



**HAL**  
open science

# Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine

Eric Gomez

► **To cite this version:**

Eric Gomez. Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique. Application au bassin de la Seine. Hydrologie. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2002. Français. NNT: . tel-00005693

**HAL Id: tel-00005693**

**<https://pastel.hal.science/tel-00005693>**

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.



## THESE

pour obtenir le grade de  
**Docteur de l'Ecole des Mines de Paris**  
Spécialité “**Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives**”

présentée et soutenue publiquement

par

**Eric Gomez**

le 5 décembre 2002

**Modélisation intégrée du transfert de nitrate à  
l'échelle régionale dans un système hydrologique.  
Application au bassin de la Seine**

*Directeur de thèse*

M. E. LEDOUX Ecole des Mines de Paris

*Jury*

M. G. de MARSILY	UMR Sisyphe Paris VI	Président
M. P. ACKERER	CNRS, Strasbourg	Rapporteur
M. A. DASSARGUES	Université de Liège	Rapporteur
M. B. MARY	INRA, Laon	Examinateur
M. P.-A. ROCHE	Agence de l'Eau Seine-Normandie	Examinateur



## Résumé

Cette thèse est un apport au projet PIREN-Seine, dont l'objectif est de quantifier le lien entre la contamination nitrique du système hydrologique et les activités agricoles pratiquées au cours des trois dernières décennies sur le bassin de la Seine. Dans le cadre de ce projet, un modèle intégré a été développé pour simuler, à l'échelle régionale, le transfert des nitrates depuis les sols jusqu'aux eaux de surface, en tenant compte du transport dans la zone non-saturée et les aquifères.

Ce projet nécessite une approche pluridisciplinaire. Ainsi, trois modèles existants ont été associés au sein d'une structure informatique commune. Il s'agit du modèle agronomique STICS (simulation des flux de nitrates à la base de la zone racinaire), du modèle hydrologique couplé MODCOU (simulation des écoulements superficiels et souterrains) et du modèle hydrogéologique NEWSAM (simulation du transport de matières en solution dans le domaine souterrain).

Des développements conceptuels ont été nécessaires dans au moins deux directions. D'abord, pour prendre en compte les hétérogénéités spatiales rencontrées à l'échelle du bassin de la Seine, une procédure de régionalisation du modèle STICS a été mise au point. Ensuite, pour assurer la continuité du transfert des nitrates dans le domaine souterrain, deux modèles ont été développés, l'un simulant le transfert dans la zone non-saturée, l'autre simulant le transfert en aquifère pour traiter un cas particulier.

La mise en œuvre du modèle intégré requiert, d'une part, de construire le modèle hydrodynamique quasi-tridimensionnel du bassin de la Seine qui comporte une couche de surface et 3 aquifères, et d'autre part, de segmenter le bassin en unités spatiales sur lesquelles auront lieu les simulations STICS. La validation se fait de manière indépendante pour les différents modèles composants le modèle intégré. Les résultats sont en bon accord avec les données disponibles.

Un exemple d'application du modèle intégré sur le bassin de la Marne permet d'établir un bilan des flux d'azote sur ce bassin. Pour la première fois, un outil de modélisation couvrant l'ensemble des processus de circulation de l'azote dans un grand bassin versant est ainsi en place. Les résultats de cette thèse illustre l'aptitude du modèle intégré à reproduire avec un réalisme acceptable le comportement d'un bassin de taille régionale vis-à-vis des flux d'eau et de nitrates.

Le dernier volet de ce travail concerne la réalisation de simulations exploratoires sous différents scénarios de pratiques agricoles ainsi qu'une estimation de la dynamique du transfert des nitrates dans le domaine souterrain.

**Mots-clés** : Modélisation intégrée ; Echelle régionale ; Système aquifère multicouche ; Seine ; Transfert de nitrate

## Abstract

This thesis is a contribution to the PIREN-Seine project. It aims as to measure the link between the nitric contamination of groundwater and surface water and agricultural practices leaded during the last three decades on the Seine basin. Within this project, an integrated model has been developped to simulate, at the regional scale, the nitrogen transport from the soil to surface water, accounting with the retardation due to possible very long residence time in vadose zone and aquifer system.

This project requires a multidisciplinary approach. In this way, three existing models have been joined in a common informatic structure. These models are : the agronomic model STICS (simulation of nitrogen transport under the root zone), the hydrological model MODCOU (simulation of surface and underground flows) and the hydrogeological model NEWSAM (simulation of nitrate transport in the groundwater system).

Conceptual developments have been necessary in a minimum of two directions. First, a regionalization's procedure of STICS has been developed to take into account the spatial heterogeneousness finded at the scale of the Seine basin. Secondly, two models have been developped to ensure the continuation of the nitrogen transport in the underground domain. One model has been simulating nitrogen tranport in the vadose zone as the other one has been simulating transport in the aquifer to treat a particular case.

The application of the integrated model requires on one side to build a quasi-tridimensional model composed of one surface layer and 3 aquifers, and on the other side, to segment the basin in spatial units to allow simulations with the agronomical model STICS. The validation is leaded independently for the differents models which compose the integrated model. There is a good link between the results and the data available.

An example of application of this model on the Marne basin allows to calculate the balance sheet of the nitric flows on this basin. For the first time, a model tool describing the whole process included in the circulation of nitrate on a large bassin has been built. Results of this thesis show the satisfying performance of the model to reproduce the nitrogen transport at the scale of a large bassin.

The last part of this thesis concerns the realization of exploratory simulations under different agriculturals practices scenarios and the estimation of the dynamic of nitrate transport in the underground domain.

**Keywords** : Integrated modelization ; Regional scale ; Multilayered aquifer system ; Seine ; Nitrate transport

## Remerciements

La présente étude s'est déroulée au Centre d'Informatique Géologique de l'École des Mines de Paris sous la direction d'Emmanuel Ledoux que je tiens à remercier pour m'avoir fait bénéficier de son expérience. Je lui exprime également toute ma gratitude pour la confiance et la liberté qu'il m'a accordées tout au long de ce travail.

Je remercie tout particulièrement M. de Marsily qui, grâce à ses enseignements lors de mon DEA, m'a permis d'apprécier plus encore l'hydrogéologie et m'a donné envie de m'investir dans une thèse. Je suis très honoré qu'il ait accepté de présider mon jury.

Je tiens également à remercier les membres du jury d'avoir pris le temps de se pencher sur mon travail :

- Philippe Ackerer et Alain Dassargues ont accepté la difficile tâche de rapporteur ;
- Bruno Mary et Pierre-Alain Roche ont également jugé ce mémoire en apportant leurs critiques constructives.

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'un programme de recherche interdisciplinaire dirigé par Gilles Billen que je tiens à remercier pour son soutien.

De nombreuses collaborations ont été nécessaires pour mener à bien ce travail.

Je tiens à remercier, en premier lieu, Catherine Golaz qui m'a initié, au début de la thèse, au fonctionnement du modèle hydrologique couplé. Elle a toujours répondu avec une grande disponibilité à toutes mes interrogations.

Marc Benoit, Catherine Mignolet, Cendrine Bornerand et Céline Schott ont fourni les données agricoles nécessaires au fonctionnement du modèle agronomique. Je les remercie pour leur efficacité et pour leur accueil chaleureux à Mirecourt.

Bruno Mary et Nicolas Beaudoin m'ont donné de nombreux conseils pour orienter et valoriser ce travail. Nos échanges m'ont permis de mieux comprendre l'agronomie. Qu'ils en soient sincèrement remerciés.

Daniel Brunstein, Sylvain Théry et Denis Ruelland m'ont initié à la gestion des bases de données et à la pratique des SIG. J'ai également passé de très bons moments en leur compagnie. Je les remercie pour leur sympathie et leur efficacité.

Je tiens également à exprimer ma gratitude aux membres du CIG qui par leurs encouragements ou leurs amitiés m'ont permis de réaliser ce travail dans une ambiance agréable. Michel Poulin a toujours pris le temps de répondre à mes questions. De plus son insatiable curiosité et son érudition nous menait bien souvent vers d'autres sujets, toujours passionnants. Je remercie également André Levassor, Pierre Combes, Dominique Bruel, Stéphanie Even pour leurs conseils et pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail.

Mes remerciements s'adressent également à Pascal Viennot ainsi qu'à Yan Van Der Lee pour les dépannages informatiques en tout genre, à Isabelle Olzenski, Sylvie Jacquesson et Marie-Pierre Reltien pour leur efficacité à résoudre les tracas administratifs, toujours avec le sourire.

Je garde un très bon souvenir d'Anne Roué qui, par ses qualités humaines et son éternelle bonne humeur, a toujours été de bonne compagnie durant ces années de thèse.

Je tiens aussi à exprimer ma sympathie à Delphine Patriarche que j'ai eu le plaisir de cotoyer depuis le DEA ainsi qu'à Nicolas Flipo pour nos discussions tous azimuts.

Mes remerciements s'adressent enfin à tous les thésards et docteurs du site de Fontainebleau, avec lesquels j'ai passé d'excellents moments. Je pense à Rachid Belmouhoub, Anne-Lise Salignac, Cyril Fleurant, Woo Chang, Jasha Oosterban, Laurent Martin, Delphine Lecocq, Sandra Rouy, Christophe Viavattène, Clément Baujard, Valérie Risson, Thomas Walter, Nicolas Bez, Guiraude Lame, Laurent Bertino, Nicolas Jeannée, Arnaud Delarue, David Geraets, Mireille Boulot ... La liste est longue ... Que ceux que j'aurais oublié me pardonnent.

Pour finir, ces remerciements ne seraient pas complets sans mentionner le soutien de ma famille et de ma belle-famille. J'adresse une mention spéciale à Laëtitia pour sa patience et ses encouragements. Je lui dédie affectueusement cette thèse.

# Table des matières

<b>Introduction</b>	<b>1</b>
<b>I Présentation des outils</b>	<b>3</b>
<b>1 Modélisation hydrologique et gestion intégrée de l'eau</b>	<b>5</b>
1.1 Vers une modélisation intégrée . . . . .	5
1.1.1 Gestion intégrée des ressources en eaux . . . . .	5
1.1.2 Les étapes de la modélisation intégrée . . . . .	7
1.2 Modélisation des transferts d'eau et de nitrate dans le sol et la zone non-saturée . . . . .	7
1.2.1 Processus simulés . . . . .	7
1.2.2 Classification des modèles . . . . .	7
1.3 Modélisation hydrologique et hydrogéologique . . . . .	9
1.4 Modélisation intégrée des ressources en eaux . . . . .	10
1.4.1 Réflexions sur l'utilisation des modèles . . . . .	10
1.4.2 Choix des modèles . . . . .	12
<b>2 Principe et fonctionnement des outils du modèle intégré</b>	<b>15</b>
2.1 Principe et fonctionnement du Modèle Hydrologique Couplé . . . . .	15
2.1.1 L'élaboration de la structure du système hydrologique - programme GEOCOU . . . . .	16
2.1.2 Calcul du bilan hydrique - programme MODSUR . . . . .	19
2.1.3 Le transfert dans la zone non-saturée - programme NONSAT . . . . .	21
2.1.4 Les transferts conjoints superficiels et souterrains - programme MODCOU . . . . .	22
2.2 Principe et fonctionnement du modèle de transfert souterrain NEWSAM . . . . .	26
2.2.1 Description générale du programme . . . . .	26
2.2.2 Les équations . . . . .	26



2.3	Principes et fonctionnement du modèle agronomique STICS . . . . .	28
2.3.1	Description générale du modèle . . . . .	28
2.3.2	Principaux processus modélisés . . . . .	29
2.3.3	Conclusion . . . . .	42
<b>3</b>	<b>Système d'Information Géographique : utilisation des modèles numériques de terrain (MNT) en hydrologie</b>	<b>43</b>
3.1	Les modèles numériques de terrain (MNT) . . . . .	43
3.2	Utilisation des MNT en hydrologie . . . . .	45
3.2.1	Extraction du réseau de drainage à partir d'un MNT . . . . .	46
3.2.2	Extraction automatique de la structure et des paramètres . . . . .	50
<b>4</b>	<b>Adaptations des outils au transfert de nitrate à l'échelle régionale</b>	<b>53</b>
4.1	Régionalisation du modèle STICS . . . . .	53
4.1.1	Structuration des bases de données . . . . .	54
4.1.2	Fonctionnement de la procédure de régionalisation . . . . .	54
4.2	Transport conservatif d'éléments en solution dans la zone non-saturée . . . . .	60
4.2.1	Problématique et objectifs du modèle . . . . .	60
4.2.2	Conceptualisation du transport en zone non-saturée . . . . .	61
4.3	Transport d'éléments en solution en aquifère . . . . .	63
4.3.1	Problématique et objectifs du modèle . . . . .	63
4.3.2	Conceptualisation du transport dans le domaine souterrain . . . . .	63
<b>5</b>	<b>Méthode d'intégration des outils</b>	<b>67</b>
5.1	Choix méthodologique . . . . .	67
5.2	Fonctionnalités du modèle intégré . . . . .	70
<b>II</b>	<b>Conceptualisation du modèle d'écoulement et du transfert de nitrate sur le bassin de la Seine</b>	<b>73</b>
<b>6</b>	<b>Présentation du domaine d'étude</b>	<b>75</b>
6.1	Domaines géographique et morphologique . . . . .	75
6.1.1	Domaine de surface . . . . .	75
6.1.2	Domaine souterrain . . . . .	77
6.2	Caractéristiques climatologiques . . . . .	81
6.3	Caractéristiques hydrologiques . . . . .	84

---

6.4	Anthropisation du bassin . . . . .	86
6.4.1	L'agriculture . . . . .	86
6.4.2	Demande en eau sur le bassin . . . . .	88
6.4.3	Les barrages-réservoirs . . . . .	89
<b>7</b>	<b>Modélisation des écoulements</b>	<b>91</b>
7.1	Modélisation des écoulements de surface . . . . .	91
7.1.1	Réseau de drainage et discrétisation . . . . .	91
7.1.2	Fonction production . . . . .	93
7.1.3	Zones météorologiques . . . . .	96
7.2	Modélisation des écoulements souterrains . . . . .	96
7.3	Modélisation des relations surface-souterrain . . . . .	97
7.4	Les données . . . . .	100
7.4.1	Données de forçage . . . . .	101
7.4.2	Données de structure . . . . .	103
7.4.3	Données de validation . . . . .	105
<b>8</b>	<b>Modélisation des flux de nitrates à la base du sol</b>	<b>109</b>
8.1	Données de forçage . . . . .	109
8.1.1	Les données météorologiques . . . . .	109
8.1.2	Les données agricoles . . . . .	109
8.2	Données de structure . . . . .	113
8.2.1	Les données pédologiques . . . . .	113
8.2.2	Les données relatives aux plantes . . . . .	114
8.3	Données de validation . . . . .	114
8.4	Conceptualisation de la modélisation des flux de nitrates sous-racinaire . .	115
<b>III</b>	<b>Application du modèle intégré STICS-MODCOU-NEWSAM sur le bassin de la Seine</b>	<b>117</b>
<b>9</b>	<b>Mise en œuvre du modèle STICS régionalisé</b>	<b>119</b>
9.1	Estimation des caractéristiques agri-environnementales . . . . .	119
9.1.1	Différenciation spatiale des assolements . . . . .	119
9.1.2	Différenciation spatiale des caractéristiques agri-environnementales	122
9.2	Analyse de sensibilité . . . . .	122

9.2.1	Sensibilité du drainage, du flux d'azote et de la concentration en nitrate à la base de la zone racinaire . . . . .	124
9.2.2	Sensibilité du rendement . . . . .	124
9.3	Validation du modèle . . . . .	126
9.3.1	Rendements . . . . .	126
9.3.2	Lessivage d'azote à la base de la zone racinaire . . . . .	128
9.3.3	Analyse des résultats . . . . .	130
<b>10</b>	<b>Mise en œuvre du Modèle Hydrologique Couplé MODCOU</b>	<b>137</b>
10.1	Procédures de calage . . . . .	137
10.1.1	Critères statistiques utilisés . . . . .	137
10.1.2	Ajustement du modèle de surface . . . . .	138
10.1.3	Ajustement du modèle de la zone non-saturée . . . . .	139
10.1.4	Ajustement du modèle souterrain . . . . .	140
10.2	Validation et analyse des résultats . . . . .	141
10.2.1	Débits . . . . .	141
10.2.2	Bilans hydriques . . . . .	143
10.2.3	Piézométries . . . . .	145
10.2.4	Bilan du système souterrain . . . . .	147
<b>11</b>	<b>Mise en œuvre du modèle intégré sur le bassin de la Marne</b>	<b>157</b>
11.1	Etapes préalables . . . . .	157
11.1.1	Comparaison des débits simulés par le modèle hydrologique couplé et par STICS . . . . .	157
11.1.2	Ajustement du modèle de transport dans la zone non-saturée . . . . .	160
11.1.3	Estimation du temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée . . . . .	160
11.1.4	Ajustement des modèles de transport en aquifères . . . . .	163
11.2	Analyse des résultats sur le bassin de la Marne . . . . .	165
11.2.1	Transport d'azote dans la zone non-saturée . . . . .	165
11.2.2	Transport d'azote dans le système souterrain . . . . .	167
11.2.3	Bilan et évolution sur l'ensemble du domaine souterrain . . . . .	170
<b>IV</b>	<b>Impact de modifications des pratiques agricoles</b>	<b>181</b>
<b>12</b>	<b>Estimation des concentrations en nitrate dans les aquifères en fonction d'hypothèses de modifications des pratiques agricoles</b>	<b>185</b>

---

12.1 Principe général . . . . .	185
12.1.1 Les scénarios évalués . . . . .	185
12.1.2 Démarche de modélisation . . . . .	186
12.2 Résultats et discussion . . . . .	186
12.2.1 Comparaison des scénarios au niveau de la zone sous-racinaire . . .	186
12.2.2 Comparaison des scénarios au niveau des aquifères . . . . .	189
<b>13 Estimation de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain</b>	<b>199</b>
13.1 Principe général . . . . .	199
13.2 Résultats et discussion . . . . .	200
<b>Conclusion générale et perspectives</b>	<b>203</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>208</b>
<b>Annexes</b>	<b>221</b>



# Table des figures

2.1	Principe de la schématisation multicouche adoptée par le modèle hydrologique couplé . . . . .	17
2.2	Discrétisation et réseau de drainage de la couche de surface . . . . .	17
2.3	Schématisation d'une fonction production . . . . .	20
2.4	Principe du modèle Nash . . . . .	22
2.5	Relations nappes-rivières . . . . .	25
2.6	Organisation générale du modèle agronomique STICS . . . . .	30
2.7	Schématisation des relations entre les stades de développement et l'évolution de l'indice foliaire, la croissance du grain et la maturation du grain . . . . .	31
2.8	Interception du rayonnement solaire (RAINT) par la plante en fonction de son indice foliaire (LAI) . . . . .	32
2.9	Relation entre la transpiration relative (EP/EOP) et la teneur en eau de la zone racinaire (TETA), d'après Brisson et al. (1998) . . . . .	36
2.10	Schéma du cycle de l'azote dans STICS, d'après Schnebelen (2000) et Brisson et al. (1998) . . . . .	38
3.1	Les différents formats de MNT . . . . .	44
3.2	Traitement automatique (à gauche) ou manuel (à droite) des zones à pente nulle . . . . .	47
3.3	Hydrogramme obtenu sur le bassin de la Tennessee Valley (Californie), soumis à une pluie de 100 mm/h, en fonction du pas du MNT, d'après Zhang et Montgomery (1994) . . . . .	49
3.4	Comparaison des débits simulés à partir de 3 MNT durant un événement pluvieux en décembre 1983, d'après Kenward et al. (2000) . . . . .	50
3.5	Visualisation du maillage avant (à gauche) et après (à droite) regroupement des mailles suivant les critères topologiques et hydrologiques . . . . .	52
4.1	Organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles . . . . .	55

4.2	Evolution des successions culturales au cours du temps sur une zone agricole et un type de sol comportant 2 catégories de sols. La période 1 comporte 2 successions culturales et la période 2 comporte 3 successions culturales. . . . .	56
4.3	Schématisation du mode de fonctionnement d'une simulation au sein d'une succession culturale comportant 3 cultures . . . . .	57
4.4	Schématisation de la gestion des ruptures entre des périodes homogènes (période 1 et 2) sur deux catégories de sols (sol 1 et 2). La période 1 comporte la succession succT1 composée de 2 cultures et la période 2 comporte la succession succT2 composée de 3 cultures. . . . .	58
4.5	Schématisation de la procédure de régionalisation de STICS . . . . .	59
4.6	Représentation de la stratification verticale au sein d'un réservoir . . . . .	61
4.7	Capacité de stockage et effet piston au sein d'un réservoir . . . . .	63
4.8	Schéma de fonctionnement du réservoir-nappe . . . . .	64
5.1	Représentation schématique du couplage entre STICS et MODCOU-NEWSAM	68
6.1	Réseau hydrographique simplifié du bassin de la Seine . . . . .	76
6.2	Profil des principaux types de sols, d'après Pomerol et Feugueur (1986) . .	77
6.3	Carte hydrogéologique simplifiée du bassin de Paris, d'après Certes et al. (1997) . . . . .	78
6.4	Coupe générale transversale du bassin de Paris, d'après AESN (1974) . . .	80
6.5	Précipitations moyennes annuelles sur la période 1985-1995 (source Météo France) . . . . .	82
6.6	Evapotranspirations potentielles moyennes annuelles sur la période 1985-1995 (source Météo-France) . . . . .	83
6.7	Régimes hydrologiques naturalisés (correction des effets liés au fonctionnement des barrages-réservoirs) sur la période 1970-1993 . . . . .	84
6.8	Evolution de la teneur en nitrate dans des aquifères Tertiaires et Secondaires, données extraites de Meybeck et al. (1998) . . . . .	85
6.9	Segmentations du bassin de la Seine selon les combinaisons des OTEX d'après les RGA de 1970, 1979 et 1988 . . . . .	87
6.10	Surface drainée par commune, en % de la superficie agricole utilisée, source Meybeck et al. (1998) . . . . .	88
7.1	Erreur de reconstitution sur les surfaces drainées . . . . .	92
7.2	Réseau hydrographique (seuillage=250 km <sup>2</sup> ); bassin de surface et extension du bassin souterrain . . . . .	92
7.3	Répartition des temps de transferts relatifs aux 13 exutoires présents sur le domaine modélisé . . . . .	94

7.4	Zones de productions dominantes (sources INRA et Corine landcover) . . .	95
7.5	Schéma de position des nappes principales de la région parisienne, d'après Pomerol et al. (1986) . . . . .	97
7.6	Carte hydrogéologique simplifiée (sources CGG et Certes et al. (1994)) . . .	98
7.7	Discretisation de la couche de surface et des trois couches aquifères (Oligocène, Eocène et Craie) sur le bassin de la Seine . . . . .	99
7.8	Représentation des "mailles-sources" . . . . .	100
7.9	Position des postes du réseau climatique d'Etat (source Météo-France) . . .	101
7.10	Moyennes interannuelles des précipitations et ETP mensuelles sur le bassin de la Seine (période 1985-1995) . . . . .	102
7.11	Position des 125 stations hydrométriques sur le bassin de la Seine . . . . .	105
7.12	Position des 139 piézomètres sur le bassin de la Seine . . . . .	106
7.13	Position des stations de mesure de la qualité des eaux souterraines (Oligocène, Eocène et Craie) sur le bassin de la Seine . . . . .	107
8.1	Interprétation d'un diagramme de Markov . . . . .	111
8.2	Délimitation de la zone enquêtée . . . . .	112
8.3	Reconstitution, à dire d'experts, de l'évolution des interventions culturelles sur la culture de blé depuis 1970 dans le département de la Seine-et-Marne, source INRA Mirecourt . . . . .	113
8.4	Matière sèche aérienne du blé d'hiver ( $t \cdot ha^{-1}$ ) observée et simulée par STICS sur des essais annuels (source INRA Laon) . . . . .	114
8.5	Distribution des rendements par culture, sur la zone enquêtée (bassin de la Marne "étendu"), de 1970 à 2000. . . . .	115
8.6	Visualisation des 11 610 unités spatiales sur le bassin issues du croisement entre la carte des zones météorologique, la carte des sols et la carte des petites régions agricoles (PRA) . . . . .	116
9.1	Segmentation de la zone enquêtée selon l'évolution des occupations du sol depuis 1970 . . . . .	120
9.2	Caractéristiques agri-environnementales du domaine d'étude qui comprend le bassin versant superficiel de la Marne et une zone de bordure qui atteint les limites à charges imposées de manière à inclure la totalité du bassin souterrain de la Marne. Ces caractéristiques sont définies à partir de 4 critères : la quantité d'azote minéral apporté (Apport N), la durée de la période de sol nu entre 2 cultures, la profondeur de sol et la teneur en azote organique contenu dans le sol. . . . .	123
9.3	Variation relative du drainage, du flux d'azote et de la concentration en fonction des variations des paramètres : fertilisation minérale, profondeur de sol et teneur en azote organique du sol (simulation sur la période 1989-1990) . . . . .	125



9.4	Variation relative du rendement en fonction des variations des paramètres : fertilisation minérale, profondeur du sol et teneur en azote organique du sol (simulation sur la période 1989-1990) . . . . .	127
9.5	Répartition spatiale des flux d'eau, d'azote et de la concentration en nitrate sur le bassin souterrain de la Marne (valeurs moyennes sur la période 1971-1999) . . . . .	131
9.6	Evolution de la concentration sous-racinaire en fonction de la durée de la période de sol nu (a) et de la fertilisation minérale (b) . . . . .	132
9.7	Evolution des concentrations sous-racinaire en fonction de l'eau drainée . . . . .	133
9.8	Evolution des flux de nitrates en fonction de la réserve utile des sols . . . . .	134
9.9	Evolution de la concentration sous-racinaire en fonction du taux de renouvellement de l'eau dans le sol (TR) . . . . .	135
9.10	Evolution des lames d'eau drainées (a), des apports en azote minéral (b), des concentrations en nitrate (c) et des flux d'azote sous-racinaire (d), au pas de temps annuel, au cours de la période 1971-1999, sur le bassin souterrain de la Marne étendu jusqu'aux limites à charges imposées . . . . .	136
10.1	Comparaison des débits simulés ( $Q_{sim}$ ) et observés ( $Q_{obs}$ ) au pas de temps journalier sur la période 1971-1999 pour la Seine à Poses et à Montereau, pour la Marne à Noisiel et pour l'Oise à Pont-Sainte-Maxence . . . . .	142
10.2	Répartition des coefficients de corrélation (calculés sur un pas de temps de 7 jours) en fonction des surfaces drainées aux stations sur la période 1971-1999 . . . . .	143
10.3	Comparaison des volumes simulés ( $V_{sim}$ ) et observés ( $V_{obs}$ ) sur la période de simulation 1971-1999 pour les 125 stations hydrométriques . . . . .	144
10.4	Bilan hydrique annuel, moyenne sur la période 1971-1999 . . . . .	145
10.5	Parts du ruissellement (R) et de l'infiltration (I) dans les ressources en eau (Eau) . . . . .	147
10.6	Bilan hydrique global sur le bassin de la Seine, moyenne annuelle sur la période 1971-1999 . . . . .	147
10.7	Comparaison de la piézométrie de la nappe de l'Oligocène obtenue en régime permanent aux valeurs moyennes observées sur la période 1985-1995 (exprimé en mètre) . . . . .	148
10.8	Comparaison de la piézométrie de la nappe de l'Eocène obtenue en régime permanent aux valeurs moyennes observées sur la période 1985-1995 (exprimé en mètre) . . . . .	149
10.9	Comparaison de la piézométrie de la nappe de la Craie obtenue en régime permanent aux valeurs moyennes observées sur la période 1985-1995 (exprimé en mètre) . . . . .	150
10.10	Comparaison des écarts types observés et simulés sur la piézométrie (période 1971-1999) . . . . .	151

10.11	Comparaison des piézométries simulées (Hsim) et observées (Hobs) au pas de temps journalier sur la période 1971-1999 pour les piézomètres de Estrées, Villeneuve (Craie), Ecuellen (Eocène), Allainville (Oligocène) . . . . .	152
10.12	Comparaison des piézométries moyennes simulées (Hsim) et observées (Hobs) sur la période de simulation 1971-1999 . . . . .	153
10.13	Variation des termes du bilan en eau par rapport à leurs valeurs moyennes au pas de temps annuel (1971-1999) pour les nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (Injection : alimentation des aquifères ; Drainage : eau souterraine drainée en rivière ; dbas et dhaut : drainance descendante et ascendante ; Stockage : emmagasinement) . . . . .	154
10.14	Bilan d'eau du système aquifère multicouche, en régime permanent, en $m^3.s^{-1}$ (I : infiltration ; ER : écoulement en rivière ; D : drainance) . . . . .	155
11.1	Comparaison des lames d'eau drainées (a) et des volumes cumulés (b) simulées par STICS et MODSUR sur le bassin de la Marne (pas de temps mensuel) . . . . .	158
11.2	Comparaison des débits (a) et des volumes cumulés (b) simulées par MODCOU et observés à Noisiel (pas de temps journalier) . . . . .	161
11.3	Cartographie des temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée. Le bassin versant de la Marne est représenté par le contour en rouge. . . . .	162
11.4	Distribution des temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée sur le bassin de la Seine . . . . .	163
11.5	Distribution des temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée sur la partie centrale du bassin de la Seine (en connexion avec un domaine souterrain traité par NEWSAM) . . . . .	164
11.6	Comparaison des débits (a) et des flux de nitrates (b) à l'entrée et à la sortie de la zone non-saturée sur le bassin versant de la Marne (pas de temps = 1 mois) . . . . .	166
11.7	Comparaison des débits (a) et des flux de nitrates (b) à l'entrée et à la sortie de la zone non-saturée, située sur la zone ouest du bassin versant de la Marne, qui est connectée au domaine souterrain traité par NEWSAM (pas de temps = 1 mois) . . . . .	168
11.8	Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de l'Oligocène ( $mg.l^{-1}$ ) . . . . .	169
11.9	Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de l'Eocène ( $mg.l^{-1}$ ) . . . . .	173
11.10	Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de la Craie ( $mg.l^{-1}$ ) . . . . .	174

11.11	Evolution des flux de nitrates présentée par zone souterraine correspondant au bassin versant de la Marne (Injection : flux infiltré vers les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; dbas et dhaut : flux de drainance descendante et ascendante ; Stockage : flux stocké en aquifère) . . . . .	175
11.12	Bilan des flux de nitrates moyen, sur la période 1971-1999, (en milliers de t $\text{NO}_3^- . \text{an}^{-1}$ ) du système multicouche dans la zone correspondant au bassin de la Marne (Izns : flux infiltré dans la zone non-saturée ; Szns : flux stocké dans la zone non-saturée ; I : flux infiltré vers les nappes ; L : flux échangé par les limites du bassin ; FR : flux écoulé en rivière ; D : flux échangé par drainance ; S : flux stocké en aquifère) . . . . .	176
11.13	Evolution des flux d'azote dans le domaine souterrain traité par NEWSAM (a) et par TRANSAM (b) (Injection : flux infiltré vers les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; dhaut : flux de drainance ascendante ; Stockage : flux stocké en aquifère ; limite : flux échangé par les limites de la zone souterraine ouest) . . . . .	177
11.14	Evolution des flux d'azote sur le bassin versant de la Marne (entrée ZNS : flux lessivé à la base des sols entrant dans la zone non-saturée ; sortie ZNS : flux lessivé à la base de la zone non-saturée alimentant les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; Stockage : flux stocké en aquifère) . . . .	178
11.15	Cumul des flux d'azote sur le bassin versant de la Marne (entrée ZNS : flux lessivé à la base des sols entrant dans la zone non-saturée ; sortie ZNS : flux lessivé à la base de la zone non-saturée alimentant les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; Stockage : flux stocké en aquifère) . . . . .	179
11.16	Bilan moyen d'azote (en $\text{kg N-NO}_3^- . \text{ha}^{-1} . \text{an}^{-1}$ ) sur le bassin de la Marne sur la période 1971-1999 (Ezns : entrée de la zone non-saturée ; Szns : sortie de la zone non-saturée ; STzns : stocké dans la zone non-saturée ; STaq : stocké dans les aquifères ; FR : flux écoulé en rivière ; FL : flux échangé par les limites du bassin) . . . . .	179
11.17	Bilan moyen d'eau (en $\text{m}^3 . \text{s}^{-1}$ ) sur le bassin de la Marne sur la période 1971-1999 (Ezns : entrée de la zone non-saturée ; Szns : sortie de la zone non-saturée ; STzns : stocké dans la zone non-saturée ; STaq : stocké dans les aquifères ; QR : débit écoulé en rivière ; QL : débit échangé par les limites du bassin) . . . . .	180
11.18	Evolution de la concentration en nitrates de l'eau drainée à la base des sols (entrée ZNS), de l'eau sortant de la zone non-saturée (sortie ZNS) et de l'eau souterraine drainée par les rivières (Drainage) sur la période 1971-1999	180
12.1	Comparaison des concentrations simulées sur le bassin de la Marne (au niveau des zones cultivées) avec les scénarios S0, S1 et S2. . . . .	187
12.2	Variation relative des concentrations simulées par les scénarios S1 et S2 par rapport à celles simulées par le scénario S0 sur la période 1971-1999. .	188
12.3	Comparaison des flux d'azote simulées sur le bassin de la Marne (au niveau des zones cultivées) avec les scénarios S0, S1 et S2. . . . .	189

12.4	Comparaison du drainage simulé sur le bassin souterrain de la Marne avec les scénarios S0, S1 et S2. . . . .	190
12.5	Concentrations simulées en régime permanent avec le scénario S0 (flux moyen calculé sur la période 1989-1999) pour la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie. . . . .	193
12.6	Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S0). . . . .	194
12.7	Concentrations simulées en régime permanent avec le scénario S1 (flux moyen calculé sur la période 1989-1999) pour la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie. . . . .	195
12.8	Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S1). . . . .	196
12.9	Concentrations simulées en régime permanent avec le scénario S2 (flux moyen calculé sur la période 1989-1999) pour la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie. . . . .	197
12.10	Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S2). . . . .	198
13.1	Cartographie de la concentration simulée (Csim) en fin de simulation (30 ans) sur la concentration obtenue en régime permanent (Cperm) avec le scénario S0 pour les nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie. . .	201
13.2	Distribution du rapport Csim/Cperm sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie. Csim correspond à la concentration obtenue après 30 années de simulation et Cperm correspond à la concentration obtenue en régime permanent avec l'état de référence (scénario S0). . . . .	202
13.3	Mode d'occupation des sols (source Corine landcover) . . . . .	221
13.4	Matériau parental dominant (source INRA) . . . . .	222
13.5	Epaisseur de la couche semi-perméable du Sannoisien-Ludien (Marnes supra et infragypseuses) . . . . .	222
13.6	Epaisseur de la couche semi-perméable du Sparnacien (Argiles) . . . . .	223
13.7	Visualisation des dates de semis et de récoltes pour chaque cultures (1970-2000) . . . . .	225
13.8	Visualisation des apports en azote minéral pour chaque culture (1970-2000)	226
13.9	Visualisation des apports en amendements organiques pour chaque culture (1970-2000) . . . . .	226
13.10	Carte des transmissivités en $m^2.s^{-1}$ (nappe de l'Oligocène) . . . . .	229
13.11	Carte des transmissivités en $m^2.s^{-1}$ (nappe de l'Eocène) . . . . .	230
13.12	Carte des transmissivités en $m^2.s^{-1}$ (nappe de la Craie) . . . . .	230
13.13	Carte des valeurs d'emmagasinement (nappe de l'Oligocène) . . . . .	231
13.14	Carte des valeurs d'emmagasinement (nappe de l'Eocène) . . . . .	231

---

13.15	Carte des valeurs d'emmagasinement (nappe de la Craie) . . . . .	232
13.16	Evolution des termes du bilan hydrologique pour la nappe de l'Oligocène .	271
13.17	Evolution des termes du bilan hydrologique pour la nappe de l'Eocène . .	272
13.18	Evolution des termes du bilan hydrologique pour la nappe de la Craie . .	272

# Liste des tableaux

6.1	Cadre lithostratigraphique du bassin de Paris, d'après AESN (1974) et Wei (1990) . . . . .	79
6.2	Prélèvements d'eau dans le bassin de la Seine, bassin de l'Eure exclu, de 1988 à 1992; source Meybeck et al. (1998) . . . . .	89
7.1	Définition des zones de productions . . . . .	93
7.2	Répartition des zones de production sur le bassin . . . . .	93
9.1	Comparaison des rendements moyens simulés/observés sur le bassin de la Marne (zone enquêtée) sur la période 1971-1999 . . . . .	128
9.2	Evolution et composition des successions culturales pour l'UGSM6717 . . . . .	129
9.3	Comparaison des caractéristiques pédologiques des sols rencontrés sur le site de Bruyères-et-Montbérault et sur l'UGSM6717 (LE : limons épais, MC : sol limono-argileux sur marne et caillasse, SLC : sol sablo-limoneux sur calcaire, SE : sables épais, SLE : sables et limons épais) . . . . .	129
9.4	Comparaison des résultats de simulation sur l'UGSM 6717 par rapport aux valeurs observées sur le site de Bruyères-et-Montbérault (1991-1996) . . . . .	130
10.1	Caractéristiques hydrodynamiques des aquifères . . . . .	141
10.2	Evolution des bilans hydrologiques au pas de temps annuel . . . . .	146
12.1	Comparaison des rendements simulés sur le bassin souterrain de la Marne avec les scénarios S0, S1 et S2 (1971-1999). . . . .	190
13.1	Données d'entrées utilisées pour les simulations STICS . . . . .	227
13.2	Caractéristiques des résidus organiques . . . . .	227
13.3	Tableau de correspondance entre les zones agricoles homogènes et les PRA . . . . .	274



# Introduction

L'accroissement régulier des concentrations en nitrate observées dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de la Seine, depuis les années 70, est un sujet de préoccupation, tant du point de vue de l'approvisionnement en eau potable, que de celui des conditions d'eutrophisation du milieu.

Cette augmentation générale des teneurs en nitrate est en grande partie imputée aux activités agricoles, qui ont connu de profondes modifications depuis l'après-guerre. L'utilisation généralisée de fertilisants (azotés notamment) et le développement de l'irrigation ont contribué à augmenter la production agricole. En contrepartie, l'augmentation de la productivité s'accompagne de pertes accrues de nitrates, à la base des sols cultivés, qui contribuent à dégrader la qualité des eaux souterraines. Ainsi, par endroits, les teneurs en nitrate peuvent dépasser la norme de  $50 \text{ mg.l}^{-1}$  fixée par l'Organisation Mondiale de la Santé et l'Union Européenne.

Les pollutions d'origine agricole sont problématiques dans la mesure où elles ne peuvent être traitées ponctuellement, du fait de leur caractère diffus. Ainsi, depuis les années 80, les pouvoirs publics visent à appliquer une politique préventive conciliant agriculture performante et qualité des eaux, au moyen de réglementations ("code de bonnes pratiques agricoles") et de mesures économiques incitatives.

Plus récemment, l'objectif de la Directive européenne sur l'eau 2000/60/CE vise à établir un cadre pour la protection des eaux afin qu'elles atteignent un "bon état écologique et chimique" en 2015.

Dans ce contexte, un axe de recherche majeur du Programme PIREN-Seine consiste à quantifier le lien qui existe entre la contamination nitrique des aquifères et des cours d'eau et les pratiques agricoles au cours des trois dernières décennies. Cet axe de recherche fait appel à de nombreuses compétences et implique, de ce fait, un partenariat entre les gestionnaires (Agence de l'Eau Seine-Normandie et DIREN principalement) et plusieurs équipes scientifiques (l'Institut Nationale de la Recherche Agronomique de Laon et Mirecourt, et l'Ecole des Mines de Paris).

L'objectif de ce travail de thèse est donc de développer et de mettre en œuvre un modèle intégré capable de simuler les transferts d'azote depuis les sols jusqu'aux eaux de surface, en tenant compte de l'inertie conférée par les temps de résidence parfois très longs de l'azote dans les sols et les aquifères. Il s'agit en particulier d'associer trois modèles existants : le modèle agronomique STICS (simulation des flux de nitrates à la base de la zone racinaire), le modèle hydrologique couplé MODCOU (simulation des écoulements superficiels et souterrains), et le modèle hydrogéologique NEWSAM (simulation



du transport d'éléments en solution dans le domaine souterrain).

Cet objectif ambitieux soulève deux problèmes principaux : (i) assurer le transfert continu de l'azote dans le système hydrologique ; (ii) résoudre les problèmes méthodologiques liés à l'échelle de travail (période de simulation de 30 ans sur un territoire d'environ 100000 km<sup>2</sup>).

Des développements ont ainsi été nécessaires dans au moins 3 directions :

- développer une procédure de régionalisation de STICS pour permettre son emploi sur l'ensemble du bassin de la Seine et sur 30 ans ;
- développer un modèle de transport des nitrates dans la zone non-saturée et dans les aquifères ;
- développer une interface entre le modèle STICS régionalisé et le modèle hydrologique discrétisé.

En amont de ce travail, des méthodes d'analyses spatiales et temporelles ont été développées pour reconstituer les dynamiques agricoles sur les trois dernières décennies (INRA Mirecourt) et des adaptations ont été apportées au modèle STICS pour augmenter l'éventail des cultures simulées (INRA Laon).

Ce mémoire s'articule autour de quatre parties :

La **première partie** introduit le contexte de l'étude par une présentation du concept de modèle intégré. Les outils de l'intégration sont ensuite présentés ainsi que leurs développements conceptuels et méthodologiques spécifiques à la recherche.

La **seconde partie** présente le domaine d'étude ainsi que la construction de la structure du modèle intégré à l'échelle régionale.

La **troisième partie** est consacrée à la mise en œuvre du modèle intégré sur le bassin de la Seine. Nous présenterons des résultats de simulations sur la période 1971-1999, ainsi que les bilans de matière sur le bassin de la Marne.

La **quatrième partie** concerne l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la contamination nitrique du système hydrologique de la Seine.

Première partie

Présentation des outils



# Chapitre 1

## Modélisation hydrologique et gestion intégrée de l'eau

### 1.1 Vers une modélisation intégrée

#### 1.1.1 Gestion intégrée des ressources en eaux

Plusieurs facteurs caractéristiques de la modélisation hydrologique peuvent être mentionnés : (i) la diversité des processus mis en jeu (physiques, chimiques) ; (ii) la complexité des systèmes étudiés (multiples conditions aux limites, hétérogénéité des milieux etc.) ; (iii) la présence de multiples échelles spatiales et temporelles ; (iv) la difficulté de procéder à des mesures systématiques à l'échelle du bassin.

Cette complexité du système hydrologique a conduit de nombreux auteurs à proposer une multitude de modèles, chaque modèle étant construit pour répondre à un objectif précis. Ainsi, le lien entre le modèle et l'objectif de son application est particulièrement important et il semble illusoire de construire un modèle unique, capable de représenter tous les processus mis en jeu (Villeneuve et al. 1998).

La notion de modélisation intégrée en vue d'une gestion des ressources en eaux à l'échelle d'un bassin versant peut être considérée suivant deux aspects : l'intégration fonctionnelle et l'intégration spatiale. On s'intéressera en particulier à la gestion de la qualité des ressources en eaux vis-à-vis de la pollution diffuse d'origine agricole.

#### *Intégration fonctionnelle*

La gestion de la qualité des ressources en eau nécessite la prise en compte de plusieurs domaines de compétences dont les principaux sont l'agronomie et l'hydrogéologie. De nombreux modèles, de complexité variable, ont été développés pour représenter les processus agronomiques et hydrogéologiques. La modélisation du transfert de nitrate à l'échelle d'un bassin versant requiert la combinaison de ces deux approches. On parle alors d'intégration de modèles qui peut aller du couplage de type " lâche " au couplage de type " imbriqué ".

Dans un couplage de type " lâche " les modèles sont totalement dissociés et les données sont transférées d'un modèle à l'autre, de manière séquentielle. Ce type de couplage est

très employé car il demande peu de modifications informatiques.

Dans un couplage de type " serré ", les modèles fonctionnent toujours de manière indépendante mais font partie d'une interface commune.

Dans le couplage " imbriqué ", les modèles sont les composantes d'une même application et partagent la même base de données. Ce type de couplage nécessite des développements informatiques très importants.

#### *Intégration spatiale*

La gestion environnementale à l'échelle régionale implique la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale des caractéristiques du milieu, d'un point de vue agronomique et hydrologique.

Du point de vue hydrologique, de nombreux modèles, apparus au cours des trente dernières années, utilisent des paramètres physiques distribués combinant les bilans de masse, de quantité de mouvement et d'énergie en utilisant, par exemple, des relations phénoménologiques telles que la loi de Darcy.

Du point de vue agronomique, des modèles de recherche portant sur la dynamique des systèmes agricoles ont été adaptés à la notion de gestion environnementale et appliqués sur des bassins expérimentaux afin de quantifier les volumes d'eau et les masses de contaminants agricoles susceptibles d'atteindre les eaux souterraines (Geng 1988; Cabon 1993; Schnebelen 2000; Dupuy et al. 1997a; Dupuy et al. 1997b).

En contrepartie, la mise en place de ces modèles à l'échelle régionale exige une masse considérable de données et une caractérisation spatiale très fine du territoire à modéliser. A ce sujet, le développement des modèles numériques de terrain et de la télédétection permet de simplifier la phase d'intégration de ces paramètres physiques.

Les données géoréférencées sont alors fréquemment gérées par des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) qui permettent d'intégrer des informations ponctuelles, vectorielles et matricielles d'origine diverses. Ce sont en fait des outils de CAO (Conception Assistée par Ordinateur) spécifiquement dédiés à des travaux d'analyses spatiales. A ce titre, ils constituent un des maillons du modèle intégré avec un niveau d'intégration, là aussi, plus ou moins " lâche ".

Plus récemment, sont apparus des Systèmes d'Aide à la Décision (SAD) qui combinent des modèles mathématiques avec des fonctions SIG et un système de gestion de bases de données. C'est le cas par exemple de DLIS (Sorensen et al. 1996), PEGASE (Smits et al. 1997) ou GIBSI (Mailhot et al. 1997). Les SAD, dont une revue est proposée par Dupont et al. (1998), permettent de simuler l'ensemble des processus physiques, chimiques sur un bassin versant. Il offrent dans certains cas des possibilités de visualisation et de mise en œuvre de scénarios. Il peuvent être très complexes au plan de leur utilisation, mais s'avèrent néanmoins très utiles au gestionnaire. Orlob (1992) note toutefois que le concept de support à la décision prévaut sur la capacité de simulation que l'on retrouve dans les modèles mathématiques.

Les SAD constituent une étape importante vers la mise en place d'outil de modélisation en contexte opérationnel. Leurs développements futurs devraient permettre de gérer l'interdépendance des multiples usages de l'eau et de comparer la valeur économique de différents scénarios d'usage (coûts-bénéfices), en intégrant des modules socio-économiques

à ces systèmes.

### **1.1.2 Les étapes de la modélisation intégrée**

Les nitrates lessivés à la base du sol rejoignent les nappes souterraines après avoir traversé la zone non-saturée. On détermine ainsi deux étapes principales, qui vont être présentées dans les chapitres suivant :

- la simulation des transferts d'eau et de nitrate dans le sol et dans la zone non-saturée au-delà de la zone racinaire ;
- la simulation du devenir des flux d'eau et de nitrate dans les aquifères.

## **1.2 Modélisation des transferts d'eau et de nitrate dans le sol et la zone non-saturée**

### **1.2.1 Processus simulés**

Les principaux processus simulés dans les sols sont : (i) les composantes du bilan hydrique telles que l'évaporation, le prélèvement d'eau par les plantes (transpiration), l'eau ruisselée et infiltrée, et le stockage dans le sol ; (ii) les transformations biochimiques de l'azote (minéralisation, nitrification, dénitrification, volatilisation), l'absorption d'azote par la plante.

A ces processus s'ajoute celui du transfert d'eau et de nitrate dans le sol et la zone non-saturée non racinaire.

Devant la multitude des modèles développés à ce jour : DAISY (Hansen et al. 1991), EPIC (Jones et al. 1991), ANSWERS (Bouraoui et al. 1997), MINERVA (Kersebaum et Richter 1991), STICS (Brisson et al. 1998) pour ne citer que ceux-là ; nous présentons dans la partie suivante, les différentes catégories de modèles que l'on peut distinguer.

### **1.2.2 Classification des modèles**

Au sens général, un modèle est un schéma de la réalité. Les premiers en date furent les modèles physiques (les maquettes). Ils furent suivis des modèles analogiques puis des modèles mathématiques qui ont connu une grande prolifération au cours des 3 dernières décennies. Bien qu'une classification exhaustive soit impossible, certains auteurs ont envisagé de différencier ces modèles (Addiscott et Wagenet 1985; Vachaud et al. 1988; Vauclin 1994) sur la base des schémas qu'ils emploient.

Une distinction est faite entre les modèles déterministes, qui ne considèrent aucune des variables du modèle comme des grandeurs aléatoires et conduisent donc à un résultat unique, et les modèles stochastiques qui prennent en compte le caractère aléatoire de certaines variables du modèle sous la forme d'une fonction de distribution de probabilités.

## Modèles déterministes

Parmi les modèles déterministes, une distinction est faite entre les modèles mécanistes et fonctionnels.

**Les modèles mécanistes**, tels que SOILN (Johnson et al. 1987), MACRO (Larsson et Jarvis 1999), FLOCR/ANIMO (Hendricks et al. 1999), sont basés sur une représentation, la plus fondamentale possible, des mécanismes d'écoulements et du transport de soluté.

Ainsi, les transferts d'eau et de solutés s'appuient sur les lois de la physique et de la chimie. Les équations de Saint-Venant, de Richard, de Boussinecq, par exemple, sont utilisées pour représenter les transferts d'eau tandis que les équations de convection-dispersion fondées sur les lois de Fick sont utilisées pour représenter les transferts de solutés. Celles-ci peuvent aussi être couplées à des équations représentant des processus chimiques, de sorption/désorption ou d'oxydo-réduction.

Ces modèles constituent d'excellents outils de recherche permettant d'étudier en détail les mouvements d'eau et de solutés dans différents milieux. En contrepartie, ils requièrent un grand nombre de paramètres d'entrées dont l'identification, pas toujours aisée compte tenu de la nature non uniforme et hétérogène des milieux, nécessite d'avoir recours à des procédures de calage.

**Les modèles fonctionnels** utilisent des traitements simplifiés, sans entrer dans les détails fondamentaux. Ils assimilent, par exemple, le sol à un ou plusieurs réservoirs définis par deux humidités caractéristiques : le point de flétrissement et la capacité au champ. Cette approche est employée par les modèles MP (Burns 1974), AGRIFLUX (Larocque et Banton 1995), IMPACT (Andrews et al. 1997), STICS (Brisson et al. 1998) et LIXIM (Mary et al. 1999).

