Volume vinifié (1999) (hl)
MONTBAZIN	Thau	Bassin d'évaporation	36 901
GIGEAN	Thau	Bassin d'évaporation	145 490
VILLEVEYRAC	Thau	Bassin d'évaporation	75 537
MEZE	Thau	Bassin d'évaporation	35 656
PINET	Thau	Bassin d'évaporation	51 540
MARSEILLAN	Thau	Bassin d'évaporation	104 932
POMEROLS	Thau	Bassin d'évaporation	49 746
MUDAISON	Or	Réseau communal	7 000
ST GENIES	Or	Epandage agricole	62 000
ASSAS	Or	Bassin d'évaporation	66 258
BAILLARGUES	Or	Réseau communal	10 009
LANSARGUES	Or	Bassin d'évaporation	22 000
LUNEL	Or	Réseau communal	6 417
ST CRISTOL	Or	Bassin d'évaporation	30 907
VERARGUES	Or	Bassin d'évaporation	13 101
VENDARGUES	Or	Pré-traitement + Réseau communal	119 953
MAUGUIO	Or	hors bassin	35 000

Tableau 3B-9 : Volumes vinifiés et devenir des effluents des caves coopératives

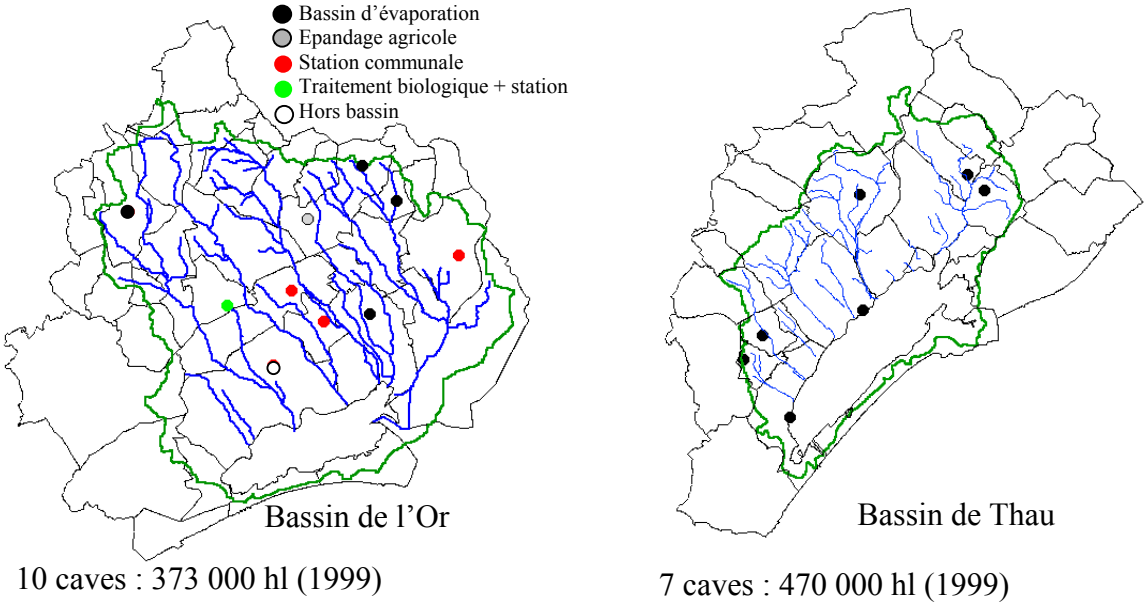


Figure 3B-31 : Localisation des caves coopératives et type de traitements des effluents (source Conseil Général de l'Hérault)

Parmi l'ensemble des caves coopératives des deux bassins d'étude, deux groupes peuvent être identifiés en fonction du traitement des effluents :

- les caves disposant d'un bassin d'évaporation qui théoriquement permet un rejet zéro vers le milieu aquatique. Dans le modèle, ce type de rejets est donc considéré comme nul. Cette absence de rejets suppose un entretien suffisant des ouvrages. Depuis 1995, un programme d'équipement de bassins d'évaporation des caves coopératives a été initié par l'Agence de l'Eau ;
- les caves rejetant les effluents dans la station d'épuration communale (directement ou après un pré-traitement biologique). Les effluents sont traités directement par la station d'épuration communale ou prétraités (cave de Vendargues pour laquelle, une station de pré-traitement a été conçue pour diminuer la charge polluante des effluents avant traitement dans la station de Vendargues). L'arrivée des effluents viticoles dans une station d'épuration rend la gestion de l'ouvrage délicate de par leur caractéristique (forte teneur en matière organique). De plus, l'apport journalier en période de vendange peut atteindre 5 kg d'azote (de l'ordre de 500 Equivalent-habitant) pour un volume vinifié annuel de 100 000 hl. Cette charge est à ajouter à la charge domestique. Il est possible d'estimer l'apport azoté à la station communale grâce à des ratios volume d'effluents - teneur en azote comme nous allons le préciser ci-dessous (PICOT et CABANIS, 1998)
- Valorisation des effluents par épandage agricole (cave coopérative de Saint Geniès des Mourgues). Dans ce cas, l'apport n'est pas pris en compte en terme de rejets ponctuels puisqu'il est déjà estimé dans le volet agricole.

Ne disposant pas du suivi systématique des rejets de caves qui atteignent le réseau communal, une méthode qualitative d'estimation des flux journaliers est proposée. Celle-ci se base sur les travaux de PICOT qui portent sur le suivi de la cave de Vendargues (bassin versant de l'Or) (PICOT et CABANIS, 1998). Cette méthode part du principe que seul le volume vinifié est disponible auprès des gestionnaires des caves particulières (les tentatives d'estimation des volumes d'eau consommés ont montré la difficulté de l'exercice (GRENIER et al., 1998)). Ces auteurs insistent sur la grande variabilité journalière des volumes et teneurs de ces rejets. Toutefois, dans une approche qualitative d'estimation du flux journalier d'azote des grandes tendances peuvent être dégagées :

- le ratio départemental **volume vinifié/volume d'effluent** est de l'ordre de **0.36** (alors qu'il est proche de 1 dans d'autres vignobles français);
- la teneur en DCO est de 255 g/hl vinifié durant les vendanges, 105 g/hl durant le soutirage et 90 g/hl pendant le reste de l'année.
- le rapport DBO_5/DCO est de l'ordre de 0.6 pendant les vendanges et 0.5 pendant le soutirage et durant le reste de l'année;
- le rapport DBO_5/N est égale à 100/0.7 durant les vendanges et 100/2 durant le soutirage et le reste de l'année.

La figure 3B-32 illustre l'application de cette méthode sur le cave de Vendargues.

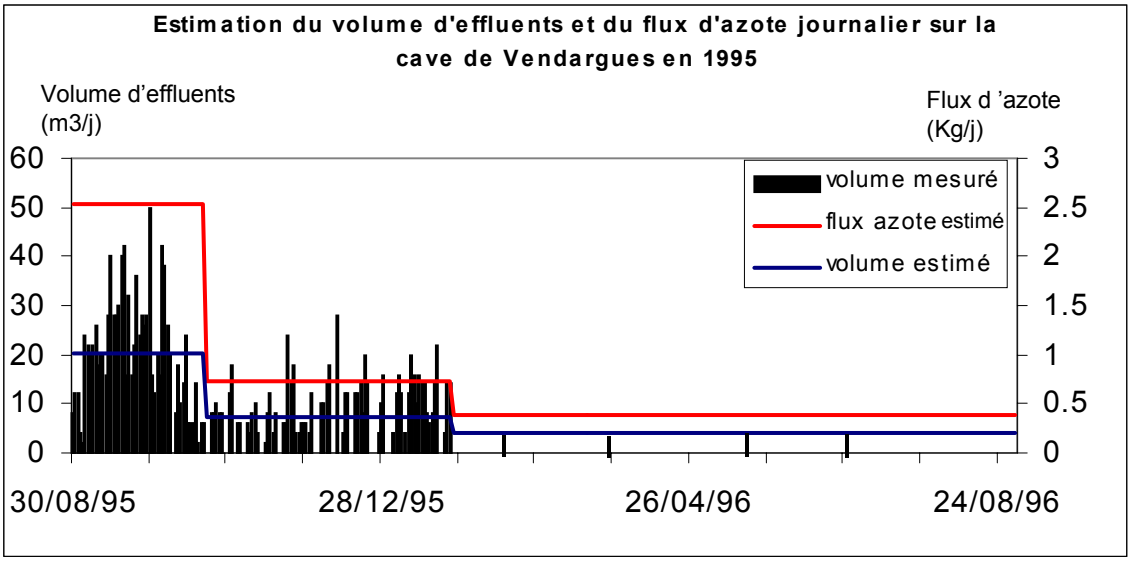


Figure 3B-32 : Estimation du flux journalier moyen d'azote à partir du volume vinifié sur la cave coopérative de Vendargues

Les volumes journaliers d'effluents disponibles sur la cave de Vendargues mettent en évidence la capacité de la méthode qualitative d'estimation du flux moyen journalier.

Il faut préciser que dans une démarche d'évaluation de l'impact sur le milieu récepteur, la méthode proposée serait inadéquate car elle ne permet pas de prévoir un pic journalier dont le rejet direct dans l'environnement est catastrophique.

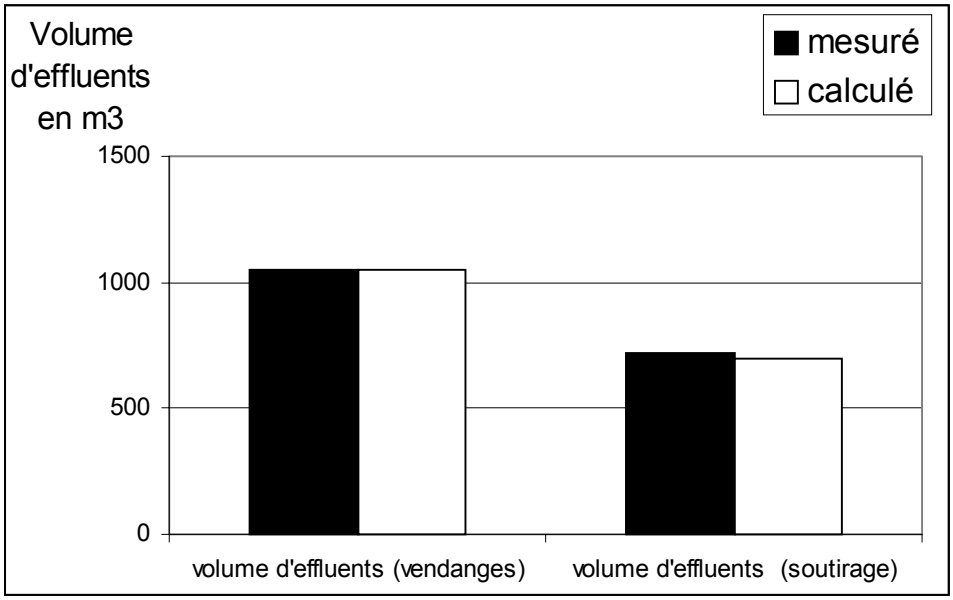


Figure 3B-33 : Comparaison des volumes mesurés/calculés pour les vendanges et le soutirage

Le suivi plus lâche durant le reste de l'année ne permet pas de valider la méthode hors période de vendange et de soutirage. Toutefois ces deux périodes d'intense activité représentent 65% du volume d'effluents rejetés.

Le flux d'azote journalier ainsi estimé peut avoir plusieurs devenirs en fonction du type de traitement des effluents.

Pour clore ce chapitre des effluents viticoles, il est nécessaire d'aborder la question des caves particulières. Une étude de la DDAF de l'Hérault montre que le nombre de caves particulières et le volume vinifié sont loin d'être négligeables.

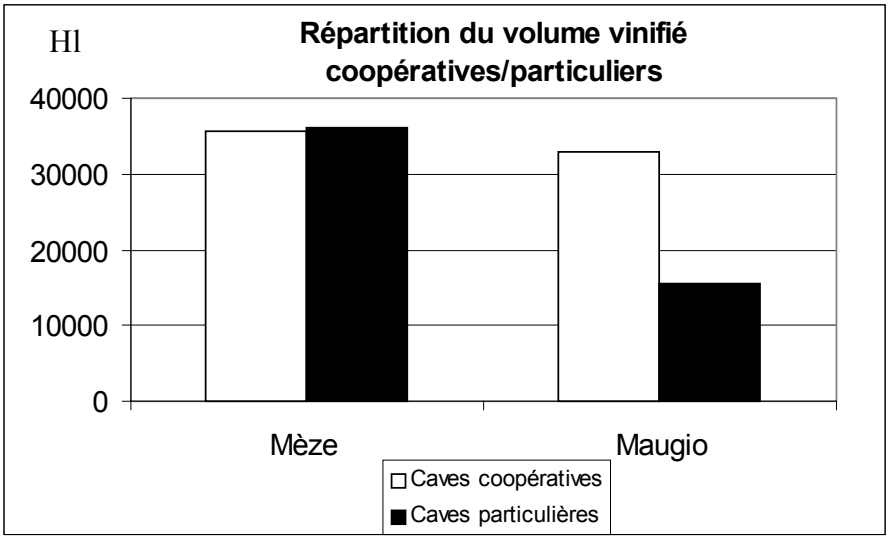


Figure 3B-34 : Poids des caves particulières pour deux communes de la zone d'étude

La prise en compte de ces rejets dans l'architecture que nous avons définie pose problème. En effet, ces caves sont répertoriées selon un découpage administratif communal. Aucune cartographie exhaustive de ces caves ne permet de les caractériser selon le découpage fonctionnel retenu (bassin et sous-bassin versant). La solution classique mais pas totalement satisfaisante consiste à associer le flux de ces caves coopératives aux sous-bassins concernés au prorata de la surface communale. Une autre question se pose concernant le devenir des effluents entre le lieu de rejet et l'arrivée dans le réseau hydrographique. Le réseau de fossés, le plus souvent à sec, laisse supposer une réduction importante de ce flux sans qu'il soit toutefois possible de la quantifier.

Pour conclure, l'analyse de la composante industrielle des rejets ponctuels montre sa faible importance sur les bassins d'étude en terme de masse azotée. Par conséquent l'essentiel des apports ponctuels d'azote va être associé à la composante domestique.

3B-2. Caractérisation des rejets ponctuels domestiques

La localisation des stations communales et des points de rejets dans le milieu aquatique est fondamentale pour intégrer ces flux d'azote dans le modèle distribué. Comme il a été présenté dans le chapitre B1, la localisation des stations communales est issue d'une couche d'information réalisée par le service Observatoire de l'eau et des milieux du Conseil Général de l'Hérault.

3B-22. Caractérisation

Le protocole retenu pour caractériser ce type de rejet et l'intégrer dans l'architecture du modèle de flux comporte trois phases :

- estimation du nombre d'habitants raccordés ;
- charge polluante en entrée ;
- estimation du rendement épuratoire des stations.

3B-221. Estimation du nombre d'habitants raccordés

L'estimation du nombre d'habitants raccordés à chaque station constitue la première étape. On détermine ainsi un taux de collecte des eaux usées. Ce taux de collecte correspond au pourcentage de la population d'une commune dont les eaux usées sont recueillies et traitées par une station d'épuration. La méthode mise en œuvre est la suivante : la population totale est obtenue auprès de l'INSEE (recensement 1999), le nombre de branchements eaux usées et eaux potables est obtenu auprès des gestionnaires d'eau de la zone d'étude. En prenant comme hypothèse de travail que chaque foyer dispose d'un branchement d'eau potable, on calcule un taux de raccordement non pas sur un nombre d'habitants (données non disponibles) mais sur un ratio de nombre de branchements. Les cas particuliers (foyers avec forage d'eau potable, branchements supplémentaires "piscine" ou "jardin") sont pris en compte dans le calcul du ratio.

Le tableau 3B-10 est une synthèse des données collectées.

Commune	Gestionnaire eaux usées	Gestionnaire eau potable	Taux 1998	Taux 1999
ASSAS	RUAS	RUAS		0.97**
BAILLARGUES	CGE	RUAS		0.95
BEAULIEU	CGE	RUAS		0.82
CASTRIES	SOMES	RUAS	0.93	
GUZARGUES	REGIE	RUAS	0.65	
RESTINCLIERES	REGIE	RUAS		0.85**
SAINT-DREZERY	RUAS	RUAS	0.64	
SAINT-GENIES-DES-MOURGUES	CGE	RUAS		0.89
SAINT-VINCENT-DE-BARBEYRARGUES	REGIE	RUAS		0.21**
TEYRAN	SOMES	RUAS		0.97**
MARSILLARGUES	SDEI	SDEI	1	1
St JUST/ ST NAZAIRE DE PEZAN	SDEI	SDEI	0.99	0.99
ST CHRISTOL	SDEI	SDEI	0.90	0.90
VALERGUES	SDEI	SDEI	0.97	0.97
CANDILLARGUES	SAUR	SAUR	0.96	
LA GRANDE-MOTTE *	SAUR	SAUR	0.98	
LANSARGUES	SAUR	SAUR	0.99	
MAUGUIO	SAUR	SAUR	0.97	
MUDAISON	SAUR	SAUR	0.98	
PEROLS *	SAUR	SAUR	0.95	
CARNON *	SAUR	SAUR	0.97	
SAINT-BRES	REGIE	REGIE		0.99
JACOU	SOMES	ACQUEDUC CASTRIE	0.99	
SUSSARGUES	REGIE	REGIE		0.67
VERARGUES	REGIE	REGIE		0.88
LUNEL	RUAS	RUAS	1	0.99
LUNEL-VIEL	CISE	CISE		0.92**
LE CRES	CGE	CGE		0.98
SAINT-AUNES	CGE	CGE		0.98
VENDARGUES	CGE	CGE		0.86

*les communes indiquées ne sont pas raccordées à des stations d'épuration dont le rejet atteint un des ruisseaux du bassin versant de l'Or. Elles n'entrent pas dans le calcul du taux de raccordement.

**en l'absence de données de la part des gestionnaires, le taux utilisé est celui de l'Agence de l'Eau (exercice 1999)

Tableau 3B-10 : Taux de collecte des eaux usées des communes du bassin versant de l'étang de l'Or

Commune	Gestionnaire eaux usées	Gestionnaire eau potable	Taux 1998	Taux 1999
BOUZIGUES	SDEI	SDEI		0.92
COURNONSEC	SDEI	SDEI		0.83
GIGEAN	SDEI	SDEI	0.99	
LOUPIAN	SDEI	SDEI		1
MARSEILLAN *	SDEI	SDEI		0.94
MEZE	SDEI	REGIE		0.88
MONTBAZIN	SDEI	SDEI		0.94
PINET	SDEI	SDEI		0.91
POMEROLS	REGIE	REGIE		0.87
POUSSAN	SDEI	SDEI		0.88
VILLEVEYRAC	SDEI	SDEI		0.89
BALARUC LES BAINS *	CGE	CGE	0.77	
BALARUC LE VIEUX *	CGE	CGE	0.93	
MONTAGNAC	REGIE	REGIE		1

*les communes indiquées ne sont pas raccordées à des stations d'épuration dont le rejet atteint un des ruisseaux du bassin versant de Thau. Elles n'entrent pas dans le calcul du taux de raccordement

Tableau 3B-11 : Taux de collecte des eaux usées des communes du bassin versant de l'étang de Thau

Bassin versant	Nombre de communes	Taux de raccordement moyen	Taux maximal	Taux minimal
Thau	11*	92%	100%	83%
Or	27*	90%	100%	21%

*le nombre indiqué ne comprend que les communes raccordées à des stations d'épuration dont le rejet atteint un des ruisseaux du bassin versant de Thau ou de l'Or.

Tableau 3B-12 : Taux de raccordement moyen sur les sites d'étude

L'acquisition de cette information est particulièrement délicate en raison du grand nombre d'interlocuteurs différents, de la fiabilité des données et de validité de la donnée pour une date donnée. Le fort taux d'urbanisation s'accompagne de modifications rapides des schémas d'assainissement.

Ces résultats montrent que le taux de collecte est relativement élevé. Sur le bassin de Thau, la proximité des sites de production conchylicoles et ostréicoles a nécessité un effort important en terme de collecte d'eaux usées.

Seules quelques communes présentent un taux relativement bas (comme le petite commune de Saint Vincent de Barbeyrargues : taux de collecte 21% pour une population de 574 habitants).

Globalement, le taux de collecte met en évidence le faible pourcentage d'assainissement autonome (complément du taux de collecte). L'impact des systèmes autonomes de traitements est délicat à estimer et correspond classiquement à un rejet diffus après migration dans le sol. On estime à 90% le rendement des ouvrages d'assainissement qui comprennent un ouvrage d'épuration (fosse septique) et un ouvrage d'évacuation (système d'infiltration superficielle).

Sauf proximité immédiate d'un cours d'eau ou nature du sol inadéquate, ce type de traitement est une source d'azote négligeable par rapport aux rejets domestiques dus au traitement collectif.

3B-221. Charge polluante en entrée

Concernant le calcul du flux en entrée de station, l'indicateur équivalent - habitant est classiquement utilisé (AIF, 1993). Il nous paraît primordial de vérifier que la valeur de 15 g de matières azotées par habitant et par jour, classiquement utilisée comme moyenne française, est représentative des bassins d'étude. Pour ce faire, une analyse du taux moyen en azote (en g/hab/j) est réalisée sur l'ensemble des bilans réalisés par le SATESE. Pour chaque bilan, on calcule le rapport entre la masse d'azote en entrée et le nombre d'habitants raccordés

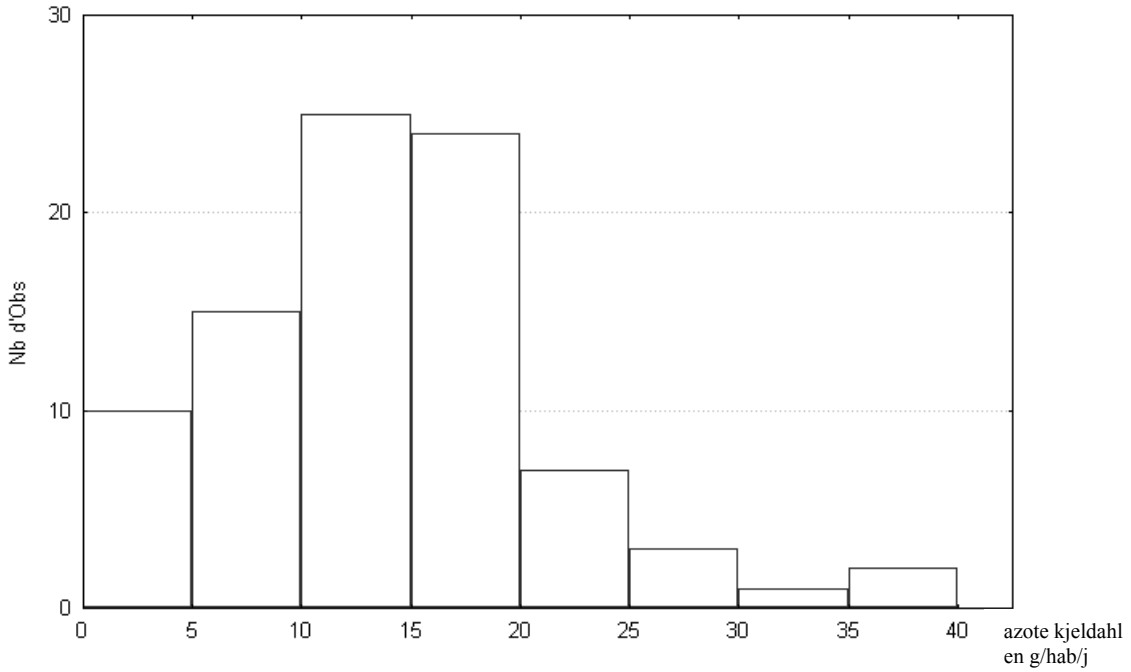


Figure 3B-35 : répartition des valeurs moyennes de matières azotées produites par habitant et par jour (source des données brutes SATESE**)**

On observe une variabilité importante du flux d'azote moyen journalier par habitant. Ce constat est la preuve que le flux d'entrée présente une composante domestique mais est aussi composé de rejets industriels. La valeur moyenne correspond toutefois au 15 g /hab/jour de l'Equivalent - habitant qui se veut un indicateur du flux journalier moyen produit. La valeur de l'Equivalent - habitant apparaît donc adaptée comme estimation de la teneur moyenne du flux d'azote journalier sur les bassins d'étude. Pour mémoire, les autres traceurs de pollution (DBO_5 et Phosphore total) présentent, sur les bassins d'étude, des valeurs comparables aux taux de référence de l'équivalent - habitant.