L'avantage de ces modèles par rapport aux précédents est de présenter une structure mathématique simple qui demande un nombre limité de paramètres d'entrées.

## Modèles stochastiques

Les problèmes de variabilité rencontrés par les modèles déterministes ont conduit au développement de modèles stochastiques basés sur la prise en compte de la variabilité spatiale des propriétés du milieu. Par conséquent, le mouvement de l'eau et des solutés est également supposé varier dans l'espace. Deux catégories de modèles peuvent se rencontrer : les modèles mécanistes qui tiennent compte de la variabilité spatiale des données d'entrées sous la forme d'une distribution au hasard de ces données qui sont ensuite utilisées dans un modèle mécaniste classique, et les modèles non-mécanistes, basés sur des fonctions transferts, qui permettent notamment de calculer la distribution du temps de transfert d'un soluté, de la surface du sol à une profondeur donnée (Jury 1982; Jury et al. 1982)

## 1.3 Modélisation hydrologique et hydrogéologique

Pour évaluer l'impact des flux d'eau et de nitrate sortant de la zone non-saturée sur la qualité des eaux souterraines, différents modèles hydrogéologiques peuvent être utilisés. Nous discernons deux catégories de modèles : empiriques et mécanistes.

**Les modèles empiriques** utilisent souvent un ensemble de réservoirs interconnectés pour représenter différents compartiments d'un bassin versant (sol, nappe phréatique, cours d'eau, etc.). Des bilans de masse sont effectués sur chacun de ces réservoirs, à l'aide de relations de vidanges ou de représentations conceptuelles des processus physiques simulés.

Notons que ces modèles peuvent être appliqués à l'ensemble d'un bassin versant (modèle global) ou à des portions de celui-ci (modèle distribué). Parmi les modèles utilisant une approche empirique, mentionons les modèles BICHE (Thiery et Seguin 1986), CE-QUEAU (Girard et al. 1972), SLURP (Kite 1978) ou TOPMODEL (Beven et Kirby 1979).

**Les modèles mécanistes** représentent les processus de manière phénoménologique en utilisant les équations aux dérivés partielles des écoulements en milieu poreux (équations de Darcy, Dupuit, Boussinecq et Richards). Si les conditions initiales et les conditions imposées aux limites sont connues, la résolution (suivant la méthode des différences finies ou des éléments finis) de ces équations permet de simuler l'évolution du système en tout point d'une discrétisation spatio-temporelle fine.

Des tentatives ont porté sur le couplage de plusieurs processus :

- couplage " sol saturé/sol non-saturé " (Vauclin et al. 1979) ;
- couplage transports d'eau et de masse par convection : NEWSAM (Levassor et Ledoux 1996)
- couplage transport d'eau et de masse avec interactions : METIS (Goblet 1981), LAGAMINE (Dassargues et al. 1991), MODFLOW-MT3D (McDonald et Harbaugh 1988)

D'autres tentatives ont porté sur la représentation de l'ensemble des processus gouvernant le fonctionnement d'un bassin versant : c'est par exemple le cas de SHE (Abbott et al. 1986a; Abbott et al. 1986b) et IHDM (Calver et Wood 1996) qui sont sans doute les modèles les plus mécanistes que l'on puisse trouver.

Néanmoins, l'inconvénient majeur de ces modèles est que leur mise en œuvre , à l'échelle d'un bassin, nécessite des temps de calcul encore importants et fait appel à un grand nombre de données, rarement disponibles avec la densité et la qualité requise.

Notons par ailleurs que ces deux approches, empiriques et mécanistes, sont bien souvent employées dans un même modèle. C'est le cas par exemple du modèle hydrologique couplé MODCOU qui représente les processus de manière empirique pour le calcul du bilan hydrique, et de manière mécaniste pour la simulation des écoulements souterrains.

Enfin, quel que soit le modèle choisi, il faut absolument se garder d'une utilisation de type " presse-bouton ". En effet, il ne peut y avoir de bonne modélisation sans une bonne connaissance des hypothèses simplificatrices et des méthodes de résolutions numériques sur lesquelles repose le modèle (Ambroise 1999).



## 1.4 Modélisation intégrée des ressources en eaux

Avant d'aborder le choix des modèles en vue de leur intégration, voyons les différents problèmes rencontrés lors de la modélisation qui peuvent entacher d'erreurs les résultats.

### 1.4.1 Réflexions sur l'utilisation des modèles

L'emploi d'un modèle se fait suivant certaines règles. L'usage de plus en plus fréquent des modèles a amené la communauté scientifique à formuler des recommandations pour garantir un usage avisé de ces outils.

#### Incertitude sur les concepts modélisés

Même les modèles les plus complexes, de types mécanistes, ne sont, par construction, que de grossières approximations de la réalité. On distingue plusieurs causes d'incertitudes liées à la structure du modèle : limites théoriques, simplifications théoriques, approximations numériques et discrétisation temporelle et spatiale (Ambroise 1999).

Sur le plan théorique, certains processus restent encore mal connus et ne sont pas pris en compte dans les modèles à base physique. C'est le cas par exemple des écoulements préférentiels dans les macropores (VanGenuchten et al. 1990). De plus, les lois physiques établies pour des milieux homogènes ne s'appliquent pas forcément aux milieux hétérogènes rencontrés à l'échelle régionale.

De plus, même si les théories sont établies, les équations, parfois trop complexes dans leur formulation, sont simplifiées pour pouvoir être intégrées dans des modèles et peuvent conduire à négliger certains processus qui s'avèrent déterminants dans certains cas particuliers. C'est le cas par exemple de l'hystérésis des propriétés hydriques du sol qui est généralement négligée alors qu'elle semble pouvoir expliquer la dynamique des transferts d'eau et de solutés dans les sols (Stauffer et Dracos 1986).

Les approximations numériques concernent le choix des algorithmes employées dans la recherche de solutions analytiques à partir des équations différentielles utilisées dans les modèles physiques. Ces algorithmes emploient des schémas de résolution qui font intervenir une discrétisation spatiale et temporelle pas toujours compatible avec la vitesse des processus mis en jeu. C'est donc une étape délicate puisque les approximations liées à la discrétisation spatio-temporelle croissent avec la taille des pas de temps et d'espace choisis.

La discrétisation spatiale et temporelle, comme nous venons de le voir, constitue une source d'incertitude supplémentaire. La résolution temporelle revient à supposer des forçages constants sur la durée du pas de temps, ce qui est d'autant moins évident que le pas de temps est long. Ainsi, la simulation des crues, au pas de temps journalier, introduit des décalages entre crue observée-crue simulée suivant que la pluie est concentrée en début ou en fin de journée.

De plus, la résolution spatiale découpe le milieu en zones considérées comme étant homogènes. Cependant, malgré le degré de complexité qu'il est possible d'introduire avec les différents types de maillage (régulier : modèle SHE ; emboîté : modèle NEWSAM ;

ou s'appuyant sur les lignes d'écoulements sur les versants : TAPES-C (Grayson et al. 1995)), aucun de ceux-ci ne semble convenir à toutes les applications (Moore et Grayson 1991).

### Disponibilité des données et incertitudes

En supposant acceptables les approximations liées à la structure des modèles, la modélisation se heurte souvent à un problème de disponibilité des données et aux incertitudes sur ces données.

Les méthodes de mesures ponctuelles à des échelles spatiales beaucoup plus fines que la discrétisation choisie posent le problème de la comparaison entre les résultats simulés sur une maille et ceux observés en un point.

Ainsi, le passage de l'échelle locale à l'échelle régionale apporte une certaine incertitude sur les paramètres, dont on peut tenir compte suivant différentes méthodes (Treichel et Razack 1996) :

- l'analyse de sensibilité : elle consiste à tester la réponse du modèle à des perturbations des paramètres d'entrées. Ainsi, les paramètres dont la variation provoque des différences significatives devra faire l'objet d'une attention particulière lors de la phase de calage.
- l'approche stochastique : les paramètres sont définis au moyen de leur distribution statistique mesurée ou estimée. Cette distribution est ensuite intégrée dans les simulations. Cette méthode est employée par le modèle AGRIFLUX (Larocque et Banton 1995) par exemple.
- l'approche de type Monte Carlo : elle consiste à générer un grand nombre de simulations, en sélectionnant de nouveaux jeux de paramètres indépendants à chaque simulation. L'ensemble des jeux de paramètres est considéré comme étant représentatif de leurs variations possibles. Cette méthode permet une exploration détaillée de l'ensemble des réponses du modèle, mais nécessite de très nombreuses simulations.
- la théorie de la logique floue : cette approche permet d'associer au résultat moyen issu de la modélisation mathématique, une fourchette de variation autour de la valeur moyenne, ainsi qu'un degré de confiance pour chacune des valeurs de la fourchette de variation (Freissinet 1998; Ganoulis 1996).

### Calage

Certains paramètres, impossibles à mesurer à l'échelle du modèle ou à évaluer, font l'objet d'une estimation par calage. Il s'agit de rechercher la valeur optimale de ces paramètres en fonction de critères choisis.

Le choix de la période de référence est capital. On préférera, dans la mesure du possible, des périodes très contrastées qui permettront de juger de la pertinence des paramètres calés en fonction de la représentation par le modèle d'événements très différents.

La qualité de la simulation sur cette période est généralement évaluée en mesurant les écarts entre les séries simulées et observées, l'ajustement des paramètres consistant à

rechercher l'écart minimum. Les méthodes de calage peuvent être : manuelles (de type " essai-erreurs "), automatiques (algorithme itératif d'optimisation des paramètres en fonction d'un critère) ou stochastiques.

## Validation et prédiction

Les modèles calés, qui ne constituent qu'une représentation simplifiée de la réalité, doivent être validés, en utilisant un jeu de données différent de celui de la phase de calage. Cette étape permet de s'assurer que la représentation faite par le modèle est conforme à la réalité. Cependant, sur cette question de validation, Konikow et Bredehoeft (1992) et Addiscott (1993) rappellent le principe énoncé par Popper (1985) qui souligne qu'on peut seulement prouver qu'une théorie (ici traduite par un modèle) est fautive, mais jamais qu'elle est vraie. En effet, une tentative de validation ne permet pas de conclure qu'un modèle est une représentation exacte de la réalité dans la mesure où un nouveau jeu de données peut invalider la théorie en vigueur.

Ainsi, les modèles offrent des possibilités d'exploration accrue - et ils sont d'ailleurs bien souvent développés dans ce but - mais nécessitent une grande prudence dans leur utilisation. En effet, la phase de calage impose une contrainte d'unité de temps, d'espace et d'action (de Marsily 1994b). Ainsi, dès lors qu'un modèle est utilisé en prévision, ou en extrapolation, en dehors des conditions pour lesquelles il a été validé, une réflexion doit être menée sur le choix des paramètres et la signification des résultats de simulation.

Ces considérations ont pour but d'attirer l'attention du lecteur sur les difficultés que l'on peut rencontrer lors des différentes étapes de la modélisation et montre combien l'emploi d'un modèle peut devenir délicat au vu des problèmes énoncés.

### 1.4.2 Choix des modèles

L'objectif de notre étude vise à simuler le transfert des nitrates en fonction d'hypothèses de modifications des pratiques agricoles sur le bassin de la Seine. La réponse à cette question nous conduit à construire un outil de simulation capable de représenter le transfert des nitrates dans le système hydrologique de la Seine, depuis les sols agricoles jusqu'aux exutoires, en passant par différents réservoirs souterrains.

Cette représentation des processus fait appel à plusieurs types de modèles - agronomique, hydrologique, hydrogéologique - qu'il s'agit d'associer dans une structure informatique commune. À ce sujet deux questions se posent :

- quels types d'outils utiliser pour représenter les différents processus mis en jeu ?
- comment prendre en compte les échelles spatio-temporelles induites par la grande surface du bassin de la Seine et par la dynamique des nitrates dans les différents milieux ?

Au vu de la profusion actuelle des modèles, nous ne chercherons pas à justifier l'emploi d'un modèle en particulier, mais à déterminer les critères importants à considérer en vue d'une modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle d'un bassin versant.

Selon Carsel et al. (1984), afin d'être utilisé en gestion environnemental, un modèle devra s'appuyer, autant que possible, sur une représentation phénoménologique et utiliser

un nombre réduit de paramètres.

Ainsi, le modèle agronomique doit permettre de représenter les concentrations en nitrates dans les zones sous-racinaires en fonction de caractéristiques pédologiques (structure, texture), de l'occupation du sol (rotations de cultures) et des pratiques agricoles (conduite technique des cultures). Ce modèle devra aussi être capable de simuler les différentes cultures rencontrées sur le bassin de la Seine.

Le modèle hydrologique, quant à lui, doit être capable de représenter le cycle de l'eau à l'échelle du bassin versant en tenant compte des échanges entre les nappes et les rivières. Conjointement aux écoulements simulés, le modèle hydrogéologique doit également assurer la modélisation du transfert de nitrate dans le système aquifère. Notons que la prise en compte d'un transport convectif est suffisante compte tenu des faibles gradients de concentrations induits par la nature diffuse de la pollution agricole.

En outre, le bassin de la Seine, par sa dimension spatiale (plus de 70 000 km<sup>2</sup>), implique de tenir compte, d'une part, de l'hétérogénéité du milieu et, d'autre part, de la dynamique du transfert des nitrates dans le système hydrologique.

Le sol, la zone non-saturée et les aquifères sont des milieux très variables dans l'espace. A cette variabilité des milieux s'ajoute celle des données météorologiques, du mode d'occupation des sols, et des pratiques agricoles. Ainsi, la représentation des hétérogénéités spatiales par le modèle doit permettre d'identifier des sous-bassins ou des zones soumises à de fortes charges polluantes, sous la forme de cartographies. Elle doit également permettre de quantifier localement les flux de matière. Une approche de type spatialisée est donc nécessaire, tant au niveau agronomique qu'au niveau hydrologique et hydrogéologique.

Au cours de son transfert dans le système hydrologique, le nitrate traverse différents milieux avec des temps de transfert parfois très long, comme dans les aquifères par exemple. Ainsi, la modélisation du système hydrologique de la Seine dans son ensemble implique de tenir compte de cette inertie en utilisant un modèle agronomique capable de simuler plusieurs cycles culturaux successivement et un modèle hydrogéologique prenant en compte ces temps de transferts aussi bien dans la zone non-saturée que dans le système aquifère multicouche qui caractérise le bassin de la Seine.

Sur la base de ces critères, nous avons retenu le modèle agronomique STICS, le modèle hydrologique couplé surface-souterrain MODCOU, et le modèle de transport d'éléments en solution dans le système aquifère NEWSAM. Ces modèles, qui ont déjà été utilisés séparément dans plusieurs programmes de recherche, répondent dans l'ensemble aux conditions posées, mais devront être adaptés et perfectionnés pour permettre leur intégration sur le bassin de la Seine. Le chapitre suivant présente leurs modes de fonctionnement.



## Chapitre 2

# Principe et fonctionnement des outils du modèle intégré

Les trois modèles qui vont être utilisés dans la modélisation du transfert des nitrates sur le bassin de la Seine sont présentés dans ce chapitre. Il s'agit du Modèle Hydrologique Couplé MODCOU, de NEWSAM et de STICS.

### 2.1 Principe et fonctionnement du Modèle Hydrologique Couplé

L'objectif du modèle hydrologique couplé est de simuler les écoulements de surface, et les écoulements souterrains, sur un système hydrogéologique multicouche (Ledoux 1980; Ledoux et al. 1984). On utilise pour cela la méthode des différences finies mise en œuvre sur des mailles carrées emboîtées. La caractéristique essentielle de la méthode de modélisation consiste à décomposer le cycle de l'eau en étapes qui seront considérées, aussi longtemps que cela sera possible, comme indépendantes, et dont les manifestations seront contrôlables séparément. Ainsi, tout en disposant d'une modélisation qui prend en compte le domaine de surface et le domaine souterrain, on peut vérifier la validité des mécanismes internes.

Le modèle utilise cinq fonctions interconnectées pour schématiser le cycle de l'eau :

- *la fonction d'entrée*. Elle prend en compte les précipitations et les échanges à travers les limites du système modélisé.
- *la fonction production*. Le domaine est divisé en zones de production auxquelles on associe une fonction de production qui répartit l'entrée entre infiltration, ruissellement, évapotranspiration et stockage dans le sol.
- *la fonction de transfert de surface*. Elle achemine l'eau destinée au ruissellement (issue de la fonction de production) ainsi que l'eau issue des échanges avec le domaine souterrain.
- *la fonction de transfert souterrain*. Elle simule l'écoulement suivant les lois du milieu poreux.
- *la fonction d'échange surface-souterrain*. Elle calcule les échanges à double sens

entre les deux milieux au niveau des points situés sur le réseau hydrographique principal.

Le modèle est alors articulé en quatre parties principales concernant : l'élaboration de la structure, le calcul du bilan hydrique, le transfert dans la zone non-saturée, et les transferts conjoints superficiels et souterrains.

### **2.1.1 L'élaboration de la structure du système hydrologique - programme GEOCOU**

La représentation des écoulements au moyen du modèle couplé nécessite en premier lieu de définir la structure du système hydrologique, issue des observations de terrain.

#### **Le domaine d'étude**

A l'échelle régionale, le domaine est la réunion d'un domaine superficiel englobant un ou plusieurs bassins versants complets ou non, et d'un domaine souterrain rassemblant des formations géologiques aquifères ayant éventuellement des relations entre elles ainsi qu'avec le domaine de surface. Un tel système est évidemment ouvert et les échanges avec le milieu extérieur sont de différentes catégories :

- échanges avec l'atmosphère,
- sorties par les exutoires superficiels,
- apports latéraux en limite du domaine de surface,
- apports latéraux en limite du domaine souterrain.

#### **Discrétisation spatiale du domaine**

La définition de la structure est fondée sur la discrétisation spatiale du domaine en éléments auxquels sont rattachées les caractéristiques physiques aussi bien superficielles que souterraines du milieu. Le mode de discrétisation adopté est une généralisation de la schématisation multicouche utilisant des mailles carrées emboîtées, devenue classique en hydrogéologie (Ledoux 1975).

Le modèle couplé distingue d'une part une couche supérieure dite de surface où s'effectue le partage de l'eau disponible en infiltration et ruissellement, ainsi que le transfert superficiel; d'autre part un nombre variable de couches profondes, sièges d'écoulements souterrains, éventuellement connectées hydrauliquement entre elles, figurant la succession verticale des niveaux aquifères (figure 2.1).

#### **Définition du réseau de drainage superficiel**

Selon la discrétisation de l'espace évoquée précédemment, le réseau de drainage de surface revêt la forme d'une ou plusieurs arborescences qui sont définies sans ambiguïté par la connaissance pour chaque maille de la surface d'une direction unique de vidange, établie suivant la ligne de plus grande pente vers une maille voisine. Ce réseau de drainage

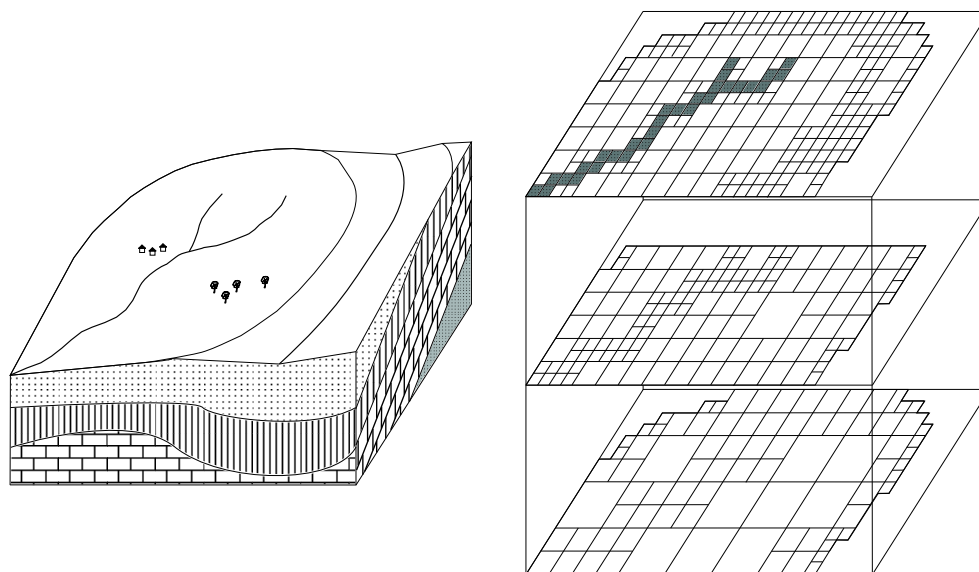
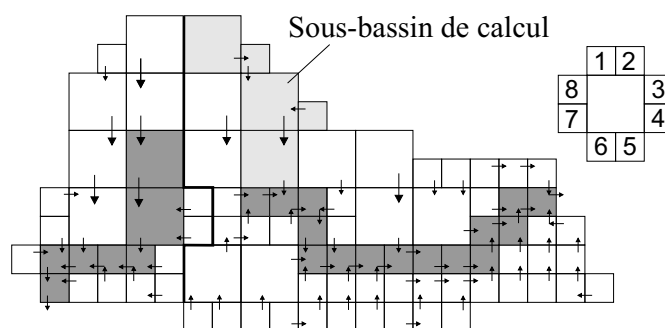


FIG. 2.1 – Principe de la schématisation multicouche adoptée par le modèle hydrologique couplé



En grisé, les mailles rivières

FIG. 2.2 – Discretisation et réseau de drainage de la couche de surface

est ensuite classé en deux catégories suivant qu'il s'agit d'une maille appartenant au réseau hydrographique principal ou bien à la zone de ruissellement pur (figure 2.2).

**Réseau hydrographique principal** : les mailles appartenant au réseau hydrographique principal sur lesquelles ont lieu les échanges à double sens avec le domaine souterrain sont appelées "mailles rivière". A chaque exutoire de ce réseau, correspond un bassin versant du domaine superficiel, représenté par un arbre d'écoulement unique, sur lesquels seront effectués ultérieurement les transferts de l'eau en rivière.

**Réseau d'écoulement de la zone de ruissellement pur** : les mailles du domaine superficiel non sélectionnées comme maille-rivière se classent en deux catégories :

- celles qui appartiennent à une portion du réseau de drainage général dont l'exutoire ne fait pas partie du réseau hydrographique principal. Elles forment alors un ou plusieurs bassins dont les écoulements ne seront pas complètement simulés, le



modèle se limitant au calcul de l'infiltration en vue de l'alimentation des nappes sous-jacentes ;

- celles qui font partie du réseau de drainage général dont l'exutoire est une maille rivière. Ces mailles constituent dans ce cas un "sous-bassin de calcul", sur lequel seront effectués les calculs de l'infiltration et du transfert jusqu'à la rivière indépendamment des écoulements souterrains.

Cette subdivision en deux types de mode de drainage est motivée par un souci d'allègement des calculs, en n'utilisant les possibilités complètes du modèle qu'aux endroits où cela est réellement nécessaire. Différentes configurations sont possibles, notamment les configurations extrêmes. Un problème où l'on ne s'intéresserait qu'à des écoulements souterrains déconnectés du réseau hydrographique ne comporterait ainsi pas de mailles-rivières, seul le calcul de l'infiltration étant requis. A l'opposé, un échange nappe-rivière sur l'étendue du domaine de surface est possible en affectant l'ensemble du réseau de drainage à des mailles-rivières.

De plus, pour chaque maille de surface, un temps de transfert relatif  $t_{tf}(i)$  jusqu'à l'exutoire est calculé. Pour cela, le réseau de drainage est parcouru en sommant les temps de transit  $t_{tra_{i \rightarrow j}}$  entre deux mailles successives  $i$  et  $j$ . On obtient alors une durée totale pour ce trajet, normalisée par la durée calculée la plus longue.

Le calcul des temps de transit  $t_{tra_{i \rightarrow j}}$  peut se faire de deux manières, en utilisant les valeurs des surfaces drainées, suivant que l'écoulement se produit sur un versant ou en rivière.

- Ecoulements sur les versants

Le calcul des temps de transit s'appuie sur le calcul des temps de concentration  $t_c$  utilisé sur des petits bassins versants (environ 100 km<sup>2</sup>) (Golaz-Cavazzi 1999).

$$t_c = b \frac{(SL)^{1/3}}{\sqrt{pe}}$$

avec

$S$  : surface du bassin versant en km<sup>2</sup>

$L$  : longueur du thalweg le plus long en km

$pe$  : pente moyenne sur le bassin en m/m

$b$  : paramètre à caler, de dimension homogène (km.j<sup>-1</sup>)

Le temps de transfert entre deux mailles est ainsi calculé en faisant la différence entre les temps de concentrations calculés pour les sous-bassins délimités par ces deux mailles.

$$t_{tra}(i, j) = t_c(j) - t_c(i) = b \frac{(S(i)L(i))^{1/3}}{\sqrt{pe(i)}} - b \frac{(S(j)L(j))^{1/3}}{\sqrt{pe(j)}}$$

avec

$$L(i) = L(j) + dl$$

$$\frac{1}{\sqrt{pe(j)}} = \frac{L(i)}{L(j)} \times \frac{1}{\sqrt{pe(i)}} + \frac{1}{L(j)} \times \frac{dl}{\sqrt{\left(\frac{z(j)-z(i)}{dl}\right)}}$$

- Ecoulements en rivière

Le calcul du temps de transit entre deux mailles tient compte de la surface drainée suivant l'hypothèse, qu'à pente égale, un débit supérieur, lié à une surface drainée supérieure, transite plus rapidement.

$$ttra(i, j) = \frac{dl}{\sqrt{pe} \cdot S(i)^\alpha}$$

avec

$dl$  la distance entre les centres des mailles  $i$  et  $j$ ,

$pe$  la pente entre les mailles  $i$  et  $j$ ,

$S(i)$  la surface drainée par la maille  $i$

$\alpha$  un paramètre à caler.

Le temps de transfert relatif est finalement défini par :

$$ttf(i) = \frac{\sum_{i \rightarrow ex} ttra_{j \rightarrow k}}{\max_{m=1, N} (\sum_{m \rightarrow ex} ttra_{j \rightarrow k})}$$

avec  $N$  le nombre total de mailles, et  $i \rightarrow ex$  l'ensemble des mailles  $j$  se trouvant sur le chemin menant de la maille  $i$  à l'exutoire.

A l'étape suivante,  $ttf(i)$ , compris entre 0 et 1 sera multiplié par le temps de concentration du bassin, exprimé en jours.

### Définition des caractéristiques physiographiques

Les données physiographiques introduites sur chaque maille de la surface concernent :

- l'altitude minimale du réseau de drainage, utilisée ultérieurement pour le calcul des temps de transfert ;
- la nature des sols présents sur chaque maille, exprimée en fraction de superficie occupée par chaque catégorie de sol ; la distinction en catégories reposant sur la manière dont doit être effectué le bilan hydrique, qui influe sur le choix des fonctions productions.

#### 2.1.2 Calcul du bilan hydrique - programme MODSUR

Le calcul du bilan hydrique, effectué au moyen des fonctions production, a pour objectif la répartition de la lame d'eau disponible au sol entre le ruissellement, l'évapotranspiration, l'infiltration et la quantité stockée dans le sol. Ce calcul est mené suivant le pas de temps des données des précipitations, pour chacun des postes pluviométriques définissant une zone météorologique et pour chacune des catégories de sol introduite avec la structure.

#### Les zones météorologiques

Selon les disponibilités en données de précipitation, chaque maille de la surface est affectée à un poste pluviométrique définissant ainsi un certain nombre de zones météoro-

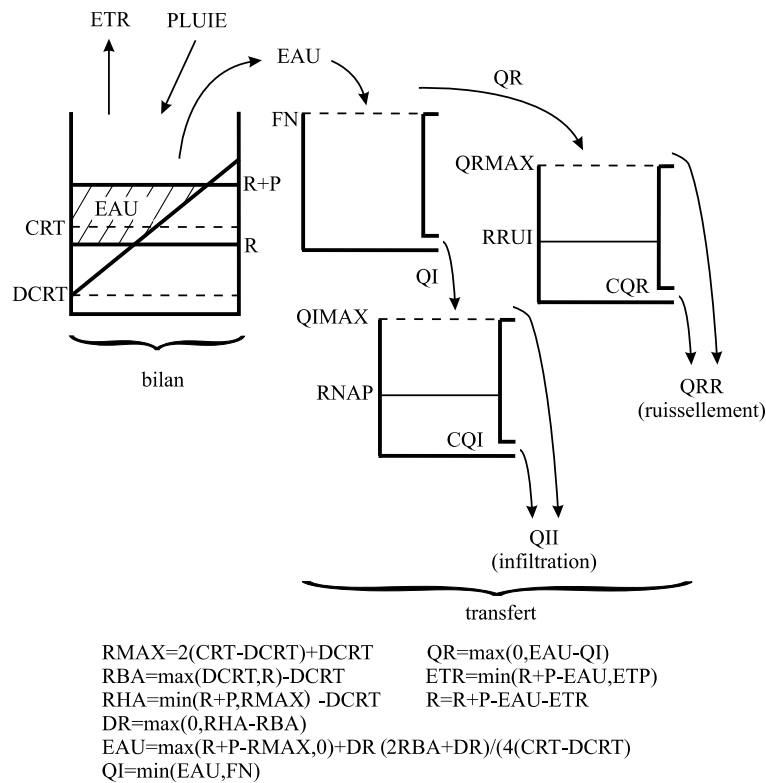


FIG. 2.3 – Schématisation d'une fonction production

logiques caractérisées par une lame d'eau disponible au sol à chaque pas de temps. Dans notre étude, les zones météorologiques sont définies sur des mailles régulières de 8 km de côté suivant la méthode SAFRAN utilisée par Météo-France (cf. section 7.4.1). Selon l'étendue du domaine, il peut être également nécessaire de moduler la définition de ces zones en fonction de la variabilité des forçages climatiques.

### Les fonctions-productions

Chaque fonction production, correspondant à une catégorie de sol, fonctionne selon un mécanisme adapté par l'utilisateur à la nature du problème. Il est fait appel à des modèles paramétriques simples de type modèle à réservoirs, car les mécanismes physiques régissant le bilan hydrique sont tellement complexes que leurs prises en compte à l'échelle du domaine d'étude par un modèle phénoménologique conduirait à une trop grande lourdeur d'application. Bien que paramétrique, il convient de noter que l'approche globale par fonction production est une approche robuste en ce sens que, la transposition pure et simple des valeurs des paramètres d'une application à une autre conduit à une première évaluation satisfaisante du bilan hydrique.

La figure 2.3 illustre le principe de fonctionnement d'une fonction production de type standard proposé par le modèle couplé.

Le bilan hydrique est effectué dans le réservoir de bilan à chaque pas de temps en fonction de la lame d'eau précipitée  $P$ , de l'évapotranspiration potentielle  $ETP$  et de

l'état du stock en eau  $R$  du réservoir. La quantité EAU disponible pour l'écoulement est alors déterminée par deux paramètres DCRT et CRT représentant les niveaux minimal et moyen du réservoir sol. Le premier réservoir de transfert a ensuite pour tâche de répartir l'eau disponible en une lame ruisselée QR et une lame infiltrée QI en fonction d'un seuil d'infiltration FN. Deux autres réservoirs de transfert apportent éventuellement un retard à ces quantités, selon un mécanisme de vidange exponentielle avant de les introduire dans le système hydrologique.

### Transfert des lames ruisselées

Le transfert des lames ruisselées au niveau des sous-bassins de calcul est effectué par isochronisme. Chaque sous-bassin est divisé en un nombre de zones isochrones égal au nombre de pas de temps maximum nécessaire pour rejoindre la maille rivière depuis une maille de ce sous-bassin.

La lame ruisselée  $QR_i(t)$  arrivant au pas de temps  $t$  au niveau de la maille rivière  $i$  est calculée d'après la formule suivante :

$$QR_i(t) = \sum_{k=0}^{K-1} \left( \sum_{j=1}^{Nk} qr_j(t - kdt) \right)$$

où  $K$  est le nombre de zones isochrones,  $Nk$  le nombre de mailles de la zone isochrone  $k$ ,  $qr_j(t - kdt)$  la lame ruisselée déduite du calcul du bilan hydrique, au niveau de maille  $j$  au temps  $t - kdt$ .

Remarquons qu'à ce niveau le transfert de l'eau est effectué globalement jusqu'à la maille rivière exutoire du sous-bassin de calcul, ce qui implique que le débit ne peut être calculé qu'à cet exutoire, à l'exclusion de tout autre point intermédiaire. De plus, l'eau ruisselant en un point du sous-bassin ne peut s'infiltrer en aval le long de son trajet jusqu'à une maille rivière. Ce cas a déjà été pris en compte au niveau des fonctions production et sera repris lors de l'écoulement en rivière.

### 2.1.3 Le transfert dans la zone non-saturée - programme NONSAT

La quantité d'eau mise en circulation dans le système ayant été déterminée au moyen des fonctions production traduisant le comportement du sol superficiel, la zone non-saturée profonde est susceptible de moduler l'infiltration, selon la profondeur de la première nappe souterraine et selon les caractéristiques hydrodynamiques du milieu qui la constitue.

Etant donné qu'il est difficile sinon impossible de recueillir des informations à l'échelle régionale sur la répartition verticale de la perméabilité de la zone non-saturée, il est proposé d'opérer à une modélisation de nature paramétrique mise en œuvre sur des zones homogènes définies à partir des mailles de la surface.

Des études portant sur la relation à l'échelle régionale (Besbes 1978) entre l'infiltration dans le sol et l'alimentation des nappes ont montré que la fonction de transfert dans la

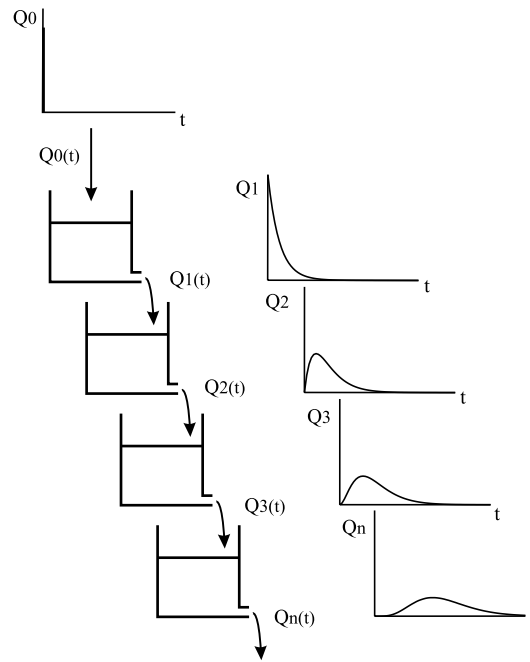


FIG. 2.4 – Principe du modèle Nash

zone non-saturée pouvait être assimilée au modèle à réservoirs en cascade de Nash (figure 2.4).

Ce modèle dépend de deux paramètres : le nombre  $N$  de réservoirs reflétant l'épaisseur de la zone non-saturée, en supposant  $N$  couches horizontales homogènes, et la constante de temps de vidange des réservoirs caractérisant la vitesse de percolation verticale de l'eau. Ces paramètres doivent être précisés par ajustement du modèle, notamment au moyen des historiques piézométriques.

Le débit à l'instant  $t$  à la sortie du Nième réservoir résultant d'une recharge d'amplitude  $\Delta QI$  appliqué au premier réservoir à l'instant  $t'$  (inférieur à  $t$ ) s'exprime par la formule :

$$Q_N(t) = \frac{\Delta QI(t')}{\tau \times (N-1)!} \times e^{-(t-t')/\tau} \times \left(\frac{t-t'}{\tau}\right)^{N-1}$$

En sortie de NONSAT, nous disposons des lames ruisselées parvenant au mailles-rivières, calculées à l'étape précédente par MODSUR, et des lames infiltrées parvenant à la nappe, après prise en compte du retard lors du transfert dans la zone non-saturée.

#### 2.1.4 Les transferts conjoints superficiels et souterrains - programme MODCOU

##### Le transfert souterrain

Ce transfert est basé sur l'intégration numérique de l'équation de diffusivité régissant les écoulements en milieu poreux. La schématisation multicouche adoptée distingue

des niveaux dits aquifères, sub-horizontaux, sièges d'écoulements en nappe, séparés par des niveaux dits semi-perméables, où les circulations sont faibles mais toutefois capables d'assurer des transferts notables entre les aquifères à l'échelle régionale. Le modèle de transfert souterrain considère que les écoulements sont bidimensionnels dans les aquifères et monodimensionnels subverticaux dans les semi-perméables d'après l'équation de diffusivité.

$$\text{div}(\overline{\overline{T}} \overrightarrow{\text{grad}h}) = S \frac{\partial h}{\partial t} + q + q_{sup} + q_{inf}$$

avec :

$h$  : charge hydraulique

$\overline{\overline{T}}$  : tenseur de transmissivité

$S$  : coefficient d'emmagasinement

$q$  : débit prélevé ou injecté par unité de surface

$q_{sup}$  et  $q_{inf}$  : débits échangés à travers les semi-perméables supérieurs et inférieurs.

$$q_{sup} = \frac{K_{sup}}{l_{sup}}(h - h_{sup})$$

et

$$q_{inf} = \frac{K_{inf}}{l_{inf}}(h - h_{inf})$$

où  $K$  et  $l$  sont la perméabilité verticale et l'épaisseur du semi-perméable considéré.

Les équations de diffusivités sont résolues numériquement suivant la méthode des différences finies. La discrétisation des équations a pour objectif de remplacer le problème de la recherche d'une fonction continue charge hydraulique  $h(x,y,t)$  par celui de la recherche d'un nombre fini de fonctions du temps  $H_i$  représentant la valeur moyenne de la charge sur chacune des mailles. L'application de la méthode des différences finies conduit à l'équation suivante, valable pour chaque maille  $i$  :

$$\sum_{j=1}^{nvois} T_{ij}(H_i(t') - H_j(t')) = a_i^2 S_i \frac{H_i(t + \Delta t) - H_i(t)}{\Delta t} + q_i(t')$$

avec  $a_i$  la surface de la maille  $i$ ,  $S_i$  le coefficient d'emmagasinement de la maille  $i$ ,  $nvois$  le nombre de mailles  $j$  en relation avec la maille  $i$  et  $T_{ij}$  la transmissivité de passage définie par la moyenne harmonique des transmissivités des mailles  $i$  et  $j$ .

Si la maille  $i$  est en relation avec une rivière, il s'ajoute le terme  $Tp_i(H_i(t') - H_0)$  au membre droit de cette équation.  $Tp$  est un coefficient de transfert nappe-rivière qui reflète l'état de colmatage du lit de la rivière.  $H_0$  est la cote de la rivière.

Le calcul de la charge hydraulique à  $(t + \Delta t)$  est fait de manière explicite ( $t' = t$ ) ou implicite ( $t' = t + \Delta t$ ) en fonction du rapport entre le pas de temps de calcul  $\Delta t$  et le pas de temps critique  $\Delta tc$ , qui caractérise la rapidité de réponse de la nappe, défini par :

$$\Delta tc = \min_{i \rightarrow n} \left( \frac{a_i^2 S_i}{\sum_{j=1}^{nvois} (T_{ij} + Tp_i)} \right)$$

Si  $\Delta t > \Delta tc$ , l'approximation explicite devient instable (de Marsily 1994a), on utilise alors l'approximation implicite.

A chaque pas de temps, la résolution de ces équations fournit la charge hydraulique en tout point du domaine souterrain.

### Le transfert dans le réseau hydrographique principal

Le transfert en rivière achemine l'eau produite par ruissellement à l'exutoire des sous-bassins de calcul vers les exutoires des différents bassins en tenant compte des échanges nappes-rivières. L'algorithme de transfert considère le réseau hydrographique comme une arborescence de réservoirs, ou de biefs, se vidant les uns dans les autres de l'amont vers l'aval suivant une loi de tarissement exponentielle.

Les biefs sont établis par regroupement des mailles-rivières offrant à l'eau la même durée de trajet jusqu'à l'exutoire, une fois effectué le choix d'un pas de temps pour le calcul, qui peut être différent du pas de temps des précipitations. Le transfert porte sur le stock en eau total d'un bief et sur le stock individuel de chaque maille-rivière, il en résulte, qu'une fois le transfert réalisé, le volume dans chaque bief doit être à nouveau réparti dans les mailles le constituant en vue de l'évaluation des échanges nappes-rivières.

Le volume à l'aval d'une succession de bief se déduit de la formule :

$$V_b(t + \delta t) = (1 - xkb_b) \times (V_b(t) + Qr_b(t) + Qnap_b(t)) + \sum_{j=1}^{j=Nb} xkb_j \times (V_j(t) + Qr_j(t) + Qnap_j(t))$$

c'est-à-dire : (volume du bief b après vidange) + (somme des vidanges des Nb biefs situés en amont de b).

où :

$V_j(t)$  : volume d'eau stocké dans le bief j à la date t,

$Qr_j(t)$  : volume ruisselé parvenant au bief j entre t e t+dt ; c'est la somme des lames ruisselées parvenant aux n mailles rivières constituant le bief.

$xkb_j$  : coefficient de vidange du bief j,

$Qnap_j(t)$  : volume échangé avec le domaine souterrain au niveau du bief j entre t et t+dt ; c'est la somme des volumes échangés au niveau des n mailles-rivières constituant le bief.

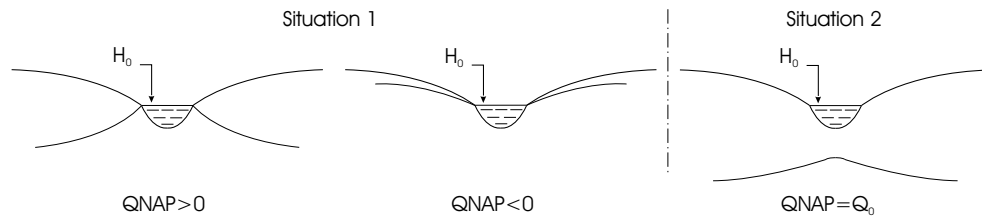


FIG. 2.5 – Relations nappes-rivières

A l'opposé du cas de ruissellement pur, le débit peut être simulé en n'importe quel point du réseau hydrographique principal, permettant par exemple la comparaison avec les données de différentes stations hydrométriques.

### La relation nappe-rivière

Cette relation règle au niveau du réseau hydrographique principal la liaison entre le transfert souterrain et le transfert superficiel. Le couplage est effectué à chaque pas de temps entre une maille-rivière et les mailles des couches souterraines qui lui correspondent verticalement. Selon l'état hydraulique du système, deux situations sont possibles (figure 2.5).

Situation 1 : La rivière et la nappe sont connectés hydrauliquement, la rivière impose son niveau à la nappe moyennant une certaine perte de charge à travers son lit. Le sens de circulation de l'eau peut éventuellement varier dans le temps. Le débit est toujours égal à :

$$Q_{nap} = Tp(H - H_0)$$

Situation 2 : La rivière et la nappe sont connectées par la présence d'une zone non-saturée. Le modèle considère dans ce cas que le transfert s'effectue dans le sens rivière-nappe avec une valeur donné  $Q_0$  de débit.

$$Q_{nap} = Q_0$$

Remarquons que les variations annuelles de régime hydraulique peuvent provoquer des changements de situation de relation nappe-rivière ; il est de plus nécessaire de tenir compte, pour le calcul de l'infiltration, de la quantité d'eau disponible en rivière. La combinaison de ces différents mécanismes aboutit à une formulation non-linéaire de cette relation.

$$Q_{nap} = \min \begin{cases} Tp(H - H_0) \\ Q_0 \\ Q_{dis} \end{cases} \quad \begin{array}{l} \text{débit limite infiltrable} \\ \text{débit moyen disponible dans la maille rivière} \end{array}$$



Notons par ailleurs que, dans la suite du document, le modèle que nous venons de présenter sera nommé indifféremment Modèle Hydrologique Couplé ou, plus simplement MODCOU.

## 2.2 Principe et fonctionnement du modèle de transfert souterrain NEWSAM

Le modèle NEWSAM a été conçu et mis au point au Centre d'Informatique Géologique de l'École des Mines de Paris pour simuler numériquement, par la méthode des différences finies, les transports d'eau et de masse dans les aquifères multicouches à l'échelle régionale (Ledoux 1975; Levassor et Ledoux 1996). Ce modèle assure la fonction de transfert des nitrates dans le modèle intégré.

### 2.2.1 Description générale du programme

Ce programme est subdivisé en deux modules : (i) le module GEOSAM permet la caractérisation du domaine à modéliser et la mise en œuvre de la structure du modèle. Il concerne, verticalement, la division du système aquifère en une ou plusieurs couches et, horizontalement, le maillage de chacune des couches. Rappelons que le modèle utilise des mailles carrées emboîtées de dimensions variables dans l'espace, comme le " modèle couplé ". (ii) le module NEWSAM assure l'introduction des paramètres régissant les phénomènes pris en compte par le modèle et l'exécution des calculs proprement dits sur la structure définies dans le module précédent. Les calculs sont conduits en intégrant, par la méthode des différences finies, les équations aux dérivées partielles caractérisant l'écoulement de l'eau (équation de diffusivité) et le transport de masse en solution (équation de dispersion réduite au terme de convection). Ces équations sont bidimensionnelles à l'intérieur d'une couche et couplées par des équations verticalement monodimensionnelles décrivant la drainance à travers les couches semi-perméables, ce qui donne une description quasi tridimensionnelle du système aquifère.

### 2.2.2 Les équations

#### Transfert de l'eau

Le transfert de l'eau dans un système aquifère multicouche est basé sur la résolution de l'équation de diffusivité définie à la section 2.1.4 page 22.

Le système d'équation est d'abord discrétisé par la méthode des différences finies et ensuite résolu par une méthode itérative ou directe.

#### Transfert de masse

L'approche la plus usuelle pour représenter le transport d'un soluté conservatif en milieu poreux est basée sur un modèle hydrodispersif qui considère un transfert convectif et dispersif.

Les développements théoriques (Bear 1972) ont abouti à une formulation du type de la loi de Fick pour la quantification de ce phénomène. Ainsi, l'équation classique du transport d'un soluté conservatif en milieu poreux saturé s'écrit :

$$\operatorname{div}(\bar{\bar{D}} \overrightarrow{\operatorname{grad}} C - C \vec{V}) = \omega \frac{\partial C}{\partial t} + Q$$

avec

$C$  : concentration en soluté

$\vec{V}$  : vitesse de Darcy

$\omega$  : porosité cinématique

$\bar{\bar{D}}$  : tenseur de dispersion, pouvant être lié au tenseur de dispersivité  $\alpha$  par  $\bar{\bar{D}} = \omega d + \bar{\alpha} |V|$ ,  $d$  étant le coefficient de diffusivité moléculaire en milieu poreux.

$Q$  : terme source rendant compte des phénomènes physiques, géochimiques et radiologiques affectant les éléments transportés.

Si cette approche hydrodispersive semble bien adaptée à l'interprétation des expériences en colonne au laboratoire et, à un moindre degré, à celle des essais de traçage à l'échelle locale, elle souffre cependant de difficultés quant à son application à l'échelle régionale. On observe en effet que la valeur de la dispersivité, paramètre considéré habituellement comme intrinsèque du milieu, augmente avec la distance (ou le temps) de parcours (Lalleman-Barres et Peaudecerf 1978). Ainsi les valeurs de ces paramètres avec les essais de traçage in situ sont de quelques ordres de grandeurs supérieurs à celles obtenues avec les expériences en colonne au laboratoire. Les études théoriques basées sur l'analyse stochastique indiquent que le phénomène de dispersion peut très bien ne pas obéir à la loi de Fick et que selon les conditions d'hétérogénéité du milieu, il peut exister ou non un régime asymptotique de dispersion caractérisé par une valeur limite de la dispersivité. Cependant, même dans le cas où ce régime asymptotique existe, la distance de parcours acquise atteint plusieurs centaines de mètres (Matheron et de Marsily 1980), une distance sur laquelle on ne dispose presque jamais de résultats expérimentaux.

Ainsi, pour un écoulement bidimensionnel Ox, Oy, en négligeant les phénomènes de dispersion et en respectant la loi de conservation de la matière au cours du transport, NEWSAM résout l'équation suivante :

$$\frac{\partial}{\partial x}(-\vec{V}_x C) + \frac{\partial}{\partial y}(-\vec{V}_y C) = \omega_c \frac{\partial C}{\partial t}$$

Cette équation fait intervenir des flux d'eau entre couches et aux limites qui ont été préalablement déterminés par résolution de l'équation d'écoulement. L'équation de transfert est résolue par une méthode numérique en différences finies selon le même principe que pour l'écoulement (Levassor et Ledoux 1996).

Notons par ailleurs que la méthode de calcul n'est pas à l'abri de dispersion numérique. Cependant, nous ne chercherons pas à mesurer cet artéfact dans la mesure où l'on traite une pollution diffuse. En effet, on ne s'intéresse pas, dans notre cas, à la description de la

progression des fronts de pollution, mais à l’envahissement de grandes masses d’eau par les nitrates.

## 2.3 Principes et fonctionnement du modèle agronomique STICS

### 2.3.1 Description générale du modèle

STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle agronomique destiné à simuler, au pas de temps journalier, le comportement du système sol-plante au cours d’une ou plusieurs années successives (Brisson et al. 1998). La limite supérieure du système est l’atmosphère, caractérisée par plusieurs variables climatiques (radiation solaire, température minimum et maximum, précipitation, évapotranspiration potentielle). La limite inférieure correspond à la profondeur maximale accessible au système racinaire, fonction du type de sol et de la nature de la plante cultivée.

La culture est globalement appréhendée par sa surface d’interception de la lumière (indice de surface foliaire), sa biomasse (stock de carbone) et sa capacité de prélèvement d’azote (stock d’azote). Ainsi, les organes végétatifs (feuilles, ramifications ou talles) ne sont pas individualisés. Les interactions sol-plante sont assurées par les racines.

La croissance de la culture est pilotée, de façon classique, par le bilan de carbone : interception du rayonnement solaire par le feuillage, puis transformation en biomasse qui est orientée vers les organes de récolte pendant la phase finale du cycle. Le bilan azoté de la culture est simulé parallèlement au bilan de carbone, dont il dépend en partie.

Une attention particulière est portée sur l’effet des techniques culturales sur le fonctionnement du système sol-culture-climat. L’effet des apports d’amendements organiques de natures diverses (fumiers, lisiers, composts ...) sur le bilan humique et la minéralisation d’azote par les sols est donc pris en compte, ainsi que le processus de volatilisation d’ammoniac par le sol. La paramétrisation de ces processus reste cependant à compléter. Enfin la variabilité du processus de dénitrification dans les sols n’est pas simulée dans la version actuelle (version 4).