A partir de l'estimation du taux de collecte, de la population de la communale et de l'indicateur Equivalent-habitant, il est possible d'estimer la charge entrante en station. Pour les stations qui reçoivent des apports industriels (2 rejets sur l'Or) et des effluents vinicoles, une masse d'azote supplémentaire est estimée à l'aide des données disponibles (fichiers Agence de l'Eau et utilisation de ratios pour l'activité vinicole).

3B-222. Estimation du rendement épuratoire des stations

Pour connaître le niveau de rejet de la station, il faut ensuite estimer son rendement épuratoire. Celui-ci est variable et dépend d'un grand nombre de paramètres (filières d'assainissement, saturation de la station, qualité du personnel, météorologie, etc …).

Ne pouvant conduire une analyse systématique de l'évolution du rendement des stations de la zone d'étude, nous avons privilégié l'utilisation des mesures de rendement effectuées par le SATESE d'une part et par les gestionnaires des stations d'épuration d'autre part. Le degré de confiance à accorder à ces valeurs dépend du nombre de mesures annuelles et du type de filière. Concernant ce dernier point, le mode de calcul du rendement (bilan de 24h sur les entrées et les sorties) est ainsi inadapté aux filières de type lagunage dont le temps de séjour peut être de plusieurs mois.

Toutefois l'analyse de ces bilans 24 H permet une première estimation des rendements des stations. Les tableaux suivants résument les caractéristiques des stations et les rendements épuratoires obtenus sur les deux bassins :

Stations	Maître d'ouvrage	Exploitant	Capacité (Eh)	Année mise en service	Traitement	Habitants raccordés	Milieu récepteur
BAILLARGUES	Affermage	VIVENDI	6000	1973	boues activées	5725	La Cadoule
CANDILLARGUES	Affermage	SAUR	1200	1977	boues activées	1029	Le Bérange
CARNON-PEROLS	Affermage	SAUR	33000	1972	boues activées	11715	Etang du Maire
CASTRIES	Régie directe	SAUR	7000	1993	boues activées	4776	La Cadoule
GUZARGUES	Régie directe	Mairie	250	1993	lagunage	222	La Cadoule
LA GRANDE MOTTE	Affermage	SIVOM Or	11000	1973	boues activées	6331	Etang de l'Or
LANSARGUES	Affermage	SAUR	2850	1976	boues activées	2457	Canal de Lansargues
LUNEL	Régie directe	RUAS	15000	1977	boues activées	22210	Le Gazon
LUNEL-VIEL	Régie directe	RUAS	3000	1987	boues activées	2920	Le Dardaillon Ouest
MARSILLARGUES	Régie directe	SDEI	6600	1972	boues activées	5320	La Capouillière
MAUGUIO	Affermage	SAUR	10800	1969	boues activées + lagunage	9943	Le Salaison
MUDAISON	Affermage	SAUR	3000	1975	boues activées	2215	Le Bérange
RESTINCLIERE	Régie directe	Mairie	850	1981	boues activées	988	Le Dardaillon Ouest
ST AUNES	Affermage	CEO-CGE	23000	1973	boues activées	22724	Le Salaison
ST BRES	Régie directe	Mairie	2200	1986	lagunage	2463	La Benouide
ST CHRISTOL	Régie directe	SDEI	1530	1976	boues activées	1088	La fontaine des Ordis
ST DREZERY	Régie directe	RUAS	1500	1975	boues activées	1114	Le Berange
ST GENIES	Régie directe	CGE	2000	1978	boues activées	1336	Le Brebian
ST JUST	Régie directe	SDEI	3000	1980	boues activées	3010	Le Dardaillon
ST VINCENT	Régie directe	Mairie	540	1981	lagunage	119	Le Salaison
SUSSARGUES	Régie directe	SDEI	2000	1988	Lagunage + lit bactérien	1417	Le Valantibus
VALERGUES	Régie directe	SDEI	2000	1987	Lagunage + lit bactérien	1681	Le Brebian
VENDARGUES	Affermage	VIVENDI	7500	1970	boues activées	4483	La Balaurie
VERARGUES	Régie directe	Mairie	650	1983	Lagunage + lit bactérien	394	La Fontaine

Tableau 3B-13 : Caractéristiques des stations d'épuration de l'étang de l'Or

Stations	DBO_5 (%)	DCO (%)	MES (%)	NTK (%)	Pt (%)	Nombres de mesures
BAILLARGUES	93	91	93	42	90	2
CANDILLARGUES	90	90	93	66	48	3
CARNON-PEROLS	96	92	96	47	89	30
CASTRIES	94	94	94	90	77	7
GUZARGUES						
LA GRANDE MOTTE	94	90	94	50	91	42
LANSARGUES	97	94	98	88	63	7
LUNEL	89	84	85	39	87	7
LUNEL-VIEL	85	85	96	84	58	1
MARSILLARGUES	99	95	98	75	70	7
MAUGUIO	95	89	92	63	85	27
MUDAISON	96	93	97	84	63	9
RESTINCLIERE	96	90	90	93	40	1
ST AUNES	87	80	88	65	52	4
ST BRES	99	97	98	92	56	1
ST CHRISTOL	99	97	98	92	56	2
ST DREZERY	97	93	98	36	29	1
ST GENIES	94	89	95	93	32	2
ST JUST	-	95	97	89	88	3
ST VINCENT	94	83	93	54	54	1
SUSSARGUES	99	95	97	85	56	7
VALERGUES	98	93	93	81	68	4
VENDARGUES	99	96	97	60	-	1
VERARGUES	86	79	85	14	41	1

Tableau 3B-14 : Rendements épuratoires des stations d'épuration de l'étang de l'Or

Les données correspondent à la situation en 2000 pour les stations d'épuration et à 1998-1999 pour le calcul des habitants raccordés.

Stations	Maître d'ouvrage	Exploitant	Capacité (Eh)	Année mise en service	Traitement	Habitants raccordés	Milieu récepteur
COURNONSEC	SIVOM Entre Vene et Mosson	SDEI	1500	1975	boues activées	1627	La Vène
GIGEAN	SIVOM SINBT	SIVOM SINBT	4200	1986	lagunage	3530	La Vène
MARSEILLAN	Régie directe	SDEI	24000	1975	lagunage	5823	Etang de Thau
MEZE	SIVOM SINBT	SIVOM SINBT	15000	1980	lagunage	8164	Etang de Thau
MONTBAZIN	SIVOM SINBT	SIVOM SINBT	2800	1986	lagunage	2079	La Vène
PINET-POMEROLS	Affermage	SLEE	4700	1979	lagunage	2379	Le Soupié
VILLEVEYRAC	Régie directe	Mairie	2500	1980	lagunage	1974	Le Pallas
MONTAGNAC-BESSILLE	-	-	-	-	lagunage	-	Le Negue Vaques
POUSAN-BOUZIGUES	Régie directe	Mairie	6700	1983	lagunage	4664	Etang de Thau

Tableau 3B-15 : Caractéristiques des stations d'épuration de l'étang de Thau

Stations	DBO_5 (%)	DCO (%)	MES (%)	NTK (%)	Pt (%)	Nombre de mesures
COURNONSEC	98	98	94	27	96	1
GIGEAN	84	51	97	18	81	1
MARSEILLAN	89	65	63	37	56	5
MEZE	85	76	82	39	43	2
MONTBAZIN	97	93	97	78	87	4
PINET-POMEROLS	85	15	75	64	14	1
VILLEVEYRAC	72	72	47	72	72	1
POUSAN-BOUZIGUES	84	79	81	78	69	4

Tableau 3B-16 : Rendements épuratoires des stations d'épuration de l'étang de Thau

Les deux tableaux suivants permettent de comparer les rendements moyens sur les différents traceurs entre les deux bassins :

	DBO_5 (%)	DCO (%)	MES (%)	NTK (%)	Pt (%)
Moyenne	94	91	94	68	63
Min	85	79	85	14	29
Max	99	97	98	93	91
Ecart type	4	5	4	23	19

Tableau 3B-17 : Rendements épuratoires des stations d'épuration sur le bassin de l'Or

	DBO_5 (%)	DCO (%)	MES (%)	NTK (%)	Pt (%)
Moyenne	87	69	80	52	65
Min	72	15	47	18	14
Max	98	98	97	78	96
Ecart type	8	26	18	24	27

Tableau 3B-18 : Rendements épuratoires des stations d'épuration sur le bassin de Thau

Le rendement moyen annuel concernant l'azote (NTK : azote kjeldahl) est identique sur les deux bassins alors que les rendements des autres descripteurs de pollution sont moins élevés sur le bassin de Thau que sur le bassin de l'Or.

Annexe 3C : Caractéristiques du SIRS (Système d'Information à Référence Spatiale) développé

Le SIRS a été développé avec le logiciel de Système d'Information Géographique ARC-INFO ARC/INFO®, sur des stations de travail SUN SPARC® avec le système d'exploitation UNIX®. Le choix de ce SIG (au sens outil) a été motivé par la variété, le volume et le format des informations à traiter, ainsi que par la disponibilité de ce produit au sein de l'UMR 3S Cemagref-Engref

Le SIRS permet d'intégrer au sein d'une même base géographique l'ensemble des informations collectées pour ce travail de thèse.

Thèmes	Type de données	Format	Sources	Bassins versants
Morphologie	Modèle Numérique de Terrain	Raster	IGN (convention avec l'UMR3S et le BRGM)	Or, Thau
Hydrogéologie (1)	Limites aquifères	Vecteur (polygone)	BRGM	Or, Thau
Hydrogéologie (2)	Limites des bassins souterrains	Vecteur (polygone)	BRGM	Or, Thau,
Pluviomètre	Localisation	Vecteur (point)	Hydrosciences	Or, Thau
Rivières	BD Topo	Vecteur (arc)	IGN (convention avec le CG34)	Or, Thau
Communes	BD Topo	Vecteur (polygone)	IGN (convention avec le CG34)	Or, Thau
Etang	BD Topo	Vecteur (polygone)	IGN (convention avec le CG34)	Or, Thau
Occupation du sol (1)	Images satellitales	Raster	SPOT Image	Or
Occupation du sol (2)	Classification	Raster	AME	Thau
Routes	BD Topo	Vecteur (arc)	IGN (convention avec le CG34)	Or, Thau
Stations d'épuration	Localisation	Vecteur (point)	Conseil Général 34	Or, Thau
Caves coopératives	Localisation	Vecteur (point)	Conseil Général 34	Or, Thau
Industries	Localisation	Vecteur (point)	Conseil Général 34	Or, Thau

Tableau 3C-19 : Liste des plans d'information du SIRS

Le système de projection retenu pour le SIRS est le Lambert II étendu.

ANNEXE 4 : Caractéristiques des 20 crues échantillonnées

4 : Caractéristiques des 20 crues échantillonnées

Nom de l'épisode	P199409	P199410	P199504	P199603	P199604
Date de début de montée	22/09/94 21:00	19/10/94 8:30	24/4/95 10:00	14/3/96 6:45	23/4/96 13:15
Durée de la crue (h)	34	77	36	120	17
Nb jours secs précédant la pluie	3	8	2	2	5
Pluie du jour précédent (mm)meze	1.4	0.0	0.0	0.0	3.2
Pluie des 3 jours précédents (mm) meze	8.2	0.0	0.4	3.4	3.2
Pluie des 10 jours précédents (mm)meze	26.0	28.4	1.2	11.8	8.6
Pluie des 20 jours précédents (mm) meze	34.0	57.6	7.2	72.6	9.6
Pluie des 30 jours précédents (mm) meze	72.2	135.6	26.6	72.8	13.0
Débit de base (m3/s)	0	0.009	0.0195	0.250	0.125
Débit de pointe (m3/s)	1.19	8.10	0.02	6.78	0.900
Débit moyen (m3/s)	0.209	4.44	0.0021	2.82	0.385
Volume de base (m3)	0	2748	366	118800	7218
Volume de la crue (m3)	26601	1207736	1372	1091020	20629
Pluie à mèze (mm)	69.8	119.0	20.0	55.6	6.8
Imax (mm/h) calculé sur 5 min	52.80	45.60	8.00	1.60	8.80
Imoy mèze (mm/h)	1.80	2.80	0.15	0.30	0.70
Coeff. de ruissellement (%)	0.007	0.195	0.001	0.336	0.038

Figure 4-36 : Caractéristiques des 5 crues échantillonnées sur le bassin du Pallas

Nom de l'épisode	V199409	V199410	V199504	V199604
Date de début de montée	22/9/94 5:35	19/10/94 7:30	24/4/95 9:45	28/4/96 12:00
Durée de la crue (h)	69	200	60	162
Nb jours secs précédant la pluie	3	8	1	3
Pluie du jour précédent (mm) montbazin	0.6	0.0	0.0	3
Pluie des 3 jours précédents (mm) montbazin	5.4	0.0	0.0	5
Pluie des 10 jours précédents (mm)montbazin	25.0	34.6	0.0	37
Pluie des 20 jours précédents (mm) montbazin	48.6	89.6	4.4	37
Pluie des 30 jours précédents (mm)	80.8	165.0	33.0	44
Débit de base (m3/s)	0.006	0.352	0.006	0.926
Débit de pointe (m3/s)	1.22	24.51	0.0407	2.30
Débit moyen (m3/s)	0.449	14.49	0.0153	1.41
Volume de base (m3)	2063	242978	1290	719976
Volume de la crue (m3)	155215	8343550	2385	983642
Pluie à montbazin (mm)	70.0	166.8	32.0	31.6
Imax (mm/h) calculé sur 5 min	38.00	55.20	7.20	7.20
Imoy montbazin (mm/h)	1.50	4.00	0.24	0.12
Coeff. de ruissellement (%)	0.033	0.725	0.001	0.125

Nom de l'épisode	V199905	V199909	V199910	V199911
Date de début de montée	3/5/99 17:10	6/9/99 2:55	18/10/99 4:50	12/11/99 5:55
Durée de la crue (h)	79	12	168	245
Nb jours secs précédant la pluie	6	1	2	4
Pluie du jour précédent (mm) montbazin	75.6	2	3.8	4.4
Pluie des 3 jours précédents (mm) montbazin	75.6	3.8	3.8	4.4
Pluie des 10 jours précédents (mm)montbazin	104	120	26.8	5.4
Pluie des 20 jours précédents (mm) montbazin	120.4	125	27.6	6.2
Pluie des 30 jours précédents (mm)	121.4	149.2	36	134
Débit de base (m3/s)	0.043	0.002	0.040	0.266
Débit de pointe (m3/s)	10.81	26.70	8.39	29.05
Débit moyen (m3/s)	6.22	12.52	5.57	13.92
Volume de base (m3)	5573	80.4	24373	137894
Volume de la crue (m3)	808539	544652	3367483	7220006
Pluie à montbazin (mm)	119.2	72.6	128.8	167.2
Imax (mm/h) calculé sur 5 min	14.40	153.60	48.00	26.40
Imoy montbazin (mm/h)	3.10	5.17	0.80	2.30
Coeff. de ruissellement (%)	0.101	0.112	0.387	0.632

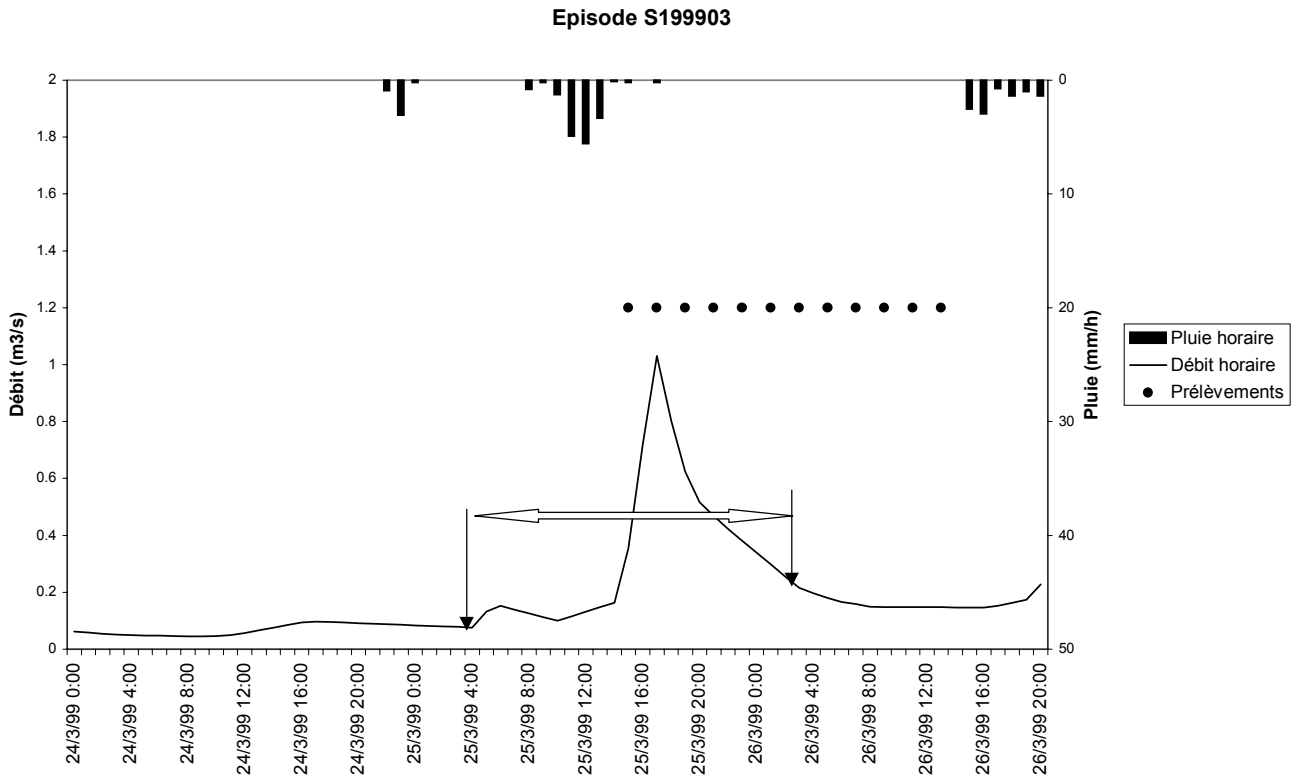
Figure 4-37 : Caractéristiques des 8 crues échantillonnées sur le bassin de la Vène

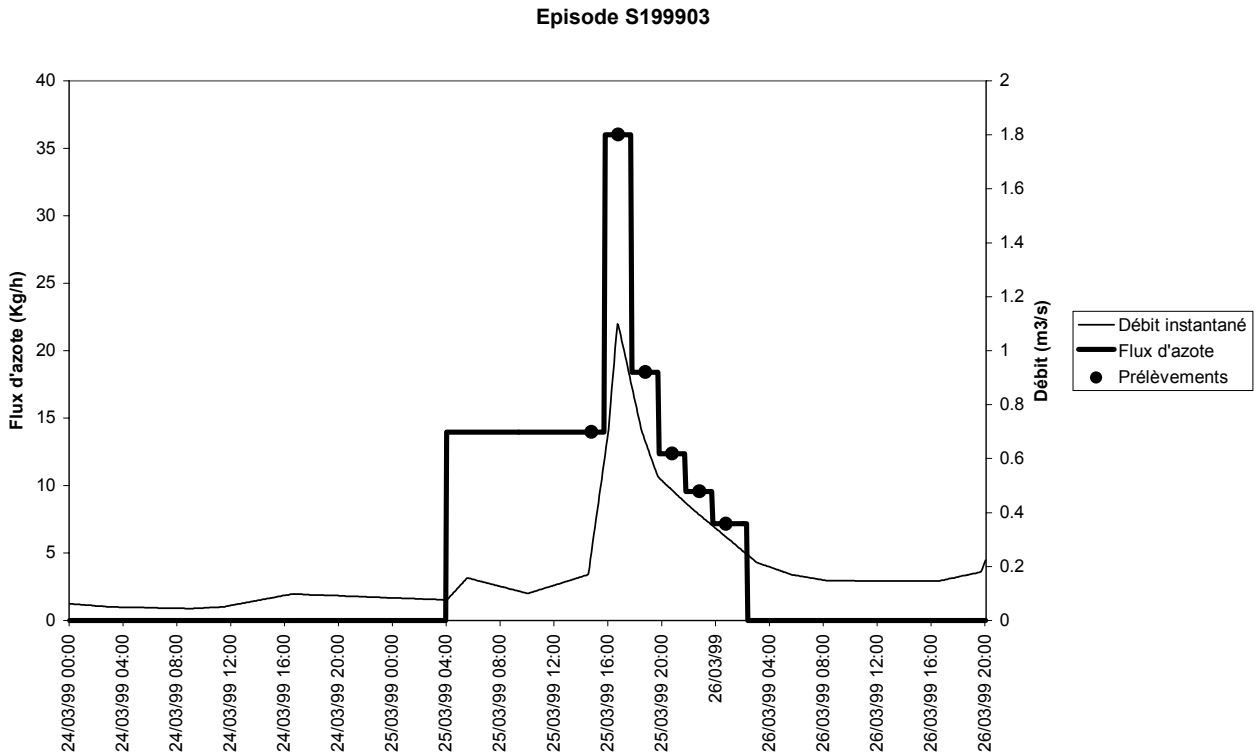
Nom de l'épisode	S199903	S199904	S199905	S199909
Date de début de montée	25/3/99 14:15	26/4/99 12:00	3/5/99 6:00	6/9/99 3:20
Durée de la crue (h)	22	19	48	7
Nb jours secs précédant la pluie	18	2	3	5
Pluie du jour précédent (mm)	4	0	50	6.4
Pluie des 3 jours précédents (mm)	4.2	7.4	50	20.2
Pluie des 10 jours précédents (mm)	4.2	16.8	89	23
Pluie des 20 jours précédents (mm)	4.2	18.8	107	28.6
Pluie des 30 jours précédents (mm)	6.4	19	108	45.4
Débit de base (m3/s)	0.083	0.049	0.050	0.045
Débit de pointe (m3/s)	1.11	1.82	4.24	5.77
Débit moyen (m3/s)	0.551	0.766	1.33	1.64
Volume de base (m3)	3586	2135	8640	27476
Volume de la crue (m3)	23984	33317	230649	41886
Pluie à Montpellier Fréjorgues (mm)	21.0	39.2	85.2	50.6
durée de la pluie	20.0	18.0	37.0	4.0
Imax (mm/h) calculé sur 6 min	8.00	33.60	12.00	54.72
Imoy (mm/h)	1.00	2.20	2.30	5.31
Coeff. de ruissellement (%)	0.018	0.015	0.049	0.005

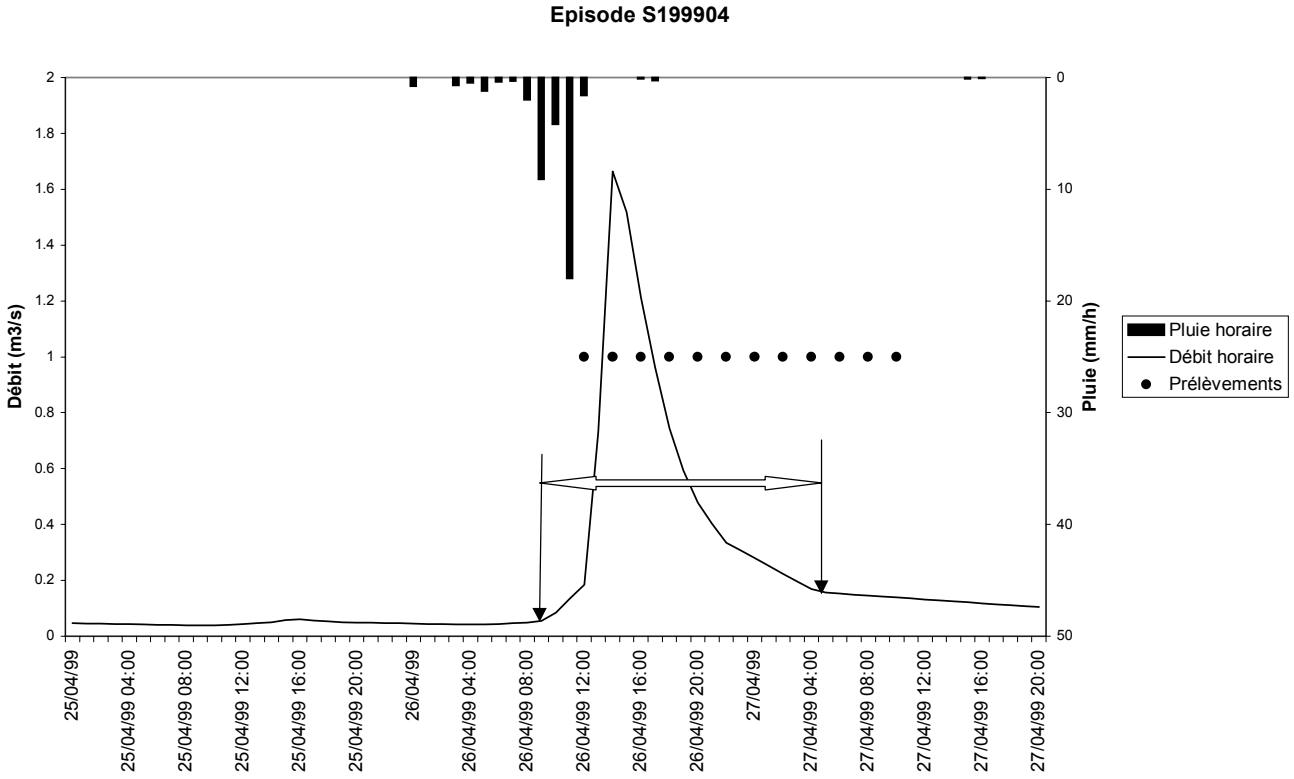
Nom de l'épisode	S199910	S199911	S200004
Date de début de montée	20/10/99 20:00	12/11/99 7:00	16/4/00 22:45
Durée de la crue (h)	33	142	33
Nb jours secs précédant la pluie	1	11	3
Pluie du jour précédent (mm)	3	2.6	33.6
Pluie des 3 jours précédents (mm)	3	2.6	34
Pluie des 10 jours précédents (mm)	34	2.6	51.4
Pluie des 20 jours précédents (mm)	34	4.2	57.6
Pluie des 30 jours précédents (mm)	43	91	65.8
Débit de base (m3/s)	0.270	0.194	0.106
Débit de pointe (m3/s)	4.35	8.38	1.93
Débit moyen (m3/s)	1.93	2.24	0.308
Volume de base (m3)	32659	92189	22896
Volume de la crue (m3)	233575	1066415	66540
Pluie à Montpellier Fréjorgues (mm)	48.6	130.2	34.4
durée de la pluie	50.0	73.0	8.0
Imax (mm/h) calculé sur 6 min	73.20	16.00	33.00
Imoy (mm/h)	1.50	1.80	4.30
Coeff. de ruissellement (%)	0.078	0.141	0.024

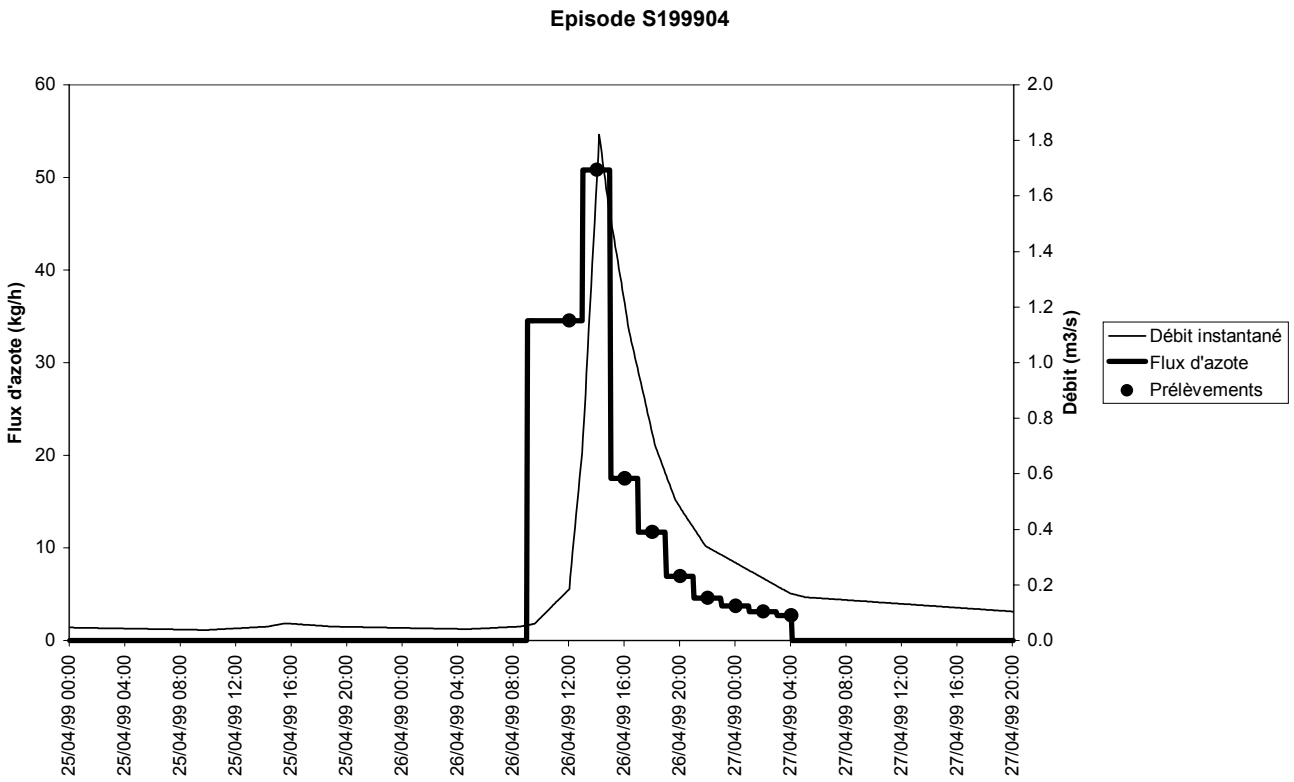
Figure 4-38 : Caractéristiques des 7 crues échantillonnées sur le bassin du Salaison

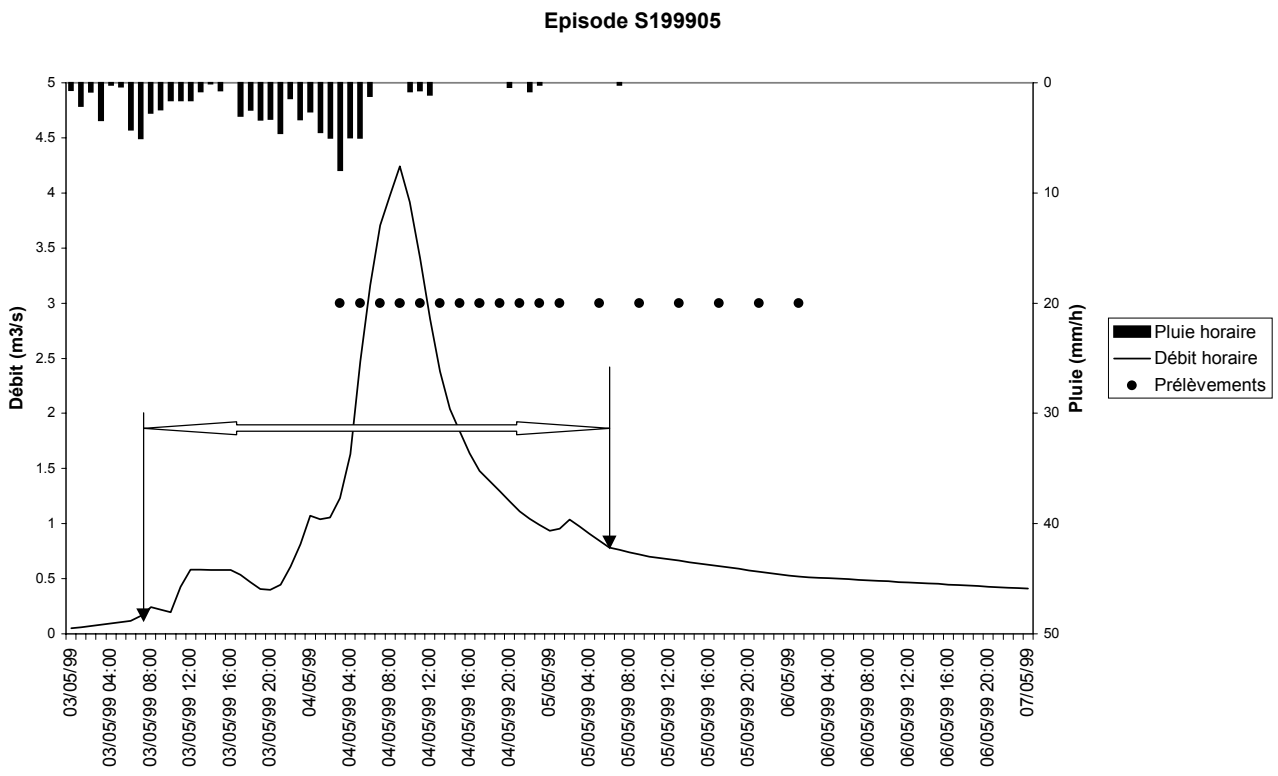
Sont présentés pour chaque crue, un graphique « pluie-débit » puis un graphique « débit-flux d'azote » avec les flux instantanés d'azote correspondant aux prélèvements et à l'interpolation réalisée entre les points de prélèvement (en utilisant la méthode 2 décrite dans le paragraphe C3-11 du document principal).

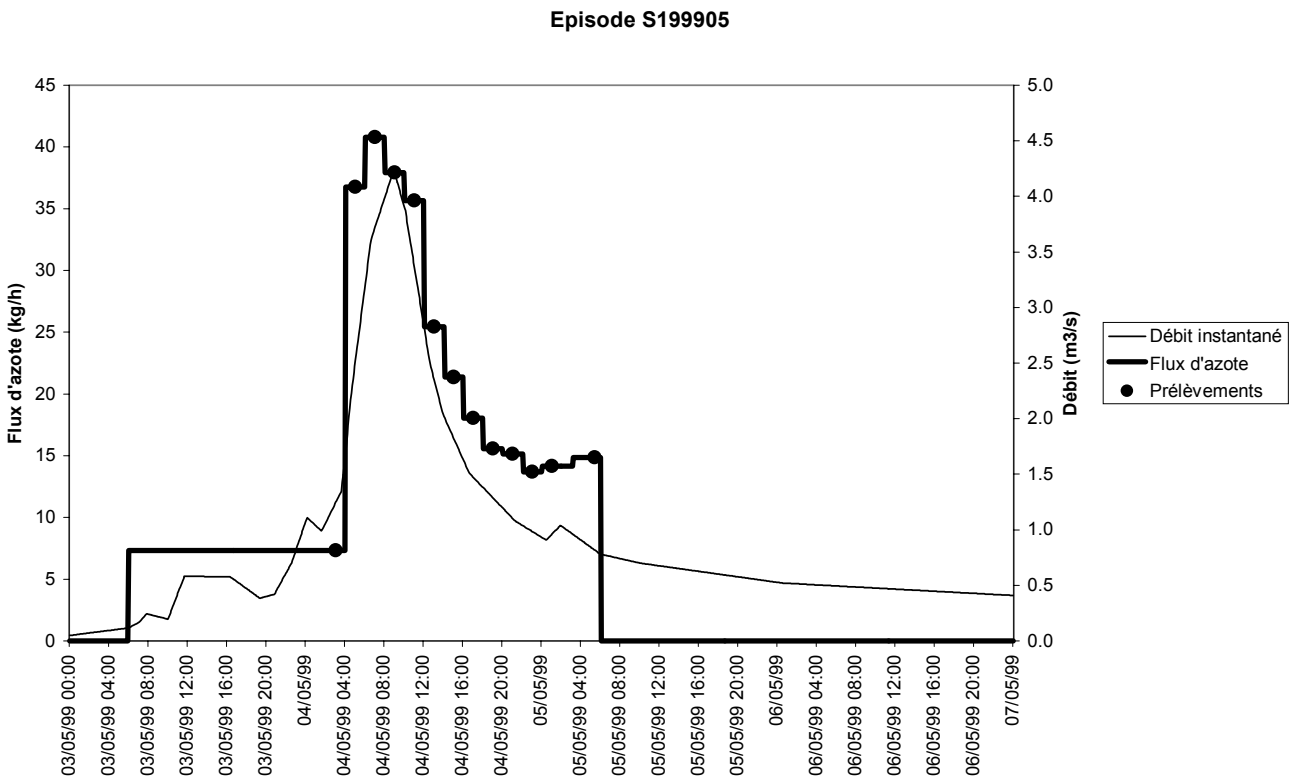

Episode S199903
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
24/3/99 0:00
24/3/99 4:00
24/3/99 8:00
24/3/99 12:00
24/3/99 16:00
24/3/99 20:00
25/3/99 0:00
25/3/99 4:00
25/3/99 8:00
25/3/99 12:00
25/3/99 16:00
25/3/99 20:00
26/3/99 0:00
26/3/99 4:00
26/3/99 8:00
26/3/99 12:00
26/3/99 16:00
26/3/99 20:00

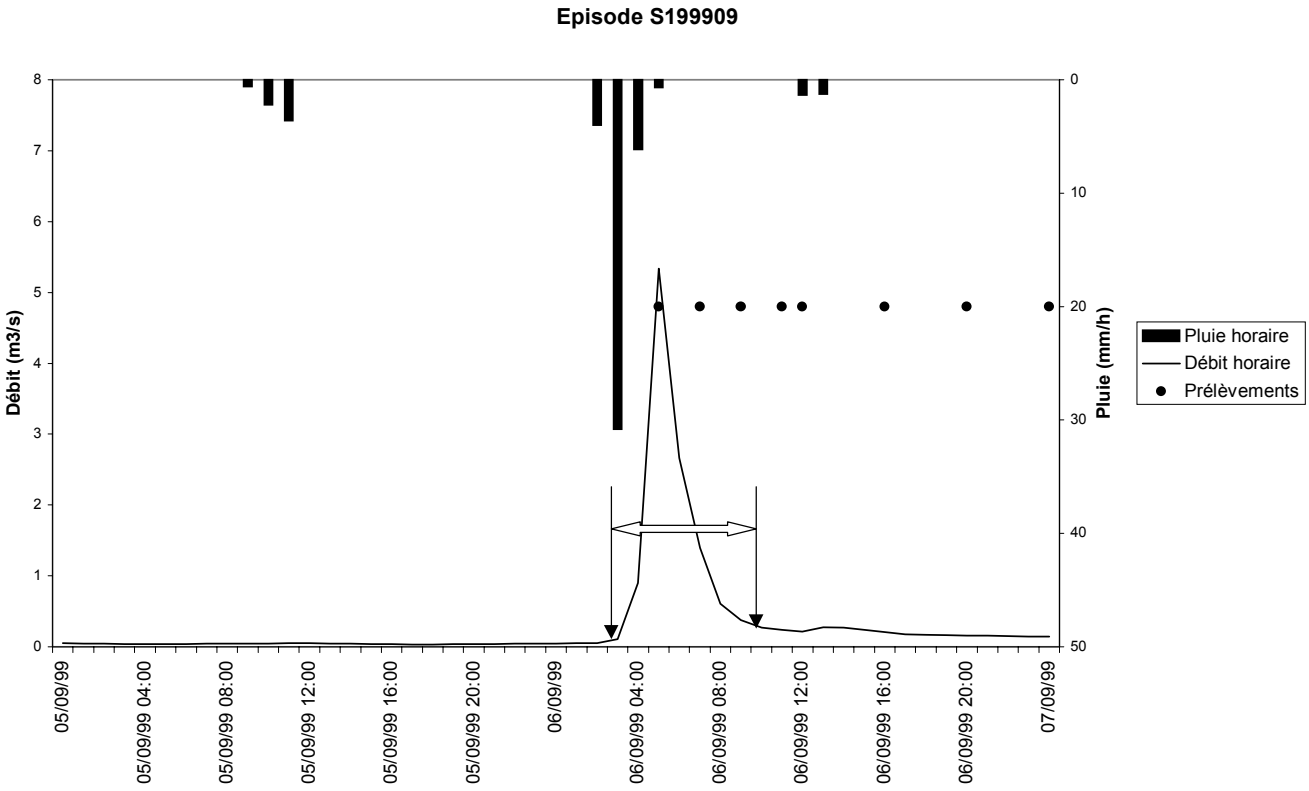

Episode S199903
Flux d'azote (Kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
24/03/99 00:00
24/03/99 04:00
24/03/99 08:00
24/03/99 12:00
24/03/99 16:00
24/03/99 20:00
25/03/99 00:00
25/03/99 04:00
25/03/99 08:00
25/03/99 12:00
25/03/99 16:00
25/03/99 20:00
26/03/99
26/03/99 04:00
26/03/99 08:00
26/03/99 12:00
26/03/99 16:00
26/03/99 20:00

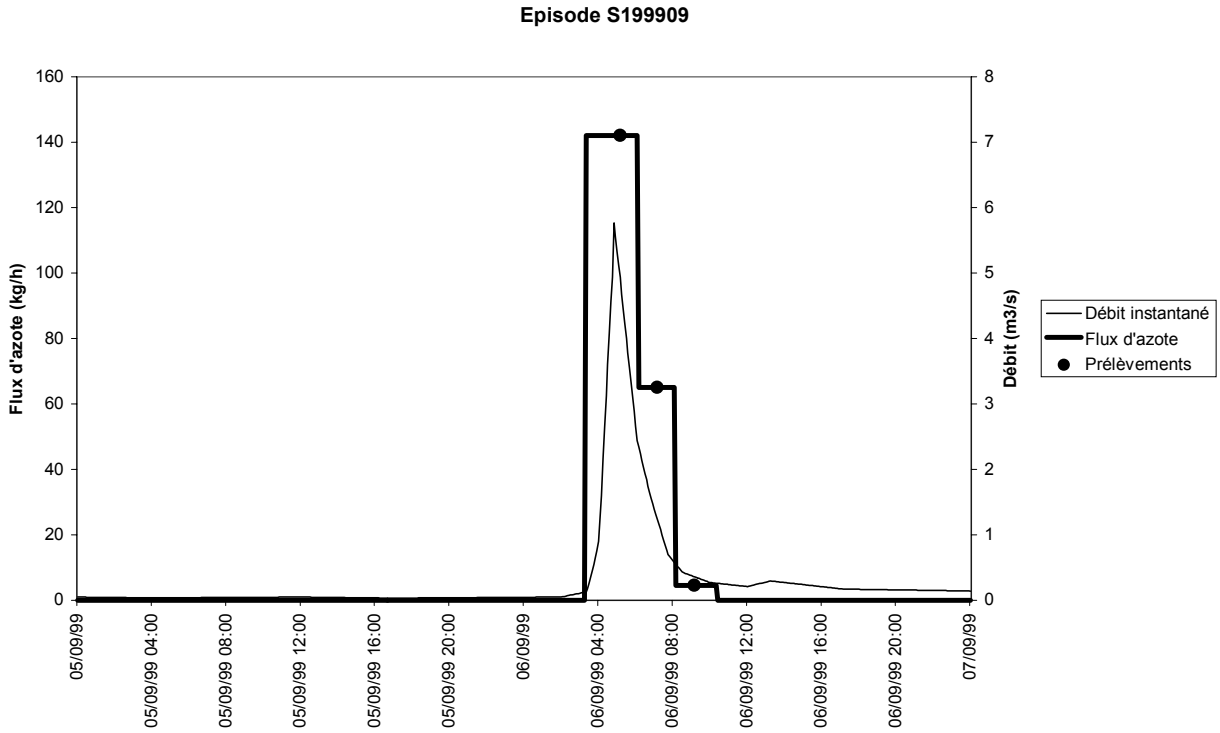

Episode S199904
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
25/04/99
25/04/99 04:00
25/04/99 08:00
25/04/99 12:00
25/04/99 16:00
25/04/99 20:00
26/04/99
26/04/99 04:00
26/04/99 08:00
26/04/99 12:00
26/04/99 16:00
26/04/99 20:00
27/04/99
27/04/99 04:00
27/04/99 08:00
27/04/99 12:00
27/04/99 16:00
27/04/99 20:00