La mise en œuvre du modèle requiert quatre sources de données (figure 2.6) :

- données climatiques : il s’agit de la température minimale, maximale, de la pluviométrie, de l’évapotranspiration potentielle (ETP) et du rayonnement global, au pas de temps journalier ;
- données “sol” : le sol est décrit comme une succession de couches horizontales caractérisées par des propriétés physiques (épaisseurs, masse volumique, teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, teneur en cailloux). La couche de surface, où se concentre l’activité biologique) est caractérisée plus précisément par des paramètres physico-chimiques (teneurs en argile, en calcaire, en azote organique, albédo etc.) ;
- paramètres “culture” : il s’agit des paramètres relatifs aux différents processus simulés (germination, levée, développement etc.) incluant la prise en compte de l’effet des stress hydrique, thermique et azoté sur le fonctionnement de la plante ;
- données “techniques culturales” : elles déterminent les modalités et les dates des interventions culturales (semis, irrigation, apports d’engrais azotés, apports d’amen-

dements organiques, récolte, travail du sol, incorporation des résidus de culture etc.).

A ces données d'entrées, s'ajoutent celles concernant les variables d'initialisation (dates de début et fin de simulation ; humidité et quantité d'azote minéral initiales des couches de sol) et des paramètres généraux (paramètres communs à toutes les simulations tels que, par exemple, ZESX : profondeur maximale du sol affectée par l'évaporation).

Les données de sorties de STICS concernent des grandeurs agronomiques (biomasse végétale, rendement en produit récolté, teneur en protéines des grains, bilan azoté de la culture ...) et des grandeurs environnementales (flux d'eau et de nitrate sortant de la zone racinaire). Il a été conçu et mis au point avec ce double objectif (agronomique et environnemental). En cela, il correspond parfaitement aux objectifs de l'étude.

Bien que le formalisme adopté par STICS soit commun à de nombreux modèles (DAISY, EPIC, CERES (Scomberg et Cabrera 2001) etc.), son originalité réside dans :

- sa robustesse : l'utilisation du modèle pour des systèmes de cultures différents des systèmes originels ne génère pas de biais important ;
- son caractère générique : l'adaptation à divers types de plantes est facilité par la description générique du développement et de la croissance de la plante ;
- sa structure modulaire : le modèle est divisé en fonction des processus se déroulant dans le système sol-plante, ce qui facilite l'évolution du programme et son adaptation à des situations particulières.

Les paramètres "plantes" proviennent soit d'études antérieures (blé, maïs, prairie, soja etc.), soit ont été mis au point spécialement dans le cadre de ce travail. Les nouvelles plantes paramétrées sont le colza, le tournesol, la moutarde (culture intermédiaire), le pois protéagineux, l'orge. D'autres cultures ont fait l'objet d'un paramétrage sommaire qui restera à affiner : il s'agit de la pomme de terre, de la betterave, de la vigne et de la luzerne.

STICS est articulé en sept modules (figure 2.6). Un premier ensemble de trois modules traite de l'écophysiologie des parties aériennes des plantes (développement, croissance aérienne, élaboration du rendement). Un second ensemble de trois modules traite du fonctionnement du sol en interaction avec les parties souterraines des plantes (croissance racinaire, bilan hydrique, bilan azoté). A l'interface se trouve un module de gestion des interactions entre les techniques culturales et le système sol-culture, qu'il s'agisse des apports d'eau, d'engrais ou de l'environnement climatique de la culture.

Le développement des paragraphes suivant est basé sur (Brisson et al. 1998) et (Schnebelen 2000) et concerne les processus simulés par STICS.

## 2.3.2 Principaux processus modélisés

### Développement de la plante

Le développement de la plante est simulé par 8 stades phénologiques <sup>1</sup>, définis au pas de temps journalier, pour simuler l'indice foliaire (stades végétatifs) et le remplissage des grains (stades reproducteurs), repérés par des dates d'événements sur la figure 2.7.

<sup>1</sup>développement en relation avec les saisons climatiques

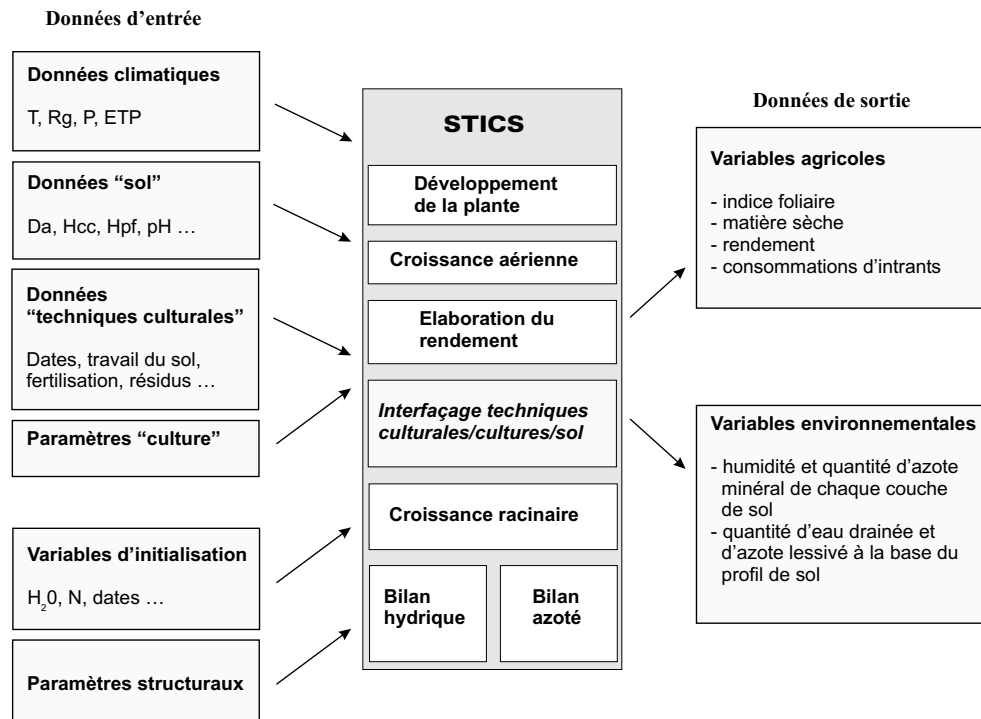


FIG. 2.6 – Organisation générale du modèle agronomique STICS

On remarque que ces stades ne correspondent pas aux stades organogénétiques classiques mais plutôt à des changements de stratégie trophique (remplissage des grains) ou morphologique (LAI) de la plante. Ceci permet de conserver le caractère générique du modèle en permettant son adaptation à différentes cultures.

La description de la phase semis-levée (IPLT-ILEV) est faite uniquement en terme de durée. La levée détermine ensuite le début de la croissance de l'indice foliaire. La germination est réalisée lorsque la somme des degrés-jours à la profondeur du semis atteint un seuil donné, avec une condition sur l'état de sécheresse du sol. La vitesse de croissance des coléoptiles<sup>2</sup> dépend de la température dans le lit de semence. La levée est réalisée quand l'élongation du coléoptile est supérieure à la profondeur de semis. Les défauts de germination et la mort des plantules ne sont pas pris en compte. Par conséquent, la densité de plantes introduite comme paramètre d'entrée correspond à une densité de plantes levées.

Entre la levée et la maturité physiologique (ILEV-IMAT), les durées séparant les stades successifs sont constantes, propres à l'espèce et à la variété, et sont fixés dans le fichier "plante". Selon l'espèce, pendant la phase levée-début remplissage des grains (ILEV-IDRP), les durées peuvent être exprimées en unités de développement :

- thermiques : somme de degrés-jours (cas du maïs) ;
- photo-thermiques : somme de degrés-jours × frein photopériodique (cas du blé de printemps, du soja) ;

<sup>2</sup> gaine entourant le sommet de la tige des très jeunes graminacées

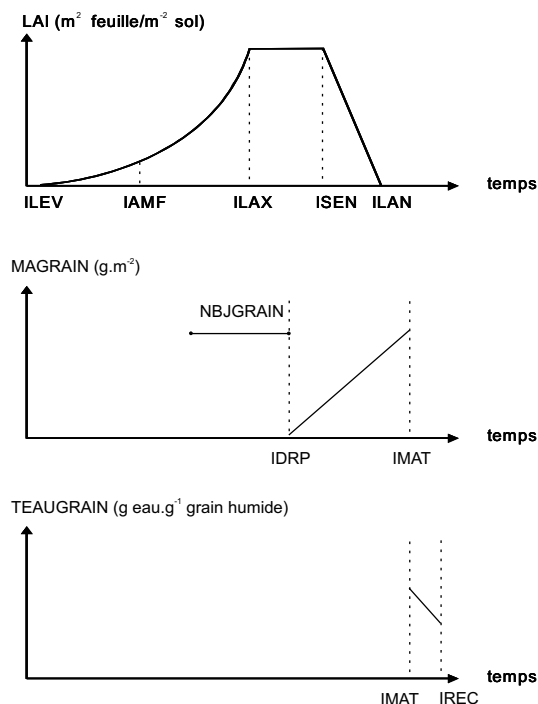


FIG. 2.7 – Schématisation des relations entre les stades de développement et l'évolution de l'indice foliaire, la croissance du grain et la maturation du grain

- somme de degrés-jours  $\times$  frein photopériodique  $\times$  frein vernalisation <sup>3</sup> (cas du blé d'hiver)

NBJGRAIN correspond à la période de latence pour la mise en place du nombre de grains. Après le début du remplissage des grains (IDRP), les unités de développement sont uniquement thermiques. La récolte s'effectue lorsque le grain est suffisamment sec ; son dessèchement dépend de la température subie depuis la maturation physiologique.

La modélisation du développement de la culture en fonction des unités thermiques fixe la chronologie de la culture, qui va déterminer les phases d'évolution de l'indice foliaire et du rendement.

### Croissance aérienne

Le rôle principal de l'indice foliaire dans le modèle est l'interception du rayonnement solaire qui sera transformée en biomasse aérienne par photosynthèse. Cependant, la croissance aérienne peut être restreinte par un stress hydrique ou une carence azotée de la culture.

Le rayonnement intercepté par la culture (RAINT) suit une loi de Beer (figure 2.8) :

$$RAINT = 0.95 \times 0.48 \times TRG \times [1 - \exp(-EXTIN \times LAI)]$$

<sup>3</sup>action du froid entraînant certains changements physiologiques chez les plantes cultivées (repos végétatif par exemple)

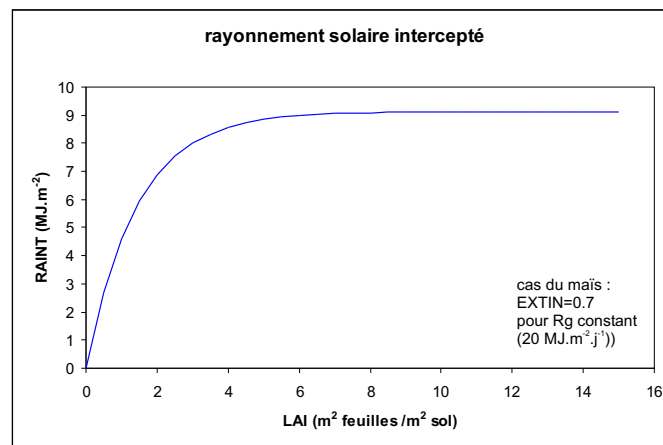


FIG. 2.8 – Interception du rayonnement solaire (RAIN) par la plante en fonction de son indice foliaire (LAI)

avec

*RAIN* : rayonnement photosynthétiquement actif intercepté par le couvert ( $\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ )

*TRG* : rayonnement global ( $\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ )

*EXTIN* : coefficient d'extinction du rayonnement dans le couvert végétal (SD)

*LAI* : indice foliaire ( $\text{m}^2 \text{ feuilles.m}^{-2} \text{ sol}$ )

L'accumulation de biomasse (*DLTAMS*) répond au rayonnement intercepté (*RAIN*) selon une loi parabolique (équation 2.1) qui fait intervenir une efficacité d'utilisation maximale du rayonnement (*EBMAX*) propre à chaque espèce. Cette efficacité peut être différente pendant les phases juvéniles, végétatives et reproductives. L'accumulation de biomasse aérienne est aussi fonction de la température de la culture selon une courbe notée  $f(\text{TCULT})$  qui met en jeu la température minimale (*TCMIN*), maximale (*TCMAX*) et optimale (*TCOPT*) de croissance, spécifique à la plante.

On remarque également que l'accumulation de la biomasse est susceptible d'être réduite par le biais de deux indices de stress, hydrique (*SWFAC*) et azoté (*INNS*).

$$DLTAMS = (EBMAX \times RAIN - 0.0815 \times RAIN^2) \times f(\text{TCULT}) \times SWFAC \times INNS \quad (2.1)$$

avec

*DLTAMS* : vitesse de croissance de la plante ( $\text{t.ha}^{-1}.\text{j}^{-1}$ )

*EBMAX* : efficacité de conversion maximale du rayonnement ( $\text{t.ha}^{-1}.\text{MJ}^{-1}.\text{m}^{-2}$ )

*RAIN* : rayonnement photosynthétiquement actif intercepté par le couvert ( $\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ )

*TCULT* : température du couvert en moyenne journalière ( $^{\circ}\text{C}$ )

*SWFAC* : indice de stress stomatique (entre 0 et 1)

*INNS* : indice de stress azoté (entre 0 et 1)

La sénescence de la matière sèche est prise en compte. Le principe repose sur la notion de durée de vie des organes. La proportion de biomasse qui disparaît au bout de cette durée est également une caractéristique de la plante.

### Elaboration du rendement

Le rendement de la culture est calculé à partir du nombre de grains (NBGRAINS), de leur masse (MAGRAIN) et de leur teneur en azote (QNGRAIN).

Pour le cas d'une culture à croissance déterminée, le remplissage des grains n'a pas d'influence sur la croissance végétative, il est déterminé par les conditions de croissance et d'alimentation en azote de la plante.

Le nombre maximal de grains est atteint à la fin du stade début de remplissage du grain. Le nombre de grains dépend de la vitesse de croissance aérienne de la plante, avant floraison, par le biais d'une relation linéaire dont les coefficients sont fixés dans le fichier "plante".

La matière sèche et l'azote accumulés dans les grains pendant la période de remplissage sont proportionnels à la matière sèche et à la teneur en azote de l'ensemble des organes végétatifs aériens. Les coefficients de proportionnalité, appelés "indices de récolte", varient cependant en fonction de la somme des températures entre le début du remplissage et la maturité.

Pour le cas d'une culture à croissance indéterminée, telle que la betterave à sucre, le remplissage des organes de récolte influe sur la croissance végétative; un module particulier calcule la croissance des fruits.

### Croissance racinaire

Dans STICS, la croissance des racines est supposée indépendante de la croissance aérienne. Leur rôle est d'absorber l'eau et les nitrates. Le profil racinaire efficace vis-à-vis de l'absorption est défini par l'avancement du front dans le profil et par une densité optimale.

#### Croissance du front d'enracinement

La vitesse de progression du front racinaire dépend de l'espèce, de l'état hydrique du sol et thermique du sol ou de la culture. Le front racinaire démarre à la profondeur de semis (PROFSEM) et s'arrête lorsqu'il atteint un obstacle ou, au plus tard, quand la culture atteint le stade d'arrêt physiologique (ILAX). Le front racinaire est également stoppé ou ralenti lorsque le sol est trop sec (teneur en eau  $\theta$  inférieure au point de flétrissement) ou trop humide ( $\theta$  à la saturation).

#### Croissance du front d'enracinement

La densité racinaire présente une forme sigmoïdale en fonction de la profondeur qui évolue avec le temps. A chaque profondeur atteinte par le front (ZRAC), correspond un profil de densité défini par trois paramètres de forme :

- ZLABOUR : profondeur sur laquelle la densité est considérée comme optimale;
- ZPENTE : profondeur à laquelle la densité efficace est réduite de moitié;



- ZPRLIM : profondeur maximale du profil racinaire dans un sol de profondeur illimitée.

Ces deux derniers paramètres sont spécifiques à la plante. La valeur retenue pour la densité optimale est de  $0,5 \text{ cm.cm}^{-3}$  de sol.

De cette façon, il est possible de représenter un système racinaire fasciculé ou pivotant.

## Bilan hydrique

Les variables utiles pour le calcul du bilan hydrique au sein du système sol-plante-atmosphère sont les précipitations, l'irrigation et l'évapotranspiration potentielle.

Les caractéristiques hydriques permanentes du sol sont considérées comme constantes par horizon de sol, celui-ci étant défini par 5 horizons au maximum.

### Evaporation du sol

L'évaporation du sol est calculée en 2 étapes : dans un premier temps, l'évaporation potentielle est calculée en fonction de l'énergie disponible au sol, à partir de l'ETP modulée par un effet "parasol" induit par la surface du feuillage, puis l'évaporation réelle est calculée en fonction de la disponibilité en eau. L'évaporation du sol est ensuite répartie au sein du profil de sol.

Ainsi l'évaporation potentielle du sol (EOS) est déduite de l'évaporation de référence par une loi de Beer :

$$EOS = TETP \times \exp[-(EXTIN - 0.2) \times LAI]$$

avec

*EOS* : flux d'évaporation maximale ( $\text{mm.j}^{-1}$ )

*TETP* : évapotranspiration de référence ( $\text{mm.j}^{-1}$ )

*EXTIN* : coefficient d'extinction du rayonnement sous le couvert végétal (SD)

*LAI* : indice foliaire ( $\text{m}^2 \text{ feuilles.m}^{-2} \text{ sol}$ )

L'évaporation réelle (ES) du sol est calculée en 2 étapes. A la suite d'une pluie, pendant la première étape, le sol est suffisamment humide pour permettre une évaporation au potentiel. Le passage de la première à la seconde étape s'opère quand le cumul d'évaporation journalière atteint la valeur  $Q_0$  qui est spécifique du type de sol. Les valeurs expérimentales de  $Q_0$  varient de 0 à 22 mm (Brisson et Perrier 1991). Pendant la seconde étape, l'évaporation est réduite, et cette réduction dépend du climat (vitesse du vent moyen) et des propriétés hydriques du sol (humidité à la capacité au champ et humidité résiduelle estimée à partir de la teneur en argile).

Le calcul de la répartition de l'évaporation dans le profil de sol est similaire au formalisme utilisé dans le modèle LIXIM (Mary et al. 1999) et s'effectue par couche élémentaire de sol de 1 cm d'épaisseur. L'évaporation ES, calculée précédemment, est supposée affecter les couches élémentaires de sol jusqu'à une profondeur maximale ZESX, fournie dans le fichier des paramètres structuraux. En dessous de cette profondeur, le sol ne contribue plus à l'évaporation.

La contribution de chaque couche élémentaire ( $ES_i$ ) décroît avec la profondeur ( $Z_i$ ), selon la fonction :

$$\frac{ES_i}{ES} = \left(1 - \frac{Z_i}{ZESX}\right)^{CFES} \times K_i \quad \text{avec } Z_i \leq ZESX$$

$ES$  : flux d'évaporation réelle du sol ( $\text{mm.j}^{-1}$ )

$ES_i$  : flux d'évaporation de chaque couche du sol ( $\text{mm.j}^{-1}$ )

$Z_i$  : profondeur de la couche (cm)

$ZESX$  : profondeur maximale d'évaporation (cm)

$CFES$  : coefficient de courbure

$K_i$  : "conductance évaporative"

La conductance évaporative étant définie par :

$$K_i = \frac{HUR - HA}{HUCC - HA}$$

avec

$HUR$  : humidité réelle de la couche  $i$  ( $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ )

$HA$  : humidité résiduelle de la couche  $i$  ( $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ )

$HUCC$  : humidité à la capacité au champ de la couche  $i$  ( $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ )

#### Transpiration potentielle des plantes

Ce calcul s'effectue en 2 étapes. Dans un premier temps, on calcule ce que serait l'évapotranspiration de la culture si le sol et la plante n'étaient pas limités en eau (EO). Cette évapotranspiration est une fonction de l'indice foliaire qui fait intervenir le coefficient cultural maximal de la culture,  $KMAX$ .

$$EO = TETP \times \left(1 + \frac{KMAX - 1}{1 + \exp(-1.5 \times LAI - 3)}\right)$$

avec

$EO$  : variable intermédiaire pour le calcul de l'évapotranspiration ( $\text{mm.j}^{-1}$ )

$TETP$  : évapotranspiration de référence ( $\text{mm.j}^{-1}$ )

$KMAX$  : coefficient cultural maximal de la culture (SD)

$LAI$  : indice foliaire ( $\text{m}^2$  feuilles. $\text{m}^{-2}$  sol)

Dans un deuxième temps, la transpiration maximale est calculée à partir de l'énergie disponible au niveau des plantes, estimée par la différence EO-EOS, mais aussi de l'état de l'atmosphère dans la végétation. Une relation empirique a été proposée par (Brisson et al. 1992) pour le calcul de la transpiration maximale de la culture (EOP) (équation 2.2) en supposant que les effets de micro-convection induits par la sécheresse du sol sous la végétation augmentent la demande au niveau des plantes. Cette relation conduit à

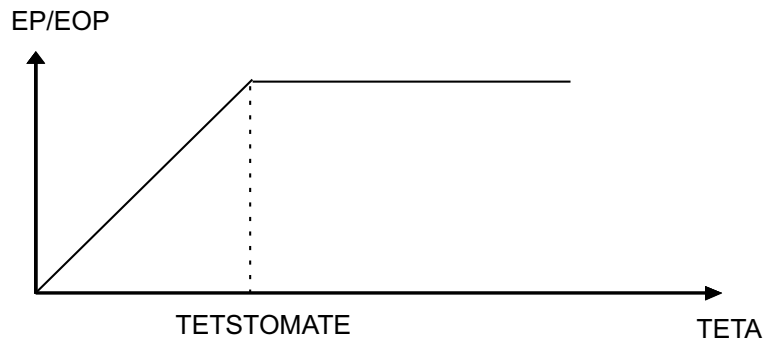


FIG. 2.9 – Relation entre la transpiration relative (EP/EOP) et la teneur en eau de la zone racinaire (TETA), d'après Brisson et al. (1998)

une augmentation de EOP de 40 % au maximum quand le sol est complètement sec. De plus, si l'eau est interceptée par le feuillage, l'évaporation de cette lame d'eau diminue les besoins en eau de la plante ; la valeur de EOP est alors réduite est fonction de la quantité d'eau retenue à la surface des feuilles.

$$EOP = (EO - EOS) \times \left(1.4 - 0.4 \times \frac{ES}{EOS}\right) \quad (2.2)$$

avec

EOP : flux de transpiration maximale (mm.j<sup>-1</sup>)

EO : variable intermédiaire pour le calcul de l'évapotranspiration (mm.j<sup>-1</sup>)

EOS : flux d'évaporation maximale du sol (mm.j<sup>-1</sup>)

ES : flux d'évaporation réelle du sol (mm.j<sup>-1</sup>)

### Transpiration réelle des plantes

Au pas de temps journalier, l'absorption racinaire est considérée comme étant égale à la transpiration foliaire. La transpiration relative, c'est-à-dire le rapport entre la transpiration réelle et la transpiration maximale (EP/EOP), est une fonction bilinéaire (figure 2.9) de la teneur en eau disponible dans la zone racinaire (TETA). La valeur minimale de TETA est 0 pour une teneur en eau du sol égale au point de flétrissement tandis que sa valeur maximale correspond à la différence entre la capacité au champ et le point de flétrissement. Le seuil (TETSTOMATE) de teneur en eau, séparant la phase de transpiration maximale de la phase de transpiration réduite dépend de la densité racinaire, du fonctionnement stomatique de la plante et de la demande climatique (Slabbers 1980).

Lorsque la demande climatique est supérieure à l'offre en eau au niveau du système racinaire, deux indices de stress sont calculés : un indice de stress de turgescence et un indice de stress stomatique qui est égal au rapport EP/EOP. Ces 2 indices sont destinés à réduire les principales fonctions de la plante : la croissance des feuilles et le rendement de conversion de l'énergie en biomasse.

Enfin, l'absorption d'eau EP est répartie dans la zone racinaire en fonction du profil de densité racinaire.

Par ailleurs, deux indices de stress hydrique sont susceptibles d'influencer le développement de la plante : il s'agit de l'indice TURFAC qui ralentit la croissance foliaire et de l'indice SWFAC qui affecte l'accumulation de la biomasse aérienne.

### Transfert de l'eau dans le sol

Le transfert de l'eau dans la microporosité du sol est calculé par couche élémentaire de 1 cm en utilisant une analogie de type réservoir. Les apports d'eau remplissent les couches en cascade sachant que la limite supérieure de chaque réservoir correspond à la capacité au champ de la couche. Les caractéristiques permanentes des couches élémentaires, ainsi que les teneurs en eau initiales, sont déduites de celles des cinq horizons descripteurs du sol : humidité au point de flétrissement, humidité à la capacité au champ et densité apparente de l'horizon.

Au pas de temps journalier, le calcul de l'écoulement en cascade intervient après la prise en compte des apports d'eau et le calcul de la répartition de l'évaporation du sol, et avant le prélèvement d'eau par la plante.

La quantité d'eau s'écoulant ainsi à la base de la dernière couche de sol constitue le drainage journalier.

En surface, le sol peut se dessécher jusqu'à l'humidité résiduelle en relation avec l'évaporation du sol. En profondeur, c'est plus rare car l'absorption d'eau par les plantes est limitée par l'humidité au point de flétrissement.

### Bilan azoté

Le bilan azoté prend en compte les formes d'azote suivantes :

- quatre formes organiques représentées par la matière organique humifiée, les résidus de cultures, les amendements organiques (lisiers, fumiers ...) et la biomasse microbienne;
- une forme minérale correspondant au nitrate (l'azote sous forme  $\text{NH}_4^+$  est négligé car on fait l'hypothèse que la nitrification est rapide).

Les composantes simulées sont la minéralisation de l'azote, son absorption par le système racinaire et les pertes par lessivage.

#### Minéralisation

La minéralisation nette d'azote du sol est la somme de deux composantes (figure 2.10) :

- la minéralisation de l'humus, résultant de la décomposition de la matière organique humifiée du sol. C'est un processus permanent, ayant toujours une valeur positive;
- la minéralisation des résidus, résultant de la décomposition des résidus de culture ou des amendements organiques apportés au sol, et la minéralisation de la biomasse microbienne qui s'est formée aux dépens de ces résidus. La minéralisation des résidus organiques de culture est un processus d'intensité variable, lié au rythme des apports organiques. Suite à l'incorporation de résidus, la minéralisation est en général d'abord négative (organisation de l'azote minéral du sol) puis positive (minéralisation de l'azote microbien, originaire soit du résidu soit du sol).

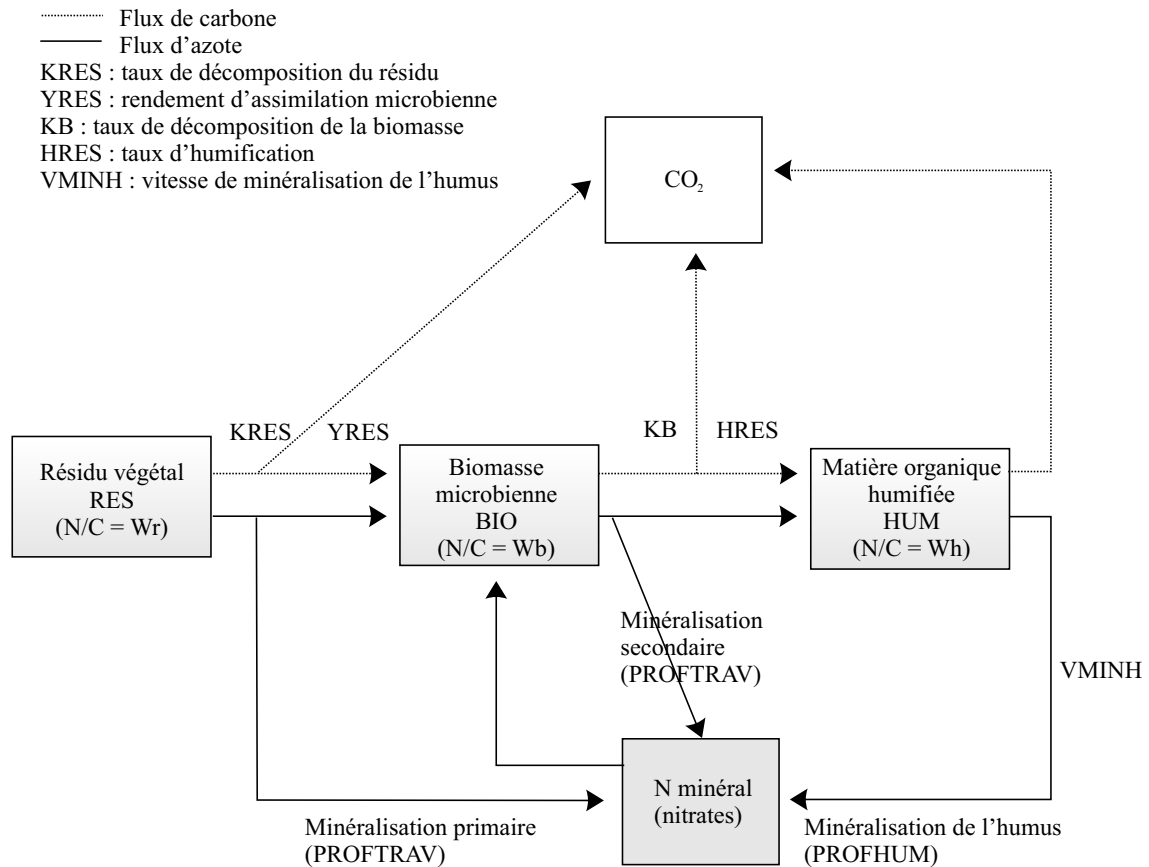


FIG. 2.10 – Schéma du cycle de l'azote dans STICS, d'après Schnebelen (2000) et Brisson et al. (1998)

*Minéralisation de l'humus*

La minéralisation de la matière organique humifiée se fait jusqu'à une profondeur de sol appelée PROFHUM, supérieure ou égale à la profondeur de labour.

La vitesse de minéralisation de chaque couche élémentaire de sol dépend des caractéristiques permanentes du sol (teneur en azote organique, taux d'argile et taux de calcaire) et des facteurs d'action de la température et de l'humidité régnant dans cette couche de sol. On a la relation :

$$V_{minH} = FTH \times FH \times (Kpot \times Nhum)$$

avec

$Q_{minH}$  : vitesse de minéralisation ( $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ );

$FTH$  : facteur d'influence de la température du sol sur la minéralisation;

$FH$  : facteur d'influence de l'humidité du sol sur la minéralisation;

$Kpot$  : taux potentiel de minéralisation ( $\text{j}^{-1}$ ); il est fonction de la nature du sol par l'intermédiaire des taux d'argile et de calcaire;

$Nhum$  : stock d'azote organique contenu sur la profondeur PROFHUM ( $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Le rapport N/C de la matière organique humifiée (noté Wh) est supposé égal à 0,105.

*Minéralisation des résidus organiques*

STICS simule la décomposition de divers résidus organiques par la biomasse microbienne et leur humification, et répartit ces résidus dans le profil de sol en fonction des opérations de travail du sol. Les flux de carbone et d'azote, qui se produisent au cours de la décomposition des différents compartiments organiques, sont schématisés par le modèle (figure 2.10). Ce modèle est défini par 7 paramètres : deux constantes de vitesse de décomposition (KRES, KB), deux paramètres de rendement (YRES, HRES) et trois rapports N/C (Wr, Wb, Wh). Ces paramètres sont, soit constants, soit calculés en fonction du rapport N/C du résidu organique. Le paramétrage obtenu est spécifique à chaque catégorie : résidus de cultures principales (végétaux mûrs), résidus de cultures intermédiaires (végétaux jeunes), fumiers, compost, boues, vinasses et autres. Le devenir de chaque catégorie de résidu est simulé séparément.

La décomposition des résidus, dans la couche de sol où ces résidus ont été incorporés (épaisseur PROFTRAV), donne lieu à une minéralisation (ou organisation) d'azote "primaire", et une croissance de la biomasse microbienne. Cette biomasse microbienne se décompose elle-même en produisant de l'humus et une minéralisation "secondaire". Pour un résidu de culture donné, les variations journalières des trois pools de carbone (RES, BIO et HUM) sont calculées dans chaque couche de sol (Z) et jusqu'à la profondeur PROFTRAV.

Le taux de décomposition (KRES) et le taux d'humification (HRES) dépendent de la qualité du résidu, qui est définie par le rapport N/C. Le rendement d'assimilation microbienne du carbone, YRES, et le taux de décomposition de la biomasse (KB) sont par contre indépendants du type de résidus. KRES et KB dépendent également des facteurs température et humidité du sol.

La vitesse de minéralisation d'azote associée à la décomposition du résidu,  $VMINR$ , se déduit des variations de stocks de carbone et des rapports N/C de ces 3 pools,  $Wr$ ,  $Wb$ ,  $Wh$  :

$$VMINR = - \sum [Wr \times \Delta CRES(Z) + Wb \times \Delta CBIO(Z) + Wh \times \Delta CHUM(Z)]$$

avec

$VMINR$  : vitesse de minéralisation du résidu par couche de sol ( $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )

$Wr$  : rapport N/C du résidu de culture (SD)

$\Delta CRES(Z)$  : variation journalière de la quantité de C du pool résidus dans la couche Z ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )

$Wb$  : rapport N/C de la biomasse microbienne (SD)

$\Delta CBIO(Z)$  : variation journalière de la quantité de C du pool biomasse microbienne dans la couche Z ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )

$Wh$  : rapport N/C de l'humus (SD)

$\Delta CHUM(Z)$  : variation journalière de la quantité de C du pool humus dans la couche Z ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )

Les valeurs  $Wr$  et  $Wh$  sont invariantes tandis que le rapport N/C de la biomasse microbienne,  $Wb$ , varie au cours du temps en fonction du rapport N/C des résidus qu'elle décompose.

Les opérations de travail du sol sont prises en compte à la date du jour du travail du sol. Leur effet est de mélanger les résidus organiques dans une couche de sol d'épaisseur différente. Par conséquent, les conditions hydriques et thermiques sont différentes, de même que la disponibilité en azote minéral.

Les entrées d'azote sous forme minérale comprennent l'azote des engrais de synthèse (urée, ammonium, nitrate) et l'azote (ammonium, nitrate) contenu dans les eaux de pluie et d'irrigation. Le taux d'efficacité des engrais azotés correspond à la fraction d'azote apporté qui reste disponible dans le sol sous forme minérale. La fraction complémentaire est supposée contribuer pour les 2/3 à la réorganisation microbienne, augmentant ainsi le pool d'humus, et pour 1/3 aux pertes gazeuses d'azote : volatilisation et dénitrification.

### Absorption

La description de l'absorption de l'azote repose sur un principe de confrontation de l'offre et de la demande en azote de la culture. Le flux d'absorption est égal au plus petit de ces deux termes.

La demande en azote, qui dépend de la culture, correspond à la limite supérieure d'absorption déterminée par les mécanismes de régulation de la plante lorsque l'offre en azote au contact des racines est non limitante. L'offre en azote du sol est égale à la somme des offres par couche élémentaire de 1 cm, sur l'ensemble du profil racinaire. Dans chaque couche, le flux potentiel d'absorption d'azote est décomposé en deux flux disposés en série :

- une composante correspond au transport des nitrates jusqu'aux sites d'absorption

racinaire par diffusion et convection ;

- l'autre composante représente l'absorption *sensu stricto* avec un contrôle biologique de la plante sur l'entrée du nitrate dans la racine. Cette composante dépend de la capacité intrinsèque d'absorption, de la densité racinaire et de la concentration en nitrate dans le milieu extérieur.

L'offre élémentaire de chaque couche correspond au minimum des flux de transport et d'absorption. Elle est ensuite cumulée sur l'ensemble du profil pour être comparée à la demande globale de la plante :

- si l'offre est inférieure à la demande, l'absorption est égale à l'offre. L'absorption d'azote dans chaque couche est égale à l'offre élémentaire ;
- si l'offre est supérieure à la demande, l'absorption est égale à la demande. L'absorption d'azote dans chaque couche est proportionnelle à l'offre élémentaire précédemment calculée.

En condition de stress azoté, le rapport de la concentration réelle en azote dans la plante à la concentration critique fournit une valeur bornée à 1, l'indice INNS, susceptible de réduire la croissance foliaire et l'accumulation de la biomasse végétale. Une valeur de 1 signifie que la satisfaction des besoins est réalisée, et une valeur proche de 0 indique un fort stress azoté.

### Transfert

Le transfert de l'azote nitrique dans le sol est simulé par un modèle fonctionnel de type réservoir. Ce type d'approche a été utilisé par Burns (1974), Burns (1976), et VanDerPloeg et al. (1995). La concentration en azote de la solution du sol est calculée pour chaque couche élémentaire :

$$CONC(Z) = \frac{AZO(Z)}{HUR(Z)}$$

avec

$CONC(Z)$  : concentration en azote de la solution du sol de la couche  $Z$  ( $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$ )

$AZO(Z)$  : quantité d'azote dans la couche  $Z$  ( $\text{kgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ )

$HUR(Z)$  : humidité volumique de la couche (mm)

L'eau qui s'écoule de la couche ( $Z$ ) vers la couche ( $Z+1$ ) apporte une certaine quantité de nitrate. Ce nitrate se mélange complètement avec l'eau contenue dans la couche ( $Z+1$ ). L'excès d'eau contenu dans cette couche (en excès par rapport à la capacité au champ) percole ensuite vers la couche ( $Z+2$ ) avec la nouvelle concentration. Le processus se répète jusqu'à la base du profil ou jusqu'à la couche dont l'humidité reste inférieure à la capacité au champ. L'épaisseur des couches (1 cm) a été choisie suffisamment petite pour obtenir une convergence dans le calcul du déplacement du nitrate, qui est analogue à une évolution chromatique. Elle correspond au double de la longueur de dispersion (Mary et al. 1999).

Les résultats de l'entraînement de l'azote minéral en dehors du profil de sol fournissent des densités de flux, exprimées en  $\text{kgN/ha}$ . Puisque cet azote est sous forme nitrique, le lessivage peut également être exprimé en  $\text{kgN-NO}_3/\text{ha}$ .



### 2.3.3 Conclusion

En résumé, STICS est un modèle dynamique fonctionnel de complexité intermédiaire entre des modèles mécanistes de la plante ou du sol et des modèles statiques simplifiés de bilan d'azote. Les premiers sont pour l'instant essentiellement des modèles à vocation de recherche, assez lourds à mettre en œuvre et à paramétrer. Les seconds peuvent suffire pour expliquer les grandes tendances de l'évolution observée depuis une cinquantaine d'années qui correspondent à une forte variation du bilan azoté en agriculture. Par contre, ils sont probablement insuffisants pour simuler l'impact que pourraient avoir des changements plus modérés de bilan azoté et plus qualitatifs, tels que ceux qu'on peut imaginer dans des scénarios d'agriculture durable. STICS nous paraît constituer un outil intermédiaire mieux approprié pour faire une simulation réaliste de l'impact de ces scénarios.

Il faut cependant garder à l'esprit les simplifications adoptées par le modèle, et en particulier les situations pour lesquelles le modèle (version 4) n'est pas adapté : hydromorphie, présence permanente d'azote ammoniacal, terrain en pente importante, carence en d'autres nutriments que l'azote.

## Chapitre 3

# Systeme d'Information Géographique : utilisation des modèles numériques de terrain (MNT) en hydrologie

### 3.1 Les modèles numériques de terrain (MNT)

La réponse hydrologique d'un bassin versant à une pluie dépend en majeure partie de la topographie. La précision de la représentation de la topographie est une caractéristique fondamentale dans la compréhension des écoulements de surface et de sub-surface. Ainsi, l'utilisation des MNT est communément employée en hydrologie. Un modèle numérique de terrain (MNT) est, comme son nom l'indique, une représentation numérique du terrain en terme d'altitude. Les MNT sont utilisés dans de nombreux domaines nécessitant une connaissance approfondie du relief (cartographie, aménagement et urbanisme, télécommunications, hydrologie ...). Leur intégration à des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) permet de fournir les informations nécessaires à la visualisation, l'analyse et la modélisation des phénomènes liés au relief. De nombreux paramètres (pente, azimuth, surface drainée, distance à l'exutoire ...) peuvent être extraits des MNT (Tarboton et al. 1992; Maidment 1993).

Au vu de l'intérêt des MNT en hydrologie, intéressons-nous à leurs modes de construction et de représentation.

La construction d'un modèle numérique se déroule en trois étapes : l'échantillonnage, l'interpolation et la représentation des données, la précision de la description du relief étant tributaire de ces 3 étapes.

#### L'échantillonnage des données topographiques

Il peut se faire par des mesures de terrain ou par des méthodes de télédétection.

D'une manière générale, les mesures de terrain restituent fidèlement la topographie,

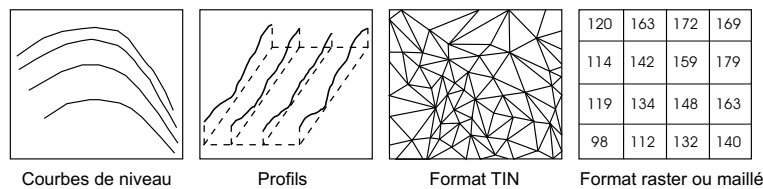


FIG. 3.1 – Les différents formats de MNT

mais ce type de méthode représente un travail fastidieux et coûteux en temps, ce qui limite les applications à des surfaces restreintes. On a alors de plus en plus recours à des méthodes automatiques de représentation du relief.

Les techniques de télédétection regroupent l'ensemble des techniques d'acquisition à distance d'informations à partir des rayonnements réfléchis ou émis dans les différents domaines de longueurs d'ondes. Citons 3 exemples.

- *La corrélation d'images stéréo* : cette méthode utilise des photographies aériennes dans le visible ou l'infra-rouge avec plusieurs angles d'incidence. L'estimation des données d'altitude s'effectue en mesurant le déplacement du parallaxe entre une paire de points.
- *Le radar* : l'estimation de la topographie à partir de l'utilisation de radars est similaire à la méthode employée par la corrélation d'images stéréo bien que la projection géométrique soit fondamentalement différente. L'imagerie S.A.R. (Synthetic Aperature Radar) avec plusieurs angles de vue semble être une technique prometteuse.
- *L'altimétrie* : la mesure de l'altitude au laser est la seule méthode capable de reproduire une topographie avec une résolution verticale centimétrique. Elle permet aussi de représenter le relief sous couvert forestier.

## Les méthodes d'interpolation

A partir de données topographiques échantillonnées, ces méthodes permettent de générer des cartes topographiques. La qualité des données issues de l'interpolation dépend de l'espacement des points d'altitude connue, de la rugosité, et de l'algorithme d'interpolation utilisé. Hutchinson (1989) et Skidmore (1989) ont développé des méthodes d'interpolation qui lissent les données d'altitude dans le but de générer un réseau de drainage cohérent utilisable par un modèle mathématique.

## La représentation des données

Elle peut se faire suivant différents formats : les courbes de niveau, les profils, les réseaux de triangles irréguliers (TIN), les réseaux réguliers de points (figure 3.1) (Kettal 1996) cité par Charleux-Demargne (2001).

*Les courbes de niveau* sont représentées par une polyligne fermée ou ouverte. Elles sont souvent définies suivant une équidistance. La répartition est donc très irrégulière, les données étant en nombre important sur une même courbe et nulles entre deux courbes. Cette représentation s'adapte mal à la morphologie du terrain car les points caractéristiques sont rarement représentés ainsi que les courbes de rupture.

*Les profils* représentent l'altitude par une série de points dans une direction donnée. L'intervalle entre deux points est variable et peut s'adapter à la morphologie locale.

*Le réseau de triangles irréguliers*, appelé *triangular irregular network* (TIN), découpe la zone d'étude en triangles contigus dont les sommets sont situés au niveau de points d'altitude connue : pics, crêtes, ruptures de pente etc. Ce type de réseau permet la prise en compte la plus forte de la morphologie grâce à l'intégration de l'information donnée par des points ou des lignes caractéristiques. La densité du maillage peut donc s'adapter en fonction du caractère plus ou moins accidenté du terrain. Cependant, l'aspect irrégulier du réseau rend sa saisie difficile, et le calcul des paramètres associés aux surfaces élémentaires nécessite l'emploi d'algorithmes élaborés.

*Le réseau à mailles carrées régulières* découpe la zone d'étude en mailles carrées alignées suivant des directions perpendiculaires. Ce réseau est le plus couramment utilisé. La valeur associée à la maille est alors représentative des valeurs prises sur la maille. Ce type de réseau facilite la gestion des données stockées. Les données issues de la télédétection adoptent souvent ce format. Ainsi, l'association d'un MNT avec un SIG, utilisant des réseaux compatibles, permet une utilisation des données sans perte d'information. Cependant, la régularité de ce réseau ne permet pas de rendre compte des changements abrupts de pente. D'une manière générale, la représentation des lignes caractéristiques du paysage est difficile et rend délicate la détermination des chemins d'écoulements. D'autre part, la précision des résultats et la rapidité des calculs dépendent étroitement de la taille des mailles.

Les trois premiers formats sont relatifs à une représentation vecteur (ou objet) de l'information contrairement à la représentation raster (ou matricielle) de la grille.

La structure matricielle (raster), qui se caractérise par un emplacement régulier des points de données, associant chaque valeur mémorisée à un élément du pavage régulier de l'espace, est un format très performant pour réaliser des analyses spatiales, utiliser des méthodes géostatistiques ou développer des modèles spatiaux (Burrough et McDonnell 1997).

La structure vectorielle, qui se caractérise par un emplacement quelconque des points de données, présente l'avantage de faire varier la densité d'information et permet la représentation des données géographiques avec une résolution optimisée. L'inconvénient de cette structure est qu'elle demande une programmation complexe.

## 3.2 Utilisation des MNT en hydrologie

La construction de la structure géométrique du modèle hydrologique couplé MOD-COU nécessite de définir des caractéristiques hydrographiques (réseau de drainage, bassin versant ...) ainsi que la structure maillée du modèle.

Ce chapitre est composé de deux parties. La première concerne la description de l'outil de traitement du MNT utilisé dans cette étude. La deuxième décrit les logiciels SIGMOD (Golaz-Cavazzi 1995) et SIGSAM utilisés pour définir la structure maillée du modèle ainsi que les caractéristiques associées au maillage.

### 3.2.1 Extraction du réseau de drainage à partir d'un MNT

De nombreux algorithmes ont été développés pour extraire de manière automatique un réseau de drainage à partir d'un MNT (Martz et Garbrecht 1992; D'Agostino et al. 1993; Meisels et al. 1995; Smith et al. 1991). On en trouvera une synthèse dans (Band 1993) et (Lammers et Band 1990). Les informations contenues dans un MNT peuvent être traitées par un Système d'Information Géographique (SIG) : logiciel permettant de gérer des informations géoréférencées. Le SIG permet de stocker les informations sous formes de couches (ou couvertures) thématiques, telles que l'altitude. Le traitement de ces couches conduit à générer de nouvelles données à caractère géographique. De cette manière, on dispose d'un système d'information multicouche qui permet de gérer, dans un même ensemble, des données géographiques d'origines diverses et les données thématiques qui leur sont associées (Burrough 1986).

VanDeursen et Kwadijk (1993) présentent un exemple de modélisation des écoulements de surface sur le bassin versant du Rhin intégré à un SIG. Les résultats encourageant de cette simulation montrent qu'un modèle hydrologique peut trouver beaucoup d'avantages en s'intégrant à un SIG : facilité de traitement des données d'entrée, détermination de certains paramètres hydrologiques, manipulation des données de sortie, visualisation des résultats du modèle.

Par ailleurs, la flexibilité de l'échelle de travail est essentielle dans la description du réseau de drainage. Aussi, faut-il choisir une échelle appropriée pour représenter, le plus fidèlement possible, et en fonction du degré de sophistication souhaité, les phénomènes hydrologiques.

#### Présentation de l'outil HYDRHyDem

L'extraction du réseau de drainage à partir d'un MNT est assuré par le logiciel HydroDem (Leblois 1993). La visualisation des différentes couches d'informations générées à partir du MNT se fait grâce au SIG raster Idrisi. L'association d'HydroDem avec Idrisi forme le logiciel appelé HYDRHyDem. Nous allons à présent détailler la méthode employée par HYDRHyDem pour générer les différentes couches d'informations nécessaires à la construction de la structure du modèle hydrologique. Le traitement du MNT par HYDRHyDem se fait suivant cinq étapes principales : calcul des directions de drainage, des surfaces drainées, du réseau hydrographique principal, du bassin-versant et des sous-bassins.

##### Calcul des directions de drainage

Les directions de drainage sont définies suivant la ligne de plus grande pente, d'après la méthode employée par Skidmore (1989). Ainsi, pour chaque maille, un azimut est calculé et la direction de drainage est définie suivant les 4 directions d'écoulements possibles : Nord, Sud, Ouest, Est.

Cependant les directions de drainage peuvent ne pas exister dans deux situations. Lorsque les mailles voisines se trouvent à une altitude supérieure, on obtient une cuvette (on parle alors de mailles en boucle) ; ou lorsque les mailles se trouvent toutes à la même altitude, définissant ainsi une zone à pente nulle.

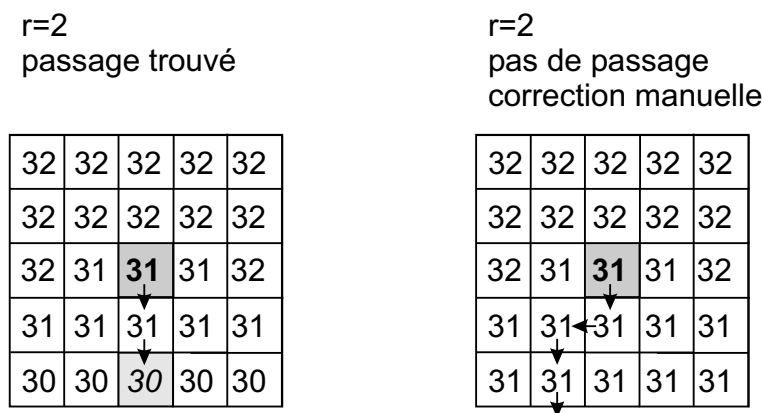


FIG. 3.2 – Traitement automatique (à gauche) ou manuel (à droite) des zones à pente nulle

Pour remédier à ces problèmes une procédure de traitement automatique du MNT consiste à examiner l'altitude des mailles qui se situent à une distance inférieure à ( $r \times$  pas du MNT) de manière à trouver une pente positive,  $r$  étant le rayon d'investigation (figure 3.2), précisé par l'opérateur. Généralement, le rayon d'investigation est inférieur à ( $10 \times$  pas du MNT) pour éviter de rechercher des pentes sur de trop longues distances. En effet, un rayon d'investigation trop grand augmenterait le risque de capture d'une rivière d'un sous-bassin vers un autre et donc perturberait fortement les directions d'écoulements.