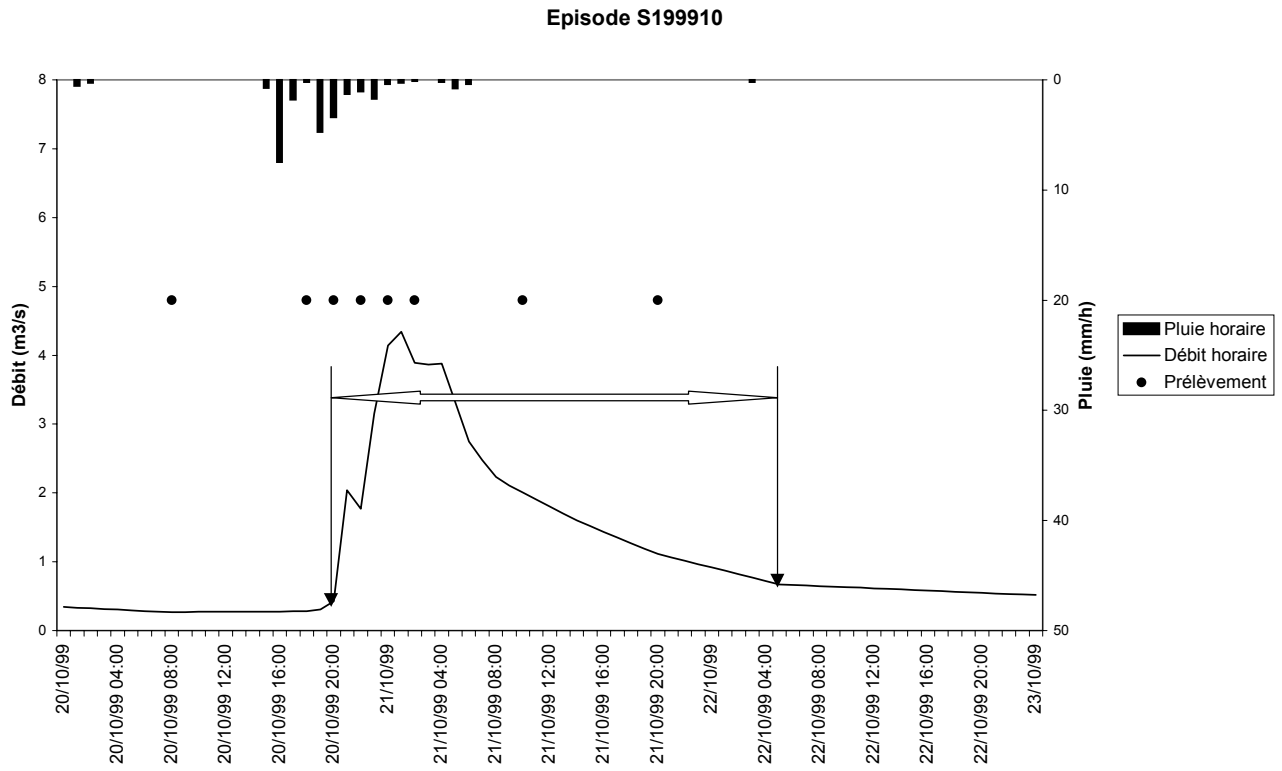

Episode S199904
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
25/04/99 00:00
25/04/99 04:00
25/04/99 08:00
25/04/99 12:00
25/04/99 16:00
25/04/99 20:00
26/04/99 00:00
26/04/99 04:00
26/04/99 08:00
26/04/99 12:00
26/04/99 16:00
26/04/99 20:00
27/04/99 00:00
27/04/99 04:00
27/04/99 08:00
27/04/99 12:00
27/04/99 16:00
27/04/99 20:00

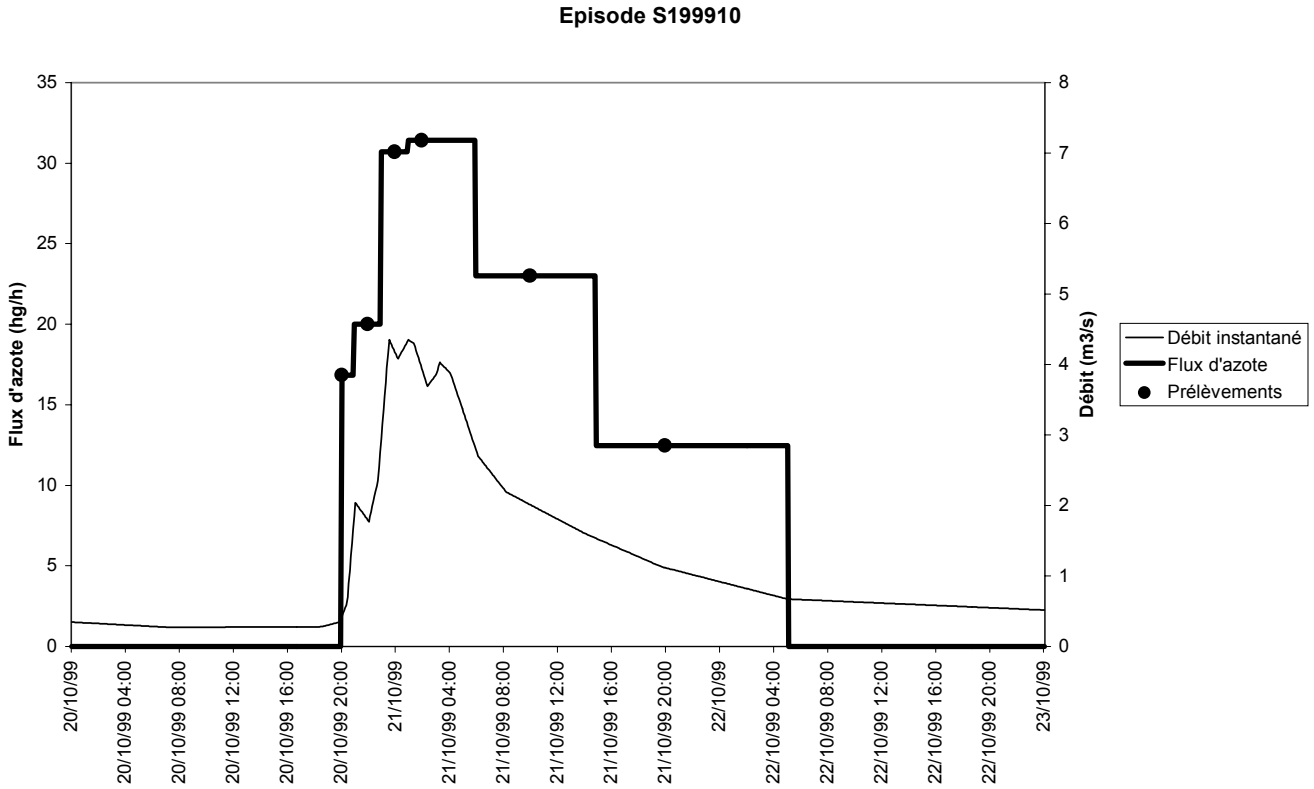

Episode S199905
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements

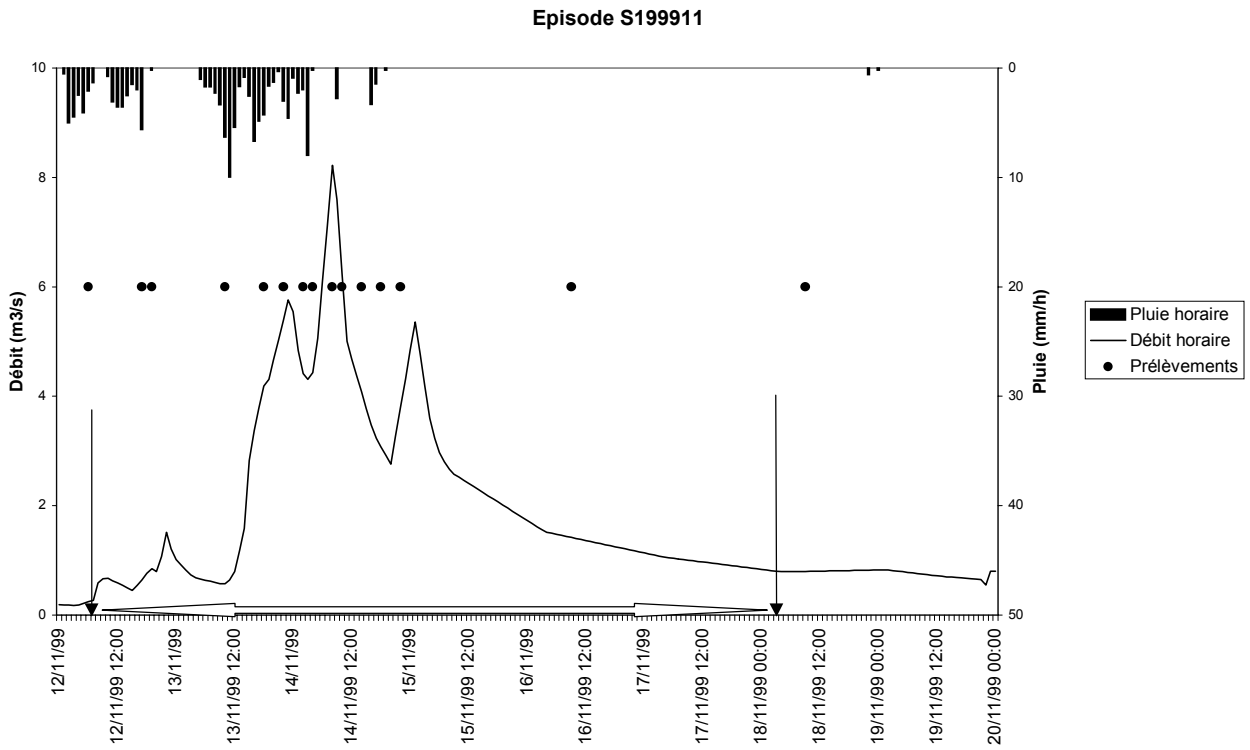

Episode S199905
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements

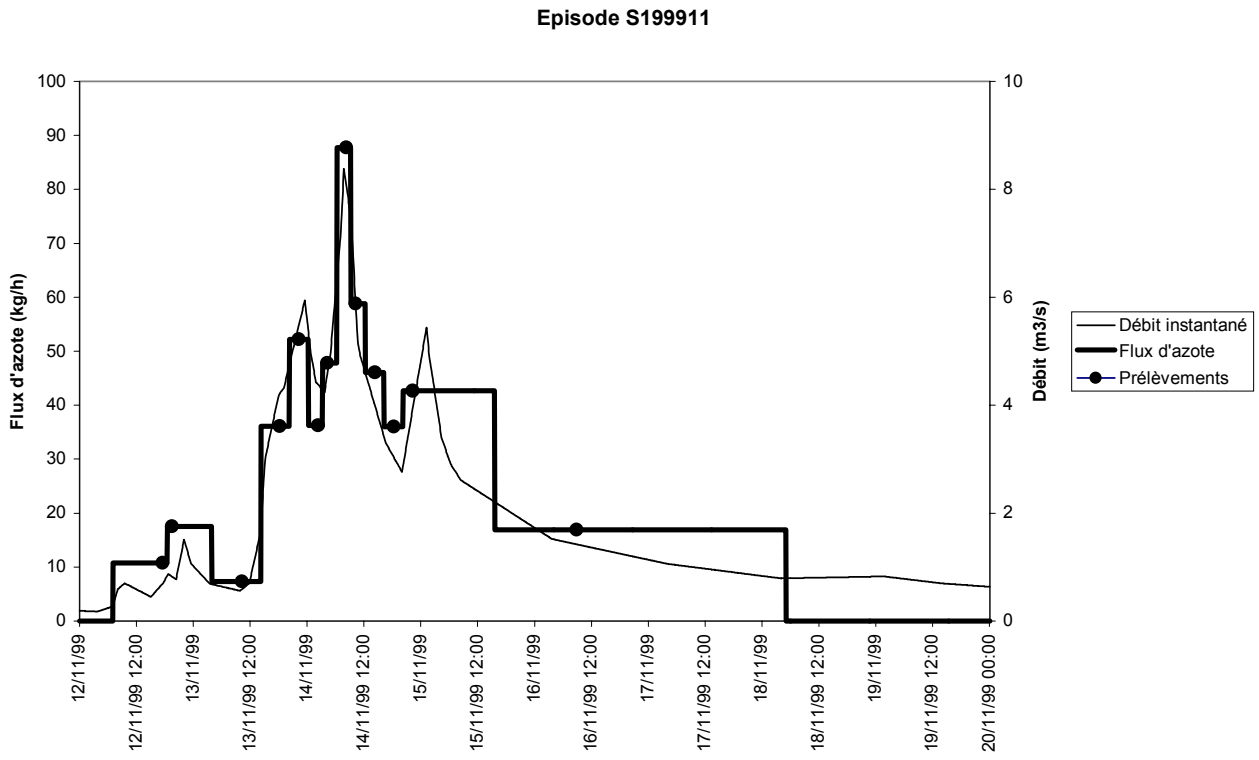

Episode S199909
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
05/09/99
05/09/99 04:00
05/09/99 08:00
05/09/99 12:00
05/09/99 16:00
05/09/99 20:00
06/09/99
06/09/99 04:00
06/09/99 08:00
06/09/99 12:00
06/09/99 16:00
06/09/99 20:00
07/09/99

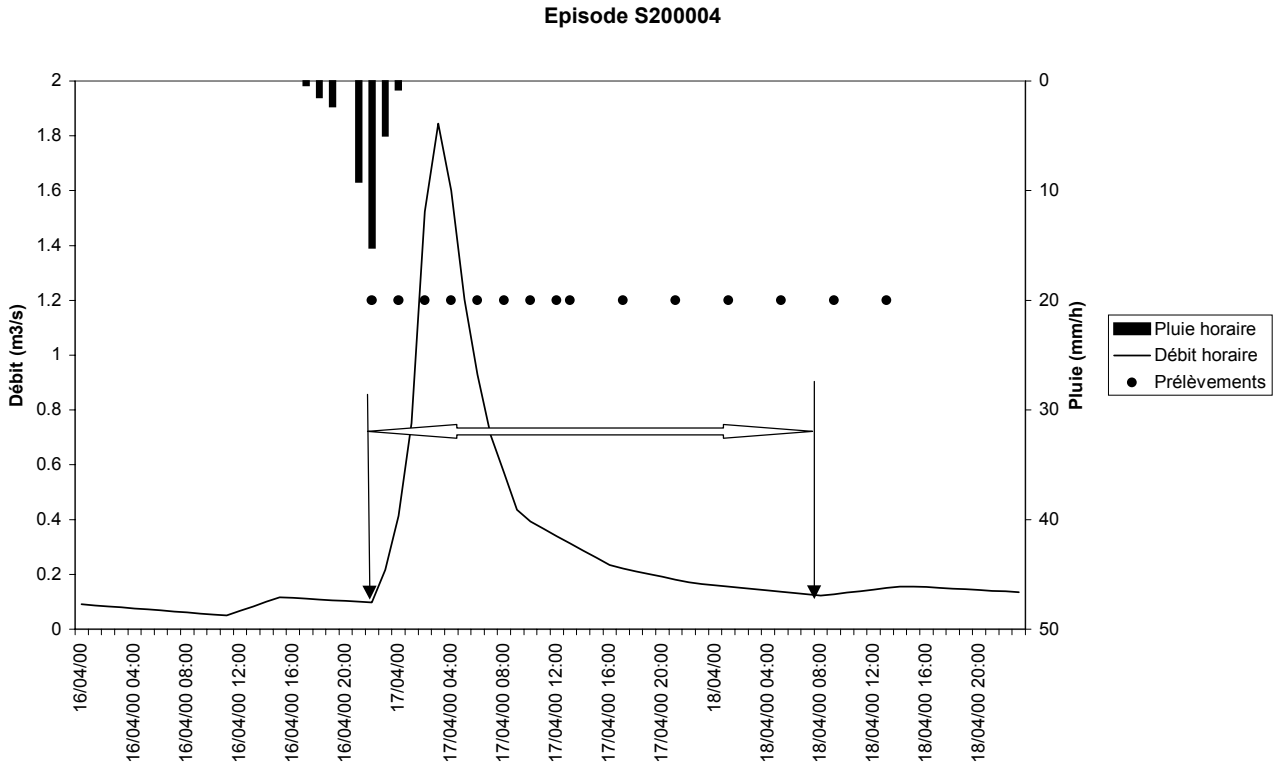

Episode S199909
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
05/09/99
05/09/99 04:00
05/09/99 08:00
05/09/99 12:00
05/09/99 16:00
05/09/99 20:00
06/09/99
06/09/99 04:00
06/09/99 08:00
06/09/99 12:00
06/09/99 16:00
06/09/99 20:00
07/09/99

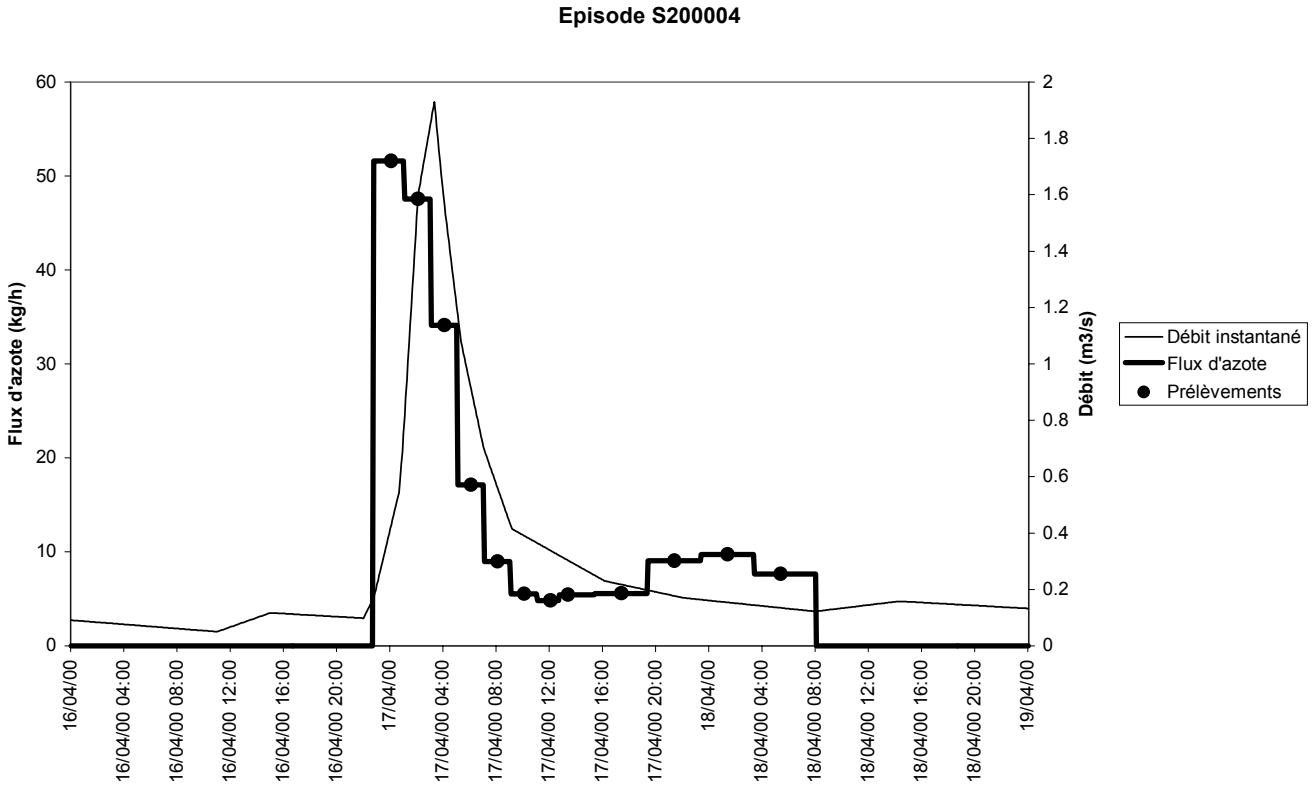

Episode S199910
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvement
20/10/99
20/10/99 04:00
20/10/99 08:00
20/10/99 12:00
20/10/99 16:00
20/10/99 20:00
21/10/99
21/10/99 04:00
21/10/99 08:00
21/10/99 12:00
21/10/99 16:00
21/10/99 20:00
22/10/99
22/10/99 04:00
22/10/99 08:00
22/10/99 12:00
22/10/99 16:00
22/10/99 20:00
23/10/99

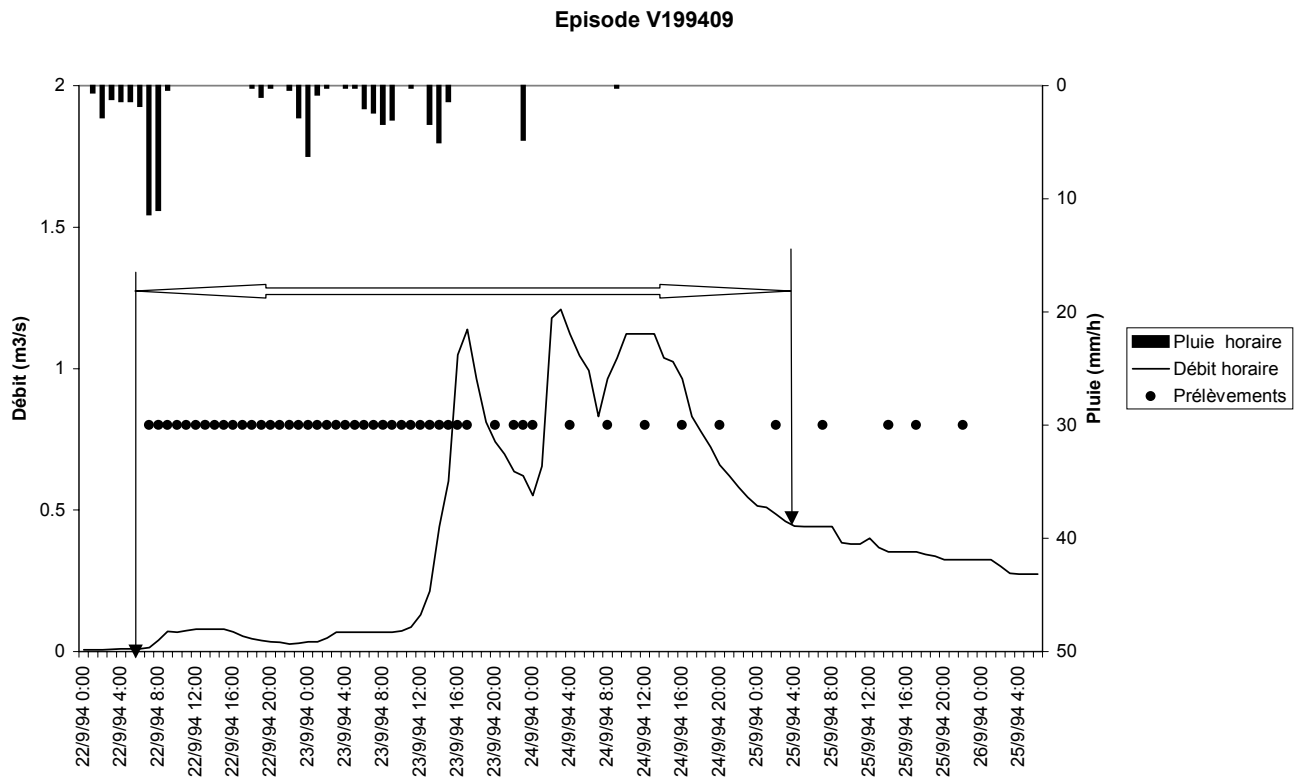

Episode S199910
Flux d'azote (hg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
20/10/99
20/10/99 04:00
20/10/99 08:00
20/10/99 12:00
20/10/99 16:00
20/10/99 20:00
21/10/99
21/10/99 04:00
21/10/99 08:00
21/10/99 12:00
21/10/99 16:00
21/10/99 20:00
22/10/99
22/10/99 04:00
22/10/99 08:00
22/10/99 12:00
22/10/99 16:00
22/10/99 20:00
23/10/99

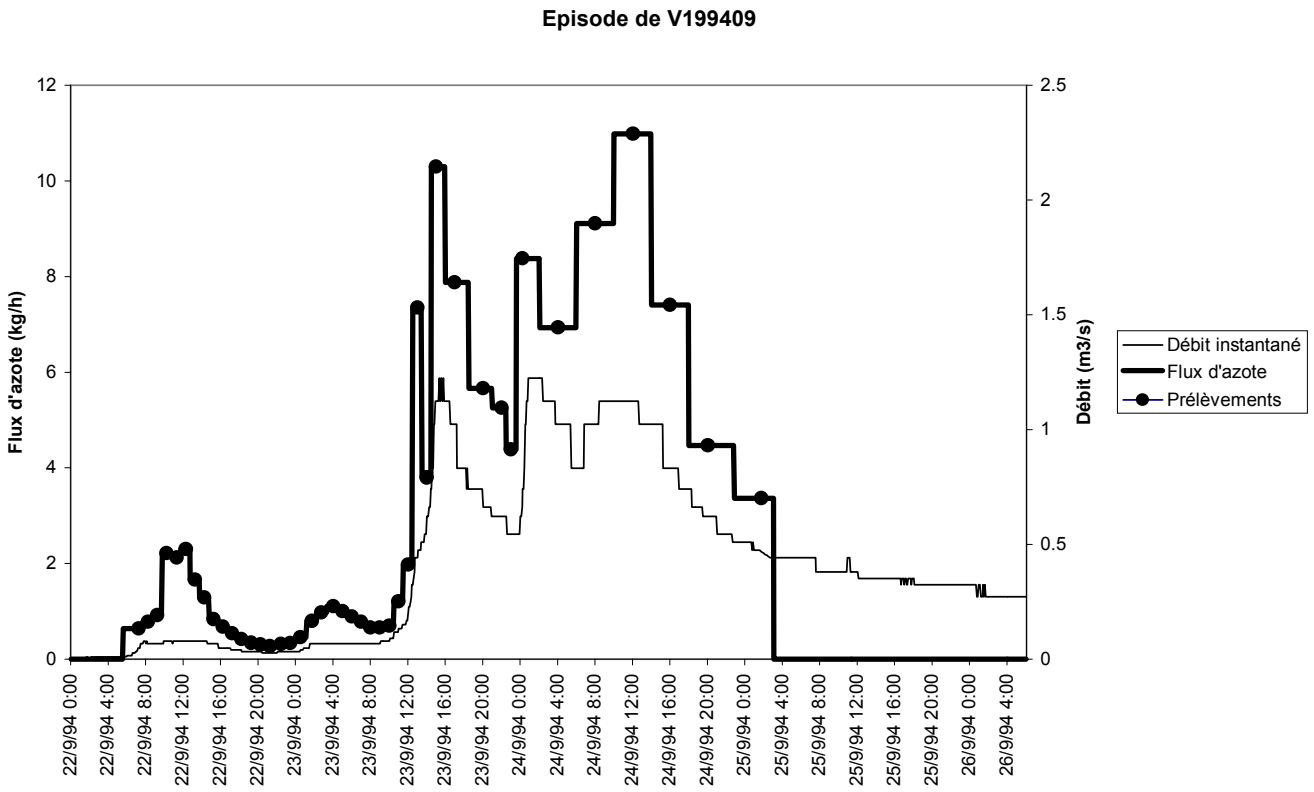

Episode S199911
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
12/11/99
12/11/99 12:00
13/11/99
13/11/99 12:00
14/11/99
14/11/99 12:00
15/11/99
15/11/99 12:00
16/11/99
16/11/99 12:00
17/11/99
17/11/99 12:00
18/11/99 00:00
18/11/99 12:00
19/11/99 00:00
19/11/99 12:00
20/11/99 00:00

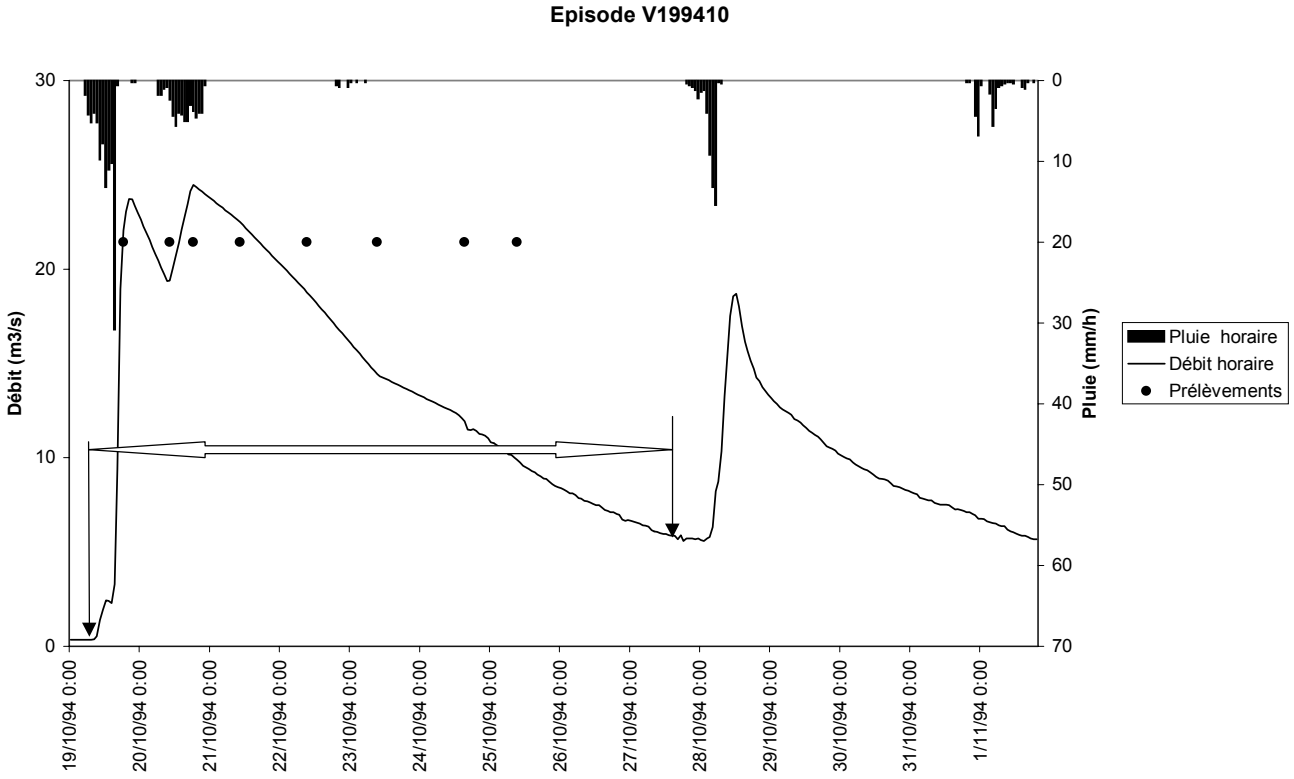

Episode S199911
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
12/11/99
12/11/99 12:00
13/11/99
13/11/99 12:00
14/11/99
14/11/99 12:00
15/11/99
15/11/99 12:00
16/11/99
16/11/99 12:00
17/11/99
17/11/99 12:00
18/11/99
18/11/99 12:00
19/11/99
19/11/99 12:00
20/11/99 00:00

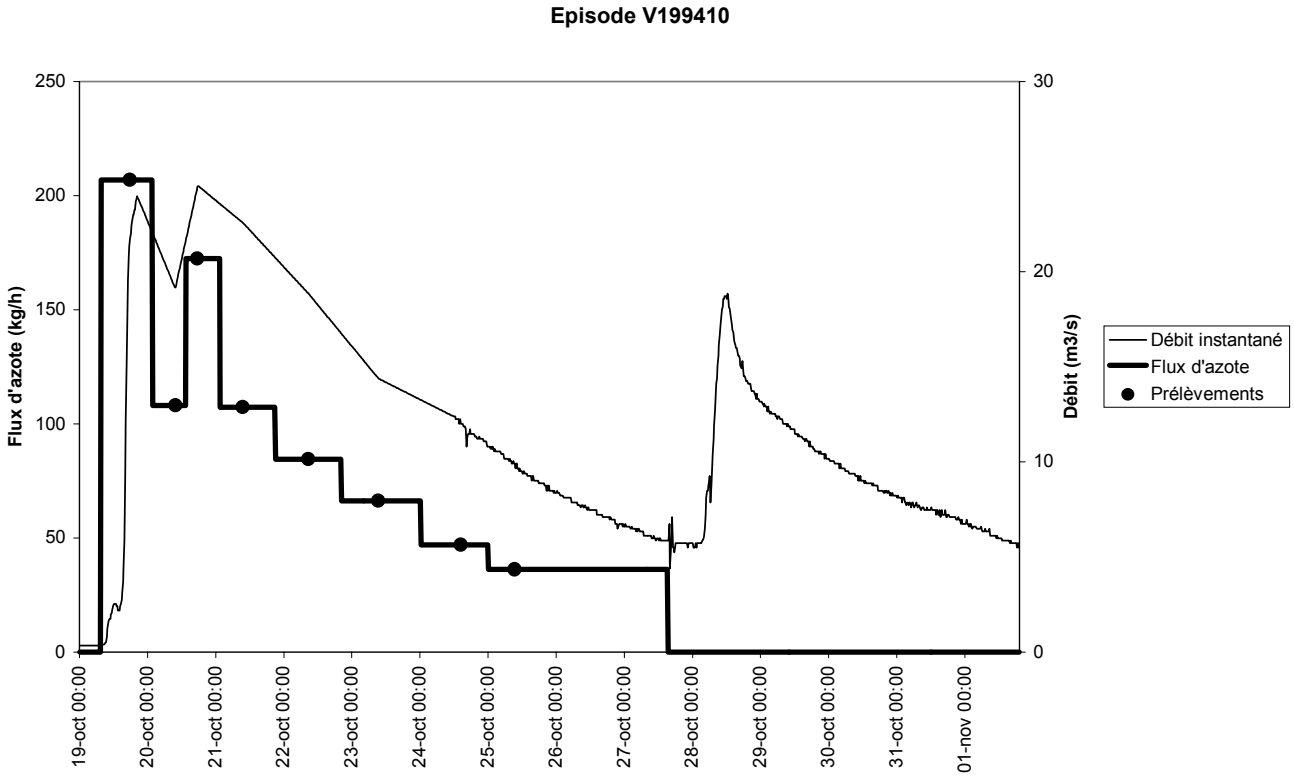

Episode S200004
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
16/04/00
16/04/00 04:00
16/04/00 08:00
16/04/00 12:00
16/04/00 16:00
16/04/00 20:00
17/04/00
17/04/00 04:00
17/04/00 08:00
17/04/00 12:00
17/04/00 16:00
17/04/00 20:00
18/04/00
18/04/00 04:00
18/04/00 08:00
18/04/00 12:00
18/04/00 16:00
18/04/00 20:00

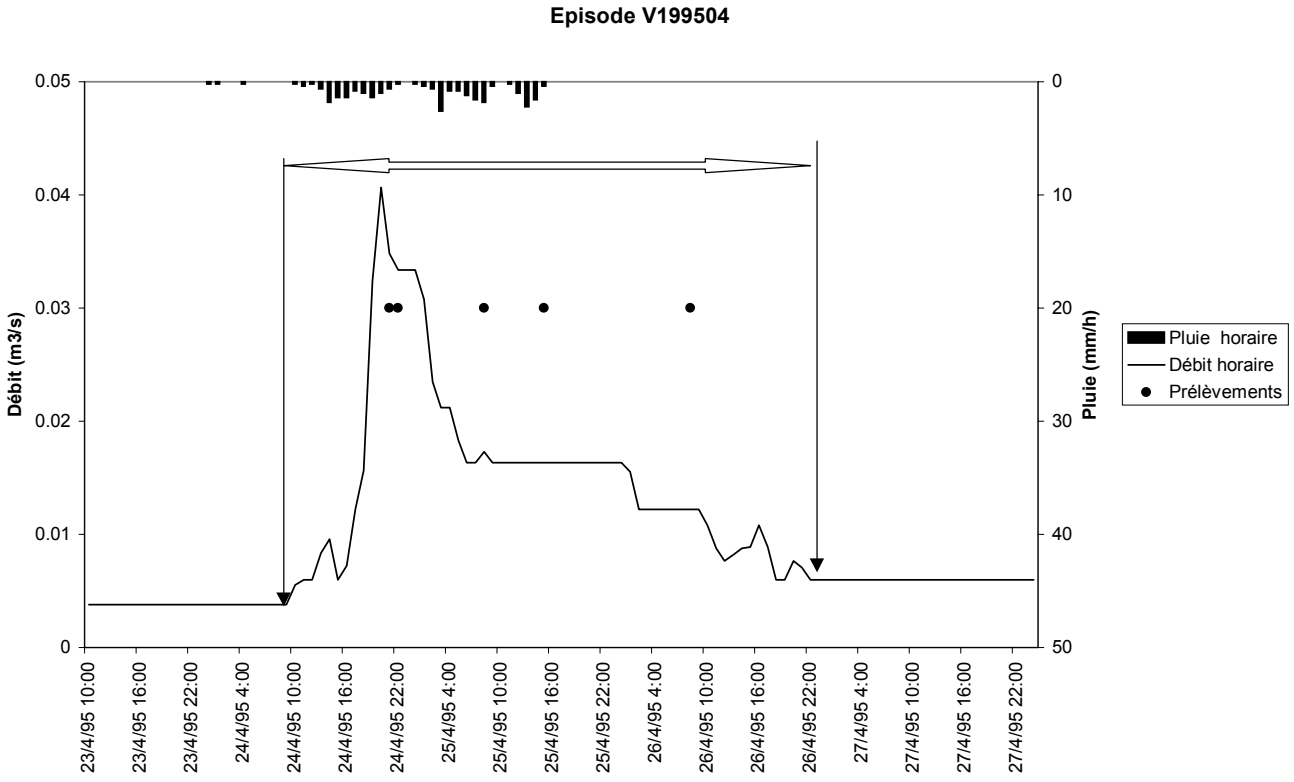

Episode S200004
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
16/04/00
16/04/00 04:00
16/04/00 08:00
16/04/00 12:00
16/04/00 16:00
16/04/00 20:00
17/04/00
17/04/00 04:00
17/04/00 08:00
17/04/00 12:00
17/04/00 16:00
17/04/00 20:00
18/04/00
18/04/00 04:00
18/04/00 08:00
18/04/00 12:00
18/04/00 16:00
18/04/00 20:00
19/04/00

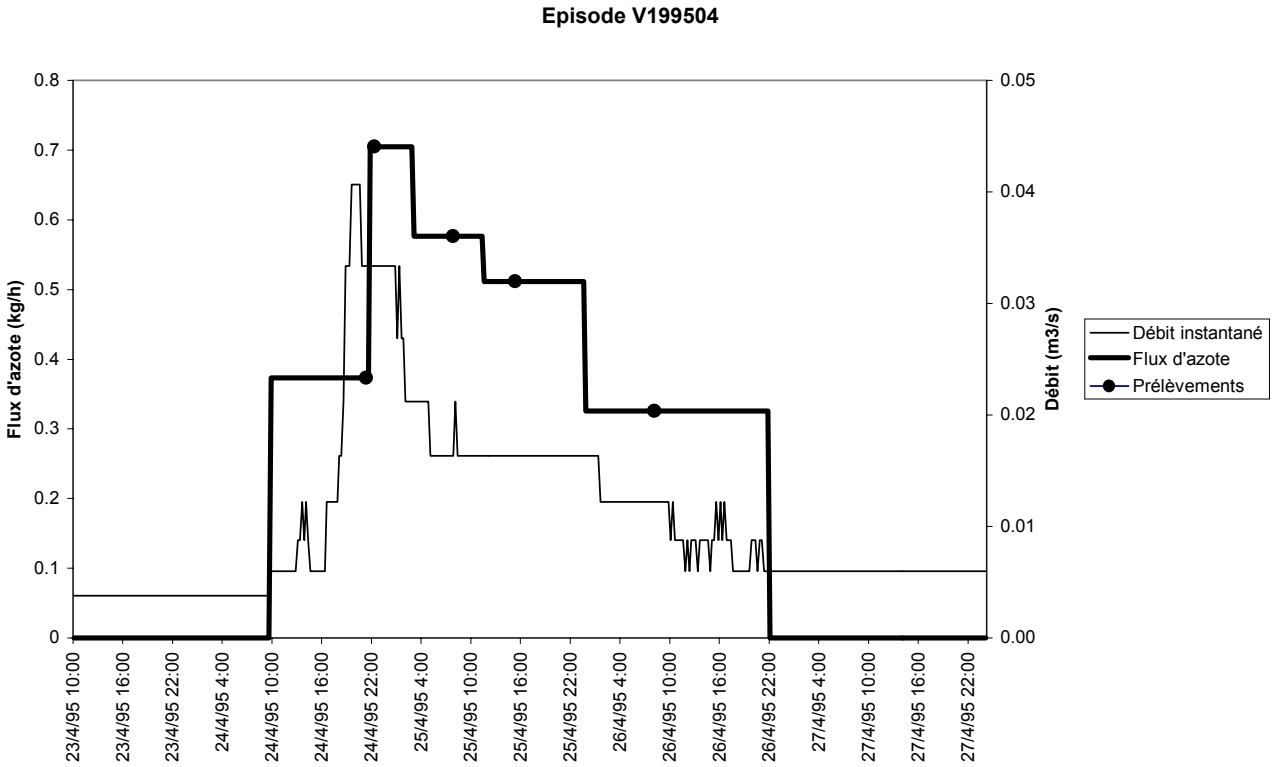

Episode V199409
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
2
1.5
1
0.5
0
0
10
20
30
40
50
22/9/94 0:00
22/9/94 4:00
22/9/94 8:00
22/9/94 12:00
22/9/94 16:00
22/9/94 20:00
23/9/94 0:00
23/9/94 4:00
23/9/94 8:00
23/9/94 12:00
23/9/94 16:00
23/9/94 20:00
24/9/94 0:00
24/9/94 4:00
24/9/94 8:00
24/9/94 12:00
24/9/94 16:00
24/9/94 20:00
25/9/94 0:00
25/9/94 4:00
25/9/94 8:00
25/9/94 12:00
25/9/94 16:00
25/9/94 20:00
26/9/94 0:00
25/9/94 4:00

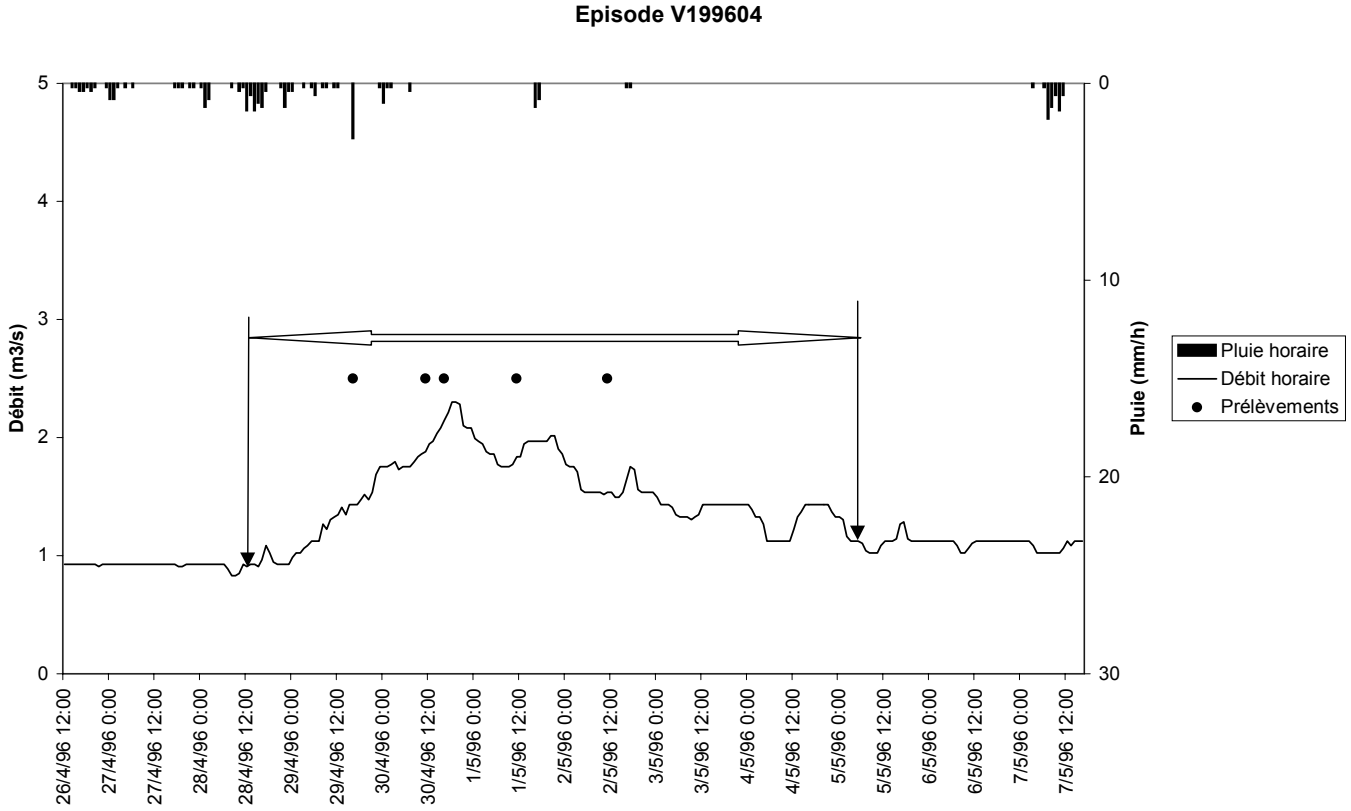

Episode de V199409
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
12
10
8
6
4
2
0
2.5
2
1.5
1
0.5
0
22/9/94 0:00
22/9/94 4:00
22/9/94 8:00
22/9/94 12:00
22/9/94 16:00
22/9/94 20:00
23/9/94 0:00
23/9/94 4:00
23/9/94 8:00
23/9/94 12:00
23/9/94 16:00
23/9/94 20:00
24/9/94 0:00
24/9/94 4:00
24/9/94 8:00
24/9/94 12:00
24/9/94 16:00
24/9/94 20:00
25/9/94 0:00
25/9/94 4:00
25/9/94 8:00
25/9/94 12:00
25/9/94 16:00
25/9/94 20:00
26/9/94 0:00
26/9/94 4:00