Cependant, dans le cas de vastes zones à pentes nulles, cette procédure automatique est inefficace. Il est alors possible d'imposer manuellement des directions de drainage, par digitalisation de vecteurs d'amont en aval. Ces corrections se font en comparant la carte temporaire des surfaces drainées au réseau hydrographique d'une carte topographique.

### Calcul des surfaces drainées

Les surfaces drainées, déterminées pour chaque maille, sont calculées en parcourant le modèle d'écoulement à partir des crêtes, et en tenant à jour les cumuls des surfaces vers l'aval, les crêtes étant définies par les mailles qui n'ont pas de voisines en amont.

Cette étape permet de visualiser une ébauche du réseau hydrographique, avant même d'avoir défini un réseau de drainage satisfaisant sur l'ensemble du domaine, en représentant chaque maille par une intensité de gris d'autant plus forte qu'elle draine une grande surface de bassin versant.

### Calcul du réseau hydrographique principal

Lorsque le réseau de drainage obtenu est satisfaisant, après les corrections manuelles nécessaires, on peut obtenir plusieurs images du réseau hydrographique. Celui-ci est en effet défini à partir du réseau de drainage, et tronqué en amont de façon à ce que tous les points à la source d'une rivière drainent une certaine surface appelée valeur de seuillage. Cette valeur est calibrée de manière à définir un réseau hydrographique principal qui correspond à un niveau de résolution souhaité dans la reproduction du réseau hydrographique naturel par le modèle hydrologique. Ceci est basé sur l'idée qu'il existe une valeur de seuillage optimale, qui permet de retrouver le réseau hydrographique naturel, dans un contexte géologique et climatique donné (Montgomery et Foufoula-Georgiou 1993).

Cette méthode trouve néanmoins ses limites lorsqu'elle est employée dans des conditions géologiques très contrastées.

### **La délimitation du bassin versant**

Le bassin versant est défini en parcourant le réseau de drainage d'amont en aval. C'est l'ensemble des mailles qui ont en commun un point localisé défini comme étant l'exutoire.

### **Découpage du bassin versant en sous-bassins versants**

Ce découpage en sous-bassins est obtenu à partir de la numérotation, selon Strahler, du réseau hydrographique : si 2 mailles sont drainées par le même tronçon de rivière d'ordre de Strahler homogène, alors elles appartiennent au même sous-bassin.

## **Les problèmes rencontrés dans le calcul des réseaux hydrographiques**

La procédure de traitement d'un MNT en vue d'applications hydrologiques peut être perturbée par plusieurs facteurs : la présence d'extrema locaux (trous ou bosses), l'incertitude sur les points de démarrage des drains, la définition des directions d'écoulements et la résolution du MNT.

### **Les extrema locaux**

Les MNT comportent généralement des "trous" ou des "bosses" qui sont le résultat d'artéfacts générés pendant les phases d'interpolation et de stockage des données. HYDRHyDem contourne cette difficulté, comme nous venons de le voir, grâce au rayon d'investigation ou bien en imposant manuellement une direction de drainage. Une autre solution pour donner une cohérence hydraulique à ces MNT consiste à utiliser des algorithmes de type "bouche-trous" (Razianoff et al. 1992; Nelson et Jones 1995). L'inconvénient de cette pratique est que l'on s'éloigne, de manière non nécessairement réaliste, des données topographiques initiales.

### **Définition des points de démarrage des rivières**

La solution classique du calcul du réseau hydrographique consiste à fixer une surface de seuillage uniforme alors qu'en réalité le point de démarrage d'une rivière est conditionné par des critères qui dépassent la seule morphologie. En effet, il varie dans le temps en fonction d'événements climatiques, et dans l'espace en fonction du contexte climatique, géologique et morphologique. La valeur de seuillage finalement retenue dépend, d'une part, de la précision que l'on souhaite obtenir avec le modèle hydrologique, et d'autre part, de l'échelle spatiale des données d'entrées.

### **Définition des directions d'écoulements**

Le calcul de la direction de drainage est effectué en 8-connextité ou en 4-connextité (HYDRHyDem), respectivement 8 ou 4 directions de drainage suivant la ligne de plus grande pente. Le choix d'une seule maille vers l'aval empêche la représentation des écoulements divergents. Le degré d'incertitude sur la direction de drainage augmente dans les zones de plaines. L'erreur maximale de dérive du réseau de drainage dans le plan x, y peut alors atteindre  $\pi/8$  ou  $\pi/4$  suivant que l'on utilise la 8- ou 4-connextité (Razianoff et al. 1992). Par conséquent, le calcul des surfaces drainées peut être en désaccord avec les surfaces observées. Charleux-Demargne (2001) propose de remédier à ce problème en réalisant un diagnostic de la qualité de détection du réseau. La méthode consiste à cal-

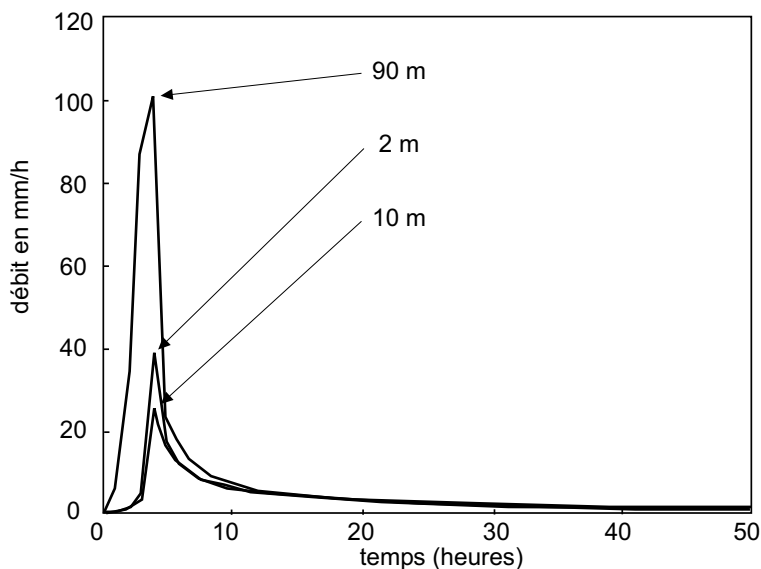


FIG. 3.3 – Hydrogramme obtenu sur le bassin de la Tennessee Valley (Californie), soumis à une pluie de 100 mm/h, en fonction du pas du MNT, d'après Zhang et Montgomery (1994)

culer un grand nombre de réseaux hydrographiques en appliquant une rotation à la grille du MNT. Par superposition des réseaux obtenus, on détermine des zones de probabilité d'existence d'un réseau.

#### Influences de la résolution horizontale et verticale du MNT

Une résolution horizontale insuffisante du MNT ne permet pas de représenter correctement les pentes locales (Puech 2000; Wolock et McCabe 2000). Ainsi une zone plane définie par un MNT peut signifier qu'il existe soit un lac, soit une rivière. Or l'utilisation de la seule information topographique fournie par un MNT ne permet pas de le définir. D'après ce constat, Hutchinson (1989) et Turcotte et al. (2001) proposent d'utiliser une information complémentaire qui représente le réseau hydrographique digitalisé par ailleurs. En exploitant ces 2 informations, il est alors possible d'imposer des directions principal de drainage dans les zones planes.

Une étude sur la résolution de l'indice topographique,  $\ln(\text{surface drainée}/\tan(\text{pente}))$ , utilisée dans TopModel (Beven et Kirby 1979), a été observée sur la réponse hydrologique d'un bassin (Zhang et Montgomery 1994). Ce descripteur, qui cartographie la vitesse de mise à saturation des terrains, permet de calculer les débits. La figure 3.3 montre les effets d'une variation de la résolution spatiale, le pas du MNT variant de 2 m à 90 m, sur l'hydrogramme calculé par le modèle hydrologique.

Les effets d'échelles liés à la résolution verticale peuvent également affecter significativement le tracé du réseau hydrographique ainsi que les limites du bassin (Walker et Willgoose 1999). Une étude menée par Kenward et al. (2000) montre l'effet de la résolution verticale sur la réponse hydrologique d'un bassin en comparant trois MNT (figure 3.4). Les écarts moyens d'altitudes entre les MNT et le MNT de référence sont de +6 m pour le MNT USGS et de +1 m pour le MNT SIR-C.



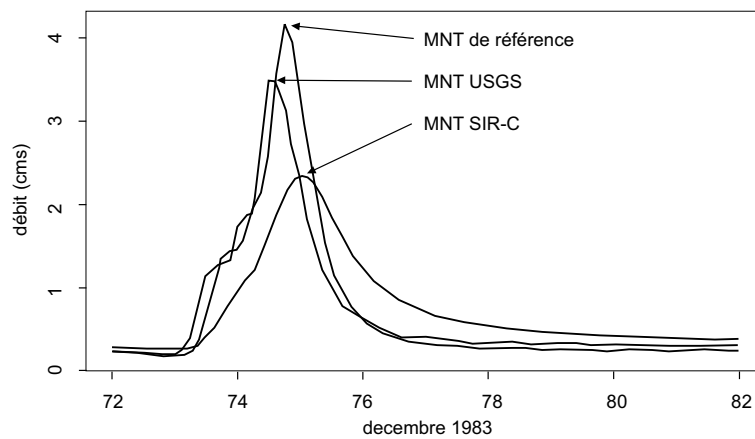


FIG. 3.4 – Comparaison des débits simulés à partir de 3 MNT durant un événement pluvieux en décembre 1983, d'après Kenward et al. (2000)

### 3.2.2 Extraction automatique de la structure et des paramètres

La modélisation du système hydrologique est fondée sur la discrétisation spatiale du domaine à laquelle sont rapportées les caractéristiques physiques du domaine souterrain et superficiel. L'interfaçage entre le résultat du traitement par HYDRHyDem et le modèle hydrologique couplé (MODCOU) est assuré par les logiciels SIGMOD (Golaz-Cavazzi 1995) et SIGSAM. SIGMOD permet la construction automatique du maillage de la couche de surface ainsi que l'affectation des caractéristiques physiques du milieu à chacune des mailles. SIGSAM permet de discrétiser de manière automatique les couches du domaine souterrain.

#### Couche de surface

Les données d'entrées de SIGMOD sont constituées par sept couches d'information. Six sont dérivés du modèle numérique d'altitude : la direction de drainage, la surface drainée amont, la délimitation du bassin versant, le réseau hydrographique, le découpage du bassin versant en sous-bassins et l'altitude. La dernière couche contient l'information sur les zones de production.

##### La structure

Les données d'entrées de SIGMOD sont distribuées sur la grille régulière du MNT, donc sur un grand nombre de mailles. SIGMOD se propose de diminuer ce nombre en regroupant les mailles suivant certains critères de manière à obtenir un réseau de mailles carrées emboîtées. Cette diminution a pour but de réduire la taille de la base de données associée au maillage pour faciliter son utilisation. Pour que les regroupements effectués ne nuisent pas à la qualité des sorties du modèle, seront conservés, la structure des sous-bassins, la distribution des zones de production et le découpage en zones isochrones.

Les regroupements des mailles sont soumis à des critères topologiques et hydrologiques.

Le critère topologique impose que les 4 mailles candidates au regroupement soient de

la même taille. De plus, les mailles considérées doivent permettre, à terme, de générer une géométrie conforme au maillage carré emboîté. Enfin, le regroupement devra se faire en respectant les règles de voisinage : 4 mailles d'ordre  $n$  ne pourront être regroupées que si elles n'ont pas de voisines d'ordre  $n-1$ .

Les critères hydrologiques consistent en une description satisfaisante des échanges nappes/rivières. Cela nécessite de garder une description fine au niveau des cours d'eau. Par ailleurs, il est important de respecter les surfaces mises en jeu. Ainsi, 4 mailles ne seront regroupées que si elles appartiennent à un même sous-bassin versant. Ce critère permet de s'assurer qu'il n'y aura pas de transfert d'une partie du ruissellement d'un sous-bassin vers un autre sous-bassin.

### Les paramètres

Plusieurs paramètres sont affectés aux mailles issues de regroupement : l'appartenance au réseau hydrographique, la direction de drainage, le temps de transfert et les fonctions production.

*L'appartenance éventuelle au réseau hydrographique* : si une des 4 mailles qui ont été regroupées se trouve en rivière, la maille issue du regroupement est en rivière.

*La direction de drainage* affectée à la maille issue du regroupement correspond à la maille qui draine la plus grande surface.

*Le temps de transfert à l'exutoire*. Le modèle hydrologique effectue le transport de l'eau de surface, pour chaque sous-bassin, en tenant compte de la durée du trajet de la maille jusqu'à l'exutoire du sous-bassin. Ce calcul implique la discrétisation des sous-bassins en zones isochrones rassemblant les mailles qui présentent une durée de trajet identique jusqu'à l'exutoire. Ces temps de transfert sont calculés à partir du maillage initial au pas du MNT. Pour ce faire, un temps de transit sur la maille est calculé d'après la pente qui est fonction de la résolution verticale et horizontale du MNT. Cependant les corrections automatiques ou manuelles peuvent conduire à générer des contre-pentes, en particulier dans les zones à très faible pente. Pour s'affranchir de ces problèmes, on prendra la valeur absolue de la pente. Le temps de transfert à l'exutoire, au niveau d'une maille issue d'un regroupement, sera égale au temps de transfert maximal rencontré sur les quatre mailles afin de s'assurer que toute l'eau arrivant sur la maille a le temps de rejoindre l'exutoire.

*La distribution des fonctions de production*. Sur chaque maille, est précisé le pourcentage de sa surface affecté à chacune des fonctions de production qui auront été définies préalablement.

### Couches souterraines

Les données d'entrée de SIGSAM proviennent des résultats du traitement du MNT par SIGMOD, et d'informations spatiales complémentaires générées par le SIG Idrisi. Ces données sont constituées par les caractéristiques géométriques du maillage et par la description, sur la grille régulière du MNT, de l'extension horizontale des couches souterraines.

La méthode adoptée par SIGSAM consiste à réduire le nombre de mailles du do-

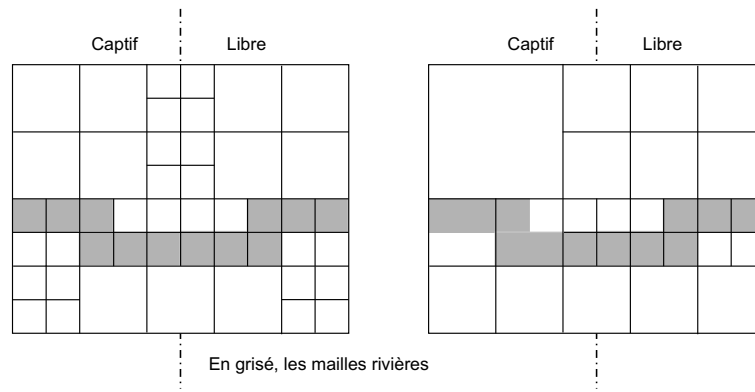


FIG. 3.5 – Visualisation du maillage avant (à gauche) et après (à droite) regroupement des mailles suivant les critères topologiques et hydrologiques

maine souterrain en regroupant les mailles de la couche de surface d'après des critères topologique et hydrologique.

*Le critère topologique* est identique à celui de SIGMOD à la différence près que le résultat du regroupement des mailles doit satisfaire aux règles de voisinage suivant les 3 directions de l'espace : une maille d'ordre  $n$  doit avoir des voisines d'ordre  $n-1$ ,  $n$  ou  $n+1$  au sein de la même couche et dans la couche supérieure.

*Le critère hydrologique* consiste à représenter les échanges surface/souterrain en conservant la résolution du maillage de la couche de surface au niveau des mailles rivières. Les regroupements sont donc limités le long des rivières effectivement connectées à un domaine souterrain actif.

L'extension des différentes couches souterraines étant ordonnée suivant la verticale, il est possible, par superposition, de distinguer les zones captives des zones libres pour chaque aquifère. Ainsi, les mailles rivières en relation avec la partie libre de l'aquifère ne seront pas regroupées. En revanche dans la partie captive, les mailles qui correspondent aux mailles rivières sus-jacentes seront regroupées, comme le montre la figure 3.5, puisque, dans ce cas, les échanges directs nappe/rivière sont inexistant.

Ainsi, à chaque itération, la possibilité de regroupement des mailles est examinée pour passer à la taille supérieure. Cependant, l'opérateur peut choisir d'exclure certaines zones des regroupements. Dans ce cas, le maillage de la couche souterraine conservera le niveau de résolution de la couche de surface sur la zone choisie.

## Chapitre 4

# Adaptations des outils au transfert de nitrate à l'échelle régionale

Afin de concevoir un modèle intégré, capable de simuler le transfert des nitrates à l'échelle régionale, deux étapes principales sont nécessaires. La première consiste, notamment, à apporter des développements conceptuels au niveau des modèles qui viennent d'être présentés. La seconde concerne l'assemblage des modèles entre eux.

Nous traiterons dans ce chapitre de la première étape, la seconde étant présentée dans le chapitre 5 avec l'application au bassin de la Seine.

Les adaptations apportées aux modèles sont de différentes natures : (i) permettre d'utiliser STICS à une échelle régionale ; (ii) donner une fonctionnalité de transfert d'éléments en solution au niveau de la zone non-saturée ; (iii) développer un modèle de transport d'éléments en solution dans les aquifères.

### 4.1 Régionalisation du modèle STICS

STICS est un modèle agronomique destiné à effectuer des simulations à l'échelle de la parcelle agricole. L'objectif de simulation du transfert des nitrates à l'échelle du bassin de la Seine, sur une période d'environ 30 ans, nécessite de développer une procédure capable de faire fonctionner le modèle STICS, en chaque point du bassin de la Seine, et en tenant compte de l'évolution temporelle des systèmes de cultures.

L'emploi de STICS sur de grandes échelles d'espace et de temps implique de résoudre deux questions essentielles, qui seront discutées dans les paragraphes suivants :

- comment traduire sous forme de paramètres conceptuels entrant dans STICS les propriétés des sols connues à grande échelle ;
- comment gérer les forçages découlant de la grande variabilité temporelle et spatiale des pratiques culturales.

### 4.1.1 Structuration des bases de données

Rappelons tout d'abord que la mise en œuvre de STICS demande d'effectuer des simulations sur des "unités de simulations" homogènes du point de vue des paramètres. Quatre niveaux d'informations doivent être considérées pour constituer une unité de simulation :

- un sol;
- une culture;
- les pratiques agricoles qui lui sont associées;
- des données météorologiques.

Le principe de la procédure de régionalisation de STICS consiste alors à générer des unités de simulation définies d'après leurs positions spatiales et temporelles sur le bassin.

Quatre bases de données sont ainsi établies à l'échelle régionale, suivant des hypothèses d'évolution spatiale et temporelle :

- définition d'une typologie des sols. Le domaine d'étude est sectorisé en plusieurs types de sol, définis spatialement par des "Unités Cartographiques de Sol" (UCS). Ces types de sol sont caractérisés par une distribution de catégories de sol, nommées "Unités Typologique de Sol", sous la forme d'une distribution des surfaces à l'intérieur d'une UCS (cf. section 8.2.1);
- définition d'une typologie agricole. Le domaine est segmenté en zones géographiques caractérisées par un système de production agricole homogène. Ainsi, une zone homogène est décrite, de la même façon que pour les UCS, par une ou plusieurs successions culturales suivant une distribution des surfaces. Chaque succession peut comporter un nombre variable de cultures (cf. section 8.1.2);
- définition des pratiques agricoles associées aux cultures qui composent les successions. Celles-ci évoluent au cours du temps, en même temps que les systèmes de production agricole, par une succession de périodes homogènes. Ainsi, le passage d'une période à une autre se fait par une rupture qui matérialise un changement des successions culturales et des techniques culturales;
- définition des zones géographiques où l'évolution temporelle des variables météorologiques est considérée comme étant homogène.

### 4.1.2 Fonctionnement de la procédure de régionalisation

La procédure de régionalisation génère les données d'entrées du modèle STICS en chaque point de l'espace modélisé et au cours du temps. La gestion des données se fait donc suivant deux modes étroitement liés : un mode spatial et temporel.

#### Gestion spatiale des données

Il s'agit, dans un premier temps, de définir des zones géographiques où s'effectueront les simulations. Le domaine modélisé est alors segmenté en unités spatiales. Chacune d'entre elles est définie par des conditions climatiques, pédologiques et agricoles homogènes. La base de données ainsi définie peut être caractérisée par trois catégories d'informations (figure 4.1) :

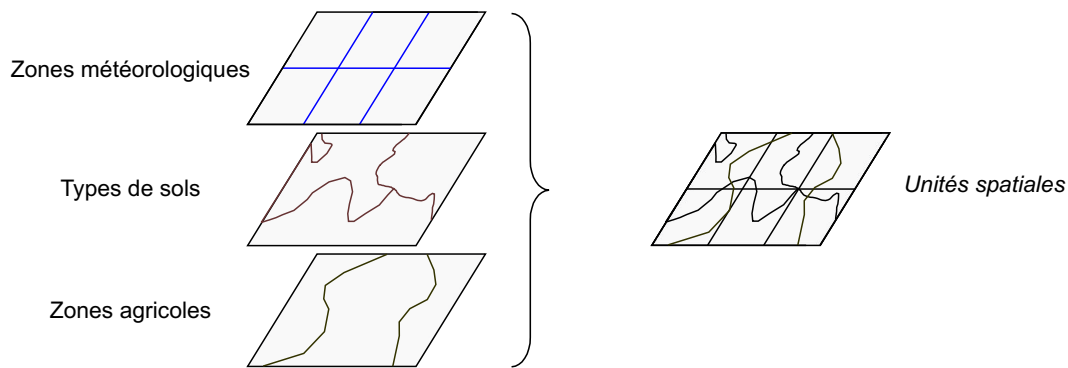


FIG. 4.1 – Organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles

*Les zones météorologiques.* L'espace est découpé en zones météorologiques supposées homogènes, où les variables météorologiques suivent les mêmes évolutions temporelles.

*Les types de sols.* Il est souvent très difficile de délimiter géographiquement des catégories de sols sur de grandes échelles d'espace. Ainsi, par regroupements de ces catégories (ou UTS), on aboutit à la définition d'ensembles homogènes, nommés types de sols (ou UCS). La définition des UTS, leurs regroupements en UCS et la délimitation de ces UCS sont issus de travaux d'expertises cartographiques et pédologiques (King et al. 1995). De cette façon, on dispose d'une cartographie des types de sols auxquels sont associés des catégories de sols, en proportions variables, dont on ne connaît pas la répartition géographique au sein de chaque type de sol.

*Les zones agricoles.* Les systèmes de production agricole se différencient spatialement en fonction de critères pédo-climatiques et économiques. On peut ainsi proposer une cartographie en zones agricoles homogènes. Néanmoins, de la même façon que pour les types de sols, une zone agricole, si elle est homogène du point de vue de l'évolution de son système de production, peut comporter une association de successions culturales en proportions variables. De plus, des pratiques agricoles sont associées à chacune des cultures composant les successions culturales.

Le croisement entre ces trois cartes conduit à distinguer un certain nombre d'unités spatiales. Cependant, si plusieurs unités, disjointes spatialement, présentent les mêmes caractéristiques climatiques, pédologiques et agricoles, alors elles sont regroupées pour ne former qu'une seule et même unité. A ce sujet, une interface permet de faire le lien entre les unités et la (ou les) unités spatiales qui lui correspondent.

Pour illustrer le fonctionnement de la procédure de régionalisation, prenons une unité définie par une zone météo, un type de sol (UCS) qui comporte deux catégories de sols (UTS) et une zone agricole. Suivant notre position dans le temps, la zone agricole peut être caractérisée par des associations de successions culturales différentes, comme le montre la figure 4.2.

Donc, une même succession culturale peut se rencontrer sur les différentes catégories de sols caractérisant un type pédologique. De cette manière, la diversité des catégories de sols et des successions culturales est préservée pour chacune des unités spatiales, l'objectif étant de garder le maximum de représentativité spatiale malgré la faible résolution des

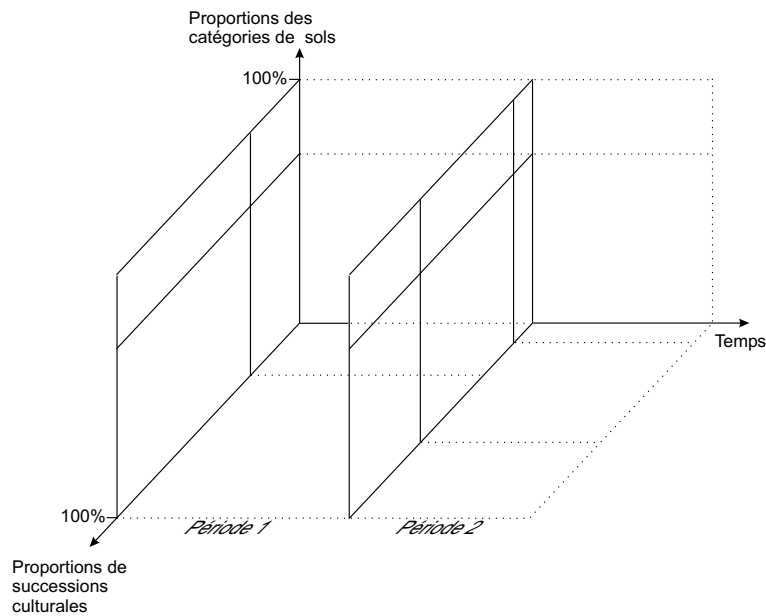


FIG. 4.2 – Evolution des successions culturales au cours du temps sur une zone agricole et un type de sol comportant 2 catégories de sols. La période 1 comporte 2 successions culturales et la période 2 comporte 3 successions culturales.

bases de données qu'impose une grande échelle d'espace.

Voyons à présent comment sont gérées les bases de données au cours du temps.

### Gestion temporelle des données

Les simulations se déroulent suivant un pas de temps journalier. La gestion temporelle des données météorologiques se fait donc suivant ce pas de temps. Voyons à présent comment sont gérées les données agricoles. Une zone agricole est caractérisée, comme nous venons de le voir, par une association de successions culturales, association homogène sur une période de temps donnée (figure 4.2). Nous distinguerons la gestion temporelle des données au sein d'une période de temps homogène et entre deux périodes.

#### *Déroulement d'une simulation à l'intérieur d'une période agricole homogène*

Chaque succession, rencontrée au sein d'une zone agricole, est définie sur une période de temps homogène. Chaque culture composant la succession est liée à une base de données concernant les pratiques agricoles (dates de semis, de récolte, fertilisation etc.). Le déroulement d'une simulation au sein d'une période agricole homogène est effectué de la façon suivante.

Une culture est simulée jusqu'à sa récolte. L'état du sol est stocké en mémoire et sert de valeur initiale à la culture suivante. Les cultures se succèdent de cette manière jusqu'à la date de fin de simulation fixée par l'opérateur. Cette approche nécessite une base de données des pratiques agricoles cohérente, à l'échelle régionale, vis-à-vis des dates de semis et de récolte, en particulier.

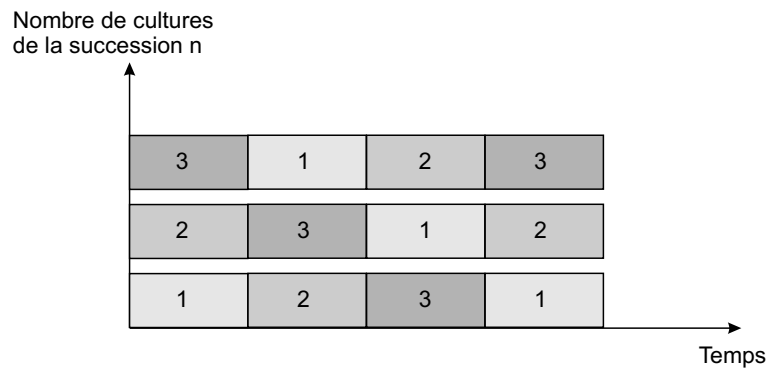


FIG. 4.3 – Schématisation du mode de fonctionnement d'une simulation au sein d'une succession culturale comportant 3 cultures

Une succession culturale est définie par une suite ordonnée de cultures. Or, à une date donnée, les différentes cultures composant la succession peuvent coexister sur une même zone agricole. La prise en compte de cette variabilité temporelle implique de faire varier les têtes de rotation au sein d'une même succession culturale. Ainsi, pour une succession qui comporte trois cultures, trois situations sont possibles comme le montre la figure 4.3, en débutant la simulation par la culture 1, 2 ou 3.

Par conséquent, on obtient trois évolutions des flux de nitrates au cours du temps qui sont cumulés en tenant compte de leurs pourcentages relatifs, définis par rapport au nombre de cultures composant la succession.

#### *Gestion des ruptures entre des périodes homogènes*

Il s'agit à présent d'assurer une continuité temporelle dans la simulation lorsque la période de simulation, définie par l'opérateur, chevauche deux périodes agricoles homogènes. En particulier, l'état du sol doit être initialisé automatiquement au début de la deuxième période agricole en prenant l'état moyen du sol obtenu à la fin de la période précédente.

Pour illustrer ces propos, prenons par exemple un type de sol avec deux catégories de sols (sol1, sol2), et une zone agricole avec une succession de deux cultures pour la première période (succT1) et une succession de trois cultures pour la deuxième période (succT2) (figure 4.4).

La procédure de régionalisation de STICS permet de générer des simulations de la succession succT1 sur le sol1 en faisant varier les têtes de rotations comme nous venons de le voir, en parallèle avec la succession succT1 sur le sol2. Les simulations individuelles de STICS se succèdent au cours du temps avec un cumul des temps de simulation. La simulation d'une culture de la période 1 n'est alors autorisée que si la date de récolte fait partie de la période 1.

Ainsi, pour le sol1, à la fin de la période 1, la succT1, comportant deux cultures, deux situations sont possibles : l'état du sol après la culture 1 et l'état du sol après la culture 2. En moyennant par le nombre de cultures composant la succession, on obtient l'état moyen du sol à la fin de la période 1 pour le sol1. On procède de la même façon pour le sol2.



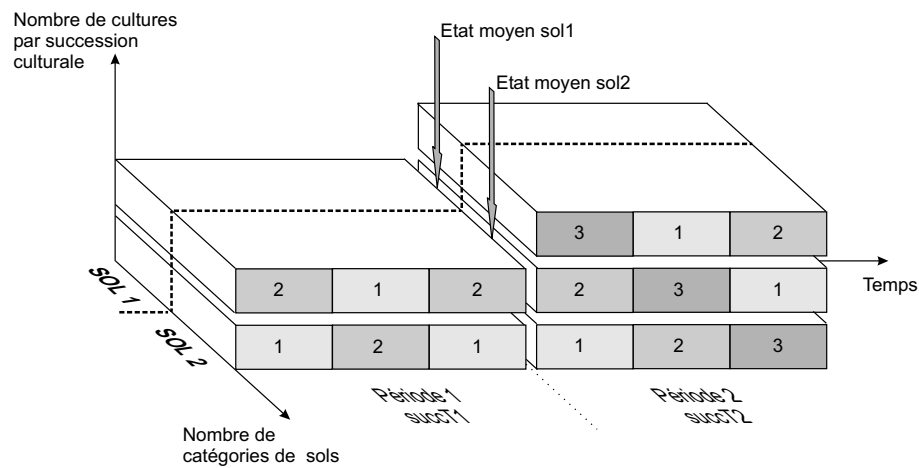


FIG. 4.4 – Schématisation de la gestion des ruptures entre des périodes homogènes (période 1 et 2) sur deux catégories de sols (sol 1 et 2). La période 1 comporte la succession succT1 composée de 2 cultures et la période 2 comporte la succession succT2 composée de 3 cultures.

Ces états du sol servent de données initiales aux simulations de la période 2 qui se dérouleront respectivement sur le sol1 et le sol2. La simulation de la période 2 débute par une des 3 cultures composant la succession T2. Ainsi, si la simulation de la période 2 débute par une culture d'hiver, la période de sol nu sera relativement courte comparée à la longue période de sol nu dans le cas de la simulation d'une culture de printemps.

Cette procédure présente l'avantage de garder une différenciation au niveau des caractéristiques de chacune des catégories de sol, et prend en compte son évolution au cours du temps. Cela revient à réinitialiser de manière automatique l'état agronomique du sol à la jonction entre deux périodes agricoles homogènes.

Les prairies permanentes, qui sont simulées par STICS du 1<sup>er</sup> au 365<sup>ème</sup> jour, sont traitées séparément de manière à ne pas interférer avec les stocks d'eau moyen calculés dans les sols aux dates de récoltes à chaque fin de période.

Par ailleurs, les différents résultats générés au cours du temps, en parallèle, sont combinés en tenant compte des surfaces des catégories de sols et des successions culturales caractérisant une unité, et en tenant compte également de la variation des têtes de rotation. On obtient finalement, pour une unité, le flux de nitrates et le flux d'eau sous-racinaire en fonction du temps.

En outre, les rendements de chacune des cultures composant une succession sont calculés en moyennant les rendements individuels sur les différentes catégories de sols, et tenant compte de la variation des têtes de rotation.

De plus, les résultats des calculs sont stockés après les deux premières années qui servent à initialiser le système agronomique.

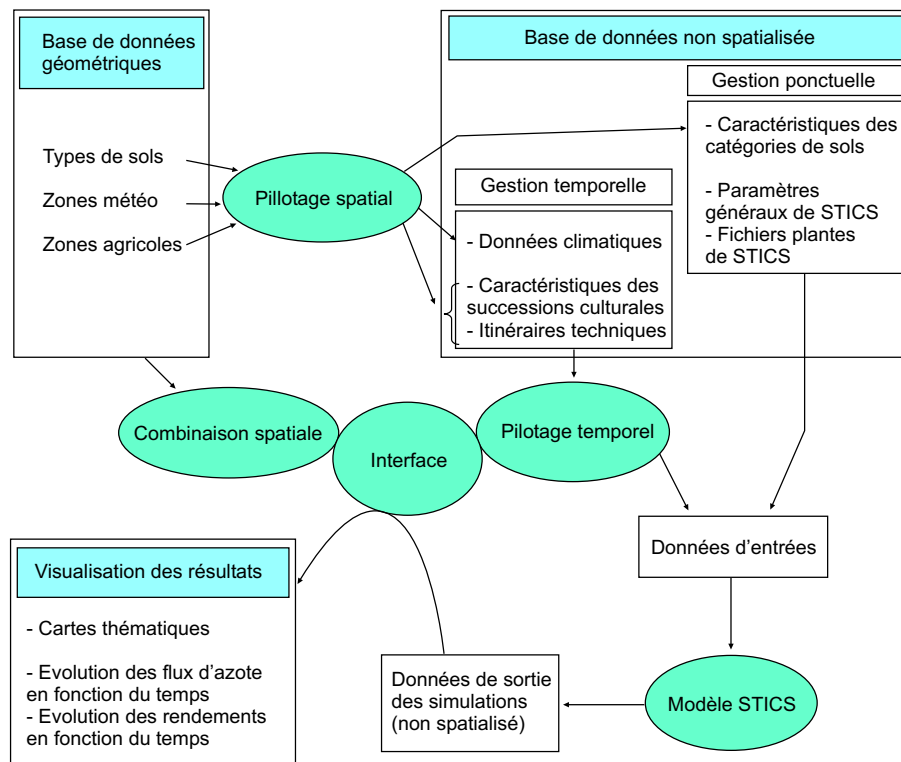


FIG. 4.5 – Schématisation de la procédure de régionalisation de STICS

### Finalisation de la procédure de régionalisation

La régionalisation de STICS est effectuée à partir d'un programme général qui génère automatiquement les données d'entrées de STICS, STICS étant traité comme un sous-programme (figure 4.5).

Les bases de données sont générées à partir de différents logiciels (gestionnaire de base de données, SIG), et sont stockées au format texte ou binaire. Les données de sorties sont réparties sur les unités spatiales définies précédemment pour permettre leur visualisation. Elles concernent : la densité de flux de nitrate (en  $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) et la lame d'eau drainée à la base de la zone sous-racinaire (en mm). Le rendement (en  $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) est défini par culture et par succession.

Cette structure permet, par ailleurs, d'intégrer de nouvelles bases de données météorologiques et agricoles au fur et à mesure de leurs constitutions.

## 4.2 Transport conservatif d'éléments en solution dans la zone non-saturée

### 4.2.1 Problématique et objectifs du modèle

La description du transfert de solutés dans un système hydrologique implique de prendre en considération la zone qui relie la surface du sol à la surface libre de l'aquifère. C'est en effet dans ce domaine que se déroulent l'essentiel des transferts qui conduisent à l'évapotranspiration et à l'infiltration ainsi que les réactions bio-physico-chimiques.

Dans notre étude, cette zone est composée de deux compartiments : le sol et la zone non-saturée non racinaire. Le sol est le siège d'écoulements verticaux ascendants (absorption par les racines, évapotranspiration) et descendants (infiltration) ainsi que de réactions bio-physico-chimiques. Ces phénomènes sont modélisés par STICS et, en partie, par MODSUR. La zone non-saturée (non racinaire) est considérée comme étant le siège des écoulements verticaux exclusivement descendants et conservatifs.

Le transport d'une espèce chimique par convection-dispersion, suivant la direction verticale  $z$ , est classiquement représenté par l'équation suivante (Lunn et al. 1996) :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta c) = \frac{\partial}{\partial z}(\theta D \frac{\partial c}{\partial z}) - \frac{\partial}{\partial z}(V c)$$

avec

$c$  : concentration en soluté

$\theta$  : teneur en eau

$D$  : coefficient de dispersion

$V$  : vitesse de Darcy

L'approche de type mécaniste, utilisée par les modèles SHE (Abbott et al. 1986a; Abbott et al. 1986b), DAISY (Styczen et Storm 1993) et ANSWERS (Bouraoui et al. 1997), qui consiste à appliquer cette équation à une échelle mégascopique présente certaines limitations (Vauclin 1994). D'abord, l'acquisition des données, telles que la teneur en eau, à une échelle régionale semble difficile voire impossible. Ensuite, la variabilité des propriétés hydrodynamiques des sols conduit à douter de la valeur prédictive des modèles mécanistes, fondés sur l'hypothèse d'unicité des relations vitesse de pore-teneur en eau-coefficient de dispersion.

Ces observations nous conduisent à envisager la construction d'un modèle de type capacitif motivée par le souhait d'utiliser un nombre réduit de paramètres d'entrées. De plus, en admettant que la majeure partie des processus bio-physico-chimiques se déroulent dans les sols superficiels, nous considérons un transport conservatif dans la zone non-saturée.

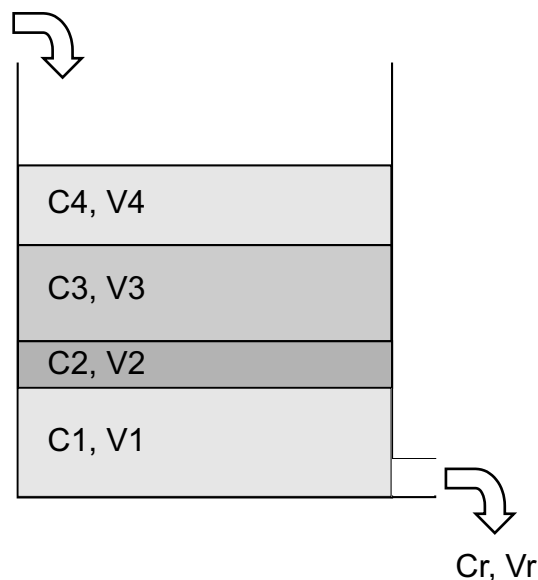


FIG. 4.6 – Représentation de la stratification verticale au sein d'un réservoir

### 4.2.2 Conceptualisation du transport en zone non-saturée

Le principe du modèle repose sur une adaptation des concepts intervenants dans le modèle NONSAT (cf. section 2.1.3 page 21). La zone non-saturée est modélisée par une succession de réservoirs qui se déversent les uns dans les autres suivant une loi exponentielle. Pour lui permettre de représenter le transport des nitrates à travers la zone non-saturée, une fonction de transfert est ajoutée à ce modèle en utilisant deux fonctions interconnectées que l'on va détailler : l'effet piston et l'effet de stockage des nitrates et de l'eau dans la colonne non-saturée.

#### Effet piston

Le modèle NONSAT considérant une succession de réservoirs se vidangeant les uns dans les autres, l'effet piston peut être introduit en considérant une stratification au sein de chaque réservoir. Cela permet de prendre en compte les lames d'eau infiltrées dans la zone non-saturée, en adaptant le pas d'espace au volume arrivant sur un pas de temps (figure 4.6).

Durant la période d'alimentation des nappes, les lames d'eau s'infiltrent à chaque pas de temps. Les lames d'eau, de volumes et de concentrations variables suivant les conditions agricoles et pédo-climatiques, s'empilent dans les réservoirs à chaque pas de temps. Aucun mélange n'intervient entre les lames d'eau individualisées. Ce découpage dans chacun des réservoirs permet de garder une stratification sur toute la hauteur de la zone non-saturée avec une finesse qui dépend du volume infiltré à chaque pas de temps. Cela revient à établir un maillage vertical pour chaque maille de surface, avec des mailles de tailles variables.

Simultanément, une vidange s'effectue à la base du réservoir suivant la loi exponen-

tielle utilisée dans NONSAT. Deux cas de figures peuvent se présenter :

- si le volume vidangé ( $Vr$ ) est inférieur ou égal au volume de la lame d'eau à la base du réservoir ( $V_1$ ), la concentration  $Cr$  de  $Vr$  est égale à la concentration  $C_1$  de  $V_1$  ;
- si le volume vidangé ( $Vr$ ) est supérieur au volume de la lame d'eau à la base du réservoir ( $V_1$ ), la concentration  $Cr$  est calculée de la manière suivante :

$$Cr = \frac{\sum_{i=1}^{i=nl} C_i V_i}{Vr}$$

avec

$Cr$  : concentration du volume vidangé

$Vr$  : volume vidangé

$nl$  : nombre de lames  $i$  impliquées dans la vidange

$C_i$  : concentration de chaque lame  $i$

$V_i$  : volume de chaque lame  $i$  participant à la vidange

(avec  $V_i = \min(Vr - \sum_{j=1}^{j=nl-1} V_j, V_i)$  et  $\sum_{i=1}^{i=nl} V_i = Vr$ )

Cette approche introduit une certaine dispersivité. A l'issue de la vidange le nombre de lames d'eau présentes dans le réservoir est diminué du nombre de lames entières qui ont participées à la vidange.

### Effet de stockage des nitrates et de l'eau dans la colonne non-saturée

Le principe d'écoulement, tel qu'il est représenté par NONSAT, repose sur une vidange du stock d'eau présent dans les réservoirs, sans aucun effet capacitif. Cela revient à vidanger le stock d'eau dynamique qui dépend directement du débit injecté en entrée de la zone non-saturée. Or, le stock total d'eau dans le sol comprend une partie dynamique et une partie fixe qui ne participe pas à l'écoulement mais qui contribue au stockage des éléments en solution. La représentation du transfert des nitrates dans la zone non-saturée doit donc tenir compte de la capacité de stockage  $hr$  de la zone non-saturée. Ce paramètre, affecté à chacun des réservoirs, est ajusté par l'opérateur de manière à reproduire le déphasage observé entre la concentration à l'entrée et à la sortie de la zone non-saturée (figure 4.7).

En début de simulation, le niveau des réservoirs est fixé à  $hr$ , de cette manière l'écoulement reste bien dépendant du stock dynamique. Le volume vidangé  $Vr$  est donc calculé par la formule suivante :

$$Vr = (h - hr) \times e^{(t-t')/\tau}$$

avec

$h$  : volume d'eau dans le réservoir

$hr$  : capacité de stockage

$\tau$  : constante de temps de vidange

$t - t'$  : pas de temps

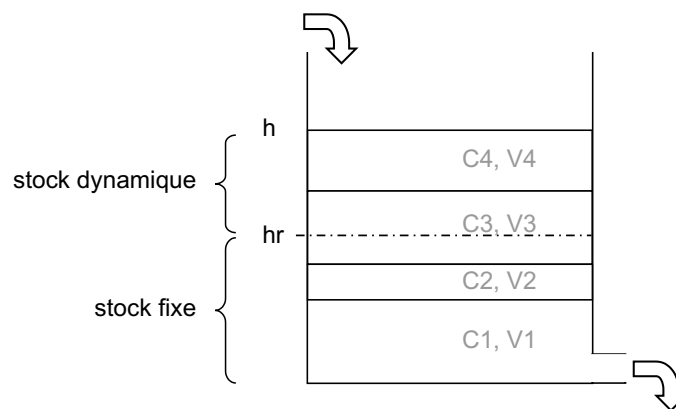


FIG. 4.7 – Capacité de stockage et effet piston au sein d'un réservoir

Le volume  $V_r$  ainsi calculé entraîne les lames d'eau situées dans la partie capacitive du réservoir.

Néanmoins, une limitation numérique est apportée à ce schéma de fonctionnement. Chaque réservoir peut contenir 50 lames d'eau au maximum. Ainsi, hors période d'alimentation des nappes, les volumes d'eau infiltrés peuvent être relativement faibles avec pour conséquence une faible quantité d'eau vidangée. Si la situation perdure, la vidange peut se faire moins rapidement que l'infiltration et le nombre de lames risque d'augmenter dans le réservoir jusqu'à dépasser le nombre maximum autorisé de 50. Dans ce cas, deux lames qui se trouvent à l'interface  $hr$  (stock dynamique-stock fixe) sont mélangées pour ne former qu'une seule couche à la concentration résultant du mélange.

## 4.3 Transport d'éléments en solution en aquifère

### 4.3.1 Problématique et objectifs du modèle

La simulation du transport d'éléments en solution dans les aquifères est assurée par le modèle NEWSAM. Cependant, certains cas particuliers, peuvent nous conduire à ne pas employer NEWSAM. Nous rencontrerons ce cas au niveau des aquifères situés en bordure orientale du bassin de la Seine.

Dans ces conditions, nous aurons recours à un modèle à réservoir, que nous allons présenter, dont l'objectif est de fournir le débit local provenant des nappes et la concentration dans l'aquifère.

### 4.3.2 Conceptualisation du transport dans le domaine souterrain

Le transfert des nitrates dans les aquifères est modélisé sur les mailles de la couche de surface définie lors de la mise en œuvre du modèle hydrologique couplé. Un modèle à réservoir est affecté à chacune des mailles de surface.

Sur une maille donnée, l'eau d'infiltration, associée à une concentration, alimente le réservoir qui considère deux compartiments, supérieur et inférieur. Les sorties de ce

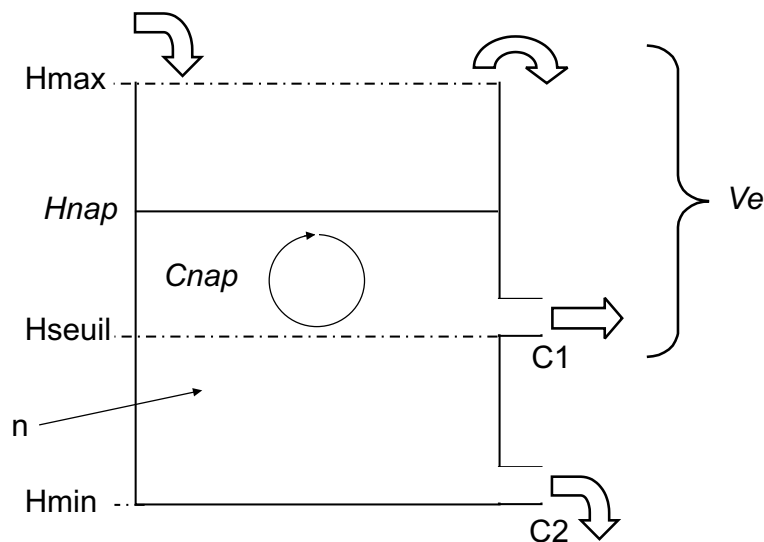


FIG. 4.8 – Schéma de fonctionnement du réservoir-nappe

modèle concernent le débit d'eau et la concentration restitués au système hydrologique, sur la maille.

Deux fonctions sont modélisées par ce modèle baptisé TRANSAM : une fonction de transfert de l'eau et une fonction de transfert de substances solubles.

### Fonction de transfert de l'eau

La fonction de transfert du modèle, qui s'inspire du modèle Gardenia (Roche et Thiery 1984), distingue un volume d'eau dans la partie supérieure et dans la partie inférieure du réservoir. L'eau de la partie inférieure est considérée comme étant perdue pour le système hydrologique, traduisant l'idée que le flux d'eau peut alimenter un grand système d'aquifère captif, comme cela est le cas pour les aquifères périphériques du bassin de la Seine. En revanche, le volume d'eau, situé dans la partie supérieure de l'aquifère, est destiné à être restitué localement dans le système hydrologique.

Ce modèle est caractérisé par 6 paramètres (figure 4.8) :

- $H_{min}$  : cote du mur de l'aquifère ;
- $H_{max}$  : cote du toit de l'aquifère, en l'occurrence la topographie ;
- $H_{seuil}$  : hauteur qui délimite l'eau destinée à s'écouler vers la partie captive de l'eau destinée à alimenter les rivières ;
- $n$  : porosité efficace ;
- $C1, C2$  : coefficients de tarissement pour l'eau située respectivement dans la partie supérieure et inférieure du réservoir.

Les volumes présents dans chaque réservoir sont déterminés de la façon suivante :  $V = H_{nap} \times n \times a^2$ ,  $a$  étant le côté de la maille et  $H_{nap}$  la hauteur d'eau dans le réservoir.

Dans la mesure où l'on ne s'intéresse qu'à l'eau de la nappe qui contribue à alimenter les rivières, le volume écoulé  $V_e$  est calculé de la façon suivante :

$$Ve = C1 \times (\min(Vnap + \Delta Vi, Vmax) - Vseuil) + (\max(Vnap + \Delta Vi, Vmax) - Vmax)$$

avec

$Vnap$  : volume d'eau de la nappe

$\Delta Vi$  : volume d'eau infiltré vers la nappe sur un pas de temps

$Vmax$  : volume correspondant à Hmax

$Vseuil$  : volume correspondant à Hseuil

Le volume d'eau restant dans le réservoir après la vidange se calcule ainsi :

$$Vnap = (Vnap + \Delta Vi) - Ve - (C2 \times \max(Vnap, Vseuil))$$

Cela signifie que l'eau s'écoule en deux temps, d'abord l'eau de la partie supérieure, suivi de l'eau de la partie inférieure qui, de cette façon, s'écoule plus lentement.