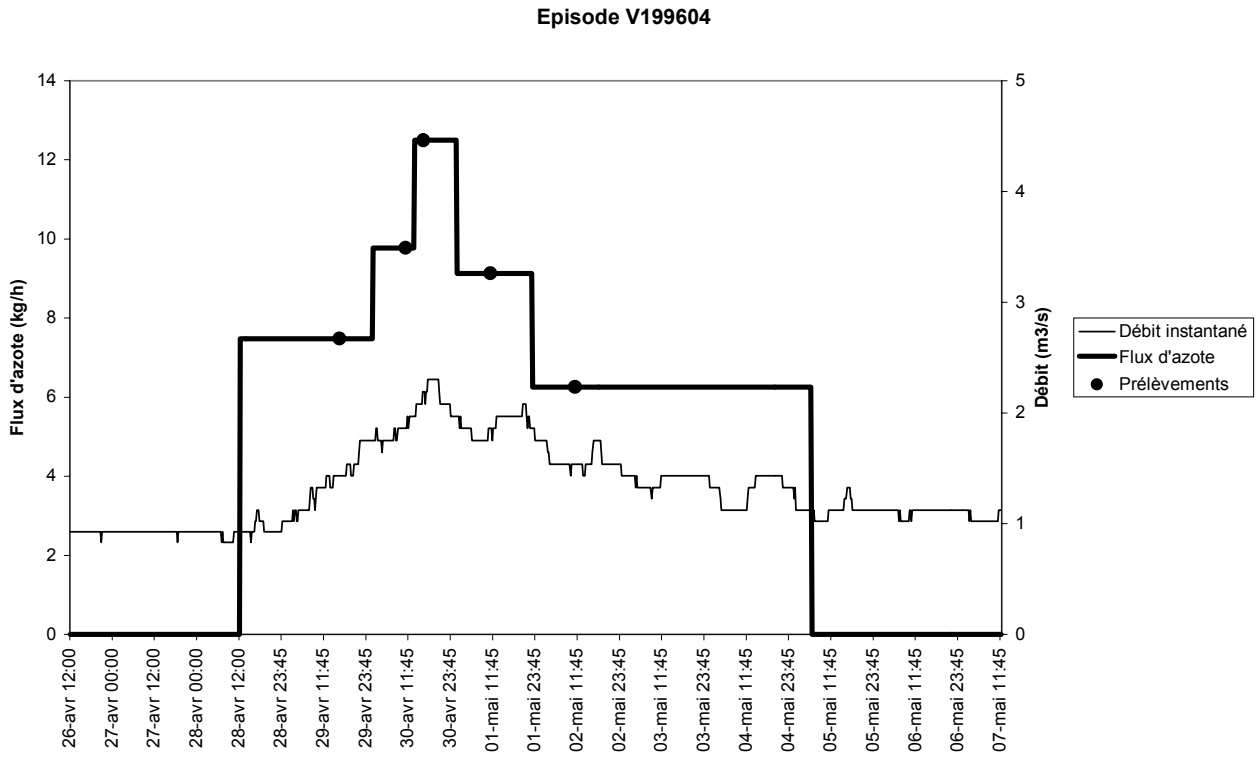

Episode V199410
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
30
20
10
0
0
10
20
30
40
50
60
70
19/10/94 0:00
20/10/94 0:00
21/10/94 0:00
22/10/94 0:00
23/10/94 0:00
24/10/94 0:00
25/10/94 0:00
26/10/94 0:00
27/10/94 0:00
28/10/94 0:00
29/10/94 0:00
30/10/94 0:00
31/10/94 0:00
1/11/94 0:00

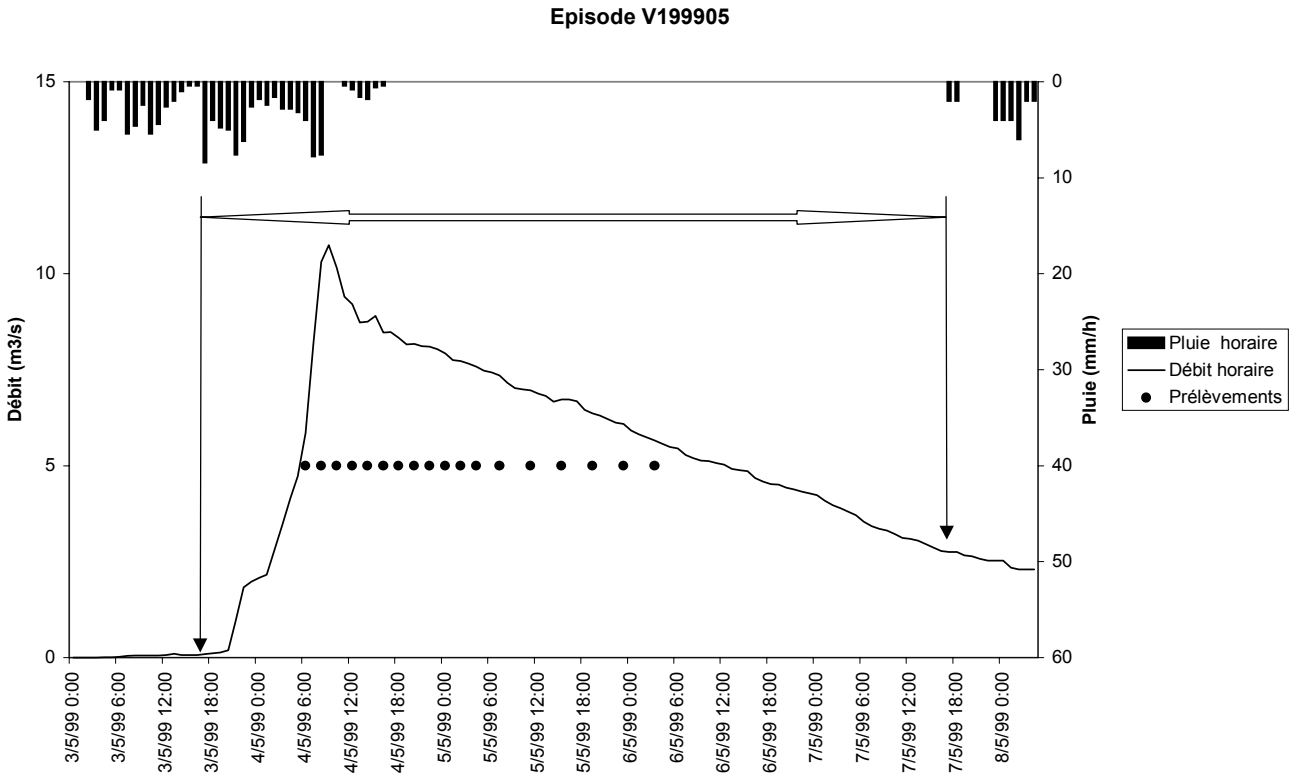

Episode V199410
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
250
200
150
100
50
0
30
20
10
0
19-oct 00:00
20-oct 00:00
21-oct 00:00
22-oct 00:00
23-oct 00:00
24-oct 00:00
25-oct 00:00
26-oct 00:00
27-oct 00:00
28-oct 00:00
29-oct 00:00
30-oct 00:00
31-oct 00:00
01-nov 00:00

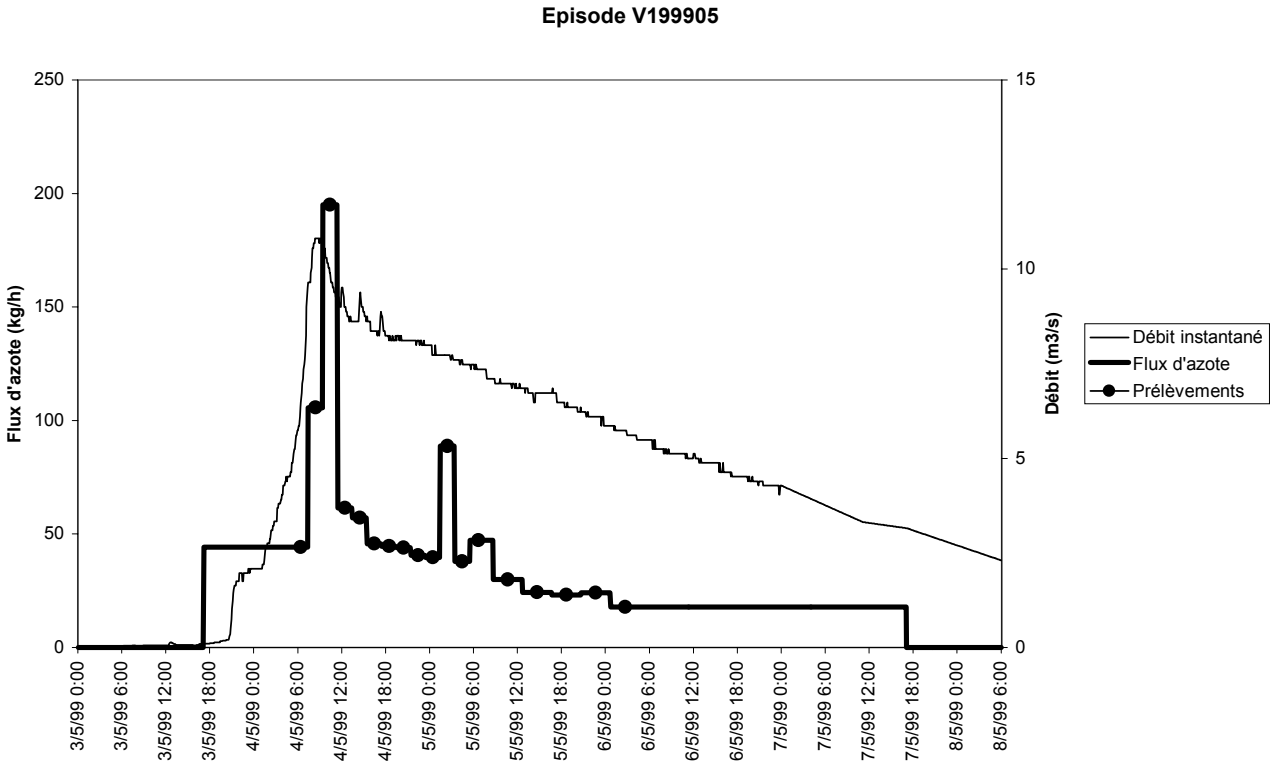

Episode V199504
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
0.05
0.04
0.03
0.02
0.01
0
0
10
20
30
40
50
23/4/95 10:00
23/4/95 16:00
23/4/95 22:00
24/4/95 4:00
24/4/95 10:00
24/4/95 16:00
24/4/95 22:00
25/4/95 4:00
25/4/95 10:00
25/4/95 16:00
25/4/95 22:00
26/4/95 4:00
26/4/95 10:00
26/4/95 16:00
26/4/95 22:00
27/4/95 4:00
27/4/95 10:00
27/4/95 16:00
27/4/95 22:00

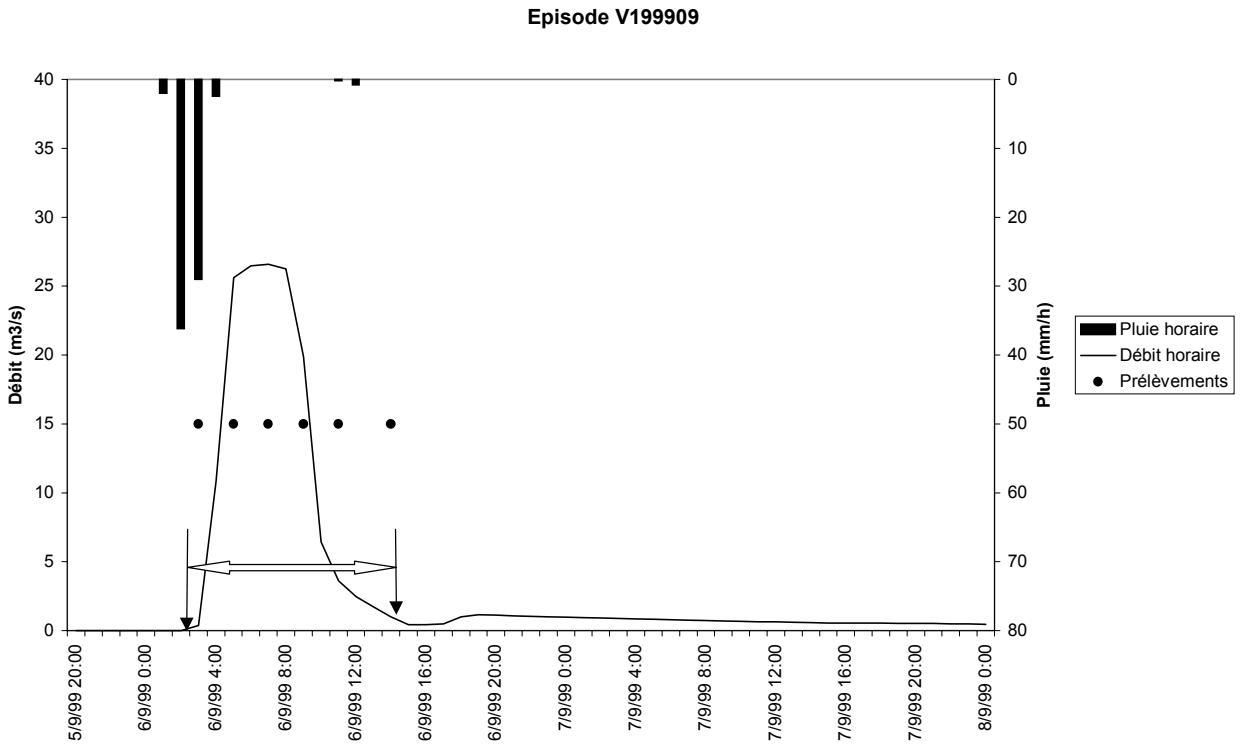

Episode V199504
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
0.8
0.7
0.6
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0
0.05
0.04
0.03
0.02
0.01
0.00
23/4/95 10:00
23/4/95 16:00
23/4/95 22:00
24/4/95 4:00
24/4/95 10:00
24/4/95 16:00
24/4/95 22:00
25/4/95 4:00
25/4/95 10:00
25/4/95 16:00
25/4/95 22:00
26/4/95 4:00
26/4/95 10:00
26/4/95 16:00
26/4/95 22:00
27/4/95 4:00
27/4/95 10:00
27/4/95 16:00
27/4/95 22:00

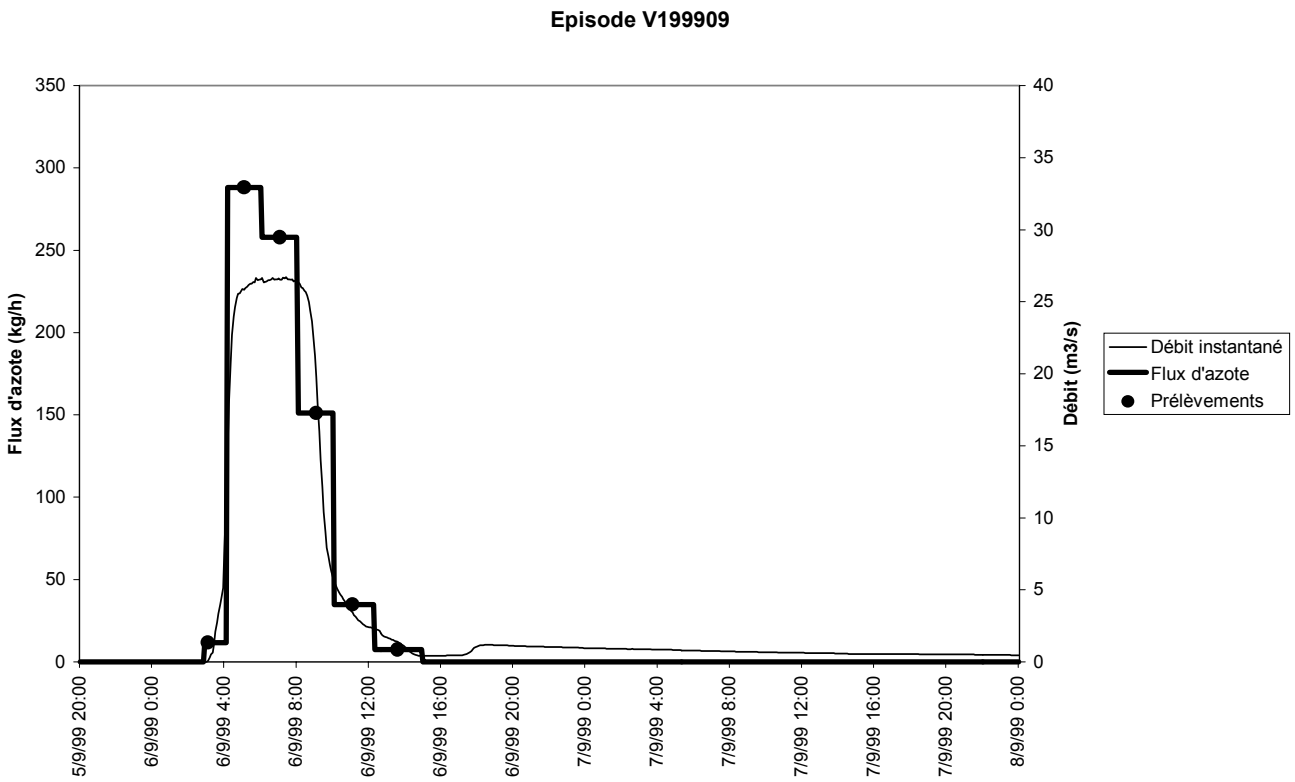

Episode V199604
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
0
1
2
3
4
5
0
10
20
30
26/4/96 12:00
27/4/96 0:00
27/4/96 12:00
28/4/96 0:00
28/4/96 12:00
29/4/96 0:00
29/4/96 12:00
30/4/96 0:00
30/4/96 12:00
1/5/96 0:00
1/5/96 12:00
2/5/96 0:00
2/5/96 12:00
3/5/96 0:00
3/5/96 12:00
4/5/96 0:00
4/5/96 12:00
5/5/96 0:00
5/5/96 12:00
6/5/96 0:00
6/5/96 12:00
7/5/96 0:00
7/5/96 12:00

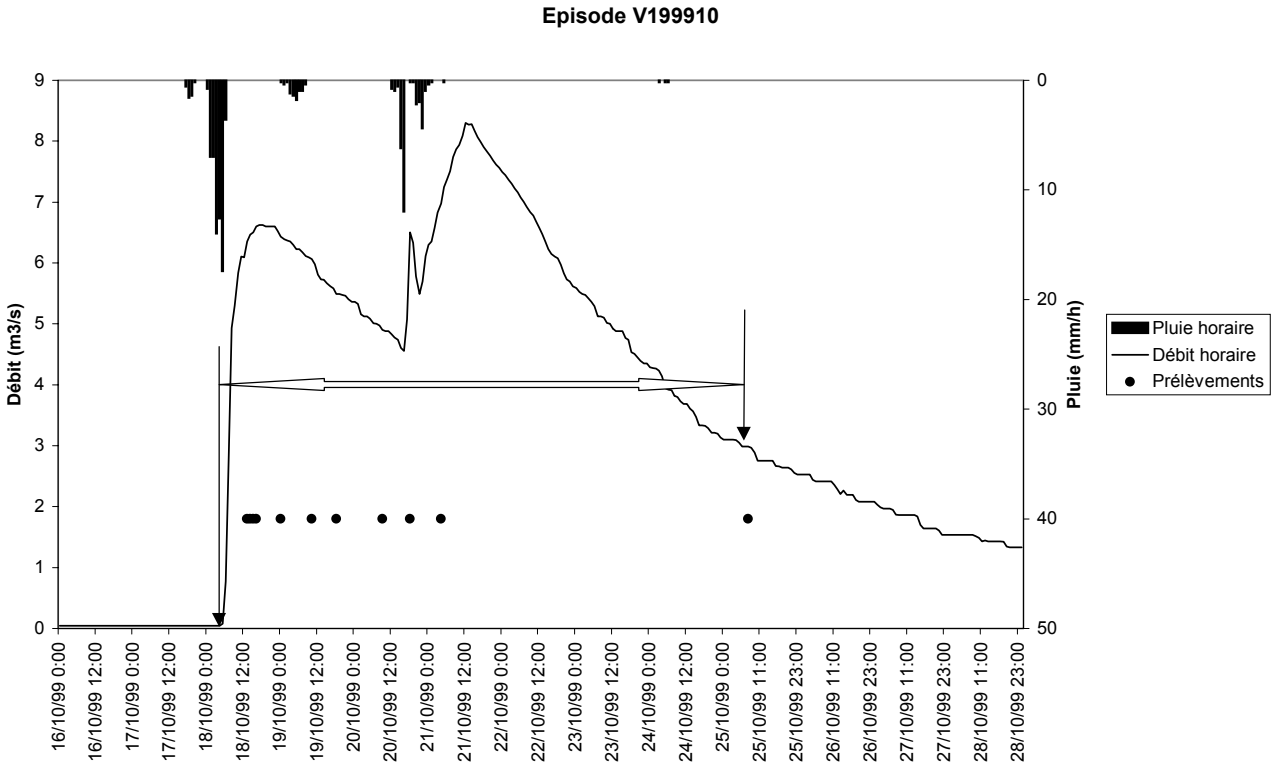

Episode V199604
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
0
2
4
6
8
10
12
14
0
1
2
3
4
5
26-avr 12:00
27-avr 00:00
27-avr 12:00
28-avr 00:00
28-avr 12:00
28-avr 23:45
29-avr 11:45
29-avr 23:45
30-avr 11:45
30-avr 23:45
01-mai 11:45
01-mai 23:45
02-mai 11:45
02-mai 23:45
03-mai 11:45
03-mai 23:45
04-mai 11:45
04-mai 23:45
05-mai 11:45
05-mai 23:45
06-mai 11:45
06-mai 23:45
07-mai 11:45

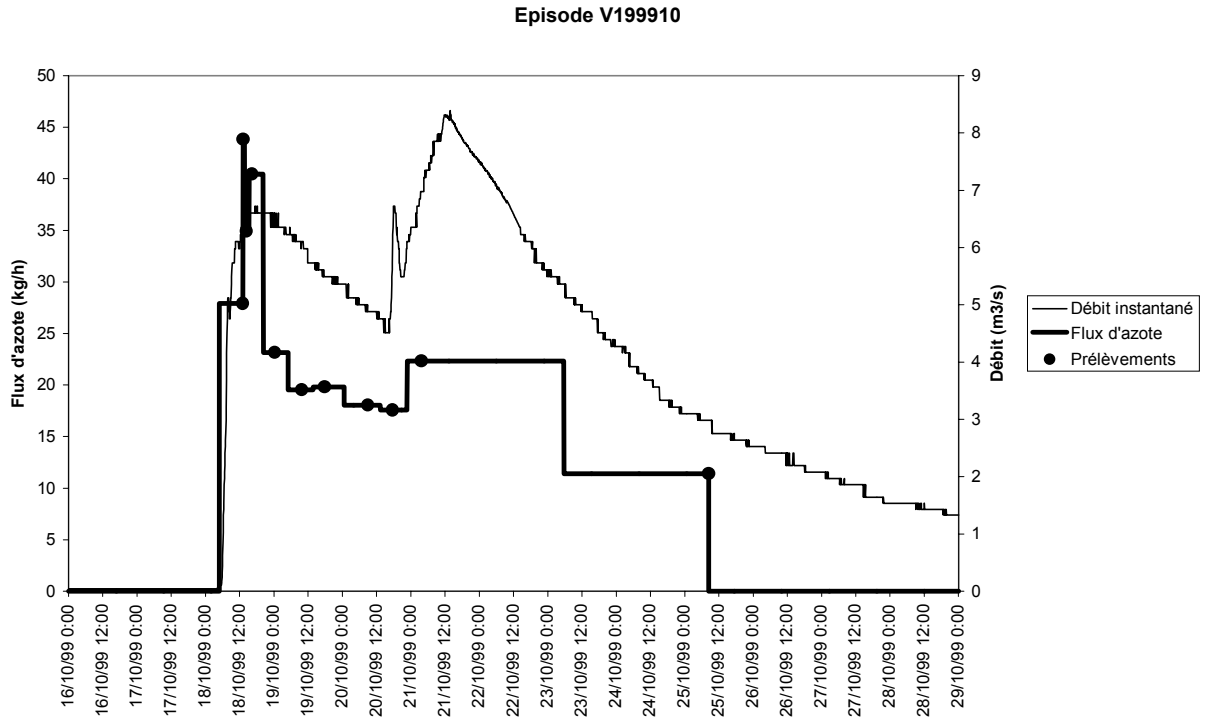

Episode V199905
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
15
10
5
0
0
10
20
30
40
50
60
3/5/99 0:00
3/5/99 6:00
3/5/99 12:00
3/5/99 18:00
4/5/99 0:00
4/5/99 6:00
4/5/99 12:00
4/5/99 18:00
5/5/99 0:00
5/5/99 6:00
5/5/99 12:00
5/5/99 18:00
6/5/99 0:00
6/5/99 6:00
6/5/99 12:00
6/5/99 18:00
7/5/99 0:00
7/5/99 6:00
7/5/99 12:00
7/5/99 18:00
8/5/99 0:00

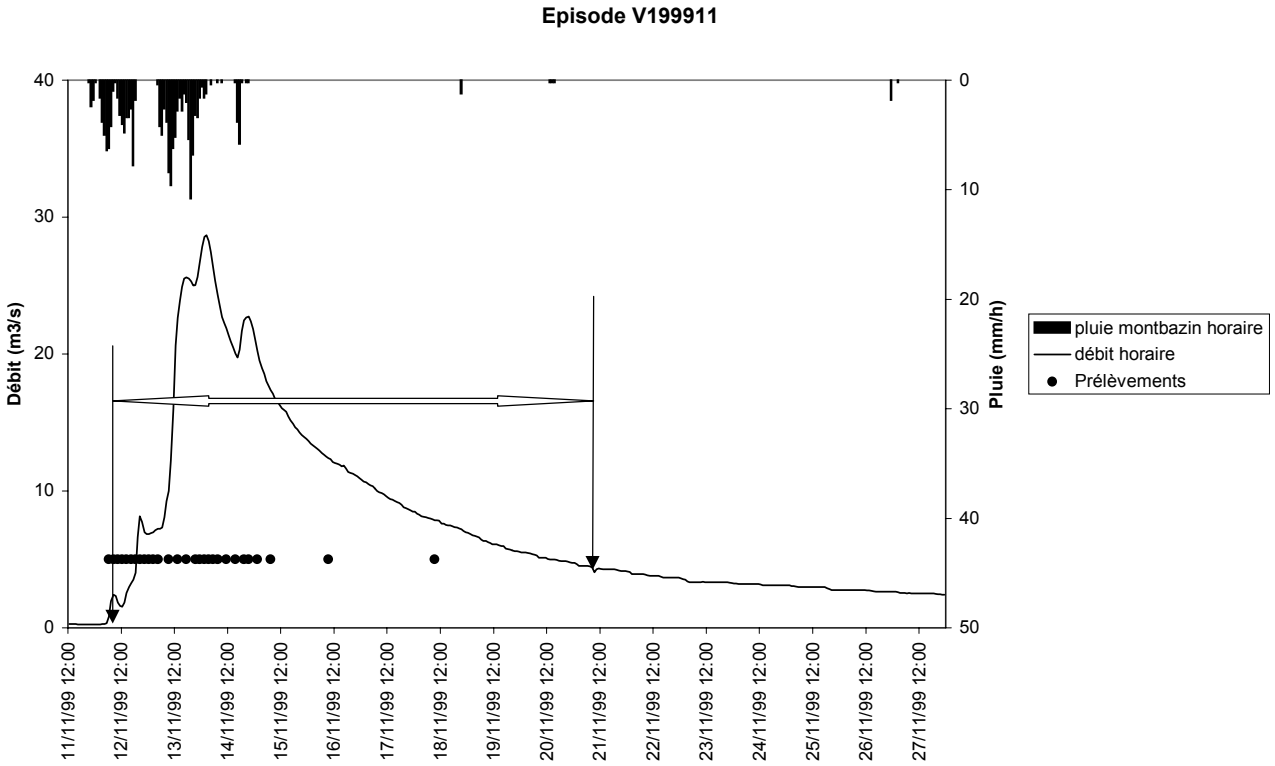

Episode V199905
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
250
200
150
100
50
0
15
10
5
0
3/5/99 0:00
3/5/99 6:00
3/5/99 12:00
3/5/99 18:00
4/5/99 0:00
4/5/99 6:00
4/5/99 12:00
4/5/99 18:00
5/5/99 0:00
5/5/99 6:00
5/5/99 12:00
5/5/99 18:00
6/5/99 0:00
6/5/99 6:00
6/5/99 12:00
6/5/99 18:00
7/5/99 0:00
7/5/99 6:00
7/5/99 12:00
7/5/99 18:00
8/5/99 0:00
8/5/99 6:00

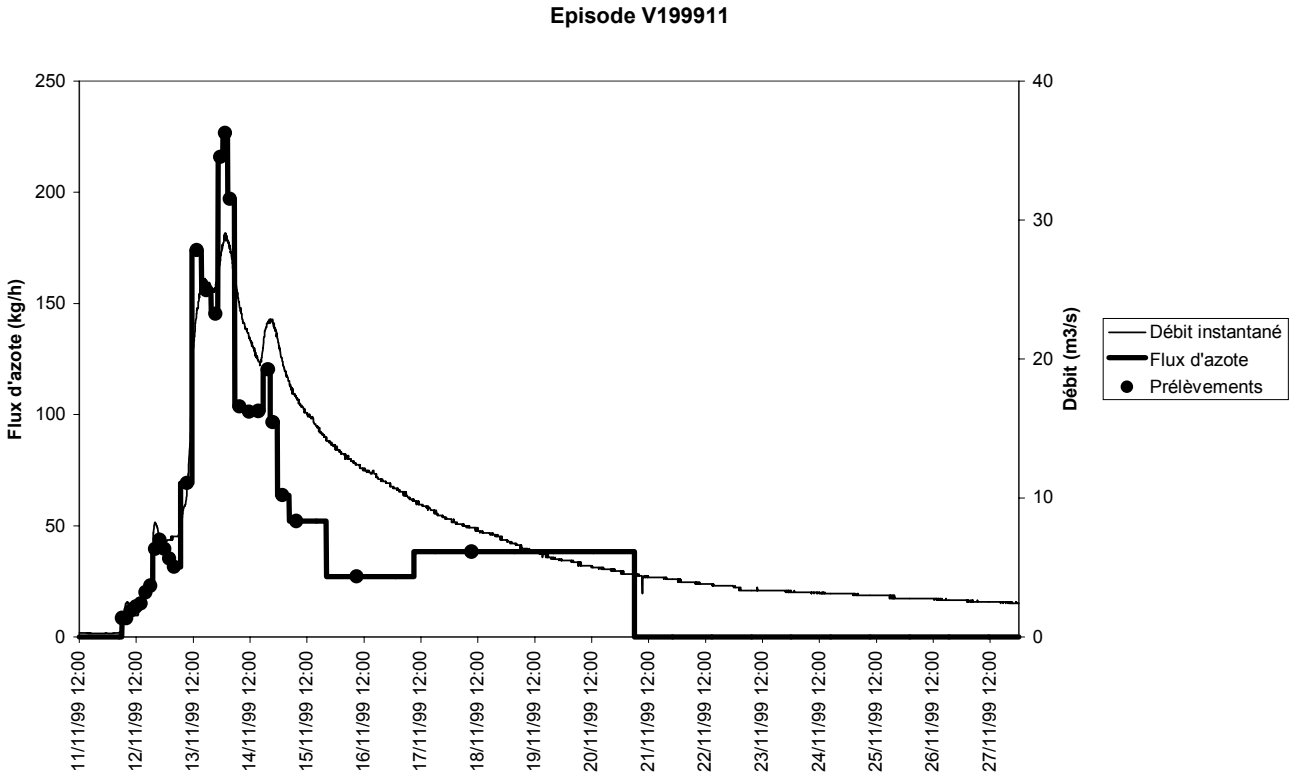

Episode V199909
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
5/9/99 20:00
6/9/99 0:00
6/9/99 4:00
6/9/99 8:00
6/9/99 12:00
6/9/99 16:00
6/9/99 20:00
7/9/99 0:00
7/9/99 4:00
7/9/99 8:00
7/9/99 12:00
7/9/99 16:00
7/9/99 20:00
8/9/99 0:00

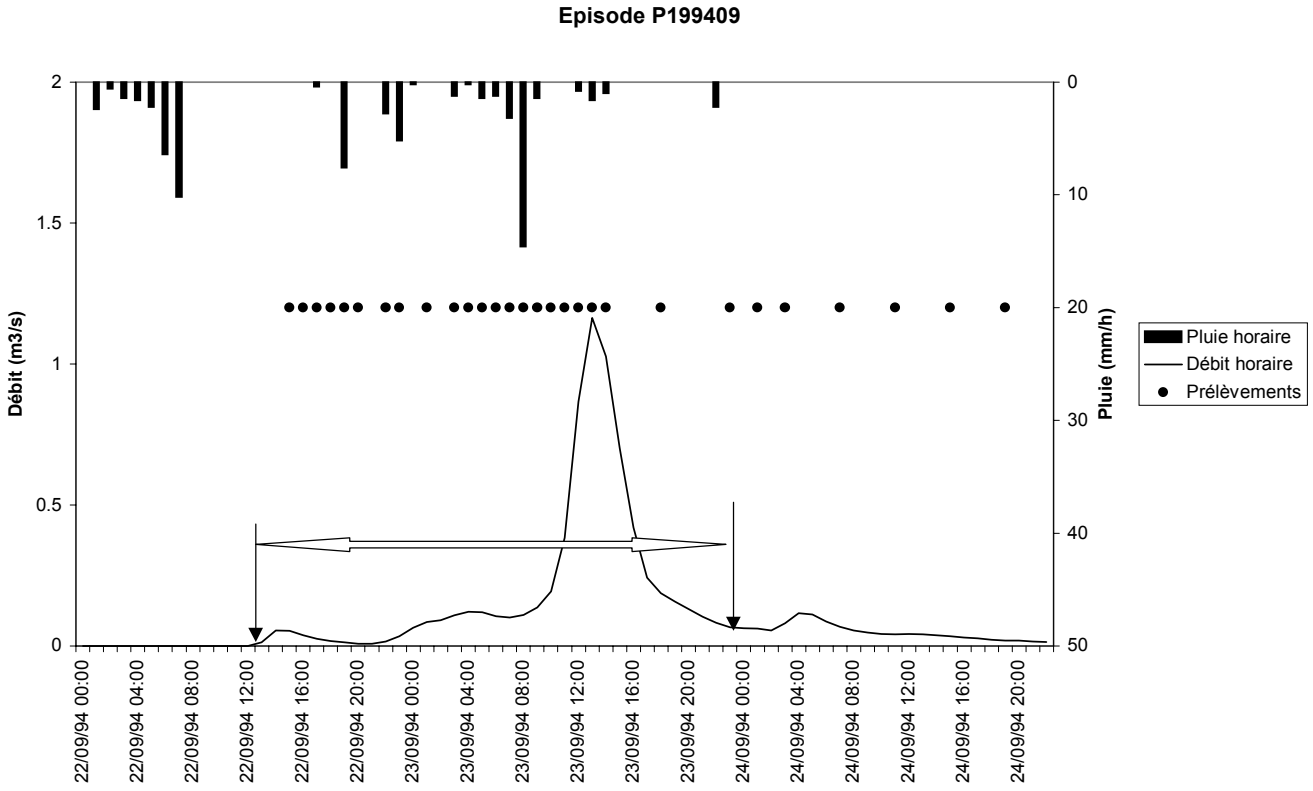

Episode V199909
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
5/9/99 20:00
6/9/99 0:00
6/9/99 4:00
6/9/99 8:00
6/9/99 12:00
6/9/99 16:00
6/9/99 20:00
7/9/99 0:00
7/9/99 4:00
7/9/99 8:00
7/9/99 12:00
7/9/99 16:00
7/9/99 20:00
8/9/99 0:00

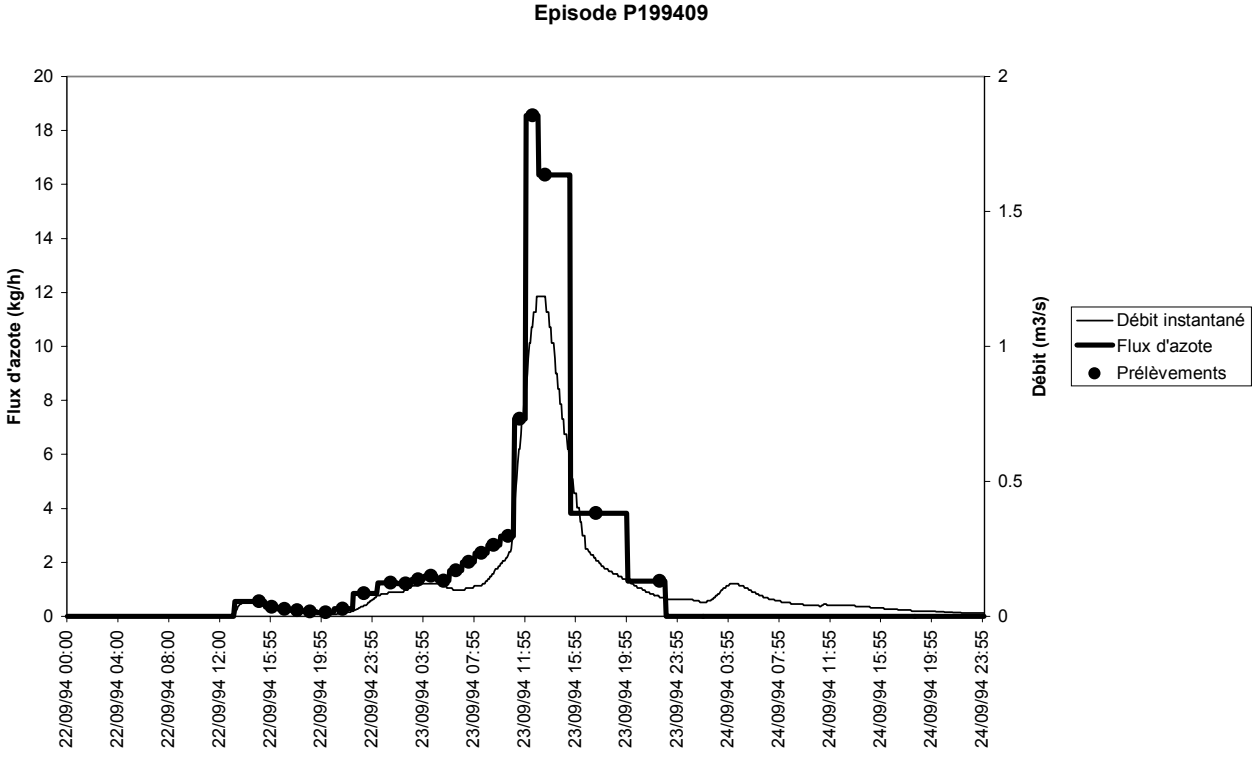

Episode V199910
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements

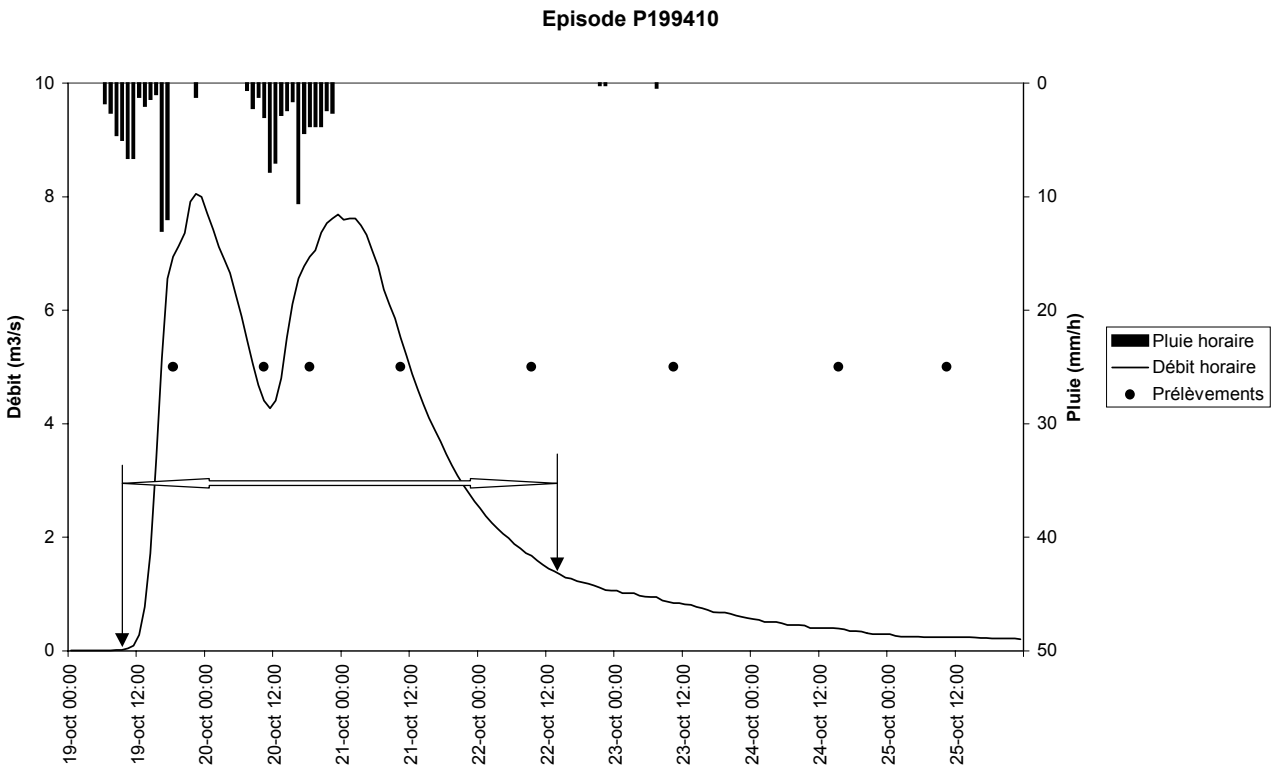

Episode V199910
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements

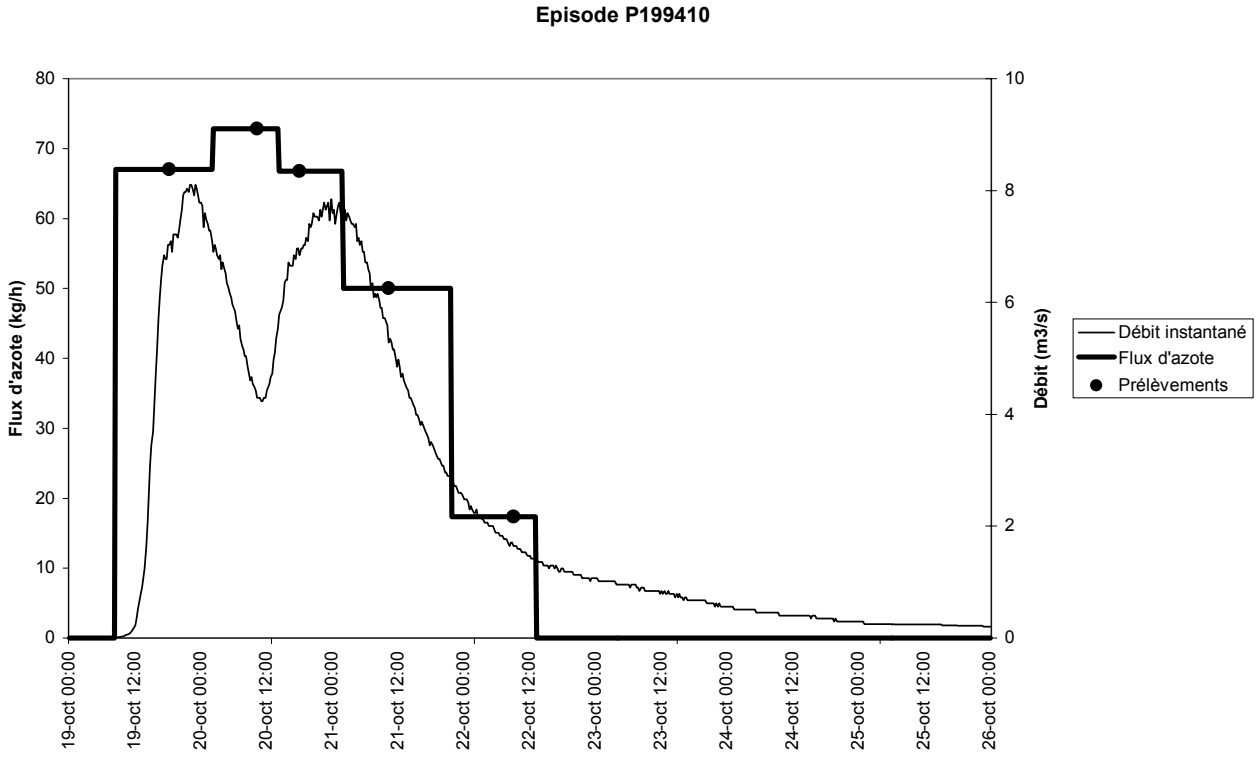

Episode V199911
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
pluie montbazin horaire
débit horaire
Prélèvements
11/11/99 12:00
12/11/99 12:00
13/11/99 12:00
14/11/99 12:00
15/11/99 12:00
16/11/99 12:00
17/11/99 12:00
18/11/99 12:00
19/11/99 12:00
20/11/99 12:00
21/11/99 12:00
22/11/99 12:00
23/11/99 12:00
24/11/99 12:00
25/11/99 12:00
26/11/99 12:00
27/11/99 12:00