### Fonction de transfert de substances solubles

On considère que le stockage des éléments en solution se fait dans la partie supérieure de l'aquifère. La concentration présente dans la partie inférieure de l'aquifère sera alors considérée comme étant négligeable devant celle présente dans la partie supérieure.

Ainsi, à chaque pas de temps, le volume infiltré vers la nappe apporte une concentration  $C_i$ , la concentration  $C'_{nap}$  résultant du mélange dans la partie supérieure étant calculée de la façon suivante :

$$C'_{nap} = \frac{(C_i \Delta Vi) + (Cnap(Vnap + \Delta Vi))}{Vnap + \Delta Vi - Vseuil} \quad \text{si} \quad (Vnap + \Delta Vi - Vseuil) > 0$$

Le volume vidangé  $Ve$  se trouve donc à la concentration  $C'_{nap}$ .





# Chapitre 5

## Méthode d'intégration des outils

### 5.1 Choix méthodologique

Nous disposons, à ce stade de l'étude, de trois modèles distribués, hydrologique (MODCOU), agronomique (STICS) et hydrogéologique (NEWSAM), capables de simuler respectivement les écoulements superficiels et souterrains de manière conjointe, les flux de nitrates à la base de la zone racinaire, et le transport de nitrate dans un système aquifère. Ces modèles fonctionnent en séquence de manière indépendante.

Notons, en outre, que NEWSAM permet de simuler également les écoulements souterrains de manière strictement comparable avec la modélisation faite par MODCOU, ces deux modèles étant compatibles pour ce qui concerne la partie souterraine.

Il s'agit à présent de construire un modèle intégré dont l'architecture est fondée sur l'association de STICS régionalisé, avec MODCOU et NEWSAM, pour permettre la modélisation du transfert des nitrates dans les différents compartiments du système hydrologique, depuis les sols agricoles jusqu'aux cours d'eau en passant par la zone non-saturée et les aquifères (Gomez et Ledoux 2001). La mise en œuvre de cette chaîne de modèles se déroule en plusieurs étapes, présentées par la figure 5.1.

#### **Simulation du transfert des nitrates à la base des sols**

Le calcul du bilan hydrique, par MODSUR, fournit les débits ruisselés (QR) et infiltrés (QI) sur chaque maille du domaine de surface suivant le pas de temps des données météorologiques. STICS calcule des flux d'azote sous-racinaire (Fns) et des débits drainés à la base de la zone sous-racinaire (Qs).

Dans l'état actuel de la modélisation, nous avons choisi de simuler le transfert des nitrates dans le système aquifère en utilisant les flux d'eau délivrés par MODSUR et les flux d'azote délivrés par STICS. Ceci offre l'avantage de permettre le calage du modèle hydrologique indépendamment des processus agronomiques, mais présente en revanche l'inconvénient de risquer d'introduire une différence entre les flux d'eau calculés par MODSUR et ceux calculés par STICS. Ce risque d'incohérence a été étudié sur le bassin de la Marne (cf. chapitre 11).

Soulignons que le choix de deux modèles différents, l'un pour le calcul des flux d'eau, l'autre pour le calcul des flux d'azote, a été motivé par deux raisons principales. La

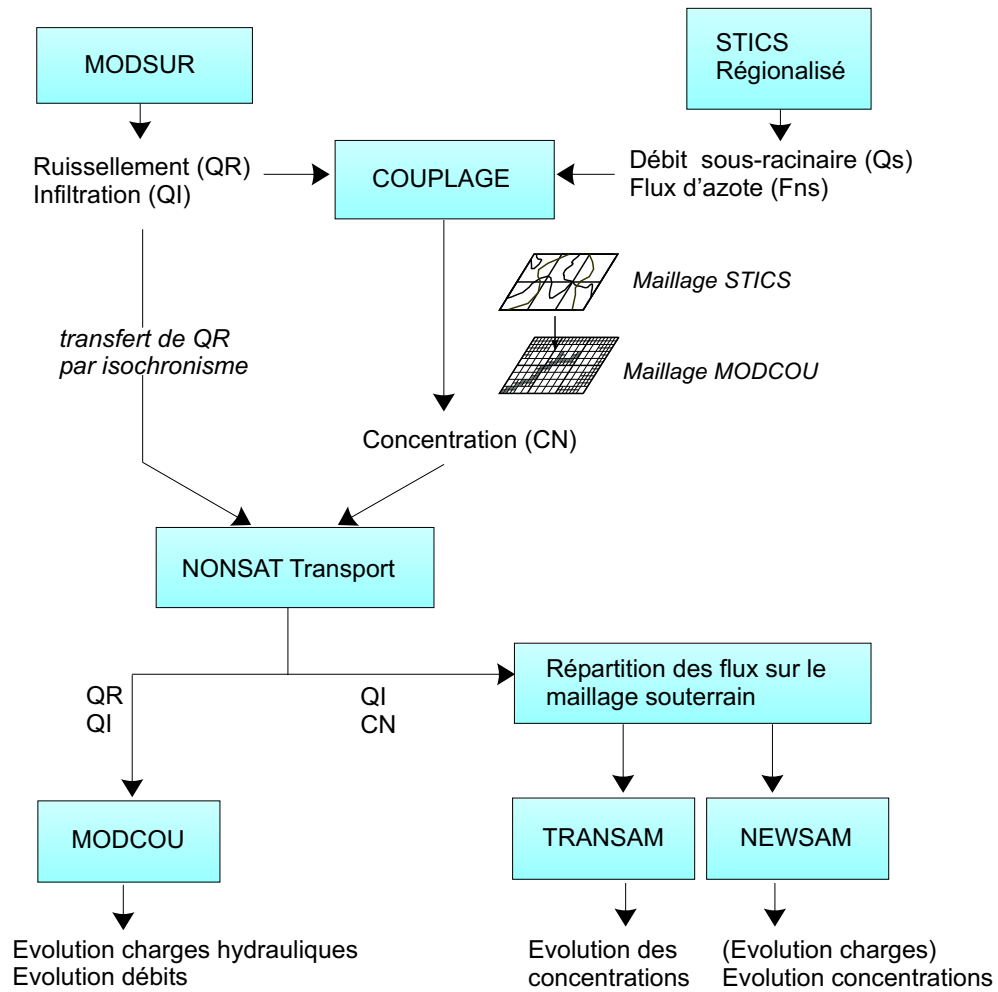


FIG. 5.1 – Représentation schématique du couplage entre STICS et MODCOU-NEWSAM

première est que le programme STICS a évolué tout au long de ce travail. La seconde est que nous n'avons aucune certitude quant à la validité des bilans hydriques calculés par STICS à l'échelle régionale. Il est toutefois considéré que ce choix constitue une première étape du travail et que le véritable couplage, intégrant le bilan hydrique de STICS dans le modèle hydrologique, se fera dans une phase ultérieure.

Ensuite, afin d'assurer la cohérence des flux d'eau entre MODSUR et NEWSAM, nous avons calculé une concentration théorique, qui servira de donnée d'entrée à NONSAT Transport, à partir des flux d'azote délivrés par STICS, selon la formule suivante :

$$CN = \frac{\sum_{i=1, npas} [(\sum_{j=1, nbu} Fns'_{(j)} \times S_{(j)}) \times pcult]}{\sum_{i=1, npas} (QR + QI)}$$

avec

$CN$  : concentration en nitrates sur chaque maille de la couche de surface MODCOU

$Fns'$  : flux de nitrate calculé par STICS, défini à partir de  $Fns$  par le rapport des masses molaires ( $\text{kg NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

$S$  : rapport de la surface d'une fraction de la maille MODCOU, correspondant à l'unité de simulation  $j$ , sur la surface unitaire d'un 1 ha.

$pcult$  : pourcentage de la surface de la maille MODCOU occupée par des terres cultivées

$nbu$  : nombre d'unités de simulation en correspondance avec une maille MODCOU

$QR + QI$  : débit ruisselé et infiltré calculé par MODSUR

$npas$  : nombre de pas de temps météorologique

Ainsi, STICS calcule un flux d'eau sous-racinaire ( $Q_s$ ), or cette eau peut être répartie entre l'infiltration et le ruissellement. On estime que  $Q_s$  correspond à  $(QR+QI)$ . Cette hypothèse suppose qu'à l'échelle régionale la teneur en nitrates de l'eau de ruissellement est égale à celle de l'eau d'infiltration. Ceci est une hypothèse discutable, mais qui n'intervient pas au niveau du travail actuel qui se fixait pour objectif de fournir un ordre de grandeur des flux de nitrates fournis par les nappes aux rivières. En revanche, la détermination de la concentration de l'eau ruisselée sera abordée dans une phase ultérieure, lorsque le modèle intégré sera couplé à un modèle de transfert des nutriments en rivières.

Par ailleurs, la concentration  $CN$  est moyennée sur plusieurs pas de temps météorologiques ( $npas$ ) afin de s'affranchir des différences ponctuelles éventuelles entre les volumes calculés par MODSUR et par STICS.

Donc, cette méthode de calcul permet d'une part de fournir une concentration fictive nécessaire à la mise en œuvre de NONSAT Transport et, d'autre part, de respecter globalement les flux d'azote délivrés par STICS. Ainsi, le flux d'azote introduit dans le modèle est bien le flux calculé par STICS.

De plus, ce calcul ne tient compte que des surfaces cultivées. En effet, une enquête menée par Benoit et Fizaine (1999) en Lorraine a permis d'estimer des teneurs en nitrates lessivés à  $4,13 \text{ mgNO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$  sous couverts forestiers quelles que soient les essences présentes. Compte tenu de cette faible valeur, il sera admis que les flux d'azote lessivés sous couvert

forestier sont négligeables devant ceux mis en jeu sous les cultures.

L'eau ruisselée (QR) est ensuite routée par isochronisme vers les rivières.

### **Transport de nitrate dans le domaine souterrain**

L'eau d'infiltration (QI) contenant la concentration en nitrates (CN) est acheminée vers les nappes souterraines, à travers la zone non-saturée, grâce à NONSAT Transport.

Les flux de nitrates sont répartis vers les mailles souterraines et lorsqu'une maille de surface n'est pas connectée à une maille souterraine représentée par le modèle NEWSAM, les nitrates sont transportés par le modèle à réservoir TRANSAM figurant l'aquifère (cf. section 4.3).

Enfin, le modèle de transport en milieu souterrain NEWSAM simule l'évolution des concentrations nitriques dans les aquifères suivant un pas de temps de 30 jours.

NEWSAM permet également de quantifier les flux de nitrates échangés entre les aquifères et les rivières. Parallèlement au calcul mené par NEWSAM, MODCOU, qui utilise les mêmes paramètres hydrodynamiques que NEWSAM, simule les niveaux piézométriques dans les aquifères ainsi que les débits en chaque point du réseau hydrographique.

Notons que le transport des nitrates dans les aquifères se fait de manière conservative. La simulation d'une éventuelle dénitrification dans la partie captive des aquifères pourrait néanmoins être prise en compte, dans une phase ultérieure, en quantifiant ce processus à partir de données concernant le potentiel redox, les teneurs en azote moléculaire dissous ou le traçage isotopique (Mariotti 1986; Smith et al. 1991).

## **5.2 Fonctionnalités du modèle intégré**

L'association de STICS au modèle MODCOU-NEWSAM permet d'aboutir à un modèle intégré, chacun des modèles permettant une représentation, avec des degrés de conceptualisation variables, des processus qu'il simule. Le concept de "modèle intégré" se présente à deux niveaux : compartiments et échelles spatio-temporelles.

- du point de vue des compartiments, le modèle est conçu pour représenter les processus de transferts qui se déroulent d'une part, dans les sols agricoles et d'autre part, dans le domaine souterrain constitué par la zone non-saturée et les aquifères.
- du point de vue des échelles spatio-temporelles, la structure maillée du modèle permet de représenter le transfert des nitrates sur des bassins de quelques milliers à plusieurs dizaines de milliers de km<sup>2</sup>. Ce modèle permet également de réaliser des simulations sur de longues périodes de temps (plusieurs dizaines d'années) en intégrant l'évolution de l'occupation des sols et des itinéraires techniques. Il est aussi conçu pour intégrer facilement les évolutions futures de la base de données des pratiques agricoles.

La base de données nécessaire à la mise en œuvre du modèle intégré regroupe différentes catégories de données :

- les données de forçage : variables météorologiques, pédologiques, agricoles (successions culturales et itinéraires techniques); auxquelles peuvent être ajoutées, dans une phase ultérieure, des données d'apports et de prélèvements en rivières et en

- nappes ;
- les données de paramétrisation : paramètres physiographiques (modèle de drainage déduit du MNT et paramètres des fonctions production), paramètres hydrodynamiques (transmissivités, coefficient d'emmagasinement, porosité etc.), caractéristiques agronomiques des cultures ;
  - les données de validation : évolution des débits en rivières, des piézométries, des concentrations dans les aquifères et des rendements des cultures.

Les résultats de simulations, spatialisées à l'échelle du bassin de la Seine, concernent :

- les écoulements : bilan hydrique, débit d'alimentation des nappes, évolution du débit dans les cours d'eau et de la piézométrie ;
- le transfert des nitrates : évolution des flux de nitrate à la base de la zone sous-racinaire et de la zone non-saturée. Evolution des concentrations en nitrate dans les aquifères et quantification des flux de matière échangés entre la nappe et la rivière.

La souplesse d'utilisation de ce modèle réside dans le fait que : (i) chacun des compartiments du système hydrologique peut être testé indépendamment des autres compartiments ; (ii) la base données peut être facilement modifiée pour rendre compte de l'évolution des données de forçage météorologiques ou anthropiques.

En contrepartie, l'inconvénient majeur de ce modèle, qui associe des modules aux fonctionnalités différentes, tient au grand nombre d'informations nécessaires à sa mise en œuvre, qui rend peu aisée la manipulation de la base de données.

Néanmoins, les fonctionnalités de ce modèle intégré en font un outil particulièrement adapté à des études de type prospectif, permettant de quantifier l'impact de modifications des données d'entrées (agricoles, météorologiques, anthropiques ...) sur la réponse du système agronomique et hydrologique du bassin la Seine.



## Deuxième partie

# Conceptualisation du modèle d'écoulement et du transfert de nitrate sur le bassin de la Seine





# Chapitre 6

## Présentation du domaine d'étude

### 6.1 Domaines géographique et morphologique

#### 6.1.1 Domaine de surface

Le bassin hydrologique de la Seine (78 600 km<sup>2</sup> au Havre) est presque entièrement inclu dans le bassin de Paris. Cette unité structurale, caractérisée par une structure en auréoles sédimentaires concentriques, est limitée par le socle ancien des Ardennes et des Vosges à l'est, du Massif Central au sud et du Massif Armoricaïn à l'ouest. La Manche constitue la limite nord-ouest du bassin de Paris qui se prolonge néanmoins, sur le plan géologique, jusqu'au sud de l'Angleterre.

De la fin du Paléozoïque au Tertiaire, par la succession de transgressions marines, des couches sédimentaires se sont accumulées pour former le bassin de Paris. Au Néogène et au Quaternaire, l'érosion a fait apparaître les conditions structurales du relief du bassin de la Seine.

Le relief, élément essentiel de la répartition géographique des précipitations et des températures, qui elles-mêmes conditionnent les ressources en eau, est peu accidenté sur le bassin de la Seine. Les altitudes, généralement inférieures à 300 m, dépassent rarement 500 m, sauf dans le Morvan où elles atteignent 600 m. Les vastes plateaux (plaines de Picardie ou de Beauce), délimités par des talus (cuestas), et les plaines encaissées s'expliquent par une structure très variée des couches géologiques et par une longue période d'aplanissement au Tertiaire, suivie d'une courte période d'érosion, à la fin du Tertiaire et au début du Quaternaire (AESN 1973).

Le tracé particulier des cours d'eau est largement contrôlé par les déformations tectoniques, consécutives à l'orogénèse alpine, le jeu des failles anciennes et les différences lithologiques. Les altitudes modérées expliquent la faible pente naturelle des cours d'eau ( $10^{-2}$  à  $3.10^{-2}$  %) et l'existence de nombreux méandres (figure 6.1).

La densité du drainage agricole est très faible sur les plateaux perméables de Beauce ou Brie "pouilleuse" ou dans les "plaines" limoneuses de Picardie ou d'Ile-de-France. La densité est naturellement plus forte sur les milieux peu perméables, comme les massifs cristallins, plus pentés, et les régions argileuses ou marneuses, telles que la Champagne humide, et le Barrois.

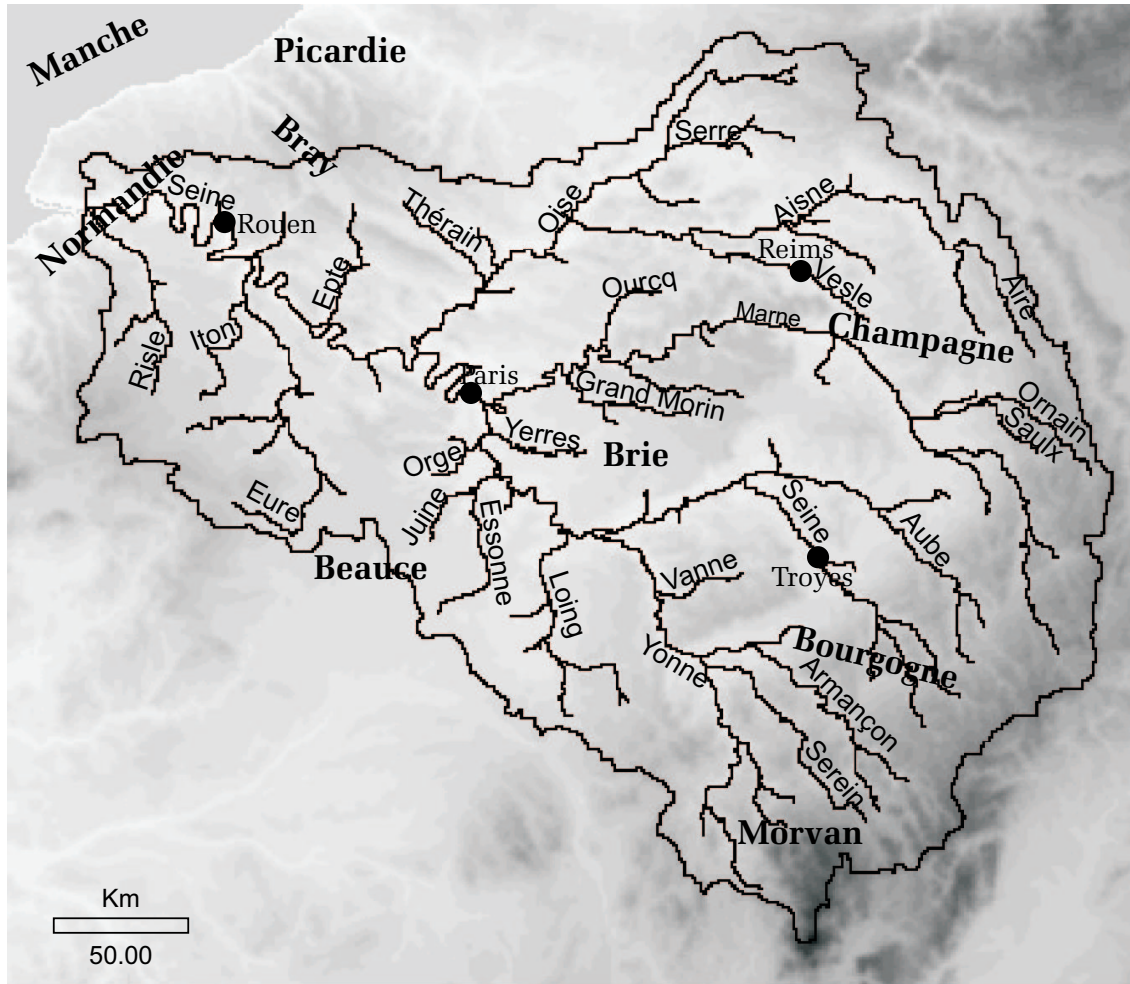


FIG. 6.1 – Réseau hydrographique simplifié du bassin de la Seine

Les sols actuellement présents sur le bassin de la Seine se sont formés à partir d'une couverture de limons et d'argiles quaternaires qui recouvrent les formations géologiques. En général, ils sont pourvus de bonnes capacités de rétention d'eau qui contribuent, en association avec une pluviométrie bien répartie au cours de l'année, à réguler le débit des rivières. Les principales formations rencontrées sont principalement les sols bruns lessivés et les sols bruns calcaires. La figure 6.2 présente les différents profils de sols rencontrés sur le bassin.

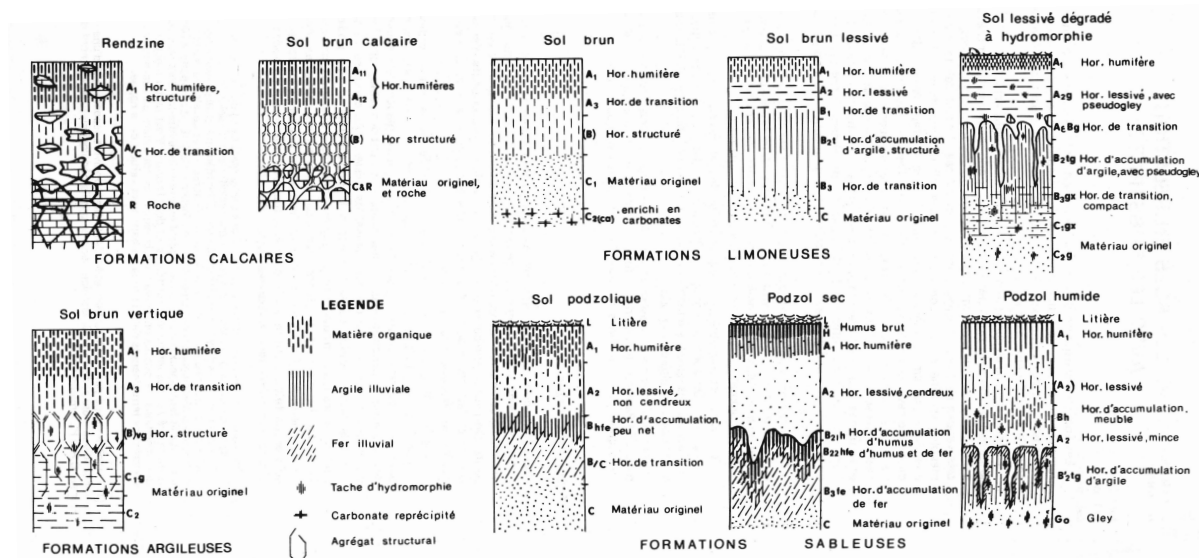


FIG. 6.2 – Profil des principaux types de sols, d'après Pomerol et Feugueur (1986)

### 6.1.2 Domaine souterrain

La géologie permet de distinguer deux grandes structures : le socle et le bassin sédimentaire. Le socle ne présente que peu d'intérêt d'un point de vue hydrogéologique, l'essentiel des ressources en eaux étant contenu par les formations sédimentaires du bassin de Paris (figure 6.3). Les couches sédimentaires du Trias jusqu'au Crétacé affleurent en auréoles autour d'une vaste zone centrale Tertiaire transgressive. La faible pente des assises vers le centre de la cuvette (environ 1,5 %) et l'augmentation simultanée de l'épaisseur des dépôts, conséquence d'une lente subsidence, entraînent une puissance maximale des couches de l'ordre de 3 km sous la Brie (AESN 1974).

Le tableau 6.1 résume la lithostratigraphie de l'ensemble des terrains sédimentaires rencontrés dans le bassin de Paris.

La structure générale, dite en "piles d'assiettes creuses", est déformée par des plissements anticlinaux et synclinaux, accidentés de fractures suivant 3 directions NW-SE à l'ouest, E-W au centre et SW-NE à l'est, qui correspondent à la phase Alpine ayant réactivée les structures hercyniennes.

Les unités lithostratigraphiques sont empilées sur la verticale et constituent les aquifères ou les formations semi-perméables suivant leurs natures lithologiques (figure 6.4).

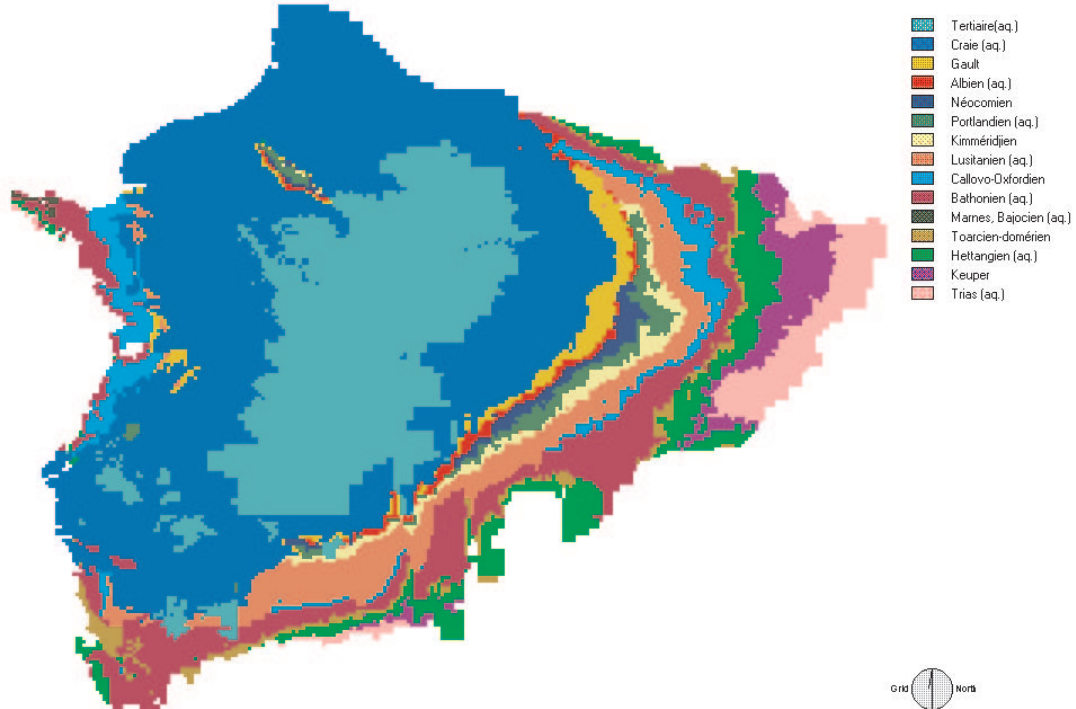


FIG. 6.3 – Carte hydrogéologique simplifiée du bassin de Paris, d'après Certes et al. (1997)

Période	Système	Etage stratigraphique	Lithologie dominante	Niveaux aquifères
Quaternaire			Alluvions	Aquifères alluviaux
Tertiaire	Oligocène	Aquitanién	Calcaire de Beauce	Calcaires de Beauce et des sables de Fontainebleau
		Stampien	Sables de Fontainebleau Calcaire de Brie Marnes vertes	
	Eocène supérieur	Bartonien	Marnes supragypseuses Calcaires de Champigny Calcaire de St. Ouen Sables de Beauchamp	Calcaires de Champigny
	Eoc. Moyen	Lutétien	Calcaire gossier	Sables du Soissonnais et calcaire grossier
	Eoc. Inférieur	Yprésien	Sables de Cuise Sables du Soissonnais Argile plastique	
	Paléocène	Thanétien Dano-Montien	Sables de Bracheux Calcaires, marnes	
Secondaire	Crétacé sup.	Sénonien Turonien Cénomanién	Craie	Nappes de la Craie
	Crétacé inf.	Albien Aptien à Néocomien	Argiles du Gault Sables, argiles Argiles, sables	Albien Néocomien
	Jurassique sup.	Portlandien Kiméridgien Callovo-Oxfordien	Calcaires sup. Marnes Calcaires récifaux	Portlandien Lusitanien
	Jurassique moy. (Dogger)	Bathonien Bajocien Aalénien	Calcaires, marnes	Dogger
	Jurassique inf. (Lias)	Toarcién Domérién Pliensbachien Sinémurien Hettangien	Argiles, marnes Calcaires gréseux Marnes Calcaires compacts Calcaires marneux	Lias
	Trias		Argiles bariolées Grès de base	
Primaire	Permien Carbonifère Dévonien		Grès, argiles, conglomérats Schistes, calcaires Schistes, calcaires	

TAB. 6.1 – Cadre lithostratigraphique du bassin de Paris, d'après AESN (1974) et Wei (1990)

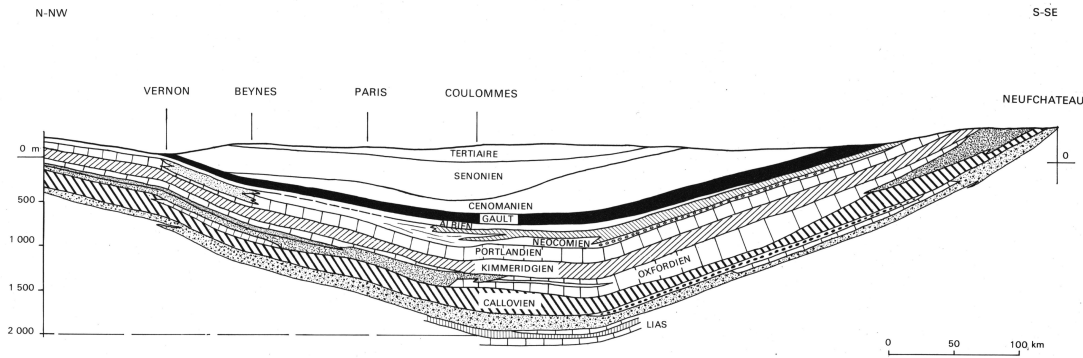


FIG. 6.4 – Coupe générale transversale du bassin de Paris, d'après AESN (1974)

Notons que les formations semi-perméables assurent des connexions hydrauliques entre les aquifères, par drainance verticale, avec de faibles vitesses eu égard à leurs faibles perméabilités. Cependant, une faille en décrochement aura tendance à faciliter la drainance.

Une synthèse hydrogéologique du bassin sédimentaire, permet d'identifier 11 aquifères multicouches principaux de bas en haut séparés par des niveaux semi-perméables (Mégnién 1970; Pomerol et Feugueur 1986; Wei 1990; Certes et al. 1997) :

- le Lias inférieur (Sinémurien, Hettangien, et Rhétien) : il présente une porosité limitée et une faible épaisseur.
- le semi-perméable du Toarcien, Domérien et Pliensbachien constitué d'argiles, de calcaires gréseux compacts et de marnes micacées.
- le Dogger (Bathonien et Bajocien) : les calcaires du Dogger forment la Côte de Moselle. Au centre du bassin, cet aquifère se trouve entre 1200 et 2000 m de profondeur.
- le semi-perméable de l'Oxfordien et du Callovien constitué de roches marneuses et argileuses.
- le Lusitanien : principalement de nature calcaire, entre les formations du Kimméridgien et de l'Oxfordien, ce faciès forme la Côte de Meuse à l'Est du bassin. Sa partie affleurante couvre une surface d'environ 2000 km<sup>2</sup>. Cette formation présente une structure très hétérogène. Peu de données hydrogéologiques sont disponibles.
- le semi-perméable du Kimméridgien constitué de marnes et calcaires marneux.
- le Portlandien : peu connu d'un point de vue hydrogéologique; il est formé de calcaires et marno-calcaires.
- le semi-perméable du Barrémien et de l'Aptien composé d'argiles plastiques et de marnes sableuses.
- l'Albien : constitué par un ensemble sableux ("Sables Verts"), il s'étend sous l'ensemble du Bassin de Paris. Il affleure en auréole sur son pourtour oriental, ainsi qu'à l'ouest, mais d'une façon plus réduite. La nappe était artésienne en région parisienne, mais l'exploitation accrue de celle-ci a fait disparaître l'artésiannisme. Les temps de résidence des eaux sous la région parisienne sont compris entre 7500 et 10000 ans (Lauverjat 1967).
- le semi-perméable de l'Albien et du Cénomanién constitué des argiles du Gault et

de craie glauconieuse.

- la Craie : constituée par les formations du Montien et du Sénonien, cette nappe couvre une surface totale d'environ 110000 km<sup>2</sup> et sa surface affleurante occupe 70000 km<sup>2</sup>. Les ressources de cette nappe sont estimées à 12.10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>.an<sup>-1</sup>. C'est un aquifère hétérogène, avec une structure très complexe. La Craie ne contient une nappe importante que là où elle affleure, et principalement, dans les vallées. Lorsqu'elle est recouverte par des alluvions perméables, elle se confond avec la nappe alluviale. Ce cas se prête à l'exploitation car les alluvions jouent un rôle d'emmagasinement des apports provenant de la Craie, et la rivière, proche, peut en assurer l'équilibre interannuel.
- le semi-perméable du Sparnacien argileux.
- l'Eocène moyen et inférieur (Lutétien, Yprésien, Thanétien et Montien) : cet aquifère, encore appelé nappe du Soissonais, s'écoule du nord vers le sud et se met progressivement en charge en direction de la capitale où il est exploité.
- le semi-perméable du Cuisien constitué des argiles de Laon.
- l'Eocène supérieur (Ludien, Marinésien, Auversien et Lutétien) : il correspond à la nappe de Champigny. Les relations hydrauliques avec les vallées qui l'entailent sont assez complexes et de régime karstique.
- le semi-perméable du Stampien et Ludien constitué des marnes vertes et marnes supragypseuses et infragypseuses.
- l'Oligocène (Chattien et Stampien) : également appelée nappe de Beauce, cet aquifère possède un bassin d'alimentation qui s'étend largement au sud de la région parisienne. Son écoulement est fortement sollicité par les vallées qui la drainent (le réseau de l'Essonne notamment).
- la nappe des alluvions : les formation alluviales, bien développées dans les vallées des principaux cours d'eau, constituent de très bons aquifères tant par leur perméabilité, souvent élevée, que par leur alimentation.

Malgré ces distinctions, les discontinuités de sédimentation (variations latérales de faciès, lacunes de dépôts, érosions, discordances et transgressions marines) et les accidents tectoniques (plissements, failles, paléoreliefs) impliquent des transferts d'eau et de pression entre les aquifères. Ainsi, par exemple, des systèmes de failles auront tendance à faciliter la drainance (Wei 1990; Certes et al. 1997). Par conséquent, aucun réservoir ne peut être isolé hydrauliquement, ce qui confère au bassin sédimentaire, un régime d'écoulement des eaux souterraines très complexe.

## 6.2 Caractéristiques climatologiques

Les précipitations atmosphériques (P) qui parviennent à la surface du sol suivent trois destinations différentes : une partie est évaporée par l'atmosphère ou transpirée par les plantes (E), une autre ruisselle à la surface du sol (R), et la troisième s'infiltré vers les nappes (I).

Ainsi, le cycle de l'eau est classiquement représenté par l'équation suivante :

$$P = E + I + R$$



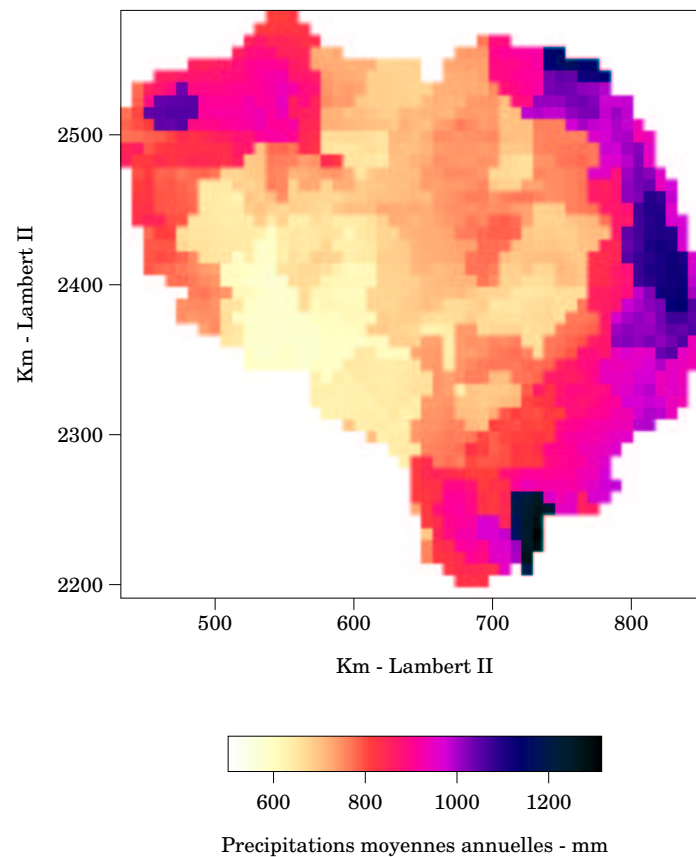


FIG. 6.5 – Précipitations moyennes annuelles sur la période 1985-1995 (source Météo France)

Voyons comment se répartissent chacun des termes de l'équation sur le bassin de la Seine.

### Précipitations

L'analyse des précipitations journalières sur la période 1971-1990 a conduit Champoux et Tamburini (1996) à distinguer 12 zones climatiques principales sur la France. Le bassin de la Seine est globalement soumis à un climat océanique, seule la partie sud-est étant sous influence continentale.

La figure 6.5 présente la répartition géographique des précipitations moyennes annuelles (pluie et neige) sur la période 1985-1995. La valeur moyenne annuelle des précipitations sur le bassin est d'environ 795 mm.

On constate que malgré un relief peu élevé et peu contrasté, les variations géographiques des précipitations sont relativement marquées. Trois zones climatiques principales peuvent être distinguées :

- au nord-ouest, les précipitations sont assez abondantes (800 à 1100 mm) du fait de l'influence maritime ;
- au centre, les plateaux accusent un déficit assez net (550 à 850 mm) : ceci est

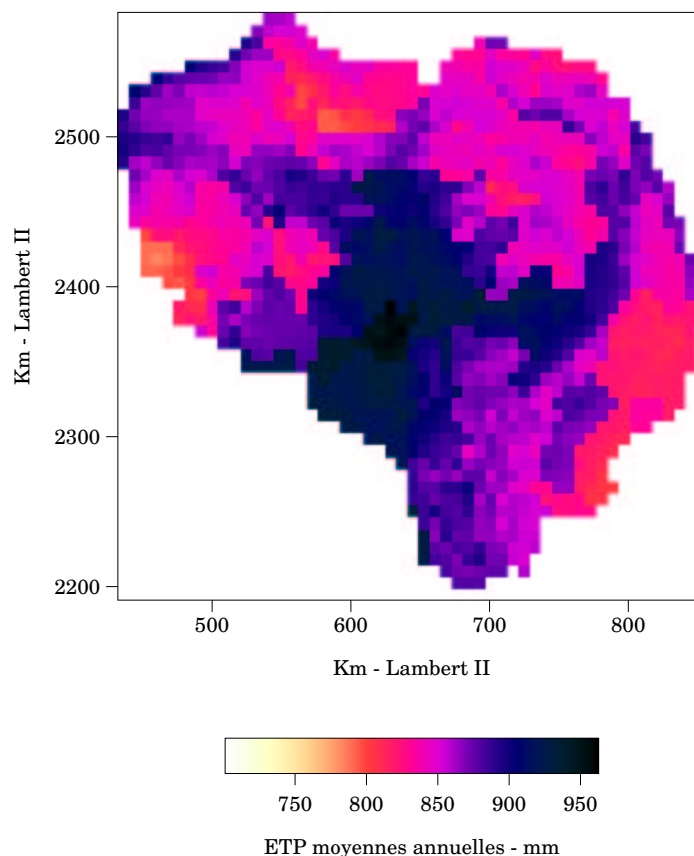


FIG. 6.6 – Evapotranspirations potentielles moyennes annuelles sur la période 1985-1995 (source Météo-France)

- remarquable pour la Beauce où les vents d'ouest chargés d'humidité ne rencontrent aucun obstacle et vont précipiter leur eau sur le Gâtinais par exemple ;
- l'auréole qui s'étend de l'est au sud, dont les reliefs sont assez élevés, est marquée par des précipitations relativement importantes (supérieures à 800 mm), pouvant atteindre 1300 mm sur le massif du Morvan.

Le nombre de jours de neige est de l'ordre de 12 à 20 par an dans le centre du bassin, et peut atteindre 40 jours sur le Morvan et le plateau de Langres (Mégnyen 1979). L'épaisseur maximale de la couche de neige reste cependant modérée.

### Evaporation

Les valeurs d'évapotranspirations potentielles ont été obtenues en appliquant la formule de Penman. Leurs répartitions géographiques (figure 6.6) suit une zonation plus ou moins concentrique, avec de fortes valeurs d'ETP au centre du bassin, environ 950 mm, et des valeurs plus faibles sur les reliefs du fait de la diminution de la température avec l'altitude.

L'ETP joue un rôle important dans le calcul du bilan hydrique, puisqu'elle détermine, en fonction des réserves en eau du sol - appelées RFU (Réserves Facilement Utilisables)

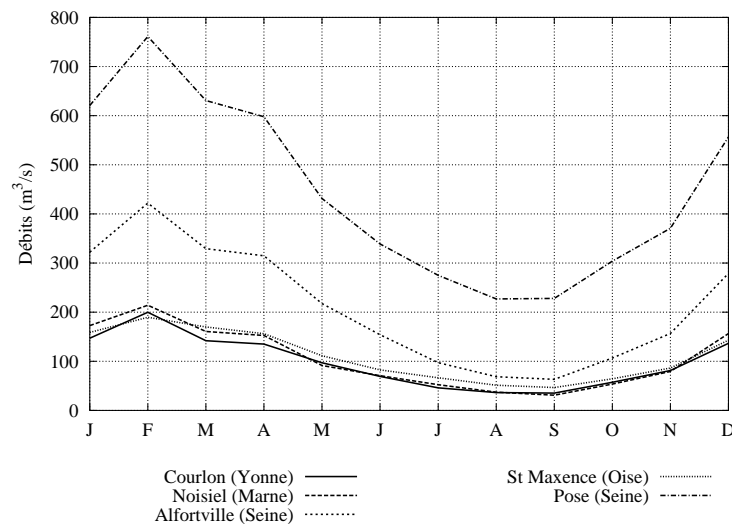


FIG. 6.7 – Régimes hydrologiques naturalisés (correction des effets liés au fonctionnement des barrages-réservoirs) sur la période 1970-1993

-, l'évapotranspiration réelle (ETR) qui correspond au déficit d'écoulement.

### Ruissellement et infiltration

L'eau qui n'a pas été évaporée, environ 200 mm par an, se répartit entre une lame infiltrée et une lame ruisselée. Leurs proportions relatives dépendent de la capacité de rétention de l'eau par les sols.

## 6.3 Caractéristiques hydrologiques

La Seine, d'une longueur de 776 km, prend sa source à 471 m d'altitude sur le plateau de Langres, en Bourgogne.

Les principaux cours d'eau du bassin de la Seine présentent une grande homogénéité des régimes hydrologiques (figure 6.7). En effet, on observe un seul maximum et un seul minimum dans l'année, qui témoigne d'un régime hydrologique simple en réponse aux faibles contrastes de reliefs et de climat. Les principaux tributaires (Aube, Yonne, Marne, Oise et Eure) ont un régime hydrologique qui débute au mois de septembre et les débits minimums et maximums sont situés respectivement au mois d'août et de février. Ce type de régime est dit "pluvial océanique" : l'écoulement est maximum en hiver lorsque l'évapotranspiration est faible, et minimum en été lorsque l'évapotranspiration est forte.

Les précipitations atmosphériques annuelles moyennes,  $750 \text{ mm.an}^{-1}$  sur la période 1931-1960 (AESN 1976), se répartissent en 200 mm d'écoulement et 550 mm d'évapotranspiration sur le bassin de la Seine. Comparé aux autres fleuves français, l'écoulement est faible (Meybeck et al. 1998) :  $238 \text{ mm.an}^{-1}$  pour la Loire,  $369 \text{ mm.an}^{-1}$  pour la Garonne,  $558 \text{ mm.an}^{-1}$  pour le Rhône,  $804 \text{ mm.an}^{-1}$  pour le Rhin à la frontière franco-allemande.

Les crues de la Seine atteignent exceptionnellement des écoulements spécifiques de  $40 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ , tandis que les autres fleuves français connaissent des pointes de débits

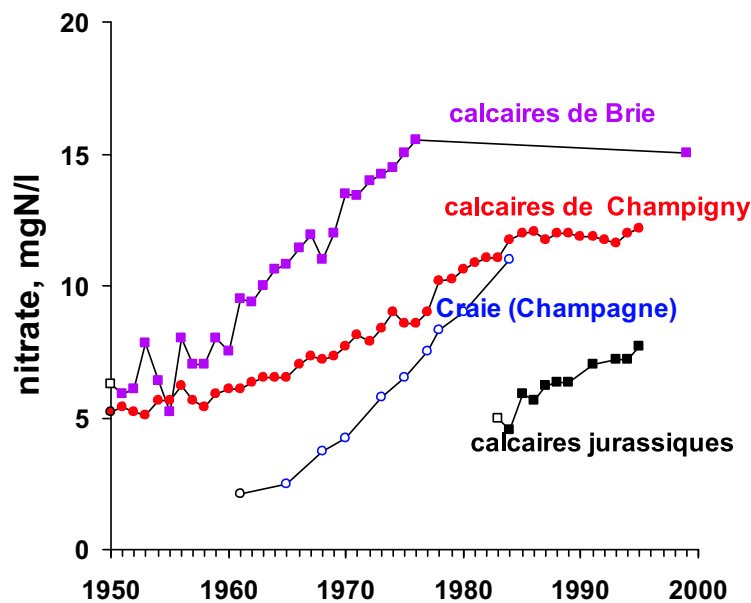


FIG. 6.8 – Evolution de la teneur en nitrate dans des aquifères Tertiaires et Secondaires, données extraites de Meybeck et al. (1998)

beaucoup plus élevées :  $50 \text{ l.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$  pour la Loire et le Rhône, 60 pour la Garonne et 70 pour le Rhin à Lauterbourg.

Concernant la qualité des eaux sur le bassin de la Seine, on observe une bonne qualité pour les rivières en têtes de bassin avec une dégradation vers l'aval, notamment pour les rivières de l'Oise et de la Seine. Deux types de pollution peuvent être distingués : la pollution d'origine urbaine et la pollution diffuse.

La pollution d'origine urbaine ou industrielle, notamment sur l'Oise, la Marne et la Seine, affecte les cours d'eau sur une distance qui est fonction de la capacité d'épuration du milieu aquatique. La qualité des eaux suit un gradient similaire à celui de l'urbanisation et de l'industrialisation du paysage.

La pollution diffuse, liée à l'agriculture et à l'élevage, affecte les zones ouest et est du bassin. La figure 6.8 présente l'évolution de la teneur en azote dans quelques aquifères caractéristiques du bassin de la Seine. Ces données sont tirées de Meybeck et al. (1998). Les données disponibles sur des chroniques de longue durée montrent un accroissement régulier des teneurs en nitrates avec peut-être une stabilisation pour l'aquifère des calcaires de Brie. Compte tenu du temps de réponse, parfois très long, de la composition des eaux souterraines aux modifications des pratiques agricoles, on observe une stratification des teneurs en nitrates suivant la profondeur des aquifères. Ainsi, les aquifères superficielles (calcaires de Brie et de Champigny) sont plus rapidement affectés que les aquifères situés dans la partie profonde (Craie et calcaires jurassiques).

## 6.4 Anthropisation du bassin

Du fait du relief peu accentué, les communications terrestres sont aussi aisées que les communications par voie d'eau. Ces avantages ont attiré une population active qui a constitué de grandes agglomérations (Paris, Rouen, Le Havre ...). La population sur le bassin de la Seine est estimée à 20 millions d'habitants (soit environ 30 % de la population française). Ainsi, 40 % des activités industrielles du pays sont concentrées sur cet espace et 60 % de la superficie est occupée par des terres agricoles. Par conséquent, l'industrie, en plein essor, ainsi que l'intensification de l'agriculture sont la source de problèmes hydrauliques de plus en plus urgents, et notamment de la pollution des rivières et des eaux souterraines.

### 6.4.1 L'agriculture

Le développement de l'agriculture a des conséquences, directes ou non, sur la qualité des eaux par le biais des produits phytosanitaires, des engrais ou de la charge en matière en suspension (MES). Nous nous intéressons dans cette section à 3 aspects principaux : l'évolution de l'activité agricole depuis 1970 ; justifiée par la disponibilité des données et par le fait que l'utilisation des fertilisants minéraux était largement pratiquée à cette période (figure 6.8) ; l'utilisation des sols, et l'évolution du drainage et de l'irrigation. L'étude de l'occupation du sol s'appuie essentiellement sur les Recensements Généraux de l'Agriculture (RGA) menés à l'échelle cantonale de 1970 à 2000.

#### Evolution de l'activité agricole depuis 1970

L'analyse montre qu'il y a une forte différence entre l'évolution du nombre d'exploitations agricoles et de la surface agricole utile (SAU). Le nombre d'exploitations a considérablement diminué (de 30 à 40 %) tandis que la réduction de la SAU est d'à peine 5 % (Meybeck et al. 1998). L'espace agricole n'a donc pas subi de régression importante, l'évolution se traduisant par une augmentation moyenne de la superficie des exploitations de 42 à 55 ha, qui reflète le développement de l'agriculture productiviste liée notamment à la mécanisation.

#### Utilisation des sols

La dynamique spatio-temporelle des orientations productives des exploitations agricoles est déduite d'une analyse statistique menée par Mignolet et al. (2001). Les quatre derniers Recensements Généraux de l'Agriculture (RGA de 1970, 1979, 1988 et 2000) décrivent les caractéristiques structurelles des exploitations. Leur diversité y est décrite grâce à une classification suivant des orientations technico-économiques des exploitations (OTEX). Cette classification est fondée sur la valeur monétaire des productions agricoles, estimée à partir de la répartition des cultures dans la SAU, et de l'importance des troupeaux. Ces informations sont disponibles sur des unités spatiales, appelées Petites Régions Agricoles (PRA). La classification des PRA selon le pourcentage de SAU par OTEX distingue 8 classes principales définies par une OTEX dominante (figure 6.9).