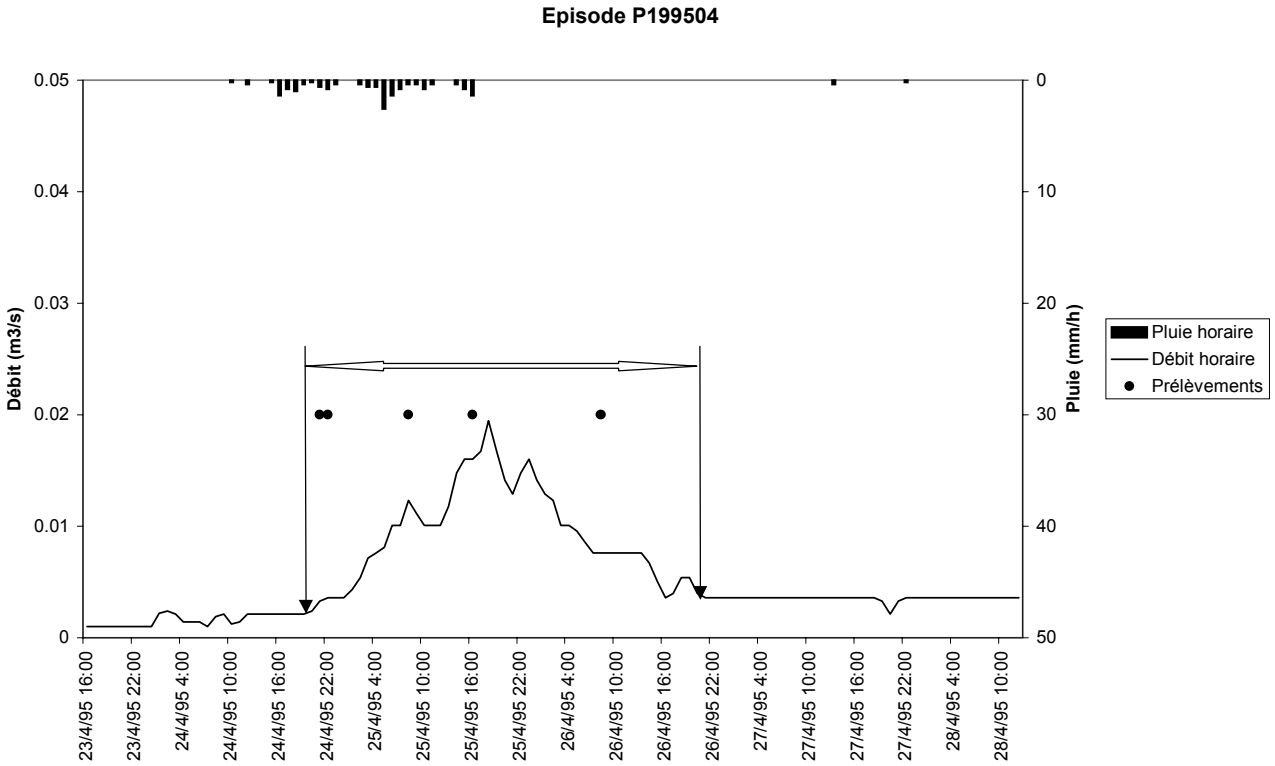

Episode V199911
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
11/11/99 12:00
12/11/99 12:00
13/11/99 12:00
14/11/99 12:00
15/11/99 12:00
16/11/99 12:00
17/11/99 12:00
18/11/99 12:00
19/11/99 12:00
20/11/99 12:00
21/11/99 12:00
22/11/99 12:00
23/11/99 12:00
24/11/99 12:00
25/11/99 12:00
26/11/99 12:00
27/11/99 12:00

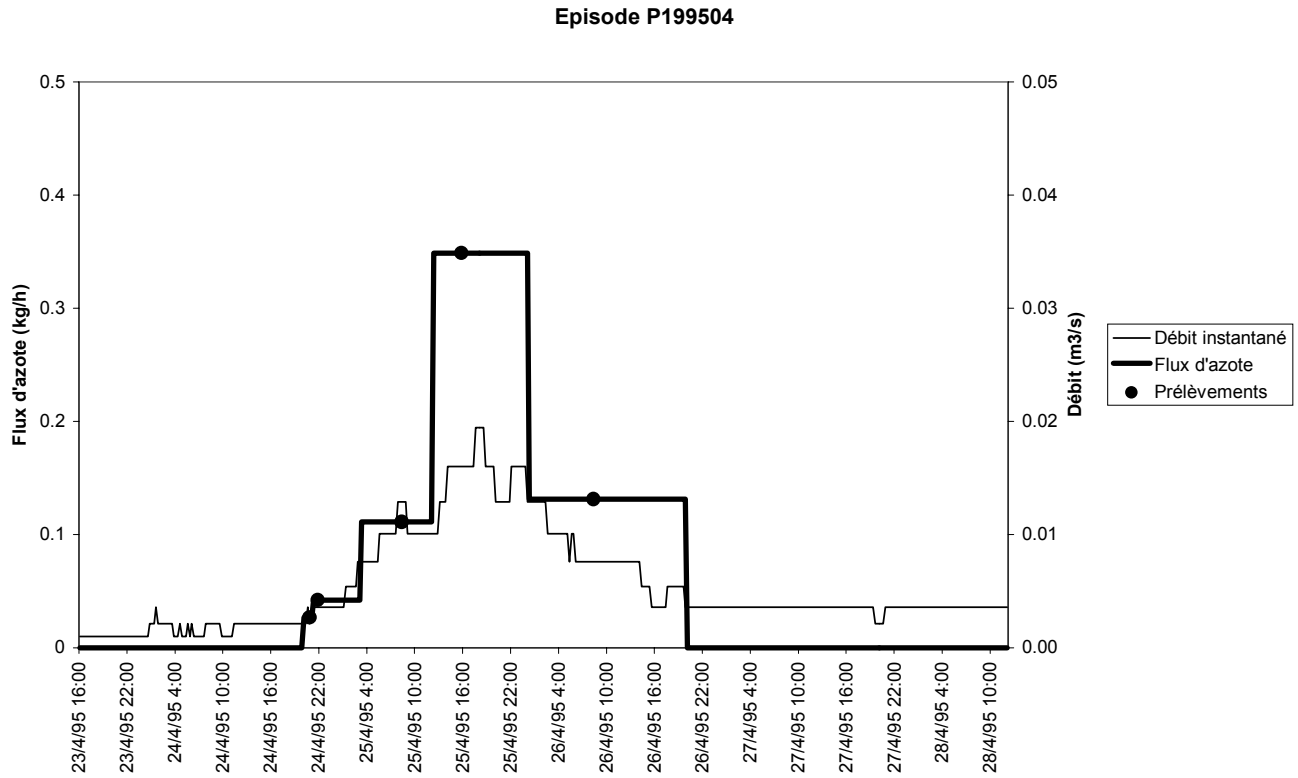

Episode P199409
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
2
1.5
1
0.5
0
0
10
20
30
40
50
22/09/94 00:00
22/09/94 04:00
22/09/94 08:00
22/09/94 12:00
22/09/94 16:00
22/09/94 20:00
23/09/94 00:00
23/09/94 04:00
23/09/94 08:00
23/09/94 12:00
23/09/94 16:00
23/09/94 20:00
24/09/94 00:00
24/09/94 04:00
24/09/94 08:00
24/09/94 12:00
24/09/94 16:00
24/09/94 20:00

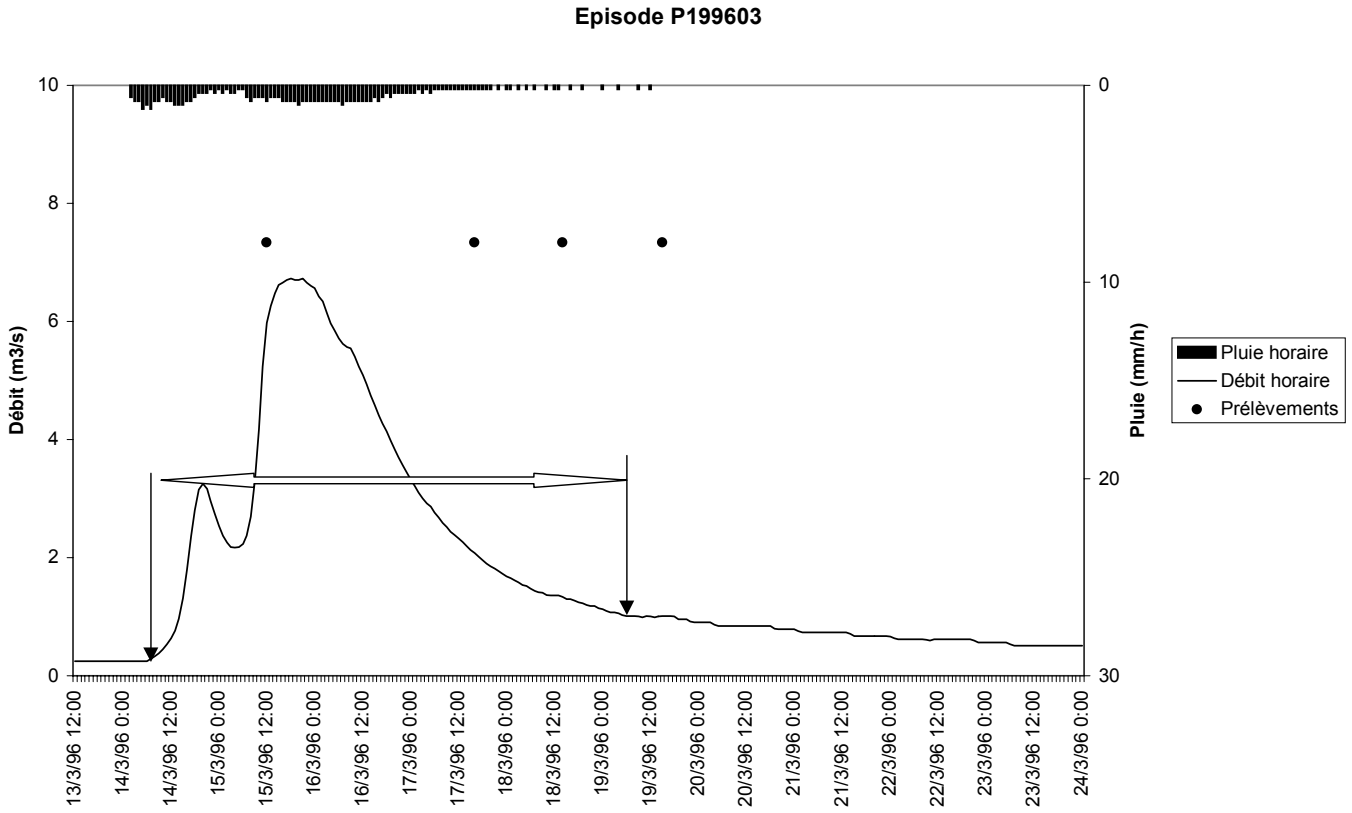

Episode P199409
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
20
18
16
14
12
10
8
6
4
2
0
2
1.5
1
0.5
0
22/09/94 00:00
22/09/94 04:00
22/09/94 08:00
22/09/94 12:00
22/09/94 15:55
22/09/94 19:55
22/09/94 23:55
23/09/94 03:55
23/09/94 07:55
23/09/94 11:55
23/09/94 15:55
23/09/94 19:55
23/09/94 23:55
24/09/94 03:55
24/09/94 07:55
24/09/94 11:55
24/09/94 15:55
24/09/94 19:55
24/09/94 23:55

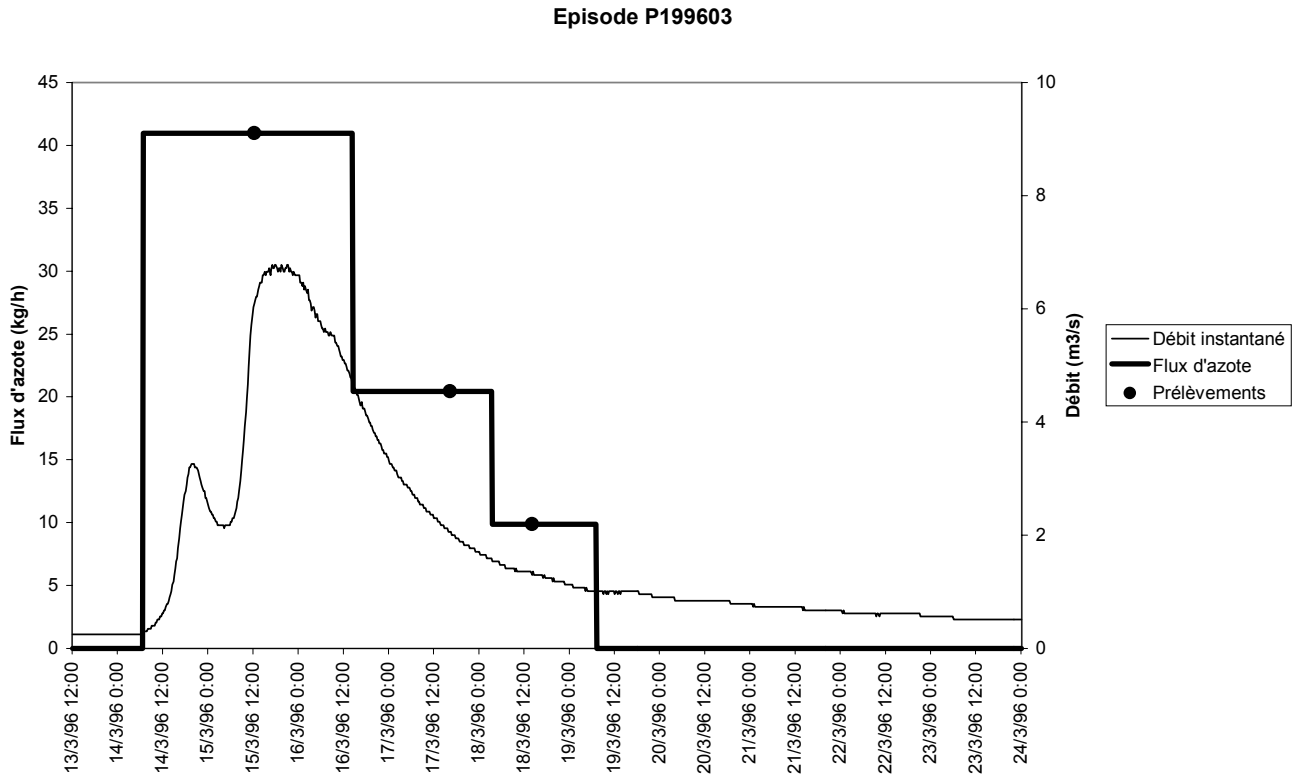

Episode P199410
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
19-oct 00:00
19-oct 12:00
20-oct 00:00
20-oct 12:00
21-oct 00:00
21-oct 12:00
22-oct 00:00
22-oct 12:00
23-oct 00:00
23-oct 12:00
24-oct 00:00
24-oct 12:00
25-oct 00:00
25-oct 12:00

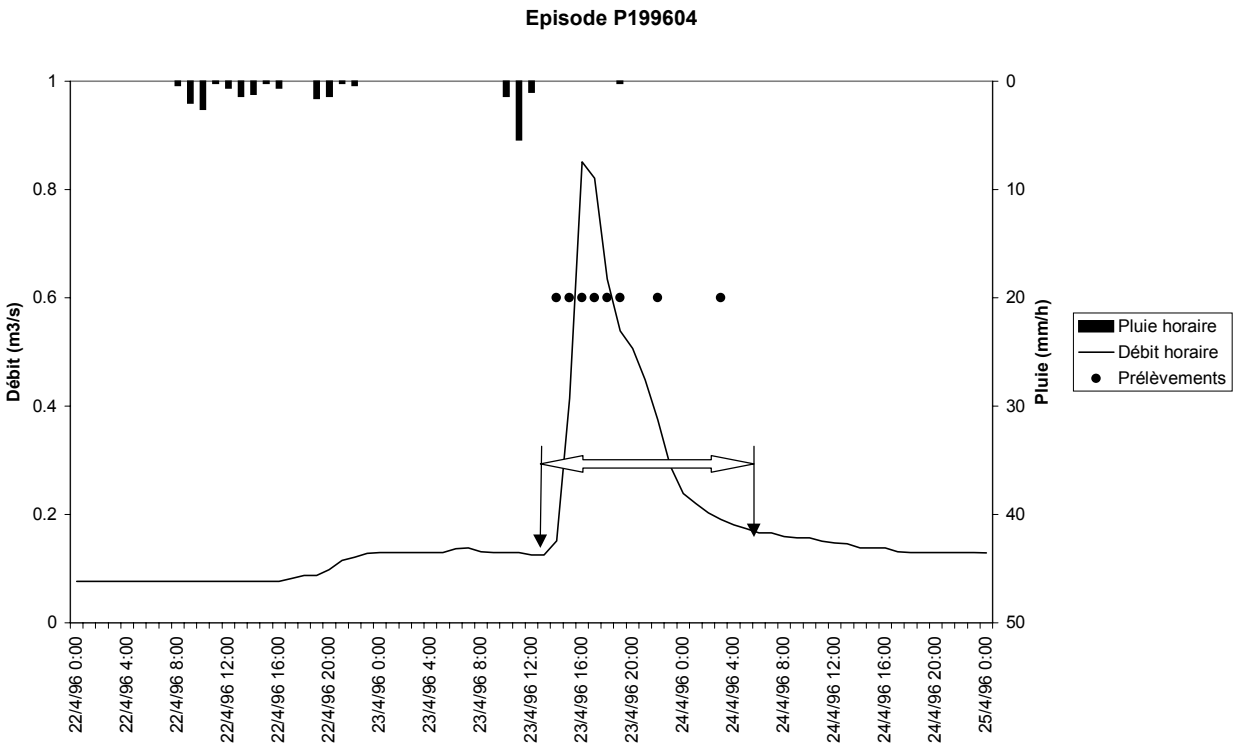

Episode P199410
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
19-oct 00:00
19-oct 12:00
20-oct 00:00
20-oct 12:00
21-oct 00:00
21-oct 12:00
22-oct 00:00
22-oct 12:00
23-oct 00:00
23-oct 12:00
24-oct 00:00
24-oct 12:00
25-oct 00:00
25-oct 12:00
26-oct 00:00

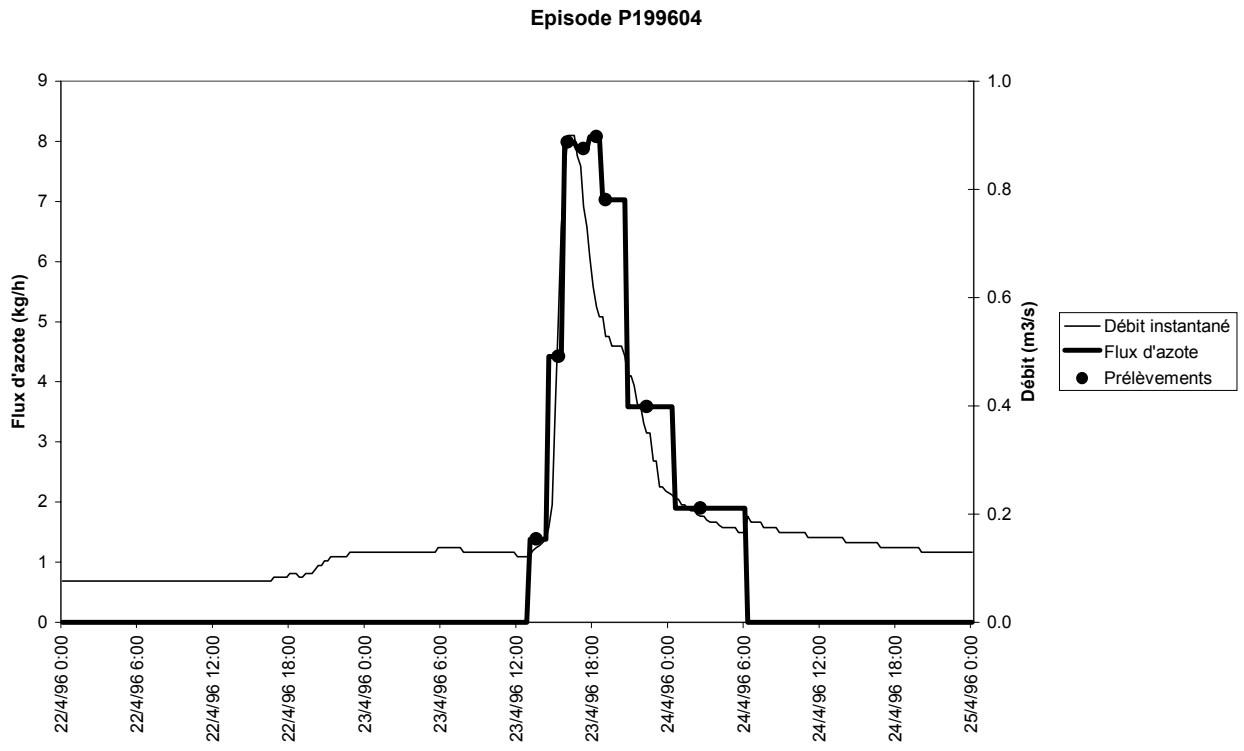

Episode P199504
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
0.05
0.04
0.03
0.02
0.01
0
10
20
30
40
50
23/4/95 16:00
23/4/95 22:00
24/4/95 4:00
24/4/95 10:00
24/4/95 16:00
24/4/95 22:00
25/4/95 4:00
25/4/95 10:00
25/4/95 16:00
25/4/95 22:00
26/4/95 4:00
26/4/95 10:00
26/4/95 16:00
26/4/95 22:00
27/4/95 4:00
27/4/95 10:00
27/4/95 16:00
27/4/95 22:00
28/4/95 4:00
28/4/95 10:00


Episode P199504
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0
0.05
0.04
0.03
0.02
0.01
0.00
23/4/95 16:00
23/4/95 22:00
24/4/95 4:00
24/4/95 10:00
24/4/95 16:00
24/4/95 22:00
25/4/95 4:00
25/4/95 10:00
25/4/95 16:00
25/4/95 22:00
26/4/95 4:00
26/4/95 10:00
26/4/95 16:00
26/4/95 22:00
27/4/95 4:00
27/4/95 10:00
27/4/95 16:00
27/4/95 22:00
28/4/95 4:00
28/4/95 10:00


Episode P199603
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
13/3/96 12:00
14/3/96 0:00
14/3/96 12:00
15/3/96 0:00
15/3/96 12:00
16/3/96 0:00
16/3/96 12:00
17/3/96 0:00
17/3/96 12:00
18/3/96 0:00
18/3/96 12:00
19/3/96 0:00
19/3/96 12:00
20/3/96 0:00
20/3/96 12:00
21/3/96 0:00
21/3/96 12:00
22/3/96 0:00
22/3/96 12:00
23/3/96 0:00
23/3/96 12:00
24/3/96 0:00


Episode P199603
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
13/3/96 12:00
14/3/96 0:00
14/3/96 12:00
15/3/96 0:00
15/3/96 12:00
16/3/96 0:00
16/3/96 12:00
17/3/96 0:00
17/3/96 12:00
18/3/96 0:00
18/3/96 12:00
19/3/96 0:00
19/3/96 12:00
20/3/96 0:00
20/3/96 12:00
21/3/96 0:00
21/3/96 12:00
22/3/96 0:00
22/3/96 12:00
23/3/96 0:00
23/3/96 12:00
24/3/96 0:00


Episode P199604
Débit (m3/s)
Pluie (mm/h)
Pluie horaire
Débit horaire
Prélèvements
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
0
10
20
30
40
50
22/4/96 0:00
22/4/96 4:00
22/4/96 8:00
22/4/96 12:00
22/4/96 16:00
22/4/96 20:00
23/4/96 0:00
23/4/96 4:00
23/4/96 8:00
23/4/96 12:00
23/4/96 16:00
23/4/96 20:00
24/4/96 0:00
24/4/96 4:00
24/4/96 8:00
24/4/96 12:00
24/4/96 16:00
24/4/96 20:00
25/4/96 0:00


Episode P199604
Flux d'azote (kg/h)
Débit (m3/s)
Débit instantané
Flux d'azote
Prélèvements
9
8
7
6
5
4
3
2
1
0
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
22/4/96 0:00
22/4/96 6:00
22/4/96 12:00
22/4/96 18:00
23/4/96 0:00
23/4/96 6:00
23/4/96 12:00
23/4/96 18:00
24/4/96 0:00
24/4/96 6:00
24/4/96 12:00
24/4/96 18:00
25/4/96 0:00