En 1970, le bassin de la Seine apparaît constitué de 5 zones agricoles principales. Au centre, se trouvent les PRA à dominante "Céréales-Grandes cultures" au sud de Paris ou à dominante "Grandes cultures-Céréales" au nord. Sur les bordures ouest et est sont

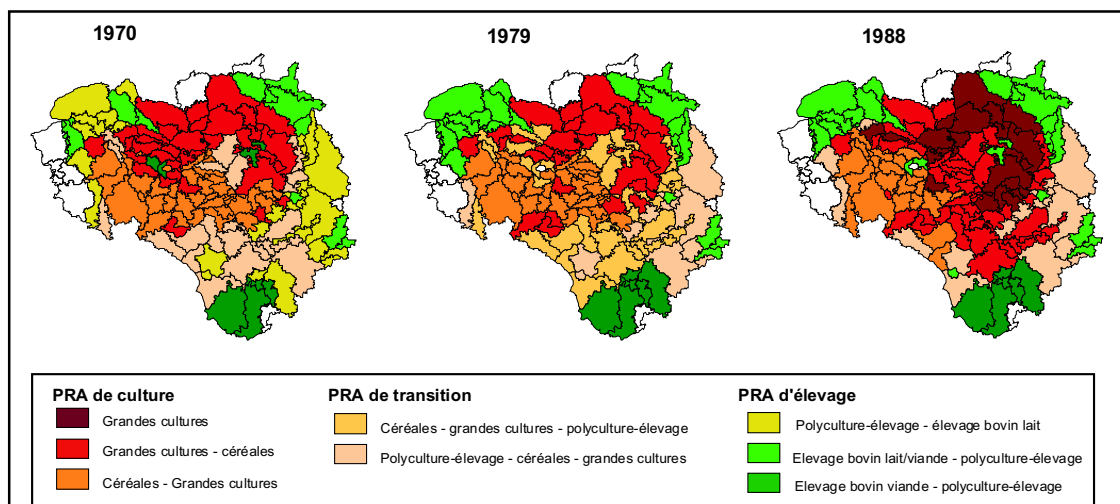


FIG. 6.9 – Segmentations du bassin de la Seine selon les combinaisons des OTEX d'après les RGA de 1970, 1979 et 1988

localisées les activités liées à l'élevage (Haute-Normandie, Lorraine, sud de Champagne-Ardennes, Bassigny et Morvan). Enfin, entre les PRA du centre et celles de la bordure est, apparaît une zone de transition constituée de PRA mixtes orientés vers la polyculture-élevage et les céréales (départements de l'Yonne et du Loiret).

En 1988, la carte obtenue offre une image très différente de la partie centrale du bassin. Une nouvelle classe de PRA spécialisée dans les grandes cultures apparaît et confine au sud-ouest de Paris la zone à dominante "Céréales". Par contre, les zones d'élevage identifiées en 1970 et 1979 semblent se maintenir en bordure de bassin.

Le RGA de 2000 fait intervenir une révision de la classification des OTEX, ce qui ne permet pas une comparaison directe avec les RGA précédents. Cependant, il ne semble pas remettre en cause celui de 1988. La zone orientée vers les productions de céréales et d'oléoprotéagineux reste cantonnée au sud de Paris, tandis que " culture générale " est dominante au nord, voire très largement majoritaire en Champagne crayeuse et sur les plateaux picards.

En résumé, les trois dernières décennies sont marquées par un recul de l'élevage qui se traduit par une régression des surfaces en prairies permanentes (-25 % en 30 ans) ainsi que des autres surfaces en cultures fourragères. Dans le même temps, on assiste à une " céréalisation " du bassin (les surfaces en blé augmentent de 50 %). Seul le maïs est en régression depuis 1980, remplacé progressivement par les oléoprotéagineux comme le pois ou le colza.

### Evolution du drainage agricole et de l'irrigation

Dans le cadre d'une politique d'augmentation de la productivité, des techniques de maîtrise de l'eau du sol ont été largement développées à partir de 1950. La figure 6.10 reflètent bien la distribution des auréoles sédimentaires sur le bassin, le drainage occupant principalement les terrains marno-calcaires, argileux, marneux, et limono-argileux. En revanche le développement de l'irrigation est récent sur le bassin et les prélèvements à

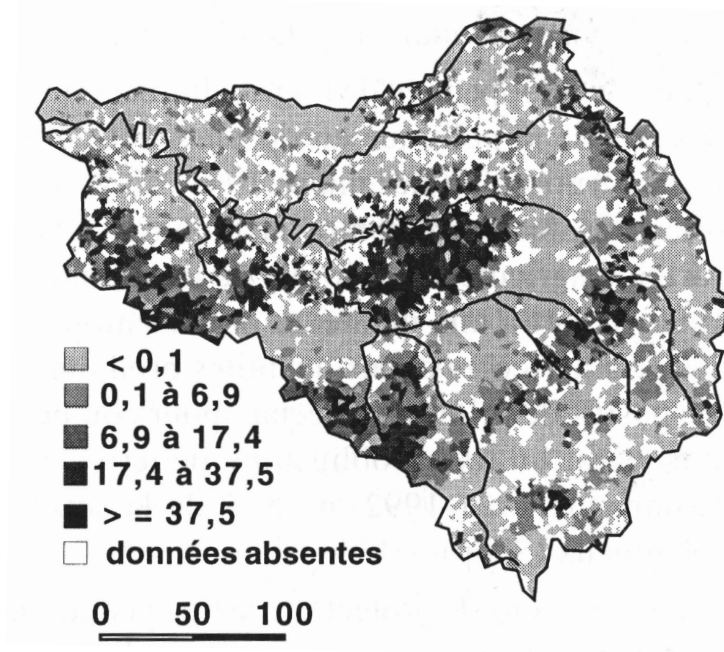


FIG. 6.10 – Surface drainée par commune, en % de la superficie agricole utilisée, source Meybeck et al. (1998)

usage agricole ne représentent qu'une faible part des prélèvements totaux (tableau 6.2).

#### 6.4.2 Demande en eau sur le bassin

La population urbaine représente environ 85 % du total de la population sur le bassin en amont de Poses. A l'échelle européenne, la densité de population place le bassin de la Seine parmi ceux les plus densément peuplés.

Les volumes d'eau prélevés actuellement dans le bassin de la Seine à l'amont de Poses dépassent 2,5 milliards de  $m^3$  par an. Le tableau 6.2 présente une synthèse des données, recueillies sur la période 1988-1992 et sur le bassin la Seine, bassin de l'Eure exclu. Parmi les 2,7 milliards de  $m^3$  d'eau prélevée, 58 % est destiné à l'Industrie, 40,5 % à la distribution urbaine et 1,5 % seulement à l'irrigation des terres cultivées. Ce tableau illustre également les fortes différences concernant l'origine de l'eau en fonction des usages considérés. Ainsi, environ 50 % de la consommation urbaine est assurée par les prélèvements en nappes.

La notion de ressource en eau fait intervenir la réserve d'eau et la liaison entre les ressources et les besoins. Les nappes constituent ainsi des réserves d'eau dont le tarissement entretient les débits d'étiages des rivières. La ressource en eau est donc limitée aux débits d'étiages estimés à environ  $130 m^3.s^{-1}$ . Ce chiffre est à comparer à celui des besoins en eau. Ainsi, l'eau prélevée pour la distribution urbaine peut s'élever à  $35 m^3.s^{-1}$  et les prélèvements totaux des centrales électriques à  $85 m^3.s^{-1}$ . Bien que la majeure partie de ces eaux retourne dans l'hydrosystème, la comparaison de ces débits illustre bien la pression qu'exercent les prélèvements sur le milieu.

	Prélèvements d'eau (millions de m <sup>3</sup> /an)	Prélevé en nappe (%)
Industries	1553	10
Distribution urbaine	1088	51
Agriculture	40	88
Total	2681	

TAB. 6.2 – Prélèvements d'eau dans le bassin de la Seine, bassin de l'Eure exclu, de 1988 à 1992 ; source Meybeck et al. (1998)

### 6.4.3 Les barrages-réservoirs

Quatre réservoirs se trouvent en amont de la Seine à environ 200 km de Paris. Ce sont les réservoirs de la Marne, de la Seine, de l'Aube et de l'Yonne (Pannecières). Leur capacité respective est de 350, 205, 175 et 82 millions de m<sup>3</sup>.

La fonction des barrages-réservoirs est de moduler les débits extrêmes du fleuve en écrêtant les crues, et surtout en soutenant les étiages.

L'influence des barrages réservoirs se fait suffisamment peu sentir sur l'écoulement annuel moyen calculé sur une longue période pour qu'on puisse négliger la variation des réserves d'eau du début à la fin de la période de considéré. Le fonctionnement des barrages-réservoirs ne sera pas donc pris en compte dans la modélisation des écoulements. Par contre, cette influence est très grande sur les débits mensuels et journaliers. Ainsi, les débits d'étiage sont profondément modifiés sur l'Yonne en aval de Pannecières depuis 1950, et sur la Seine à l'aval de Troyes par exemple. Cela implique d'avoir recours à des chroniques de débits corrigés de l'effet des réservoirs dans la mesure où l'on néglige leur fonctionnement dans la modélisation.

Les travaux réalisés à partir d'une lâchure expérimentale ont montré l'existence d'infiltrations des eaux lâchées vers les nappes (Tajjar 1993). Cependant les échanges entre la rivière et la nappe sont très complexes et varient de manière importante en fonction des débits et de la durée des lâchures.

Par ailleurs, les barrages-réservoirs, de par leur fonctionnement hydraulique, constituent des zones de rétention ou d'élimination des éléments dissous ou particuliers. Ainsi, le bilan des entrées-sorties permet d'observer une élimination des nitrates (40 %), une rétention de la silice (50 %) et du phosphore (60 %) dans les quatre réservoirs. Ils constituent aussi des sites de décantation de la matière en suspension (Meybeck et al. 1998).





# Chapitre 7

## Modélisation des écoulements

### 7.1 Modélisation des écoulements de surface

#### 7.1.1 Réseau de drainage et discrétisation

La conceptualisation du modèle d'écoulement de surface, qui s'appuie sur la structure maillée de la couche de surface, est conditionnée par la représentation du réseau hydrographique et par le choix des conditions aux limites du système hydrologique.

Le réseau hydrographique a été déterminé à partir d'IDRHyDem (cf. section 3.2.1) appliqué au MNT à 30" d'arc de l'USGS (cf. section 7.4.2), ramené au pas kilométrique dans le système de coordonnées Lambert II. La surface seuil est fixée à 250 km<sup>2</sup> pour définir le réseau hydrographique. En effet, une surface seuil de taille inférieure ne permettrait pas de mieux représenter les écoulements en rivières compte tenu d'une représentation insuffisante de la variabilité spatiale des zones de production et des forçages atmosphériques.

Afin de s'assurer de la qualité du modèle de drainage, les surfaces drainées, déterminée par planimétrie, au niveau des stations hydrométriques sont comparées à celles calculées par le modèle de drainage, en utilisant un critère géométrique (Sauquet 1998). Ce critère admet que le schéma peut induire une erreur d'un pixel sur le pourtour du bassin versant. L'erreur relative autorisée est donc égale au rapport (périmètre du bassin sur sa surface) multiplié par la surface d'un pixel du MNT. Ainsi, parmi les stations qui drainent une surface de 250 km<sup>2</sup> au minimum, seules deux dépassent l'erreur autorisée (figure 7.1).

Le bassin versant défini à l'exutoire de la Seine, par IDRHyDem, draine une surface de 76083 km<sup>2</sup>. Cependant, la prise en compte des écoulements souterrains dans la modélisation implique d'étendre le domaine modélisé au-delà du bassin hydrologique de la Seine. Ainsi, les conditions aux limites du système hydrologique (figure 7.2) sont définies, dans la mesure du possible, par les charges à potentiel imposé situées hors du bassin de la Seine, figurées par les cours d'eau des bassins adjacents (la Somme, la Meuse, la Loire, le Loir et le Touques).

L'exploitation des informations issues de la mise œuvre de IDRHyDem par le programme SIGMOD (cf. section 3.2.2) permet d'établir la structure maillée de la couche de surface. Ainsi, la zone d'étude, précédemment définie, qui occupe une surface de 95560

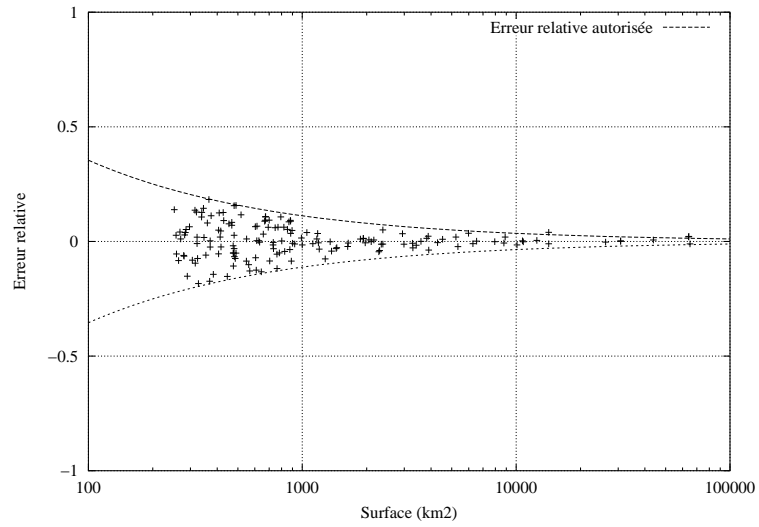
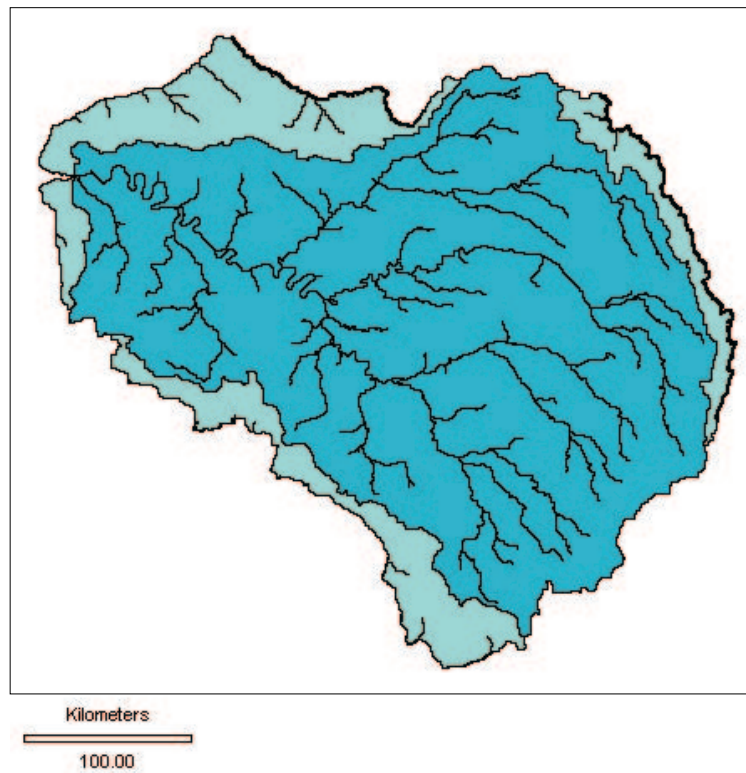


FIG. 7.1 – Erreur de reconstitution sur les surfaces drainées

FIG. 7.2 – Réseau hydrographique (seuilage=250 km<sup>2</sup>); bassin de surface et extension du bassin souterrain

Types de sol	Mode d'occupation				
	imp	eau	zhum	hf	frt
all	1	2	3	4	10
calc	1	2	3	5	11
arg	1	2	3	6	12
sab	1	2	3	7	13
lim	1	2	3	8	14
cri	1	2	3	9	15

TAB. 7.1 – Définition des zones de productions

Zone de production	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
pourcentage d'occupation	5	1	<1	7	25	9	3	25	1	2	8	3	2	7	1

TAB. 7.2 – Répartition des zones de production sur le bassin

km<sup>2</sup> a été discrétisée en 35698 mailles carrées de 1 à 8 km de coté, réparties comme suit.

coté de la maille (km)	nombre de maille
1	21888 dont 6481 en rivière
2	12346
4	1446
8	18

Au niveau des rivières, les mailles gardent la résolution du MNT de manière à représenter de façon satisfaisante les échanges nappe-rivière. Par ailleurs, la grille régulière d'un pas de 8 km, sur laquelle s'appuie le maillage, est rigoureusement superposable à la grille des champs météorologiques (cf. section 7.4.1).

La figure 7.3 présente la répartition des temps de transfert relatifs sur le bassin, les temps de transfert étant calculés à partir des racines carrées des pentes et des surfaces drainées à la puissance  $\alpha = 0,4$  (cf. section 2.1.1). Ces temps de transferts relatifs sont ensuite multipliés par le temps de concentration, qui est un paramètre de calage du modèle, afin de délimiter les zones isochrones.

### 7.1.2 Fonction production

Le bassin est segmenté en zones de production, définies par croisement entre les cartes des classes de sols et d'occupation du sol (cf. section 7.4.2). On aboutit ainsi à la définition de 15 zones de production, numérotées de 1 à 15 (figure 7.4 et tableau 7.1).

On observe une dominance des classes de sols calcaires (5) et limons (8) avec un mode d'occupation de type hors-forêt, c'est-à-dire essentiellement des zones de culture (tableau 7.2).

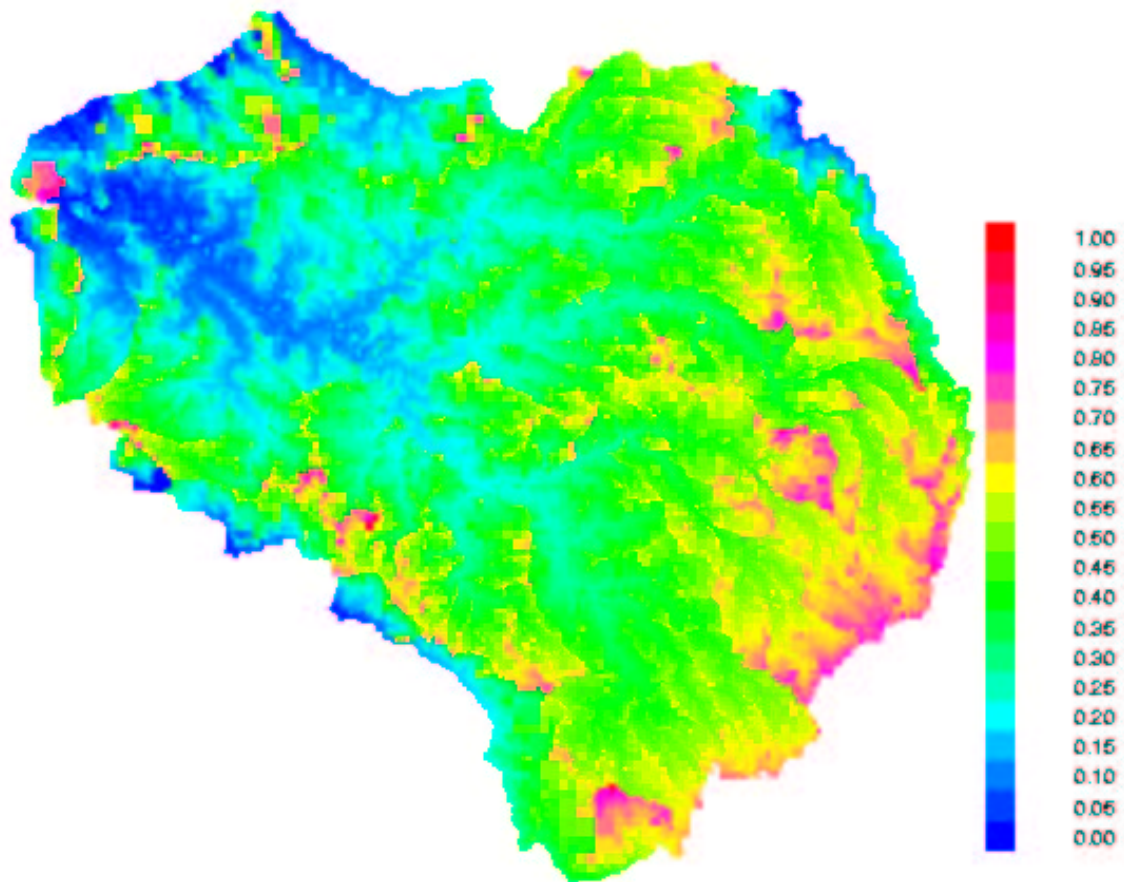


FIG. 7.3 – Répartition des temps de transferts relatifs aux 13 exutoires présents sur le domaine modélisé

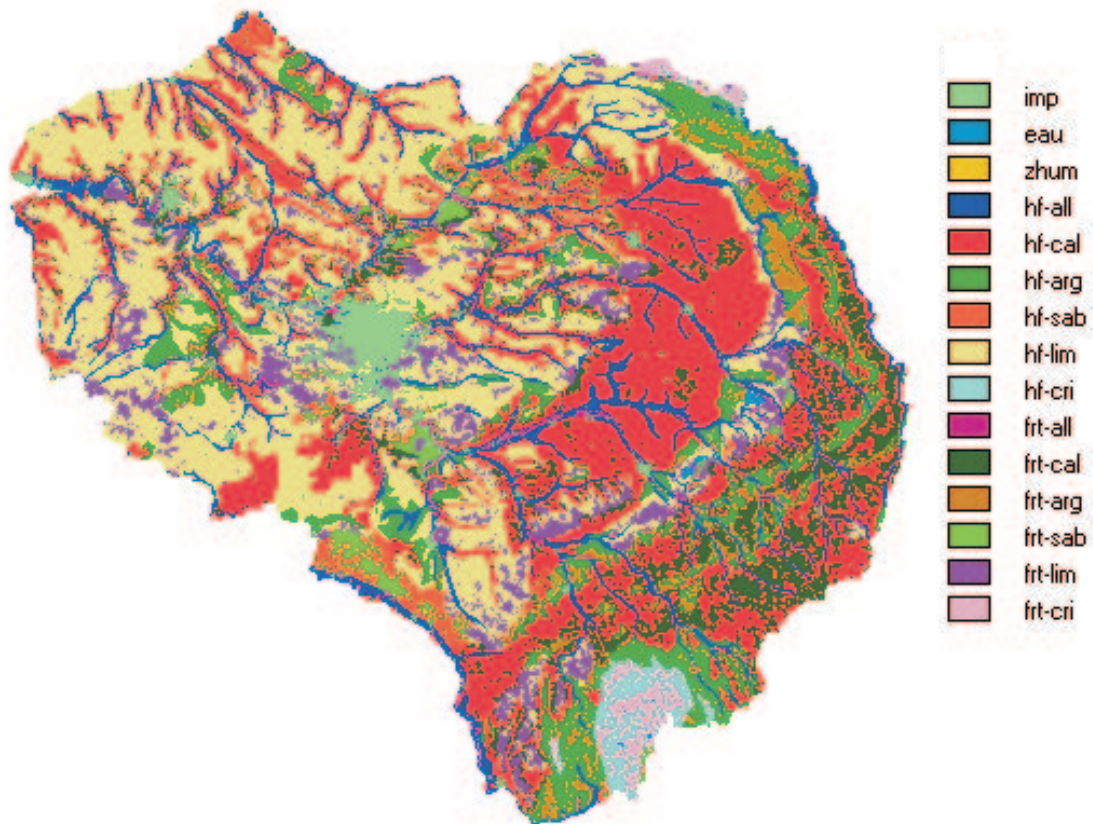


FIG. 7.4 – Zones de productions dominantes (sources INRA et Corine landcover)

### 7.1.3 Zones météorologiques

Les zones météorologiques sont définies à partir de la grille régulière d'un pas de 8 km fournie par Météo France (cf. section 7.4.1). Elles serviront de support à la visualisation des bilans hydriques.

## 7.2 Modélisation des écoulements souterrains

En fonction des objectifs de l'étude, nous allons procéder à la modélisation du domaine souterrain en sélectionnant les aquifères ayant des fonctionnalités de transfert de nitrates parmi ceux décrits précédemment.

### Choix des aquifères

Rappelons que l'objectif de l'étude est de concevoir un modèle de transfert de nitrate à l'échelle du système hydrologique de la Seine sur une période de 30 ans. Cet objectif doit nous guider dans le choix des aquifères à modéliser.

Ainsi, de l'Albien au Lias, les aquifères ne seront pas représentés sous formes de couches individualisées pour deux raisons principales. Premièrement, les flux de nitrates rejoignant la partie captive de ces aquifères sont relativement faibles en comparaison aux flux drainés par les nombreuses vallées présentes dans leurs parties libres. Deuxièmement, les temps de transfert dans leurs parties captives sont largement supérieurs à une trentaine d'années, période d'intérêt de la simulation. Le transfert de nitrate sera donc modélisé uniquement dans la partie libre de ces aquifères grâce au modèle à réservoir TRANSAM présenté dans la section 4.3.

En revanche, les écoulements souterrains seront simulés par NEWSAM en adoptant une structure multicouche au niveau des terrains tertiaires et de l'aquifère de la Craie. La figure 7.5, qui présente leurs domaines d'extensions respectifs, met en évidence une structure multicouche complexe au niveau des terrains tertiaires.

Par souci d'allègement des calculs, nous avons donc choisi de considérer un seul aquifère pour la nappe du Soissonnais et la nappe de Champigny, leurs domaines d'extension étant relativement différents ; respectivement au nord de la Seine et de la Marne, et au sud-est de Paris, entre Seine et Marne. On admet de plus que les "argiles et sables de Beauchamp" qui séparent ces deux unités, et dont l'épaisseur varie de 1 à 30 m (AESN 1974), ne constituent pas une barrière hydraulique efficace à l'échelle régionale compte tenu des discontinuités de sédimentation observées.

Les nappes alluviales ne sont pas prises en compte car leur alimentation dépend largement des côteaux, or celle-ci est déjà prise en compte dans l'écoulement des autres aquifères. Par ailleurs, leur impluvium propre ne représente qu'une faible partie de la surface totale. Néanmoins, leurs effets sur le calcul du bilan hydrique seront pris en considération par les fonctions production qui concernent les alluvions.

Finalement, trois aquifères principaux peuvent être individualisés :

- aquifère de l'Oligocène (nappe de Beauce)
- aquifère de l'Eocène (Nappe du Soissonnais et de Champigny)
- aquifère de la Craie

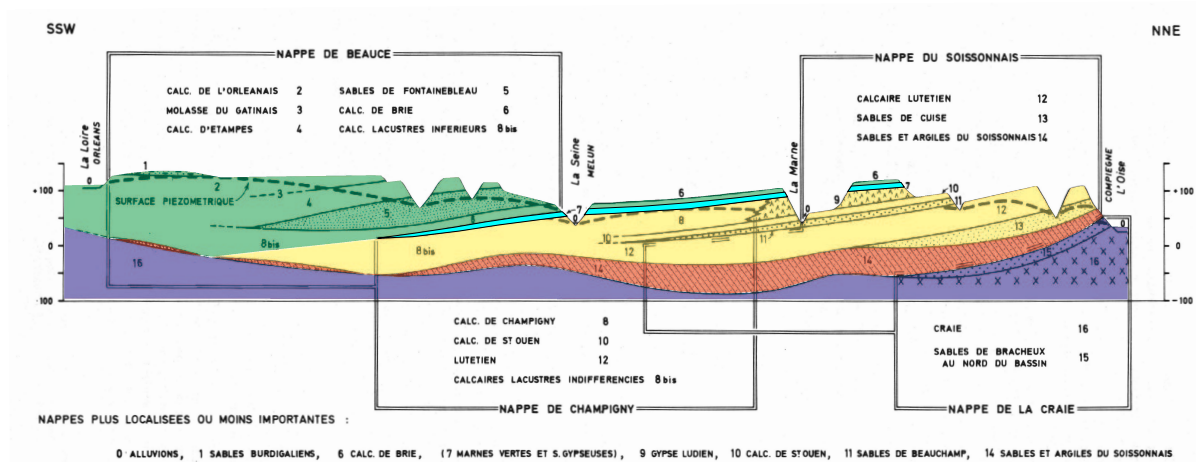


FIG. 7.5 – Schéma de position des nappes principales de la région parisienne, d'après Pomerol et al. (1986)

Des échanges hydrauliques peuvent avoir lieu entre l'Oligocène et l'Eocène, à travers les marnes vertes et supra-gypseuses, ainsi qu'entre l'Eocène et la Craie, à travers les argiles du Soissonnais. Par ailleurs, pour tenir compte de l'alimentation par drainance provenant de l'aquifère de l'Albien sous-jacent, un débit de  $600 \text{ l.s}^{-1}$  est affecté à la Craie (Raoult 1999).

#### Extension latérale et structure

L'extension latérale de la Craie est donnée par la figure 6.3. Concernant les aquifères tertiaires, il est possible de déterminer l'extension latérale de chacune des couches, à partir des épaisseurs de chaque formation, déduites des données fournies par la CGG (cf. section 7.4.2). La superposition des couches aboutit à la constitution d'une carte hydrogéologique sur le bassin de la Seine (figure 7.6).

Les données fournies par la CGG permettent en outre d'estimer les valeurs de transmissivités et de coefficient de drainance à partir des épaisseurs des formations perméables et semi-perméables. Le coefficient de drainance est déterminé par le rapport de la perméabilité sur l'épaisseur de l'aquitard, la perméabilité étant fixée à  $10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$  (cf. annexe 13.2).

Enfin, la mise en œuvre de SIGSAM (cf. section 3.2.2) permet de discrétiser la structure multicouche du domaine souterrain en 22316 mailles. La figure 7.7 présente la structure maillée de l'ensemble du modèle (surface et souterrain) qui totalise 58014 mailles.

## 7.3 Modélisation des relations surface-souterrain

#### Relations nappes-rivières

Pour définir les relations hydrauliques entre les rivières et les nappes, les cotes de drainage sont saisies en un certain nombre de points du réseau hydrographique à l'aide de cartes IGN à l'échelle 1/25 000 et 1/100 000, du guide de la navigation et des cotes des



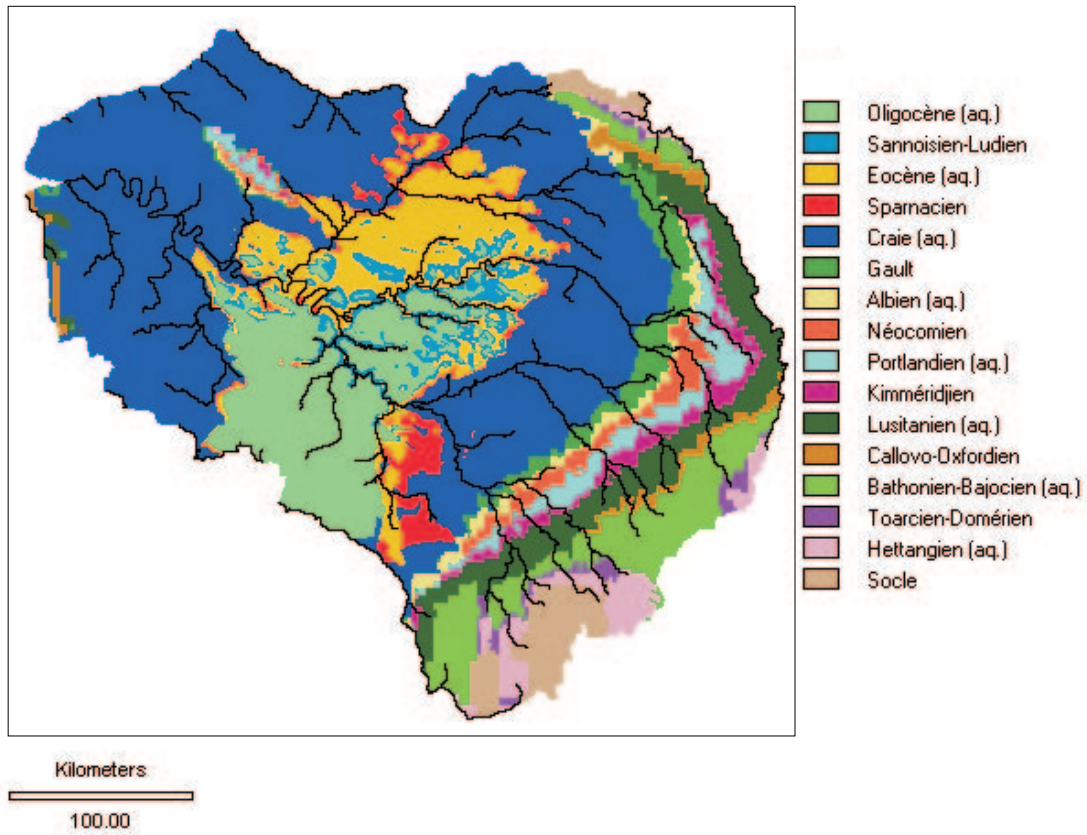


FIG. 7.6 – Carte hydrogéologique simplifiée (sources CGG et Certes et al. (1994))

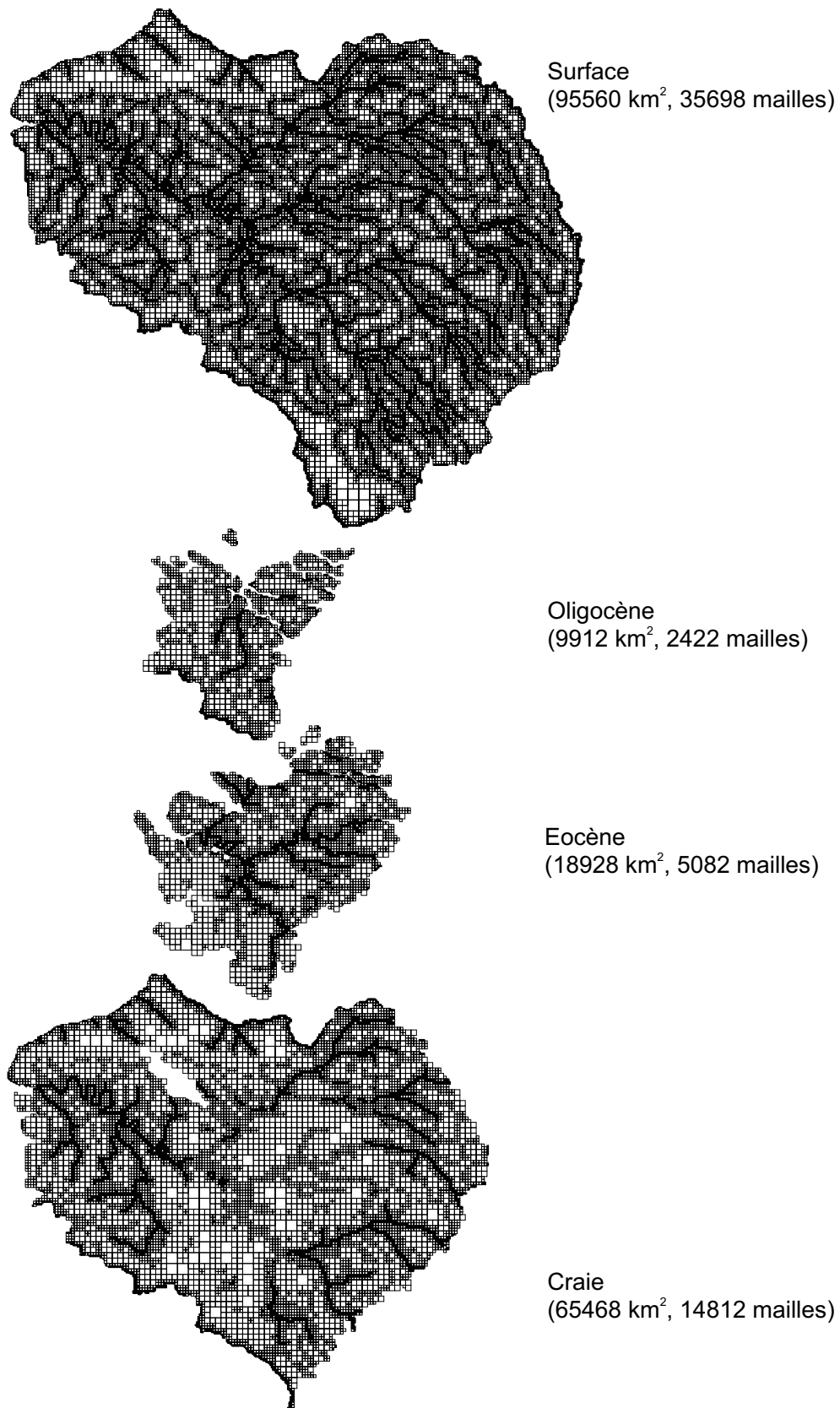


FIG. 7.7 – Discretisation de la couche de surface et des trois couches aquifères (Oligocène, Eocène et Craie) sur le bassin de la Seine

stations hydrométriques fournies par la banque HYDRO. Ces altitudes sont ensuite interpolées linéairement le long des mailles rivières, en veillant à ce que l'altitude interpolée soit inférieure aux cotes topographiques fournies par le MNT de l'USGS.

Il s'agit ensuite de régler les relations hydrauliques entre la rivière et la nappe en affectant des coefficients de transfert nappe-rivière qui reflètent l'état de colmatage du lit mineur. En l'absence de données supplémentaires, nous admettons que les liaisons nappe-rivière s'effectuent, de manière uni-directionnelle (de la nappe vers la rivière), avec une faible impédance hydraulique. Ces coefficients sont donc fixés à  $1 \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$  qui représente une forte valeur devant les valeurs de transmissivités.

### Les " mailles-sources "

La définition spatiale des aquifères se fait de manière géométrique indépendamment de tout critère hydrologique. Ainsi la nappe est contrainte hydrauliquement uniquement lorsqu'elle est en relation directe avec une maille rivière. Cependant, lorsqu'une vallée entaille une couche aquifère au-delà de son substratum, cette couche n'est plus en connexion avec une maille rivière et, par conséquent, l'aquifère n'est plus drainé, au sens du modèle, contrairement à la réalité. Dans ces conditions, une cote de drainage est imposée sur la bordure de l'aquifère drainé par la vallée. L'eau récupérée au niveau de chacune de ces mailles est alors routée vers la maille-rivière du sous-bassin de calcul en connexion avec celle-ci. Ces mailles sont alors appelées "mailles-sources" (figure 7.8).

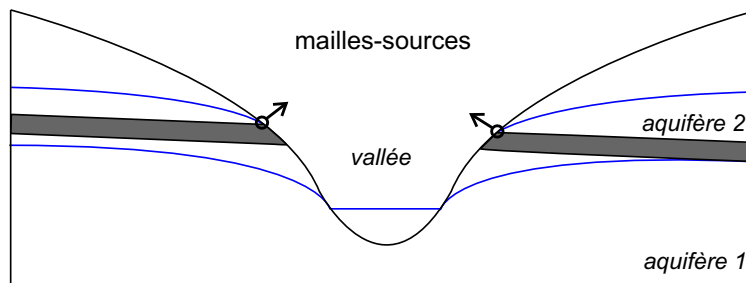


FIG. 7.8 – Représentation des "mailles-sources"

Ce raisonnement peut être étendu à l'ensemble des surfaces libres des aquifères. En effet, ceux-ci sont drainés par de nombreuses vallées, qui ne sont pas représentées par le modèle, compte tenu de sa faible résolution spatiale. Rappelons qu'une maille drainant une surface supérieure ou égale à  $250 \text{ km}^2$  constitue une maille-rivière alors que les mailles drainant des surfaces inférieures sont considérées comme faisant partie des versants. Ainsi les mailles-sources sont définies, partout où il n'y a pas de mailles-rivières, à la cote topographique (fournie par le MNT) moins cinq mètres.

## 7.4 Les données

La modélisation des écoulements requiert un certain nombre de données que nous avons classé en trois catégories : les données de forçages, de structure et de validation.

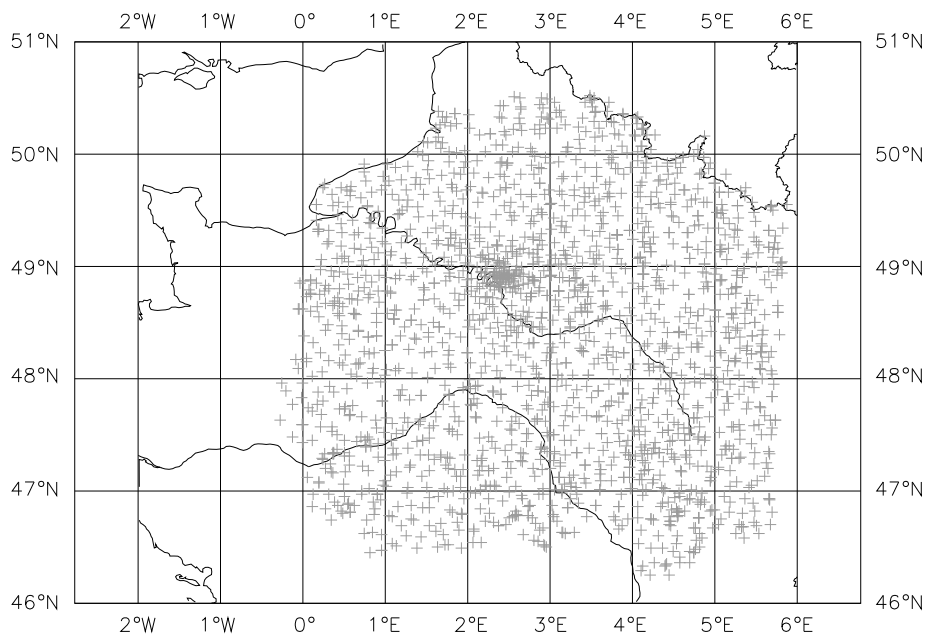


FIG. 7.9 – Position des postes du réseau climatique d'Etat (source Météo-France)

### 7.4.1 Données de forçage

#### Données météorologiques

Les forçages nécessaires à la mise en œuvre de MODCOU sont les précipitations et l'ETP. Ces variables sont fournies par Météo-France au pas de temps journalier sous la forme de champs interpolés sur une grille d'un pas de 8 km couvrant le bassin de la Seine. Ces données sont le résultats de la mise en œuvre du logiciel SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige) dont le but initial est de fournir au pas de temps horaire, avec une discrétisation verticale : température de l'air à la surface, vent, humidité de l'air, nébulosité, pression, précipitations liquides et solides, rayonnement atmosphérique et rayonnement solaire incident direct et diffus (Durand et al. 1993). SAFRAN utilise une méthode d'interpolation qui prend en compte les sorties d'un modèle à méso-échelle (mailles de 20 à 100 km<sup>2</sup>) et les observations disponibles provenant des données relevées en 62 postes synoptiques et 1569 postes du réseau climatique d'Etat sur le bassin de la Seine (figure 7.9).

Les données météorologiques, issues de l'application de SAFRAN, sont réparties sur 2597 mailles dites "météo" pour couvrir l'ensemble du bassin de la Seine. La figure 7.10 décrit les variations saisonnières observées à partir des 10 années disponibles au travers des moyennes interannuelles des cumuls mensuels des précipitations et de l'ETP, moyennés sur le bassin. On retrouve le cycle saisonnier de l'ETP avec 23 mm en décembre et 140 mm en juillet. Les précipitations sont réparties de manière assez homogène au cours de l'année avec une valeur maximale de 79 mm en décembre.

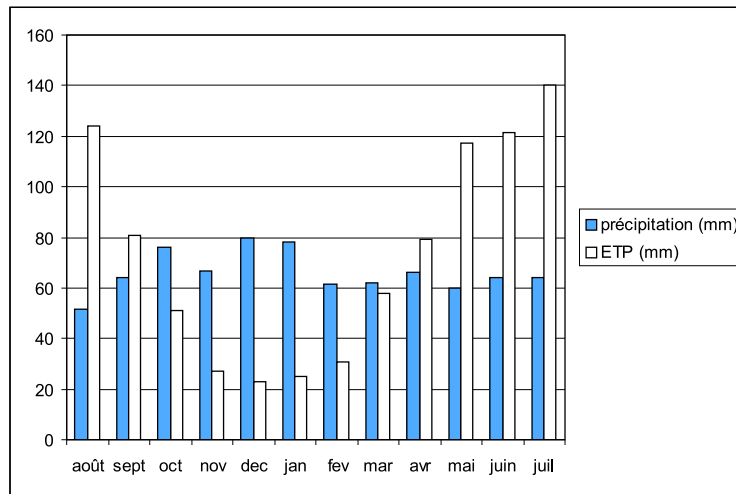


FIG. 7.10 – Moyennes interannuelles des précipitations et ETP mensuelles sur le bassin de la Seine (période 1985-1995)

Les forçages atmosphériques SAFRAN sont fournis sur la période 1985-1995, cependant la période de simulation étant envisagée sur la période 1970-2000, les données manquantes doivent être générées au pas de temps journalier, sur la grille “météo”, sur les périodes 1970-1985 et 1995-2000. La méthode de génération des variables météorologiques consiste à calculer des données journalières en respectant les bilans mensuels.

Dans un premier temps, le bassin est segmenté en 12 zones homogènes (*iz*) (polygones de Thiessen) auxquelles sont affectées les données mensuelles ( $vmens(iz, mois)$ ) sur la période manquante. Chaque maille “météo” SAFRAN (*s*) étant rattachée à une zone météo homogène (*iz*), les variables météorologiques sont définies sur la période manquante de la façon suivante :

$$vmj(s, jour) = vj(s, jour) \times \frac{vmens(iz, mois)}{vmens(s, mois)} \quad (7.1)$$

avec

$vmens(s, mois)$  : valeur mensuelle moyenne calculée sur chaque maille “météo” (*s*) sur la période 1985-1995, avec mois variant de 1 à 12 ;

$vj(s, jour)$  : valeur journalière moyenne calculée sur chaque maille “météo” (*s*) sur la période 1985-1995, avec jour variant de 1 à 365.

Cette méthode présente l’avantage de générer des données météorologiques en gardant une certaine hétérogénéité spatiale grâce aux zones homogènes individualisées par les polygones de Thiessen. De plus, sa mise en œuvre requiert un nombre relativement restreint de données. Cependant, les données  $vj(s, jour)$ , calculées en moyennant les données journalières sur la période 1985-1995, ne permettent pas de représenter les évolutions journalières, parfois importantes, des précipitations. Cette méthode sera donc employée pour des variables présentant de faibles évolution journalières, telles que l’ETP.

En revanche, pour générer les précipitations sur la période manquante, nous utiliserons le calcul suivant :

$$Pmj(s, jour) = Pj(Paris, jour) \times \frac{Pmens(iz, mois)}{Pmens(Paris, mois)}$$

avec

$Pmj(s, jour)$  : précipitation journalière calculée sur une maille “météo” (s) ;

$Pj(Paris, jour)$  : précipitation journalière au poste météorologique de Paris sur la période 1970-2000 ;

$Pmens(Paris, mois)$  : précipitation mensuelle moyenne à Paris sur la période 1970-2000 ;

$Pmens(iz, mois)$  : précipitation mensuelle moyenne sur la période 1970-1999 et sur chaque zone homogène (iz), chaque zone étant rattachée à une maille “météo” (s).

Ce calcul a été mené en segmentant le bassin en 19 zones homogènes *iz*.

En appliquant l'évolution journalière des précipitations observées à Paris sur l'ensemble du bassin de la Seine, nous supposons que la variabilité spatiale du régime des précipitations est relativement homogène sur le domaine d'étude.

## Apports et prélèvements en rivière et dans les aquifères

Sur de courtes périodes de temps, ces données peuvent avoir un impact non négligeable, affectant les bilans hydriques locaux. Cependant ce type de données est relativement difficile à rassembler sur l'ensemble du bassin de la Seine et sur les trente dernières années.

L'effort de récolte des données n'a donc pas porté sur la détermination des apports et des prélèvements en rivière et dans les aquifères. Le modèle fonctionnera alors dans un état naturalisé. Néanmoins, si cette base de données était constituée, elle pourrait être facilement intégrée au modèle.

### 7.4.2 Données de structure

#### Paramètres physiographiques

Deux types de paramètres sont pris en compte dans la modélisation des écoulements de surface : l'altitude et les caractéristiques physiques influençant les fonctions production.

L'*altitude* est déduite du MNT GTOPO30 (USGS 1999) qui a été développé pour répondre aux besoins des données altimétriques géoréférencées aux échelles régionales et continentales. Sa résolution est de 30" d'arc ramené au pas kilométrique dans le système de coordonnées Lambert II.

Parmi les *caractéristiques physiques* influençant les fonctions production, on distingue les classes de sols et leur mode d'occupation.

La différenciation des classes de sols a été réalisée à partir de la base de données géographique des sols de France au 1/1 000 000<sup>ème</sup> de l'INRA (King et al. 1995). Les classes de sols sont différenciées à partir des matériaux parentaux principaux, définis par des critères lithologiques. Ces informations, extraites au pas kilométrique, nous ont permis de distinguer 6 classes principales de sols (cf. annexe 13.2).

- all : dépôts alluviaux ou glaciaires (ou colluvions)
- cal : roches carbonatées (calcaires et dolomie)
- arg : argiles et marnes
- sab : roches sableuses et formations détritiques
- lim : roches limoneuses
- cri : roches cristallophylliennes et migmatites

La base de données Corine land cover (Collectif 1996) décrit les modes d'occupation du sol à différents niveaux de résolution. Ainsi, l'analyse de la carte d'occupation des sols a permis de distinguer 5 catégories principales (cf. annexe 13.2) :

- imp : territoires artificialisés (imperméables)
- frt : forêts
- hf : hors-forêt (territoires agricoles, milieux à végétation arbustive et/ou herbacée ou avec peu de végétation)
- zhum : zones humides
- eau : surfaces en eau

La plus petite unité cartographiée est de 25 ha. Les données sont agrégées au pas kilométrique, en gardant leurs proportions relatives au sein d'une maille. Ce pas d'espace a été choisi par souci de cohérence avec la résolution choisie pour la définition des classes de sols.

Ces deux types d'informations ont servi à établir la carte des zones de production (figure 7.4). Cependant, les caractéristiques géologiques du bassin de la Seine nous ont conduit à considérer un critère supplémentaire permettant de décrire les fonctions production de manière spécifique au niveau des matériaux anté-Crétacé supérieur. Ceci permet de distinguer, par exemple, un sol calcaire situé en Beauce d'un sol calcaire situé sur le Dogger, en vue d'une amélioration du calcul du bilan hydrique. Ainsi, pour tenir compte de ce critère, le nombre de fonction production initialement défini a été doublé, ce qui porte le nombre total de fonctions production à 30.

Dans la pratique, les matériaux anté-Crétacé supérieur, essentiellement situés sur la partie orientale du bassin, correspondent au domaine souterrain traité par le modèle TRANSAM, tandis que les autres matériaux correspondent au domaine souterrain traité par NEWSAM.

## Paramètres hydrodynamiques

Pour simuler les écoulements et le transfert d'éléments en solution dans les aquifères, les paramètres hydrodynamiques, comme la transmissivité, le coefficient d'emmagasinement ou la porosité, seront estimés par ajustement du modèle souterrain.

Par ailleurs, nous disposons de données altimétriques qui définissent les toits et murs des aquifères tertiaires (source Compagnie Générale de Géophysique CGG) qui servent

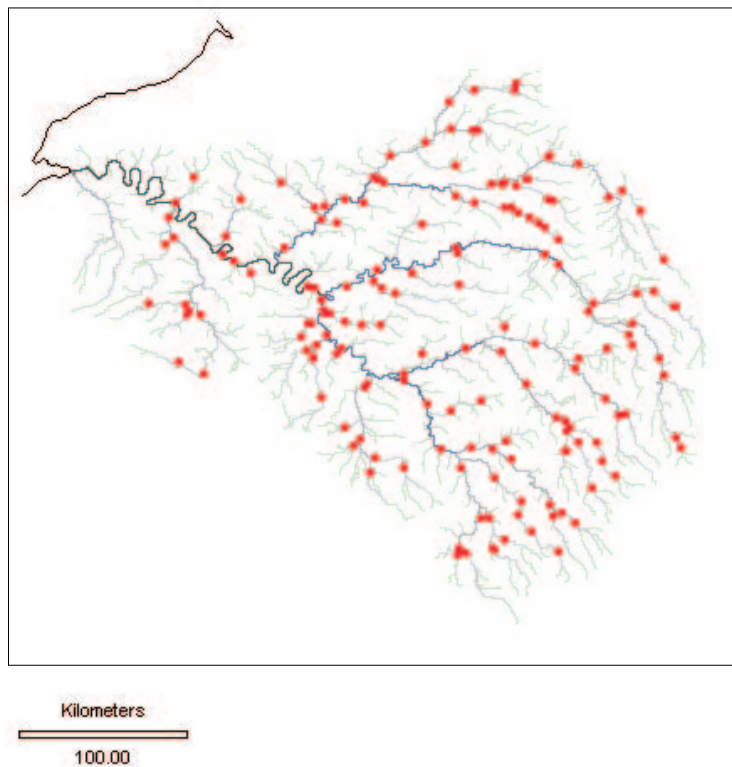


FIG. 7.11 – Position des 125 stations hydrométriques sur le bassin de la Seine

à définir, d'une part, la répartition spatiale des coefficients de drainance à partir de l'épaisseur des semi-perméables, et d'autre part, l'épaisseur des aquifères en vue de la simulation du transport des nitrates.

### 7.4.3 Données de validation

#### Hydrométrie

Parmi les stations hydrométriques disponibles dans la base de données HYDRO, 125 stations ont été retenues. Elles drainent une surface supérieure à 250 km<sup>2</sup> et ont fonctionnées pendant au moins deux ans sur la période de simulation qui nous intéresse. Elle serviront à effectuer le calage et la validation du modèle.

La figure 7.11 présente la répartition des stations hydrométriques sur le réseau hydrographique.

Cependant, de nombreux aménagements, tels que les barrages-réservoirs, peuvent perturber les régimes naturels. Or, comme nous l'avons vu, le bassin sera simulé sans tenir compte des effets anthropiques. Dans ces conditions, pour permettre la calibration du modèle, nous disposons de 25 stations, parmi les 125, qui présentent des chroniques de débits " naturalisés ". Ces chroniques, reconstituées à partir des données observées en



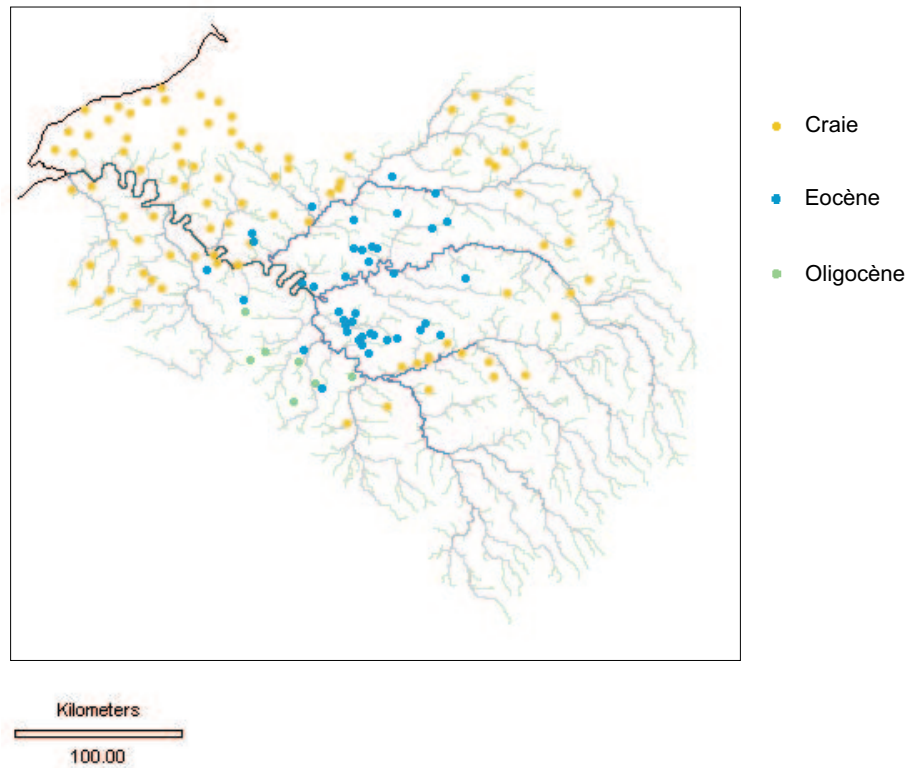


FIG. 7.12 – Position des 139 piézomètres sur le bassin de la Seine

ôtant l'effet des aménagements, nous ont été fournies par l'Institut Interdépartementale des Barrages-Réservoirs du Bassin de la Seine (IIBRBS). Elles sont disponibles sur la période 1970-1993.

### Piézométrie

Nous disposons de 139 piézomètres (figure 7.12), issus de la base de données du BRGM, qui concernent les aquifères du Tertiaire et du Secondaire. Ils serviront à caler essentiellement la transmissivité et le coefficient d'emménagement des nappes modélisées.

### Concentration en nitrates des eaux souterraines

Les données concernant les concentrations en nitrates nous ont été fournies par l'AESN. Le suivi de la qualité des eaux souterraine est effectué sur 213 stations (figure 7.13). Ces données sont disponibles sur la période 1997-2000 avec un pas de temps variable, et serviront à valider les résultats de simulations du modèle de transport des nitrates dans les aquifères.

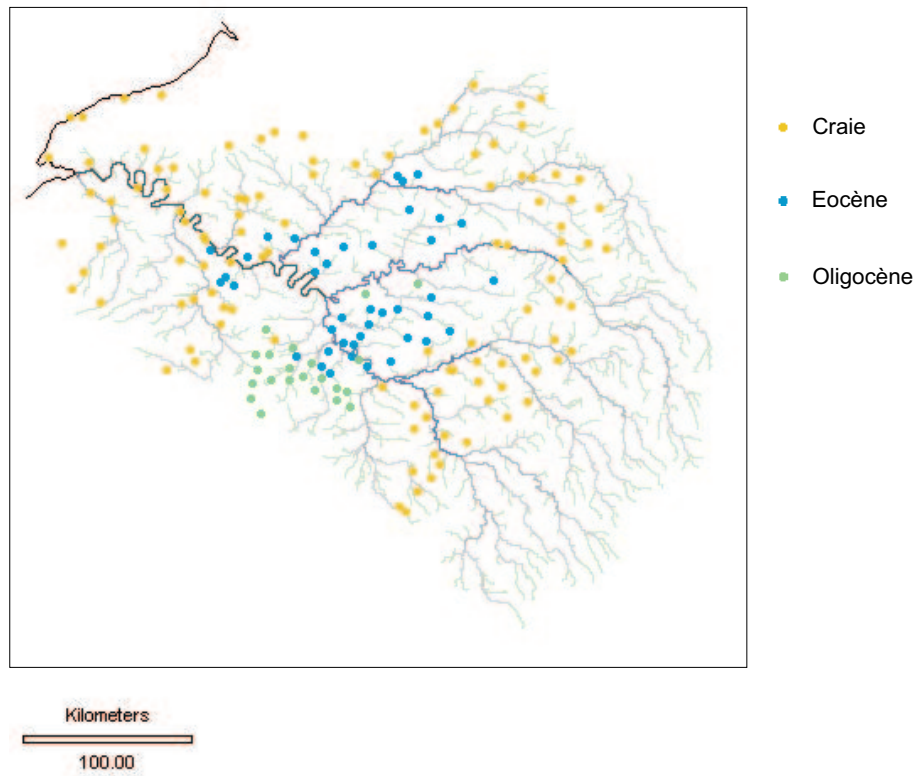


FIG. 7.13 – Position des stations de mesure de la qualité des eaux souterraines (Oligocène, Eocène et Craie) sur le bassin de la Seine



## Chapitre 8

# Modélisation des flux de nitrates à la base du sol

La modélisation des flux de nitrates à la base du sol est assurée par le modèle STICS régionalisé. Sa mise en œuvre nécessite, d'une part, de constituer différents types de bases de données et, d'autre part, de segmenter le bassin en unités spatiales sur lesquelles auront lieu les simulations.

### 8.1 Données de forçage

#### 8.1.1 Les données météorologiques

Les données météorologiques sont issues de la mise en œuvre de SAFRAN et réparties sur la grille météo (cf. section 7.4.1). Les variables renseignées sont la précipitation, l'ETP, la température minimum et maximum, et le rayonnement global, disponibles au pas de temps journalier, sur la période 1970-2000.

#### 8.1.2 Les données agricoles

La constitution de la base de données relative à l'occupation des sols et aux pratiques agricoles a été menée par l'INRA de Mirecourt. Le développement des paragraphes suivants est basé sur Mignolet et al. (2001) et Benoit et al. (2000).

### Choix d'un maillage spatial d'agrégation des informations

Afin de spatialiser l'évolution des activités agricoles, il nous faut choisir un découpage spatial sur lequel organiser la base de données. Le choix de ce découpage doit être guidé par trois contraintes principales : (i) la disponibilité des données ; (ii) la précision spatiale de l'information ; (iii) leur signification par rapport aux phénomènes décrits. Le découpage en Petites Régions Agricoles (PRA) semble constituer le meilleur compromis par rapport à ces contraintes.

En effet, ce découpage est communément utilisé pour diffuser les résultats des statistiques agricoles. Les PRA, définies au début des années 50 sur des critères physiques (sol et climat) et humain (structure des exploitations, systèmes de culture ...), constituent un bon support de réflexion par rapport aux données collectées, dans la mesure où ces unités sont supposées être homogènes du point de vue de la qualité agronomique des sols.

La taille des PRA, au nombre de 147 sur le bassin, varie de 50 km<sup>2</sup> (Buttes de Dammartin) à 3600 km<sup>2</sup> (Champagne crayeuse). Ainsi, la taille des PRA, la moyenne se situant à 425 km<sup>2</sup>, semble apporter une description spatiale suffisamment précise au regard des 95 560 km<sup>2</sup> couverts par le domaine modélisé. De plus, il paraît illusoire d'obtenir une meilleure description spatiale sur des pratiques agricoles vieilles de trente ans. Ainsi, il est peu probable qu'un découpage plus fin (cantonal ou communal) augmente la précision des données.

Enfin, compte tenu de l'ancienneté du maillage en PRA et des profondes mutations qui ont caractérisées l'agriculture dans la seconde moitié du XX<sup>eme</sup> siècle, une procédure a été mise en œuvre pour valider la pertinence des PRA vis-à-vis de leur identité agricole actuelle (Bornerand 2000).

### Dynamique spatio-temporelle des successions culturelles

Il s'agit de déterminer une base de données relative à l'occupation des sols agricoles. Cette détermination peut se faire sur deux échelles de temps et d'espace distinctes :

- l'exploitation agricole : unité économique et entité de gestion pour l'agriculteur, est l'entité fonctionnelle pilotant les activités sur les parcelles. Ses caractéristiques structurelles sont décrites par les Recensements Généraux de l'Agriculture (RGA).
- la parcelle agricole : elle constitue la cellule agronomique de base, dont l'occupation du sol est décrite par des enquêtes Ter-Uti, conduites annuellement par le SCEES (Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques) depuis 1982, sur un échantillon de plus de 550 000 parcelles.

Afin de mettre en place une base de données de la dynamique spatio-temporelle, les enquêtes Ter-Uti sont exploitées. La reconstitution des successions culturelles est réalisée en appliquant un modèle probabiliste, appelé modèle de Markov. Celui-ci permet d'expliquer la distribution des cultures, dans une région et pour une année, en fonction des distributions des années précédentes : ainsi, à chaque pas de temps, le système change d'état en fonction de l'état occupé précédemment, ou des  $n$  états, selon l'ordre du modèle choisi (modèle d'ordre 1 à  $n$ ).

Cette démarche vise à extraire des régularités dans l'utilisation des terres agricoles, qui sont traduites en termes de probabilité de transition entre cultures. Les régularités temporelles sont recherchées par le biais de diagrammes de transitions entre cultures (figure 8.1), appelés diagrammes de Markov. Ces résultats, interprétés d'un point de vue agronomique, permettent de mettre en évidence des successions de cultures majoritaires sur la région étudiée ainsi que leurs évolutions au cours du temps.

Il est ainsi possible, pour une région donnée, de déterminer des périodes qui présentent une même évolution temporelle des successions de cultures.

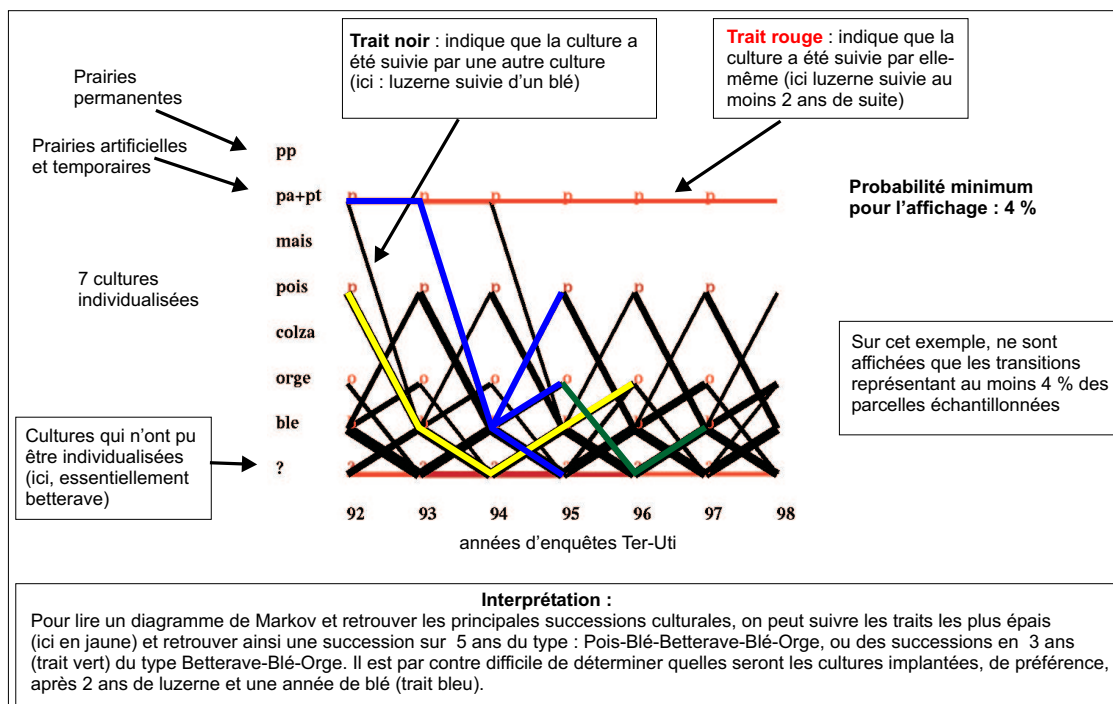


FIG. 8.1 – Interprétation d'un diagramme de Markov

De cette façon, sur la période 1970-2000 et pour chaque PRA, sont déterminées des périodes homogènes du point de vue de l'occupation du sol ; et pour chaque période, sont déterminées les successions culturales qui caractérisent l'occupation du sol.

La figure 8.2 présente la zone enquêtée à l'époque de ce travail sur le bassin de la Seine. Celle-ci couvre 64 PRA qui correspondent au bassin de la Marne ainsi qu'à une partie des bassins de l'Oise, de la Seine et de l'Aube.

Ainsi, sur la période 1970-2000, on dénombre 417 successions culturales comportant généralement 3 ou 4 cultures, le nombre variant de 1 à 12. Ces successions sont établies à partir de 15 cultures principales, qui caractérisent le bassin de la Seine, d'après leurs surfaces d'occupation des terres cultivées. Il s'agit des cultures : pomme de terre, tournesol, moutarde, prairie, vignes, luzerne, avoine, betterave, féverole, pois, maïs, escourgeon, orge, blé, et colza.

### Dynamique spatio-temporelle des pratiques de conduite des parcelles agricoles

Dans la mesure où aucune source de données n'existe à l'échelle des PRA depuis les années 70, la mémoire humaine a été mobilisée, en réalisant des enquêtes auprès d'experts du monde agricole (conseillers techniques de Chambres d'Agriculture et de Coopératives), pour établir une base de données concernant la conduite des parcelles agricoles. Un questionnaire a été mis au point pour collecter les informations nécessaires au fonctionnement de STICS.

L'enquête se décompose en 3 étapes :

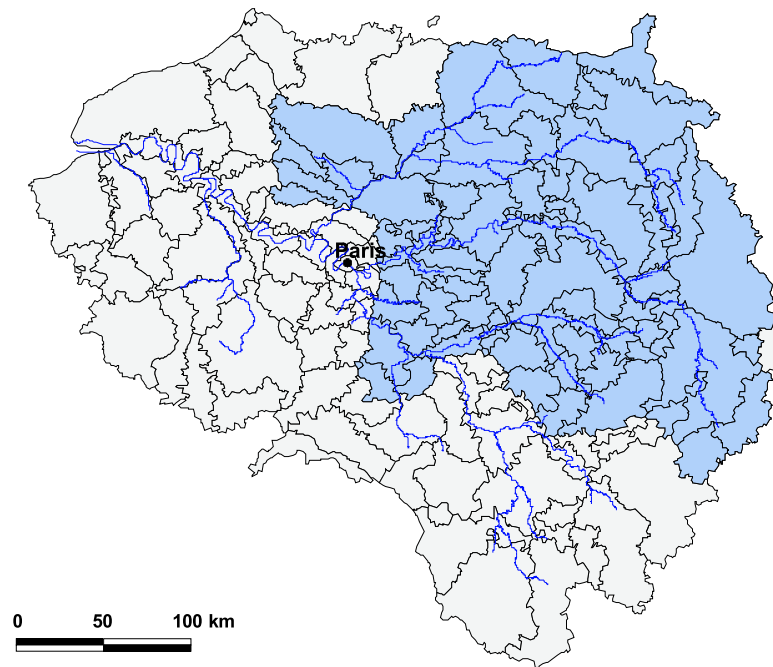


FIG. 8.2 – Délimitation de la zone enquêtée

- pour chaque PRA : découper les 30 années investiguées en périodes d'activités agricoles à peu près stables. Dans la pratique, on dénombre 3 périodes au maximum.
- pour chaque période : reconstituer les successions culturales majoritaires. A ce stade, intervient la confrontation avec les résultats fournies par le modèle de Markov.
- pour chaque culture : détailler les séquences techniques (dates de semis et récolte, travaux du sol, modes de fertilisation azotée ...) et les résultats agricoles (rendements). La figure 8.3 présente un exemple d'itinéraire technique suivi sur la culture de blé en Seine-et-Marne. L'annexe 13.2 présente de manière synthétique l'évolution des dates de semis et récolte ainsi que des quantités de fertilisants par culture et sur la période 1970-2000.

Concernant l'irrigation, en l'absence de données d'enquête, nous avons fixé une valeur de 100 mm pour le maïs et 200 mm pour la pomme-de-terre.

La base de données ainsi définie est structurée en deux niveaux complémentaires : (i) l'unité spatiale, définie par la PRA ; (ii) l'unité temporelle, définie par une période stable. Ainsi, pour un couple spatio-temporelle, la base de données détermine, d'une part, une ou plusieurs successions culturales, en proportions variables sur la PRA et d'autre part, les itinéraires techniques associés aux cultures sur la période déterminée. Remarquons que, comme pour la base de données des sols, les successions culturales ne sont pas individualisées spatialement au sein d'une PRA.

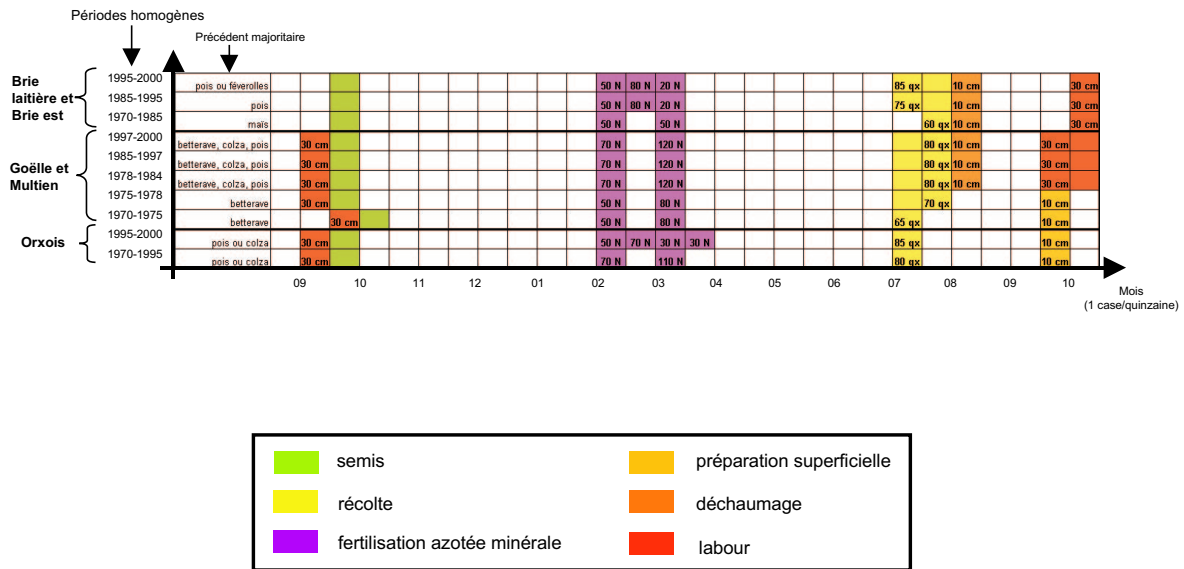


FIG. 8.3 – Reconstitution, à dire d’experts, de l’évolution des interventions culturales sur la culture de blé depuis 1970 dans le département de la Seine-et-Marne, source INRA Mirecourt

## 8.2 Données de structure

### 8.2.1 Les données pédologiques

La Base de Données Géographiques des Sols de France au 1/1 000 000 est structurée en deux niveaux de résolution :

- l’unité cartographique de sol (UCS)
- l’unité typologique de sol (UTS)

Seules les UCS sont cartographiées au format vectoriel, leur taille minimale de représentation étant de 9 ha. Chaque UCS est caractérisée par une distribution d’UTS caractérisées par des paramètres pédologiques. Ces paramètres ont été déterminés à l’INRA d’Orléans suivant des règles d’expertise ou des fonctions de pédotransfert, qui permettent de déterminer, par exemple, l’humidité à la capacité au champ et au point de flétrissement ainsi que la densité apparente en fonction des classes de texture et de structure, par type pédologique (Bigorre 2000). Ainsi, sur l’ensemble du bassin, on dénombre 71 UCS.

Chaque UTS comprend : (i) une description, par horizon pédologique de sol, de l’humidité à la capacité au champ et au point de flétrissement, de la densité apparente et de l’épaisseur de chaque horizon ; (ii) une description pour la couche de surface des teneurs en argile, en azote organique, en calcaire, de l’albedo et une estimation de la limite d’évaporation en sol nu.

Rappelons que les UTS ne sont pas différenciées spatialement, seules leurs proportions au sein des UCS sont connues.



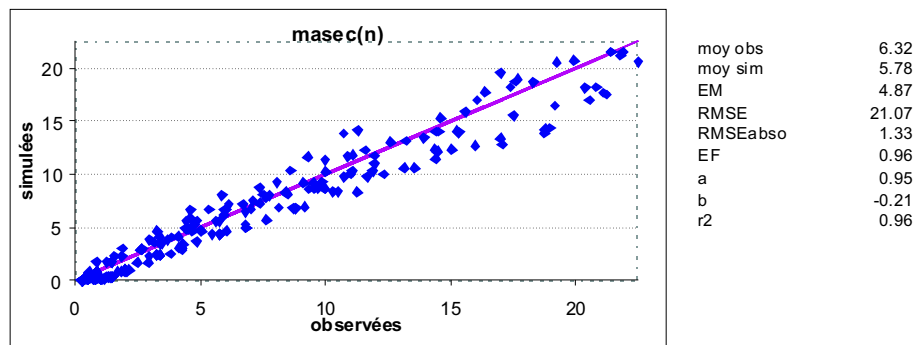


FIG. 8.4 – Matière sèche aérienne du blé d’hiver ( $t \cdot ha^{-1}$ ) observée et simulée par STICS sur des essais annuels (source INRA Laon)

En l’absence de données supplémentaires, on suppose que la profondeur maximale d’enracinement est égale à la profondeur du sol.

## 8.2.2 Les données relatives aux plantes

Les données qui pilotent le développement de chaque culture ont été calibrées, au préalable, sur des parcelles agricoles du bassin hydrologique de Bruyère (près de Laon) et dans le cadre d’essais expérimentaux. La figure 8.4 montre, par exemple, une comparaison des résultats simulés et observés dans le cas de la biomasse du blé d’hiver.

Ainsi, les paramètres plante proviennent soit d’études antérieures (blé tendre, blé dur, maïs ...), soit ont été mis au point dans le cadre de ce travail, par l’équipe de l’INRA de Laon, afin d’obtenir un grand éventail de cultures. Les nouvelles plantes paramétrées sont : le colza, le tournesol, la betterave à sucre, le pois protéagineux, l’orge, la moutarde. La pomme de terre, la vigne, et la luzerne ont fait l’objet d’un paramétrage sommaire, qui restera à affiner.

Nous considérons donc que l’état de calage du modèle est suffisant pour envisager son extrapolation à d’autres contextes pédo-climatiques, rencontrés sur le bassin.

Notons par ailleurs que les forêts ne sont pas modélisées par STICS.

## 8.3 Données de validation

Les données de validation du modèle STICS concernent les rendements issus des enquêtes auprès d’experts. Les flux d’azote sous-racinaire pourront être validés de manière indirecte en exploitant la base de données de la qualité des eaux souterraines.

La figure 8.5 présente de manière synthétique les rendements observés sur la zone enquêtée de 1970 à 2000. Une absence de données est indiquée par un rendement nul. On constate globalement, depuis les 3 dernières décennies, une progression des rendements qui se traduit par une dispersion des données pour chaque culture. Cette progression s’explique en partie par l’évolution des pratiques agricoles, mais aussi par l’évolution des

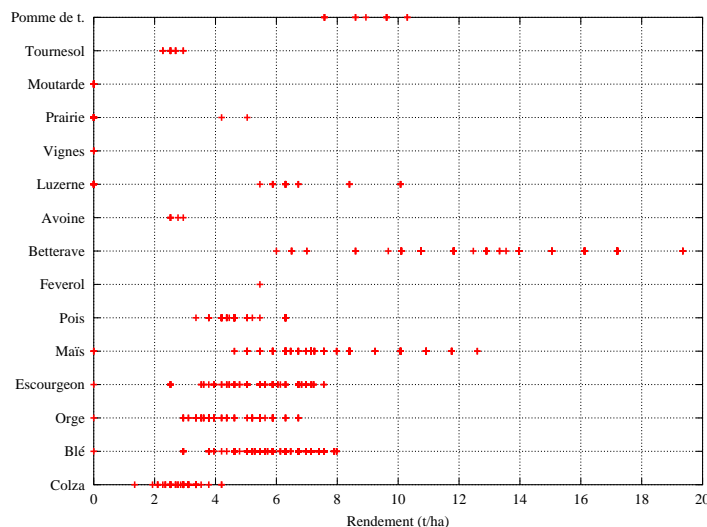


FIG. 8.5 – Distribution des rendements par culture, sur la zone enquêtée (bassin de la Marne “étendu”), de 1970 à 2000.

variétés culturales. Néanmoins, nous ne considérerons qu’une seule variété sur la période d’intérêt par soucis de simplification.

## 8.4 Conceptualisation de la modélisation des flux de nitrates sous-racinaire

La simulation des flux d’azote sous-racinaire avec le modèle STICS repose sur trois ensembles de données décrites précédemment :

- des données météorologiques,
- des données pédologiques,
- des données d’occupation du sol et de pratiques agricoles.

L’utilisation de STICS de manière spatialisée nécessite de définir des zones homogènes sur lesquelles auront lieu les simulations. Ainsi, le croisement de la grille météorologique, des unités cartographiques de sols (UCS) et de la carte d’occupation des sols (PRA), à l’aide du SIG Arc-Info, aboutit à la définition d’un grand nombre d’unités spatiales. Une première limitation de ce nombre consiste à agréger les unités, de surface inférieure à 10 ha, à l’unité adjacente de taille maximale. De cette manière, on obtient 11 610 unités spatiales (figure 8.6).

Toutefois, une PRA peut être scindée en plusieurs parties non-connexes sur un couple sol-climat donné. Il en résulte plusieurs unités distinctes spatialement qui, cependant, présentent des caractéristiques identiques. Cette situation se rencontre souvent sur le bassin. Ces unités sont alors regroupées. On obtient ainsi 7826 zones homogènes constituant les mailles sur lesquelles se dérouleront les simulations STICS.



FIG. 8.6 – Visualisation des 11 610 unités spatiales sur le bassin issues du croisement entre la carte des zones météorologique, la carte des sols et la carte des petites régions agricoles (PRA)

## Troisième partie

# Application du modèle intégré STICS-MODCOU-NEWSAM sur le bassin de la Seine



## Chapitre 9

# Mise en œuvre du modèle STICS régionalisé

Ce chapitre est composé de trois parties. La première cherche à caractériser le domaine d'étude d'après des caractéristiques agricoles, pédologiques et d'occupation du sol. La seconde partie tente de définir la sensibilité du modèle STICS à différents paramètres avant de traiter les résultats de simulation qui seront abordés dans la troisième partie.

### 9.1 Estimation des caractéristiques agri-environnementales

#### 9.1.1 Différenciation spatiale des assolements

La différenciation spatiale des assolements est déduite d'une analyse des données agricoles menée à l'INRA de Mirecourt (Gomez et al. 2002). On aboutit ainsi à une classification en onze types d'occupation du sol pour lesquels l'évolution a été similaire au cours des trois dernières décennies (cf. figure 9.1 et annexe 13.2).

La segmentation du bassin est basée sur une analyse discriminante de l'occupation du sol. Ainsi, la betterave à sucre, utilisée comme culture discriminante, permet de distinguer, de la zone 1 à la zone 8 bis, trois grandes catégories dans lesquelles la betterave est présente, peu représentée ou absente. On opère de la même façon en sélectionnant la culture la plus discriminante au sein de chaque catégorie.

*Zone 1 : " la Champagne crayeuse "*

Cette zone se caractérise par la présence de successions longues à base de luzerne pendant deux ou trois années suivie de diverses cultures, et de successions sur quatre ou cinq ans à base de betterave et de pois.

*Zone 2 : " les plateaux picards "*

Les successions comportent les cultures de betterave, de blé et de pois essentiellement.

*Zone 3 : " le secteur Valois-Vexin "*

La betterave est associée au maïs grain et au blé jusqu'à l'arrivée du pois en 1980. A partir de cette date, la culture du maïs et du colza est restreinte aux moins bonnes terres.

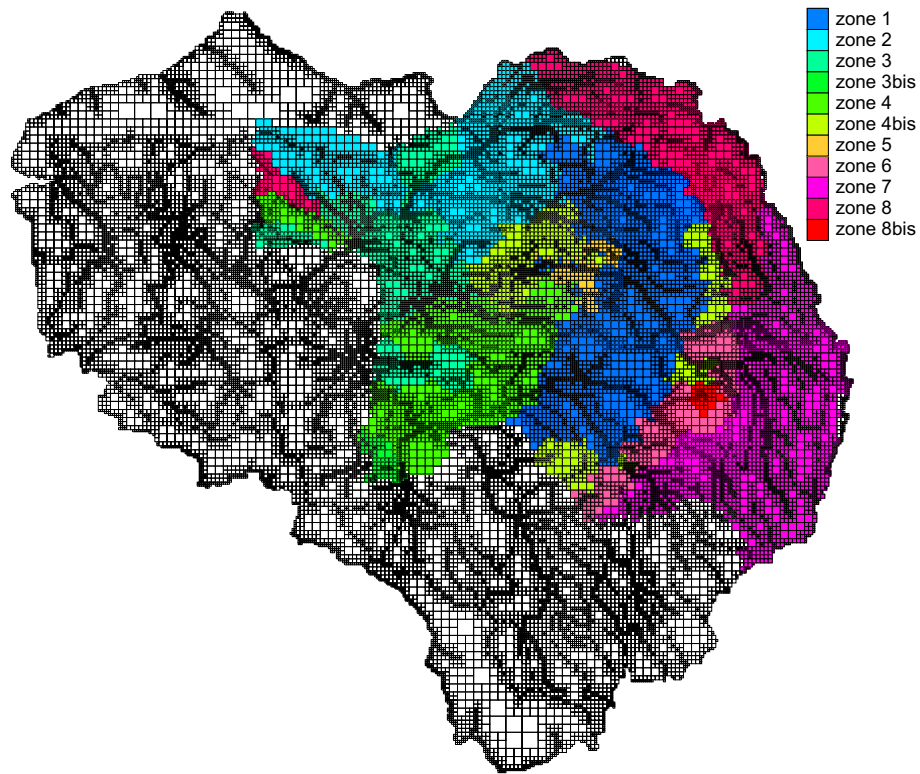


FIG. 9.1 – Segmentation de la zone enquêtée selon l'évolution des occupations du sol depuis 1970

*Zone 3 bis : " le Gâtinais "*

Cette zone est caractérisée par une dominance de successions triennales due à la forte proportion d'orge de printemps. Depuis 1990, cette culture est toutefois remplacée peu à peu par le blé.

*Zone 4 : " les plateaux de Brie "*

De 1970 à 1980, le maïs grain est présent dans toutes les successions aux dépens de la betterave. Le maïs, en déclin depuis 1980, est remplacé par les cultures de pois, de colza et de tournesol dans des successions triennales ou quadriennales.

*Zone 4 bis : " les régions intermédiaires "*

Cette zone est considérée comme intermédiaire par rapport à la précédente car l'activité d'élevage s'est maintenue plus longtemps. Ainsi, elle présente globalement les mêmes successions culturales avec des surfaces en prairies importantes.

*Zone 5 : " le vignoble champenois "*

La culture dominante de cette région est la vigne, qui occupe 30 à 40 % de sa superficie. Pour le reste de sa SAU, on observe une prédominance des rotations colza-blé-orge.

*Zone 6 : " les régions maïsicoles "*

Ces régions, qui pratiquaient des rotations fourragères liées à la présence d'élevage, se sont tournées vers la culture intensive du maïs en monoculture jusque dans les années 1980, puis assolé avec du blé tous les deux ou trois ans. On y rencontre également des successions de type colza-blé-escourgeon.

*Zone 7 : " les plateaux du Barrois et de Langres "*

Cette région a évolué de successions fourragères (avoine, luzerne, prairies temporaires) et céréalières longues, dominées par l'orge, vers des successions triennales ou biennales dont la principale tête de rotation est le colza.

*Zone 8 : " les régions d'élevage "*

La SAU de ces régions est en majeure partie consacrée aux prairies permanentes. La SAU restante est utilisée pour des successions céréalières avec une forte proportion d'orge. Le maïs fourrage et le colza ont pris leur essor comme tête de rotation durant les années 1980.

*Zone 8 bis : " la Champagne humide de Haute-Marne "*

Cette zone, constituée d'une seule PRA, comporte d'importantes surfaces en prairies associées au maïs fourrage, au maïs grain, au blé et aux prairies temporaires.

En résumé, l'évolution des systèmes de production agricoles sur le bassin de la Seine dépend de plusieurs facteurs, plus ou moins corrélés :

- des facteurs politiques et économiques tels que les mesures prises par la PAC (primes aux surfaces, pourcentage de gel des terres), les prix des productions agricoles au niveau des cours mondiaux et la localisation des industries agro-alimentaires ;
- les évolutions techniques qui ont amélioré en particulier les rendements ;
- des facteurs humains : recherche d'une moins grande pénibilité du travail qui a notamment contribué au recul de l'élevage laitier ;
- des facteurs climatiques et pédologiques qui restent, malgré les avancées technolo-



giques, des facteurs limitants dans de nombreuses régions.

### 9.1.2 Différenciation spatiale des caractéristiques agri-environnementales

Préalablement à la modélisation, nous nous sommes proposé de prédéterminer des zones géographiques susceptibles de générer des flux de nitrate sous-racinaires élevées, en exploitant les bases de données des sols et des pratiques agricoles. Quatre critères principaux ont été retenus :

- la durée de la période de sol nu entre 2 cultures, favorisant le lessivage des nitrates. Cette durée, rapportée au nombre de cultures constituant une succession culturale, est exprimée en nombre de jours moyen par culture. Elle a été déterminée sur la période 1971-1999 ;
- la quantité d'azote apportée, par fertilisation minérale, en moyenne sur chaque culture constituant une succession (exprimée en  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Elle a été déterminée sur la période 1971-1999 ;
- la profondeur de sol qui reflète la capacité de stockage de l'eau. Ainsi, moins un sol est épais et plus le lessivage sera aisé, pour des teneurs en eau du sol équivalentes ;
- la teneur en azote organique dans l'horizon contribuant à la minéralisation (approximativement la couche labourée), exprimée en % pondéral.

Les données sont présentées essentiellement sur le bassin souterrain de la Marne (figure 9.2). L'analyse de ces cartes montre une fertilisation minérale globalement plus élevée au centre du bassin et à l'ouest que sur le reste du bassin. Cette tendance s'observe également pour la durée de sol nu, avec des durées inférieures à 105 jours à l'est et au centre du bassin de la Marne. A priori, cet examen met en évidence une zone ouest plus vulnérable en terme de pollution nitrique. Cependant, on y rencontre des sols relativement profonds, associés à la présence de limons ou de sols de craie, qui offrent une grande capacité de rétention de l'eau au niveau des terrains cultivés. De plus, les teneurs en azote organique de ces sols sont relativement faibles à cause, peut-être, de la présence de sols bruns lessivés sur les limons. Ces quatre critères ne permettent donc pas à eux seuls de définir avec certitude des zones vulnérables en terme de pollution nitrique sous-racinaire.

## 9.2 Analyse de sensibilité

Il ne s'agit pas ici d'étudier les conséquences des variations des données d'entrées sur le calcul du bilan azoté mais de donner un aperçu de l'effet des variations de ces données. C'est pourquoi nous ne présenterons pas de bilan complet.

L'analyse de sensibilité constitue l'étape de vérification du modèle avant son utilisation. Généralement, ce test consiste à faire varier graduellement un paramètre, toute chose étant égale par ailleurs, et à observer les conséquences sur les résultats de simulation. Nous avons retenu trois paramètres principaux : la fertilisation minérale, la profondeur de sol et la teneur en azote organique dans le sol. Le choix des paramètres est dicté par l'objectif de l'étude qui consiste à quantifier les flux d'azote sous-racinaire en fonction des conditions agricoles et pédologiques en particulier.

Nous avons donc choisi de faire varier les paramètres de plus ou moins 20 % sur la

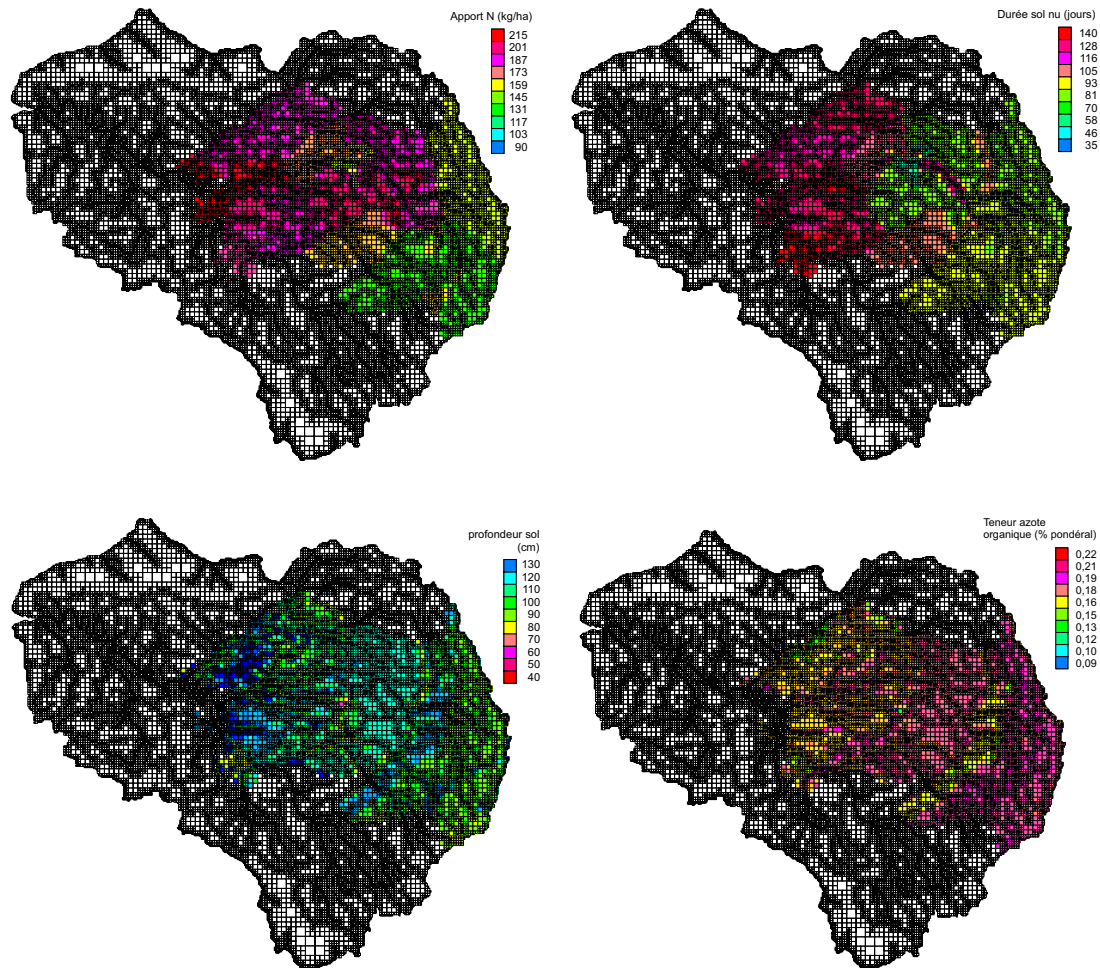


FIG. 9.2 – Caractéristiques agri-environnementales du domaine d'étude qui comprend le bassin versant superficiel de la Marne et une zone de bordure qui atteint les limites à charges imposées de manière à inclure la totalité du bassin souterrain de la Marne. Ces caractéristiques sont définies à partir de 4 critères : la quantité d'azote minéral apporté (Apport N), la durée de la période de sol nu entre 2 cultures, la profondeur de sol et la teneur en azote organique contenu dans le sol.

période 1989-1990, en regardant les conséquences sur les flux d'azote, le drainage et la concentration en nitrate à la base de la zone racinaire et les rendements.

L'analyse de sensibilité est menée à partir d'une simulation de référence et l'importance de la sensibilité du modèle sera appréhendée à partir des variations relatives des sorties ( $\Delta S$ ) en fonction des variations relatives des paramètres d'entrées ( $\Delta E$ ) en représentant graphiquement la relation suivante :

$$\Delta S = \frac{S - S_0}{S_0} = f(\Delta E) = f\left(\frac{E - E_0}{E_0}\right)$$

L'indice 0 représente les valeurs obtenues lors de la simulation de référence. Les diagrammes ainsi obtenus sont parfois appelés "diagramme araignée", car lorsque plusieurs paramètres sont représentés sur la même figure, l'ensemble des courbes passe par l'origine (0,0). La forme de ces différentes "pattes" traduit la linéarité ou non de la sensibilité du modèle à un paramètre donné et la pente représente son importance.

### 9.2.1 Sensibilité du drainage, du flux d'azote et de la concentration en nitrate à la base de la zone racinaire

Les résultats de simulations sont moyennés sur la période 1989-1990 sur l'ensemble du bassin de la Marne. La figure 9.3 présente l'évolution du drainage, du flux d'azote, et de la concentration sous-racinaire en fonction des variations de la fertilisation minérale, de la profondeur du sol, et de l'azote organique du sol.

On constate qu'une augmentation de 20 % de la fertilisation minérale engendre une augmentation d'environ 5 % de la concentration sous-racinaire. Inversement, une réduction de la fertilisation engendre une diminution d'environ 5 % de la concentration. On observe la même évolution pour les flux d'azote. En revanche, l'évolution de la fertilisation n'a pas d'influence sur le calcul du drainage de l'eau.

La profondeur du sol joue un rôle important dans le calcul du drainage. Une réduction de 20 % de la profondeur du sol entraîne une réduction de la capacité de stockage de l'eau dans le sol, ce qui a pour effet d'accroître d'environ 20 % le drainage. Inversement, le drainage est réduit de 15 % avec l'augmentation de la profondeur du sol. On observe le même effet pour le flux d'azote étant donné qu'il est lié au drainage.

La concentration diminue d'environ 4 % avec une augmentation de 20 % de la profondeur du sol. Cela s'explique par une plus grande disponibilité de l'eau dans le sol (augmentation de la réserve utile) qui favorise l'absorption de l'eau et des nitrates par les plantes.

La variation de la teneur en azote organique du sol est globalement égale à celle de la concentration sous-racinaire et du flux d'azote.

### 9.2.2 Sensibilité du rendement

La figure 9.4 présente l'évolution des rendements des cultures les mieux calibrées en fonction des trois paramètres retenus.

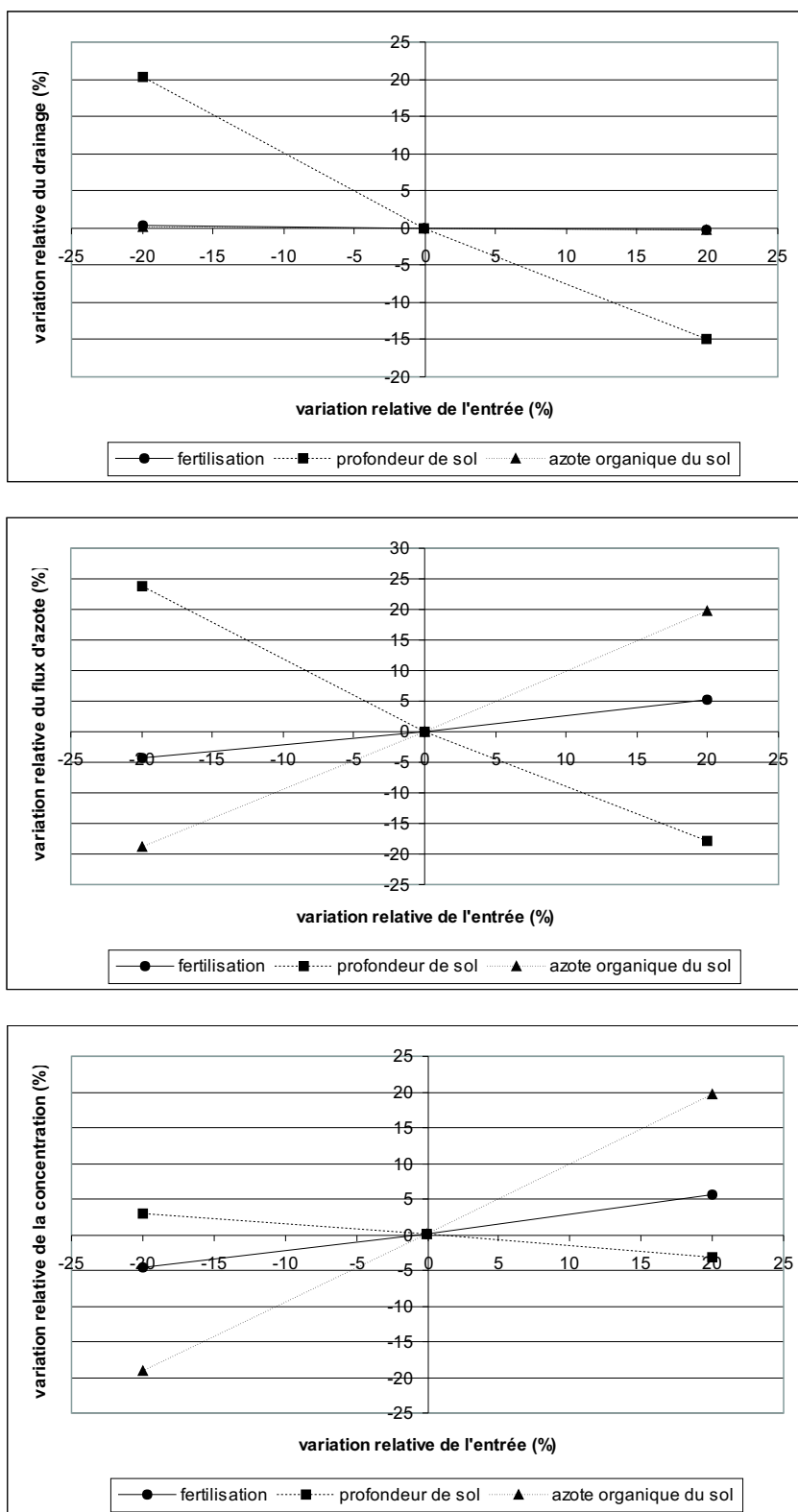


FIG. 9.3 – Variation relative du drainage, du flux d'azote et de la concentration en fonction des variations des paramètres : fertilisation minérale, profondeur de sol et teneur en azote organique du sol (simulation sur la période 1989-1990)

Un accroissement des apports d'azote s'accompagne, bien entendu, d'une augmentation des rendements, et inversement. Cependant, l'azote est plus ou moins disponible selon qu'il se trouve sous forme organique ou minérale. Par exemple, un accroissement de 20 % de la fertilisation provoque une augmentation de 3 % du rendement du blé tandis que la même augmentation pour la teneur en azote organique du sol induit un accroissement du rendement du blé de 1,6 % seulement.

Les rendements des cultures récoltées tôt (escourgeon, blé) dépendent plus de la fertilisation minérale que ceux des cultures récoltées tard (maïs, betterave). Les rendements n'évoluent pas pour le pois du fait que cette culture, qui utilise l'azote atmosphérique, n'est pas fertilisée.

L'évolution des rendements en fonction de la profondeur du sol s'explique par une variation de la disponibilité de l'eau et de l'azote dans le sol. Ainsi, les cultures présentes sur des sols épais ont de meilleurs rendements que celles présentes sur des sols minces, excepté pour le pois. Les cultures les plus sensibles à ce paramètre sont le blé, le colza et l'escourgeon qui ont vu leurs rendements augmenter de 2 à 3 % pour un accroissement de la profondeur de sol de 20 %.

En conclusion, cette analyse montre que le modèle peut être assez sensible à certains paramètres. L'interprétation des résultats de simulation devra donc s'accompagner d'une réflexion sur les incertitudes liées aux données d'entrées.

## 9.3 Validation du modèle

### 9.3.1 Rendements

La validation du modèle porte sur la comparaison entre les rendements observés et simulés sur chaque PRA (cf. annexe 13.2). Le tableau 9.1 présente une comparaison rendements simulés/observés sur l'ensemble de la zone étudiée et sur la période de simulation 1971-1999.

Parmi les cultures simulées par STICS, certaines (groupe 2) ont fait l'objet d'un calage sommaire, ce qui explique les écarts importants entre les valeurs observées et simulées. Le calage des cultures du groupe 2 devra donc être amélioré ultérieurement.

Le niveau de calage des cultures du groupe 1 est, quant à lui, satisfaisant, ce qui explique les écarts moins grands entre les valeurs observées et simulées. Notons, par ailleurs, que ces cultures sont majoritairement présentes sur le bassin de la Marne.

Toutefois, les différences peuvent s'expliquer par 3 facteurs principaux : (i) le degré d'incertitude sur les données d'entrées ; (ii) le fait qu'une seule variété soit simulée pour chaque culture alors que plusieurs variétés ont été cultivées de 1971 à 1999 ; (iii) et le fait que l'on ne tienne pas compte des maladies pouvant affecter significativement certaines cultures.

Néanmoins, on observe globalement un bon accord entre les rendements simulés et observés pour les cultures les plus fréquemment rencontrées sur le bassin de la Marne (groupe 1). De ce fait, nous considérons que notre modélisation, à l'échelle régionale, au moyen de STICS est représentative des valeurs observées sur le bassin.

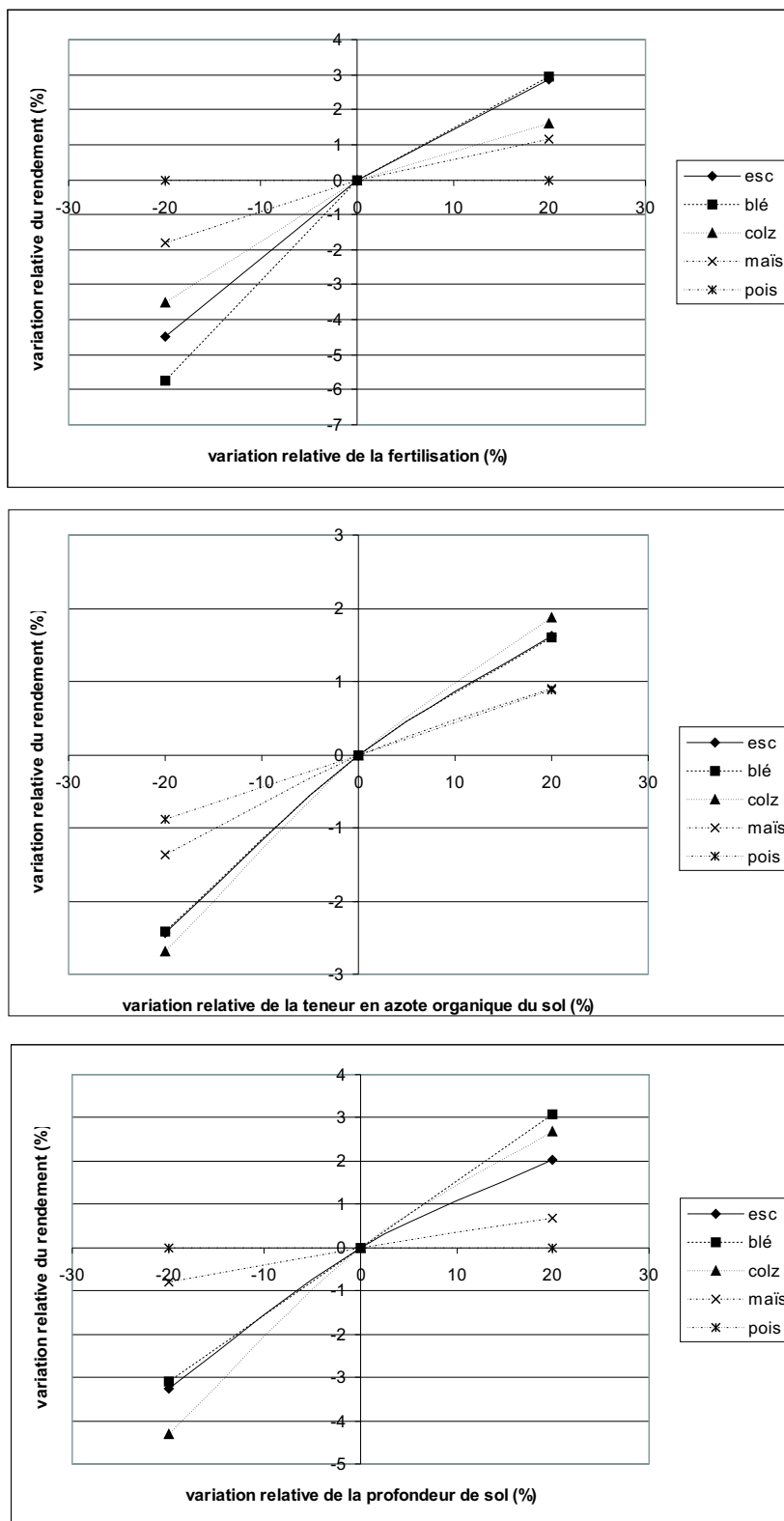


FIG. 9.4 – Variation relative du rendement en fonction des variations des paramètres : fertilisation minérale, profondeur du sol et teneur en azote organique du sol (simulation sur la période 1989-1990)

		rendement (t.ha <sup>-1</sup> )		
		simulé	observé	erreur relative (%)
Groupe 1	escourgeon	5,2	5,6	-7
	blé	7,3	6,4	14
	colza	4,1	3,0	37
	maïs	7,9	7,7	3
	pois	4,5	5,2	-13
Groupe 2	pdterre	11,7	8,6	36
	orge	2,4	4,3	-44
	tournesol	3,8	2,6	46
	betterave	19,8	13,2	50
	avoine	2,3	2,9	-21
	luzerne	3,9	8,0	-51
	vigne	3,2		
	moutarde	3,4		
	prairie	10,0	4,6	117

TAB. 9.1 – Comparaison des rendements moyens simulés/observés sur le bassin de la Marne (zone enquêtée) sur la période 1971-1999

### 9.3.2 Lessivage d'azote à la base de la zone racinaire

Nous ne disposons malheureusement pas d'une base de données des concentrations en nitrates observées à la base de la zone racinaire pour valider le modèle sur l'ensemble du bassin de la Seine. Néanmoins, nous disposons de valeurs observées sur le site expérimental de Bruyères-et-Montbérault, situé sur le bassin de l'Aisne à 120 km au nord-est de Paris, sur la période 1991-1996, que nous pouvons comparer aux valeurs simulées par le modèle (Beaudoin et al. 1998).

Le site de Bruyères-et-Montbérault, d'une superficie de 187 ha, alimente la nappe de l'Eocène. Les cultures pratiquées sont le blé, la betterave, le pois, l'orge et le colza. De plus, les pratiques agricoles se font en mode raisonné, c'est-à-dire que des cultures intermédiaires, pièges à nitrate, sont implantées pendant les intercultures longues, entre les récoltes d'été et les semis de printemps, et les apports azotés sont réduits d'environ 20 % par rapport à la dose conventionnelle. Par ailleurs, 5 catégories de sols sont présents : limons épais (LE), sol limono-argileux sur marne et caillasse (MC), sol sablo-limoneux sur calcaire (SLC), sables épais (SE) et sables et limons épais (SLE).

Ce site expérimental correspond à une "unité générale de simulation", noté UGSM6717, qui présente des caractéristiques homogènes du point de vue des conditions climatiques, pédologiques et agricoles. Sa superficie est d'environ 8 km<sup>2</sup>. On y rencontre les mêmes cultures que sur le site de Bruyères-et-Montbérault, auxquelles s'ajoutent la pomme-de-terre et le maïs. Les pratiques agricoles se font de manière conventionnelle, c'est-à-dire sans planter de cultures intermédiaires et en apportant la dose d'azote conseillée pour atteindre le rendement "moyen" de la parcelle. Le tableau 9.2 présente l'évolution des successions culturales, données par la base de données agricole, sur l'UGSM6717 et sur la période 1991-1996.

	périodes agricoles homogènes	
	1991-1992	1993-1996
successions culturales *	bet (150)-ble (175)-pdt (190)-ble (155)	bet (140)-ble (200)-pois (0)-ble (180)
	bet (150)-ble (175)-pois (0)-ble (155)	bet (130)-ble (200)-pdt (170)-ble (180)
	mais (150)-ble (175)-orge (100)	bet (140)-ble (200)-esc (170)
	bet (150)-pois (0)-ble (180)	colz (180)-ble (170)-org (130)

\* : entre parenthèses se trouvent le cumul des apports en azote minéral (kg.ha<sup>-1</sup>)

TAB. 9.2 – Evolution et composition des successions culturales pour l'UGSM6717

	couche (cm)	Bruyères-et-Montbérault					UGSM6717	
		type de sols					UTS332624	UTS332625
		LE	MC	SLC	SE	SLE		
profondeur du sol (PS) (cm)		120	90	90	90	120	50	110
densité apparente (g.cm <sup>-3</sup> )	0 - 30	1,49	1,37	1,42	1,39	1,37	1,3	1,4
	30 - PS	1,63	1,42	1,52	1,48	1,61	1,5	1,5
teneur en eau du sol à la capacité au champ (%)	0 - 30	23,8	27,7	23,1	17,9	19,9	19	17,6
	30 - PS	21,5	26,4	22,4	16,3	18,6	11,6	11,6
teneur en eau du sol au point de flétrissement (%)	0 - 30	9,9	10,8	8	5	8,7	9	8,4
	30 - PS	11,8	11,6	8,4	4,5	8,5	6,3	6,3

TAB. 9.3 – Comparaison des caractéristiques pédologiques des sols rencontrés sur le site de Bruyères-et-Montbérault et sur l'UGSM6717 (LE : limons épais, MC : sol limono-argileux sur marne et caillasse, SLC : sol sablo-limoneux sur calcaire, SE : sables épais, SLE : sables et limons épais)

L'UGSM6717 se trouve sur un type de sol qui comporte deux catégories de sols : UTS332624 (70 % de la surface) et UTS332625 (30 % de la surface). Le tableau 9.3 présente les caractéristiques des sols présents sur le site expérimental et celles des sols rencontrés sur l'UGSM6717. Du point de vue des teneurs en eau, les sol UTS332624 et UTS332625 ont des caractéristiques proches des sols sableux (SE, SLE). On remarque cependant que les sols présents sur le site expérimental sont plus épais que ceux présents sur l'UGSM6717.

Le tableau 9.4 présente les comparaisons entre les valeurs simulées et observées du drainage, du lessivage et de la concentration sous-racinaire, sur le site de Bruyères-et-Montbérault. Globalement, les résultats de simulation sont proches des observations sur les sols sableux, mais il est difficile de comparer ces résultats dans la mesure où les épaisseurs de sols sont différentes (120 et 90 cm pour les sols sableux et 68 cm en moyenne pour l'UGSM6717) et du fait que les pratiques agricoles sont discordantes (pratiques raisonnée ou conventionnelle).

Cependant, les résultats de simulation semblent être cohérents si l'on considère des pratiques agricoles en mode conventionnel sur un sol plutôt sableux et de faible épaisseur.

Ainsi, malgré les discordances entre les données d'entrées (pratiques agricoles en mode raisonné et conventionnel; profondeur et caractéristiques des sols différentes) le modèle semble fournir des résultats en adéquation avec les valeurs observées sur le site de Bruyères-et-Montbérault. Il serait souhaitable ultérieurement de comparer les résultats de simulation aux valeurs obtenues en différents points d'observation sur le bassin de la Seine. Toutefois, la comparaison entre valeurs observées et simulées sur le site expé-



		moyenne 91-96	valeurs moyennes annuelles				
			91/92	92/93	93/94	94/95	95/96
<i>observé</i>	<b>drainage (mm)</b>						
	limons épais (LE)	233	83	277	431	313	58
	sols minces (MC, SLC)	259	118	277	449	338	113
	sols sableux (SE, SLE)	266	141	316	432	370	73
<i>simulé</i>	UGSM 6717	274	175	223	458	368	146
<i>observé</i>	<b>lessivage (kgN.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>)</b>						
	limons épais (LE)	19	5	18	34	32	4
	sols minces (MC, SLC)	33	15	43	54	44	10
	sols sableux (SE, SLE)	43	18	57	58	54	28
<i>simulé</i>	UGSM 6717	75	74	48	92	94	65
<i>observé</i>	<b>concentration (mg NO<sub>3</sub>.l<sup>-1</sup>)</b>						
	limons épais (LE)	33	28	29	35	45	27
	sols minces (MC, SLC)	55	56	68	53	58	41
	sols sableux (SE, SLE)	86	57	80	60	65	170
<i>simulé</i>	UGSM 6717	122	169	85	81	97	179

TAB. 9.4 – Comparaison des résultats de simulation sur l'UGSM 6717 par rapport aux valeurs observées sur le site de Bruyères-et-Montbérault (1991-1996)

mental montre combien il est difficile de valider le modèle en comparant les résultats de simulation obtenus à l'échelle régionale à des valeurs observées au niveau ponctuel.

### 9.3.3 Analyse des résultats

La figure 9.5 présente la répartition des flux d'eau et d'azote ainsi que les concentrations en nitrate à la base de la zone racinaire calculés, en moyenne, par STICS sur la période 1971-1999.

Par ailleurs, il est important de noter que les simulations réalisées à ce jour avec STICS ont été calibrées sur une seule année. Or, la procédure de régionalisation de STICS permet d'enchaîner plusieurs simulations STICS, de manière automatique, sans réinitialisation du stock d'azote dans le sol (cf. section 4.1). De plus, cette procédure autorise la simulation du développement des cultures sur tous les types de sols rencontrés sur le bassin. Or, dans la réalité, certains sols, de par leurs caractéristiques pédologiques, sont défavorables à la mise en culture de certaines plantes. Ainsi, l'interprétation des résultats doit être assortie de quelques réserves quant à la représentativité des valeurs brutes.

La distribution des flux d'eau suit un gradient est-ouest avec une valeur d'environ 50 mm à l'ouest du bassin de la Marne et d'environ 400 mm à l'est, s'expliquant en particulier par la distribution des pluies et des profondeurs de sols sur le bassin. Les flux d'azote suivent globalement ce gradient avec des valeurs évoluant de 10 à 120 kg N.ha<sup>-1</sup>. Les concentrations, qui évoluent de 35 à 335 mg.l<sup>-1</sup>, sont globalement plus élevées au niveau de la Bassée, du Soissonnais, et de la Seine-et-Marne, avec des valeurs comprises entre 135 et 235 mg.l<sup>-1</sup>, que sur le reste du bassin.

En comparant les concentrations en nitrate, en moyenne sur la période de simulation, aux caractéristiques agricoles du bassin de la Marne (figure 9.6), on observe globalement une tendance à l'augmentation des concentrations avec la durée de la période de sol nu et, de façon plus nette, avec la dose d'apport en azote minéral. Les concentrations varient d'environ 35 à 180 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.l<sup>-1</sup> lorsque la fertilisation minérale est inférieure à 135 kg N.ha<sup>-1</sup>. Au-delà de cette valeur, les concentrations varient de 50 à 335 mg.l<sup>-1</sup>.

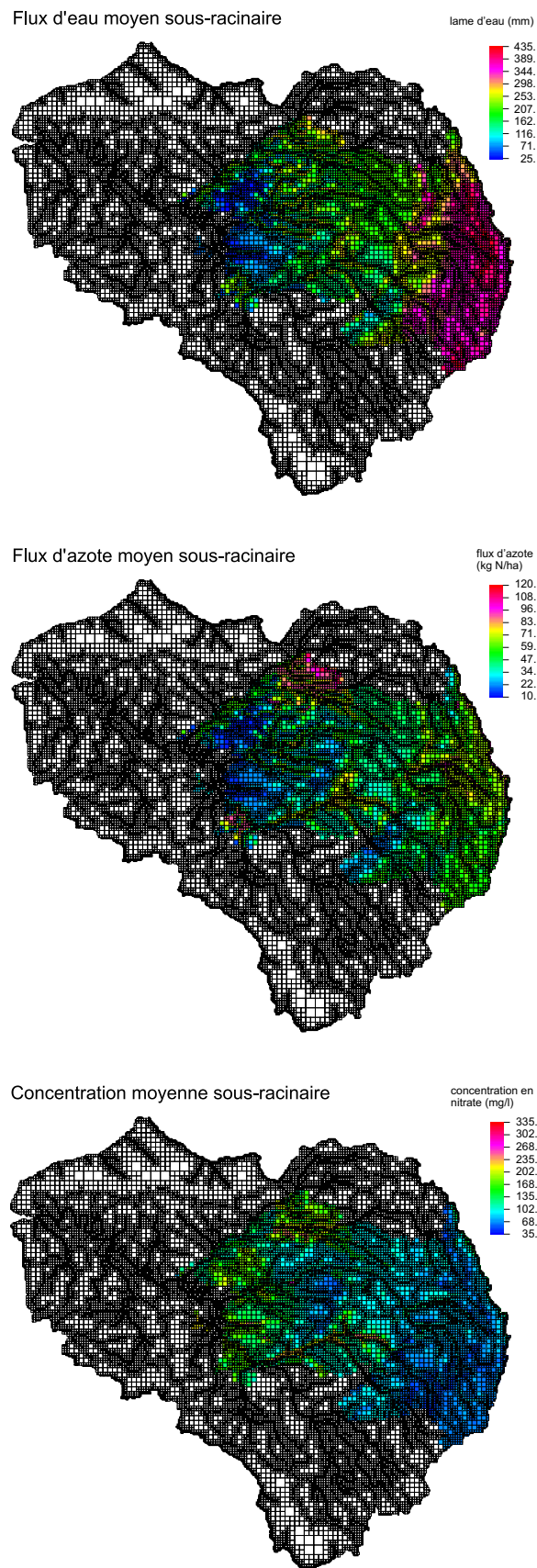
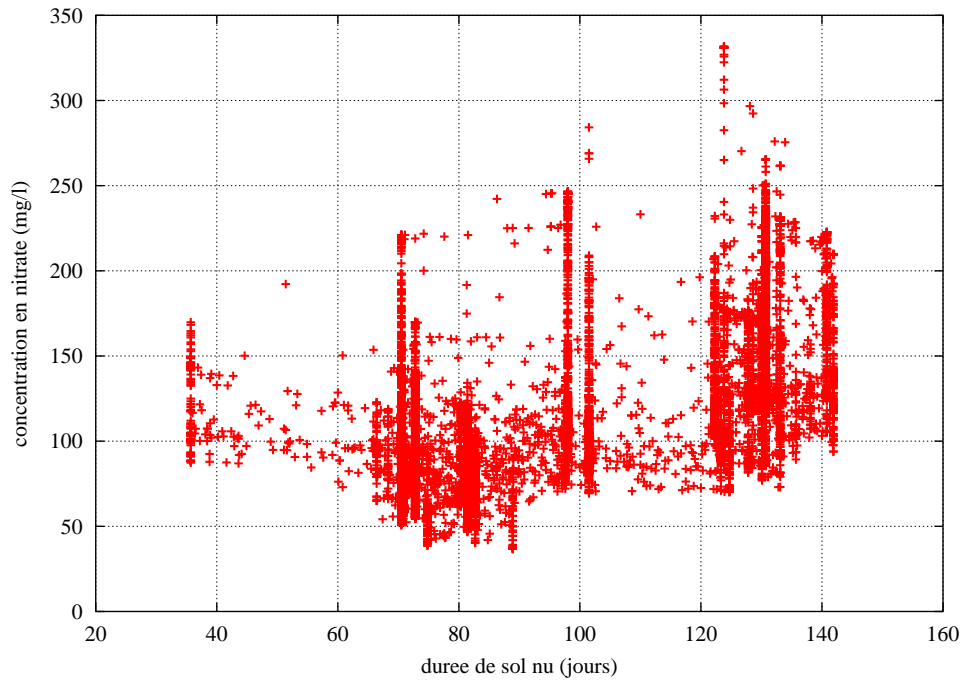
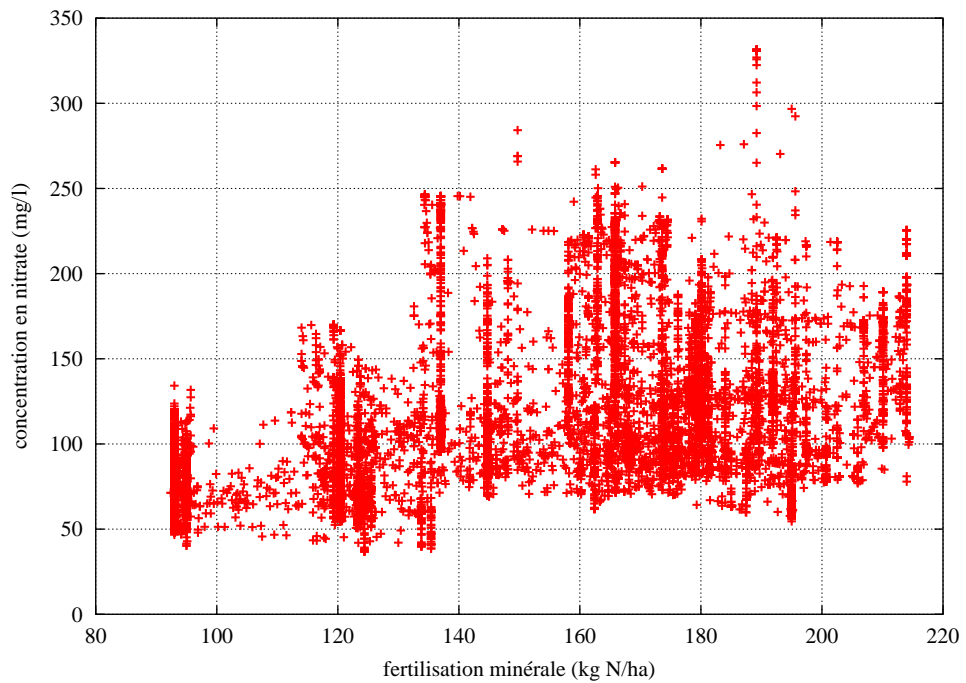


FIG. 9.5 – Répartition spatiale des flux d'eau, d'azote et de la concentration en nitrate sur le bassin souterrain de la Marne (valeurs moyennes sur la période 1971-1999)



(a)



(b)

FIG. 9.6 – Evolution de la concentration sous-racinaire en fonction de la durée de la période de sol nu (a) et de la fertilisation minérale (b)

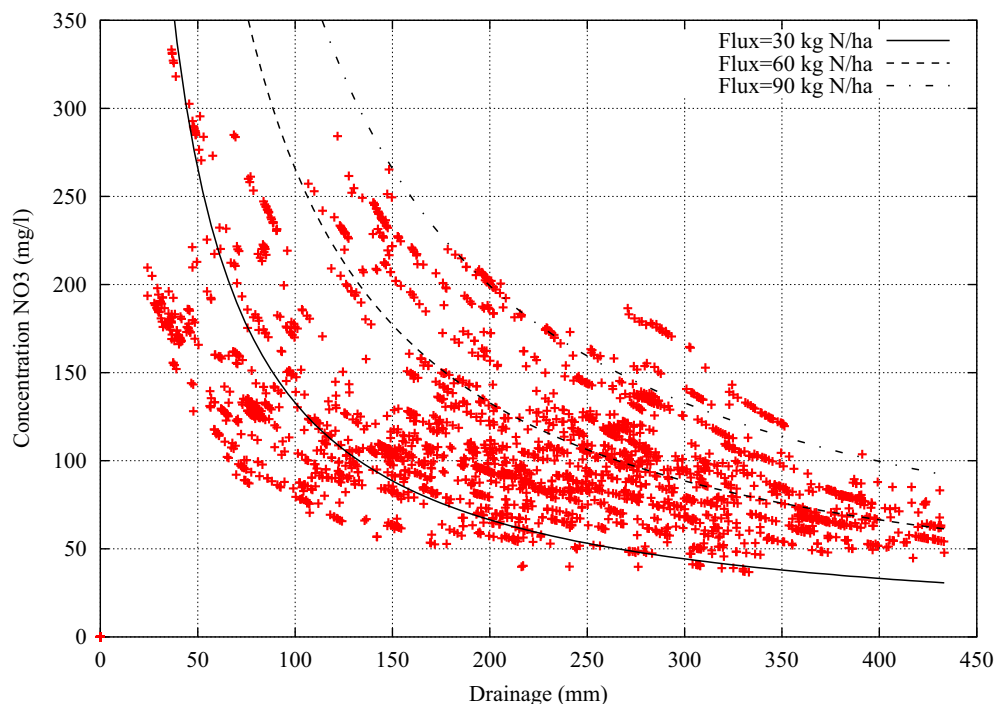


FIG. 9.7 – Evolution des concentrations sous-racinaire en fonction de l'eau drainée

On remarque, par ailleurs, que les concentrations sont inférieures à  $50 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ , lorsque la fertilisation minérale est inférieure à  $135 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ , et lorsque la durée de sol nu est comprise entre 70 et 90 jours.

En revanche, les valeurs de concentration sont relativement élevées, notamment avec de longues durées de sol nu. Notons à ce propos, que le modèle sur-estime probablement les flux de nitrates lessivés à la base de la zone racinaire. En effet, pendant les périodes d'intercultures longues, on suppose qu'aucun couvert végétal n'occupe la parcelle. Par conséquent, les nitrates présents dans le sol sont facilement lessivés pendant l'automne. Or, dans la réalité, pendant les périodes d'intercultures, on observe généralement des repousses qui, en absorbant les nitrates, contribuent à limiter le lessivage.

De plus, l'apport en azote minéral correspond à une dose moyenne sur chaque culture et sur l'ensemble d'une PRA. Or, on adapte généralement la dose d'engrais aux besoins des cultures d'un côté, et aux fournitures du sol de l'autre.

Les besoins dépendent principalement du rendement à atteindre et les fournitures dépendent de la vitesse de minéralisation pendant la période de croissance et des caractéristiques pédologiques.

La figure 9.7 présente l'évolution des concentrations en nitrate en fonction de l'eau drainée à la base de la zone racinaire en valeur moyenne sur la période 1971-1999. On remarque, qu'à flux d'azote égal, la concentration diminue avec l'augmentation des flux d'eau sous l'effet de la dilution.

La figure 9.8 présente l'évolution des flux d'azote en fonction de la réserve utile (RU) des sols. Ainsi, les flux d'azote lessivés à la base de la zone racinaire diminuent lorsque RU augmente. En effet, lorsque la réserve utile est importante, le stock d'eau et de nitrate

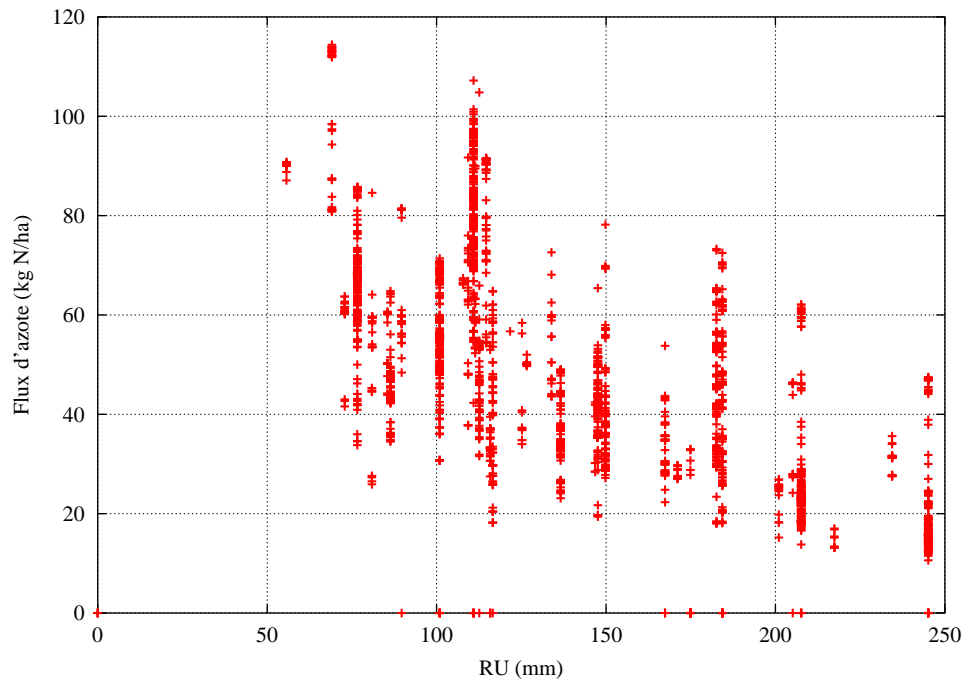


FIG. 9.8 – Evolution des flux de nitrates en fonction de la réserve utile des sols

est plus facilement utilisable par les cultures, limitant ainsi le lessivage des nitrates à la base de la zone racinaire.

La figure 9.9 présente l'évolution des concentrations en nitrate en fonction du taux de renouvellement de l'eau dans le sol (TR), TR étant calculé de la façon suivante :

$$TR = \frac{Ql}{CC}$$

avec

$Ql$  : lame d'eau drainée à la base de la zone racinaire (mm)

$CC$  : capacité au champ (mm)

Ainsi, la variable TR dépend des caractéristiques pédologiques et climatiques du milieu.

Ce diagramme montre une tendance à la diminution des concentrations lorsque le stock d'eau présent dans le sol est bien renouvelé. On remarque également une forte dispersion des valeurs de concentrations lorsque TR est faible, ce qui nous conduit à distinguer 3 zones principales : TR inférieur à 0,5, TR compris entre 0,5 et 1,5 et TR supérieur à 1,5.

Lorsque TR est inférieur à 0,5 seule la moitié du stock d'eau initial est renouvelée, on observe alors une forte variabilité des valeurs de concentration, de 50 à 330 mg  $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ , qui dépend de la variation du bilan azoté sur la culture. Celui-ci comprend à la fois les variations de minéralisation et de fertilisation azotée. Avec de forts taux de renouvellement (TR supérieur à 1,5), l'azote provenant de la fertilisation est facilement absorbé par les

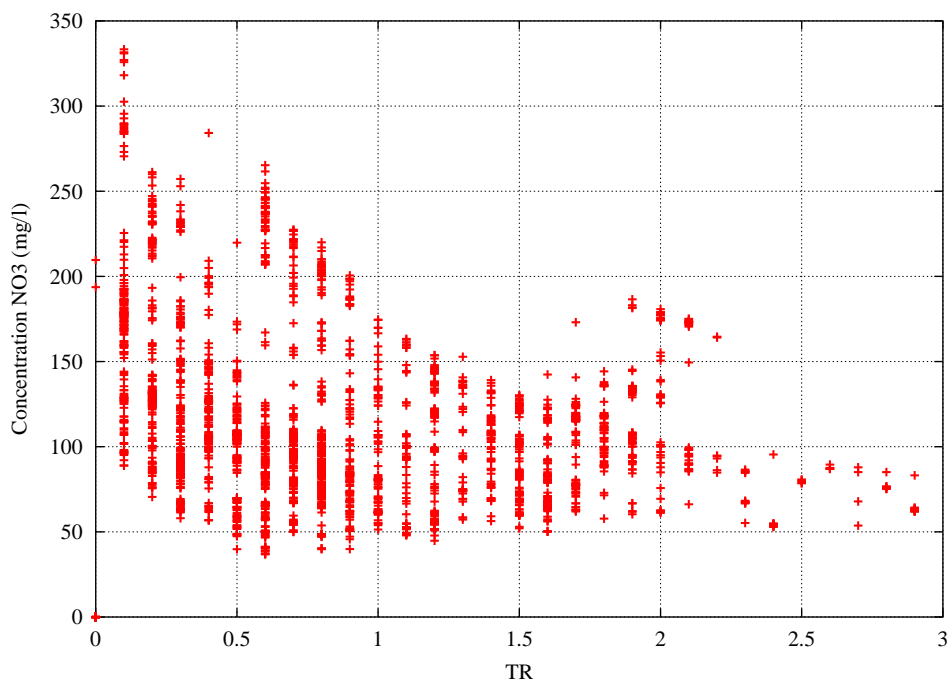


FIG. 9.9 – Evolution de la concentration sous-racinaire en fonction du taux de renouvellement de l'eau dans le sol (TR)

plantes. La variation de la concentration, de 50 à 190 mg  $\text{NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ , s'explique alors en majeure partie par la variation de la minéralisation, qui dépend principalement de la température, et de l'azote organique présent dans le sol. Lorsque TR est compris entre 0,5 et 1,5 on se trouve dans une situation intermédiaire.

La figure 9.10 présente l'évolution des concentrations, des flux d'azote et des apports en azote minéral, en moyenne annuelle, au cours de la période 1971-1999, ainsi que le cumul de la lame d'eau drainée par an.

La quantité d'azote, apportée par la fertilisation minérale et organique, est calculée en moyenne sur chaque culture constituant une succession. On estime par ailleurs que les amendements organiques contiennent 0,5 % d'azote minérale.

L'annexe 13.2 présente l'évolution des flux d'azote pour chacune des PRA.

La valeur moyenne des flux d'azote sous-racinaire se situe à environ 47 kg  $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$  sur la période de simulation. A partir de 1979, on observe une tendance à la décroissance des flux d'azote (71 kg  $\cdot \text{ha}^{-1}$  en 1979 à 30 kg  $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$  en 1999), tandis que s'opère un accroissement des apports en azote (136,5 kg  $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$  en 1971 à 150,5 kg  $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$  en 1999). Cette tendance est globalement corrélée à l'évolution des lames d'eau lessivées.

La concentration en nitrate sous-racinaire évolue de 151  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  à 78  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  en moyenne annuelle sur le bassin de la Marne. On observe un phénomène de dilution, c'est-à-dire un abaissement des concentrations lorsque le lessivage est important. Ainsi, la concentration moyenne de l'année 1982 est à environ 80  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$  lorsque la quantité d'eau lessivée est à 390  $\text{mm} \cdot \text{an}^{-1}$ , et la concentration moyenne de l'année 1976 est à 150  $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , lorsque la quantité d'eau lessivée est à 75  $\text{mm} \cdot \text{an}^{-1}$ .

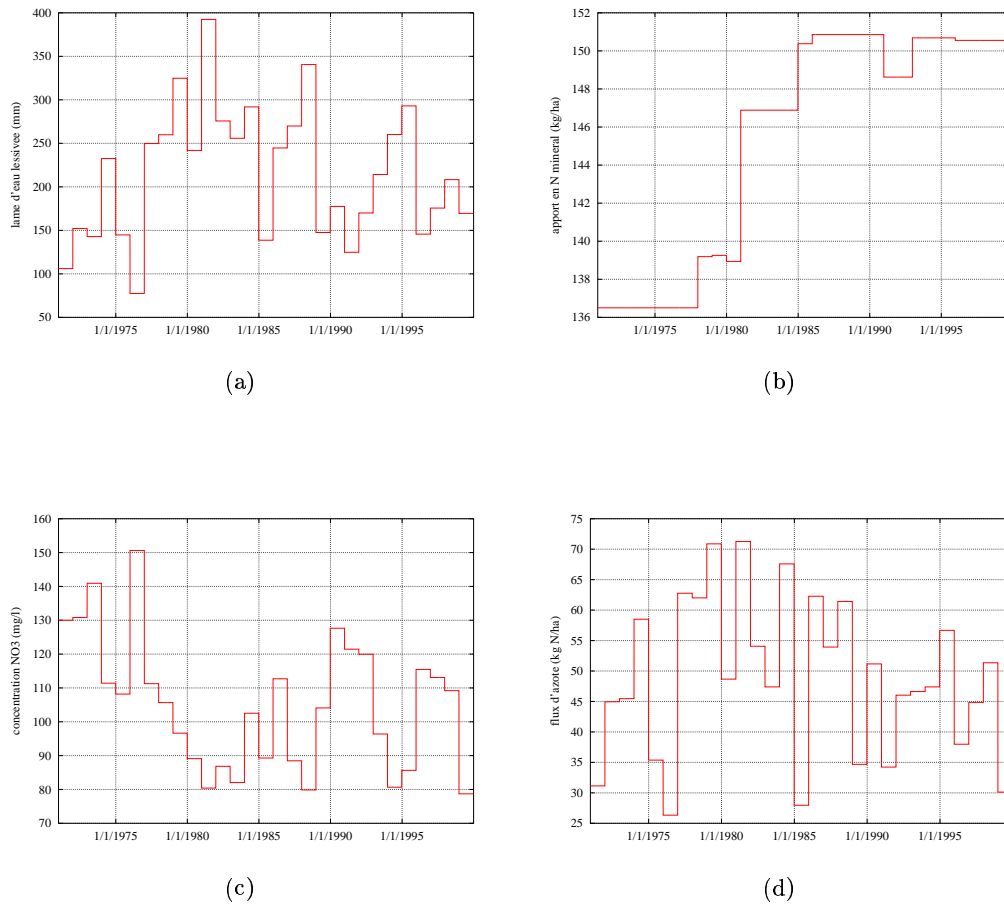


FIG. 9.10 – Evolution des lames d'eau drainées (a), des apports en azote minéral (b), des concentrations en nitrate (c) et des flux d'azote sous-racinaire (d), au pas de temps annuel, au cours de la période 1971-1999, sur le bassin souterrain de la Marne étendu jusqu'aux limites à charges imposées

# Chapitre 10

## Mise en œuvre du Modèle Hydrologique Couplé MODCOU

### 10.1 Procédures de calage

#### 10.1.1 Critères statistiques utilisés

La procédure de calage consiste à ajuster les paramètres en comparant les valeurs simulées aux valeurs observées sur l'ensemble des piézomètres et des stations hydrométriques. Ces valeurs sont comparées en utilisant des critères statistiques.

Soit  $N$ , le nombre de valeurs que l'on veut comparer et  $Q$  la variable à caler, on notera :

la moyenne,  $\bar{Q} = \frac{1}{N} \sum_{t=1}^{t=N} Q(t)$

l'écart type,  $\sigma_Q = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{t=1}^{t=N} (Q(t) - \bar{Q})^2}$

Pour estimer la qualité de la modélisation, nous utiliserons les critères statistiques suivant :

- Biais ou erreur moyenne (BIAIS), en pourcentage :

$$BIAIS = 100 \times \frac{\frac{1}{N} \sum_{t=1}^{t=N} (Qsim(t) - Qobs(t))}{\bar{Q}}$$

La valeur optimale est 0. Une valeur positive indique une sur-estimation des variables et une valeur négative, une sous-estimation.

- Critère de Nash (NS) :

$$NS = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{t=N} (Qsim(t) - Qobs(t))^2}{\sum_{t=1}^{t=N} (Qobs(t) - \bar{Qobs})^2}$$

Le critère de Nash mesure la part de la variance expliquée grâce au modèle. NS peut varier de  $-\infty$  à 1. Une valeur supérieure à 0,7 est généralement considérée comme satisfaisante, la valeur optimale étant 1. NS est utilisé en particulier pour estimer la qualité des débits simulés.



- Le coefficient de corrélation  $\rho$  :

$$\rho = \frac{1}{N} \times \frac{\sum_{t=1}^{t=N} (Q_{obs}(t) - \bar{Q}_{obs})(Q_{sim}(t) - \bar{Q}_{sim})}{\sigma_{Q_{obs}} \times \sigma_{Q_{sim}}}$$

Ce critère évalue la co-fluctuation des séries simulées et observées. Le calage est d'autant plus satisfaisant que ce coefficient est proche de 1.

### 10.1.2 Ajustement du modèle de surface

L'ajustement du modèle de surface s'est déroulé sur la période 1987-1989, qui présente des évolutions climatiques relativement contrastées, et sur les 125 stations du bassin.

#### Calage du temps de concentration

L'estimation du temps de concentration est réalisée, dans un premier temps, à partir d'une simulation en ruissellement simple en comparant le décalage des pics de crue simulés et observés. Puis, en tenant compte des écoulements de surface conjointement aux écoulements souterrains, le temps de concentration est estimé à 17 jours à l'exutoire du bassin, ce qui correspond à une vitesse moyenne de l'ordre de  $45 \text{ km.j}^{-1}$  en prenant la longueur de la Seine à 776 km.

#### Calage des fonctions production

Les paramètres des fonctions production sont ajustés de manière à assurer pour chaque station des volumes, ainsi qu'un hydrogramme, en rapport avec les données observées. La démarche de calibration consiste à identifier en premier lieu des stations où dominent 2 ou 3 fonctions production. Les débits y sont calés en ajustant les paramètres de ces fonctions, suivant la démarche décrite par Robin (1990), de manière à obtenir des critères statistiques (biais, critère de Nash et coefficient de corrélation) proches des valeurs optimales.

Dans un premier temps, les paramètres des fonctions production ont été déterminés sur les 15 zones de production précédemment décrites provenant du croisement entre les types de sol et leurs modes d'occupation. Cependant, au cours du calage, il a été nécessaire d'établir une distinction entre les fonctions production suivant des critères géologiques. Ainsi, pour tenir compte de la connexion, d'une part, avec le domaine souterrain maillé correspondant aux formations géologiques post-Crétacé supérieur (simulé par NEWSAM), et d'autre part, avec le domaine souterrain, correspondant aux formations anté-Crétacé supérieur, représenté par le modèle TRANSAM, le nombre de fonction de production a été multiplié par deux. A l'issue de la phase de calage, nous obtenons les valeurs suivantes <sup>1</sup> :

---

<sup>1</sup> une astérisque indique que la fonction production est reliée à un domaine souterrain représenté par un modèle à réservoir (TRANSAM)

zone de production	CRT (mm)	DCRT (mm)	FN (mm)	CQR (adim)	QRMAX (mm)	CQI (adim)	QIMAX (mm)
(imp) 1	65.	5.	5.	0.4	20.	0.08	30.
(zhum) 3	50.	10.	5.	0.1	20.	0.08	30.
(all-hf) 4	100.	10.	5.	0.3	20.	0.1	30.
(calc-hf) 5	115.	15.	5.	0.6	20.	0.1	10.
(arg-hf) 6	135.	25.	5.	0.5	20.	0.1	30.
(sab-hf) 7	110.	15.	5.	0.3	15.	0.1	30.
(lim-hf) 8	70.	30.	2.	0.4	90.	0.1	50.
(cri-hf) 9	60.	25.	5.	0.2	50.	0.1	50.
(all-frt) 10	95.	20.	5.	0.2	20.	0.1	30.
(calc-frt) 11	80.	25.	5.	0.5	25.	0.1	10.
(arg-frt) 12	130.	25.	5.	0.4	30.	0.1	30.
(sab-frt) 13	110.	5.	5.	0.3	20.	0.1	30.
(lim-frt) 14	85.	30.	2.	0.3	90.	0.1	50.
(cri-frt) 15	25.	10.	5.	0.3	40.	0.1	50.
(imp) 1*	65.	5.	5.	0.4	80.	0.08	30.
(zhum) 3*	50.	10.	5.	0.1	80.	0.08	30.
(all-hf) 4*	80.	10.	5.	0.3	100.	0.1	30.
(calc-hf) 5*	65.	25.	10.	0.6	85.	0.1	20.
(arg-hf) 6*	160.	25.	5.	0.5	70.	0.1	30.
(sab-hf) 7*	80.	5.	5.	0.3	80.	0.1	30.
(lim-hf) 8*	75.	10.	5.	0.6	70.	0.1	10.
(cri-hf) 9*	70.	40.	8.	0.2	160.	0.1	150.
(all-frt) 10*	90.	20.	5.	0.2	70.	0.1	30.
(calc-frt) 11*	80.	20.	10.	0.1	95.	0.2	90.
(arg-frt) 12*	160.	25.	5.	0.4	90.	0.1	30.
(sab-frt) 13*	90.	5.	5.	0.3	80.	0.1	30.
(lim-frt) 14*	105.	10.	5.	0.2	80.	0.1	50.
(cri-frt) 15*	25.	10.	8.	0.3	160.	0.1	150.

L'ajustement du modèle de surface fournit une première garantie de la représentativité du modèle couplé. Cependant, seule une simulation prenant en compte les écoulements de surface et souterrains, ainsi que leurs interactions, permettra de confirmer le calage des paramètres des fonctions production.

### 10.1.3 Ajustement du modèle de la zone non-saturée

La modélisation des transferts dans la zone non-saturée implique de diviser le domaine en zones homogènes, c'est-à-dire en zones qui ont le même nombre de réservoirs et le même temps de délai (Besbes 1978).

A partir d'un premier calage du modèle souterrain en régime permanent, les zones homogènes, du point de vue des caractéristiques de la zone non-saturée, sont déterminées, d'une part, par le nombre de réservoirs défini par le rapport de la profondeur de la nappe sur l'épaisseur d'un réservoir, et d'autre part, en individualisant les types de sols auxquels sont associés les temps de délai ; les types de sols étant définis d'après les matériaux parentaux. Cependant, à l'est du bassin, où les aquifères périphériques ne sont pas représentés par le modèle souterrain NEWSAM, la piézométrie n'étant pas simulée, on utilise la typologie des sols pour établir les zones homogènes auxquelles sont attribuées les 2 paramètres, par calage. Dans cette zone, l'épaisseur de la zone non-saturée a été arbitrairement fixée à 10 m (2 réservoirs de 5 m). On dénombre ainsi 162 zones homogènes sur l'ensemble du bassin.

Lorsqu'une zone homogène est en relation avec un domaine souterrain représenté par NEWSAM, le nombre de réservoirs est défini en découpant la zone non-saturée en

couches de 5 mètres d'épaisseur ; la zone non-saturée étant définie de la base du sol (cote topographique moins 2 mètres) jusqu'à la profondeur de la nappe.

A l'issue de la phase de calage, nous obtenons les temps de délai suivants pour chaque type de sol :

Types de sol	Temps de délai (jours)
all	3
calc	5
arg	8
sab	1
lim	5
cri	2

Ce calage repose sur l'hypothèse forte que les types de sols ont des propriétés hydrodynamiques moyennes homogènes.

#### 10.1.4 Ajustement du modèle souterrain

L'ajustement du modèle souterrain a deux rôles : reconstituer le débit de base aux stations hydrométriques et restituer les variations piézométriques observées dans les nappes. L'ajustement se déroule en deux étapes : en régime permanent et en régime transitoire.

##### Calage en régime permanent

Le régime permanent permet un premier ajustement des transmissivités et des coefficients de drainance. Ce régime implique une stabilité des niveaux piézométriques dans le temps, les entrées étant égales aux sorties.

Ainsi, nous avons estimé un régime permanent sur la période 1985-1995 en prenant le débit d'infiltration moyen, issu de la calibration des paramètres des fonctions productions. Le débit d'alimentation est de  $292 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  sur le domaine souterrain d'une superficie de  $65\,468 \text{ km}^2$ , correspondant à une lame d'eau moyenne annuelle d'environ 140 mm.

Les transmissivités ont d'abord été définies en multipliant un coefficient de perméabilité constant par l'épaisseur des aquifères. Ensuite, elles ont été modulées pour rendre compte des niveaux piézométriques observés sur les quelque 139 piézomètres.

Par ailleurs, les connexions hydrauliques qui existent entre les nappes, par le biais de la drainance, nous ont obligés à mener un calage simultané des transmissivités des trois aquifères.

##### Calage en régime transitoire

L'ajustement du modèle couplé en régime transitoire, sur la période 1987-1989, à permis de déterminer les coefficients d'emmagasinement et de régler les échanges nappe-rivière. Le tableau 10.1 présente les valeurs de transmissivités et de coefficients d'emmagasinement obtenues par calage. L'annexe 13.2 présente une cartographie de ces paramètres.

On constate bien, en particulier, que le coefficient d'emménagement de la partie libre des aquifères de l'Eocène et de la Craie se trouve, comme cela est normal, de quelques ordres de grandeur supérieur à celui de la partie captive.

	min	max
<b>OLIGOCENE</b>		
Cotes du mur (m)	-26	208
Cotes du toit (m)	61	212
Transmissivités ( $m^2.s^{-1}$ )	$2,2.10^{-5}$	$1,4.10^{-1}$
Coeff emmagasinement (adim)	$5.10^{-2}$	$10^{-1}$
<b>EOCENE</b>		
Cotes du mur (m)	-76	219
Cotes du toit (m)	-27	270
Transmissivités ( $m^2.s^{-1}$ )	$7.10^{-4}$	$5,8.10^{-2}$
Coefficients drainance ( $m^2.s^{-1}$ )	$1,7.10^{-11}$	$1,6.10^{-8}$
Coeff emmagasinement (adim)	$9,9.10^{-5}$	$10^{-1}$
<b>CRAIE</b>		
Cotes du mur (m)	-191	151
Cotes du toit (m)	-41	301
Transmissivités ( $m^2.s^{-1}$ )	$5,8.10^{-3}$	$6,5.10^{-2}$
Coefficients drainance ( $m^2.s^{-1}$ )	$1,5.10^{-12}$	$1,2.10^{-9}$
Coeff emmagasinement (adim)	$9,9.10^{-5}$	$7,8.10^{-2}$

TAB. 10.1 – Caractéristiques hydrodynamiques des aquifères

La calibration de la modélisation du débit de base des rivières, et notamment du tarissement, peut se faire par deux moyens d'action : (i) caler la transmissivité T et le coefficient d'emménagement S ; (ii) caler le coefficient de transfert TP. T et S règlent la rapidité de crue et de décrue du souterrain tandis que TP permet de moduler la répartition spatiale des échanges nappe-rivière. A l'échelle où nous travaillons, il n'a pas été nécessaire de caler TP. Celui-ci a donc été fixé à  $1 m^2.s^{-1}$  de manière à permettre un échange aisé entre la nappe et la rivière.

## 10.2 Validation et analyse des résultats

En gardant le jeu de paramètres défini sur la période de calage, la simulation a été étendue à la période 1971-1999.

### 10.2.1 Débits

Globalement, les résultats de la simulation rendent compte de façon satisfaisante des variations de débits observées dans le système hydrologique de la Seine (cf. figure 10.1 et annexe 13.2)

Cependant, la figure 10.2, qui présente la répartition des coefficients de corrélation en fonction des surfaces de bassins versants drainées aux stations hydrométriques, indique une forte dispersion du critère statistique pour les stations drainant une surface inférieure

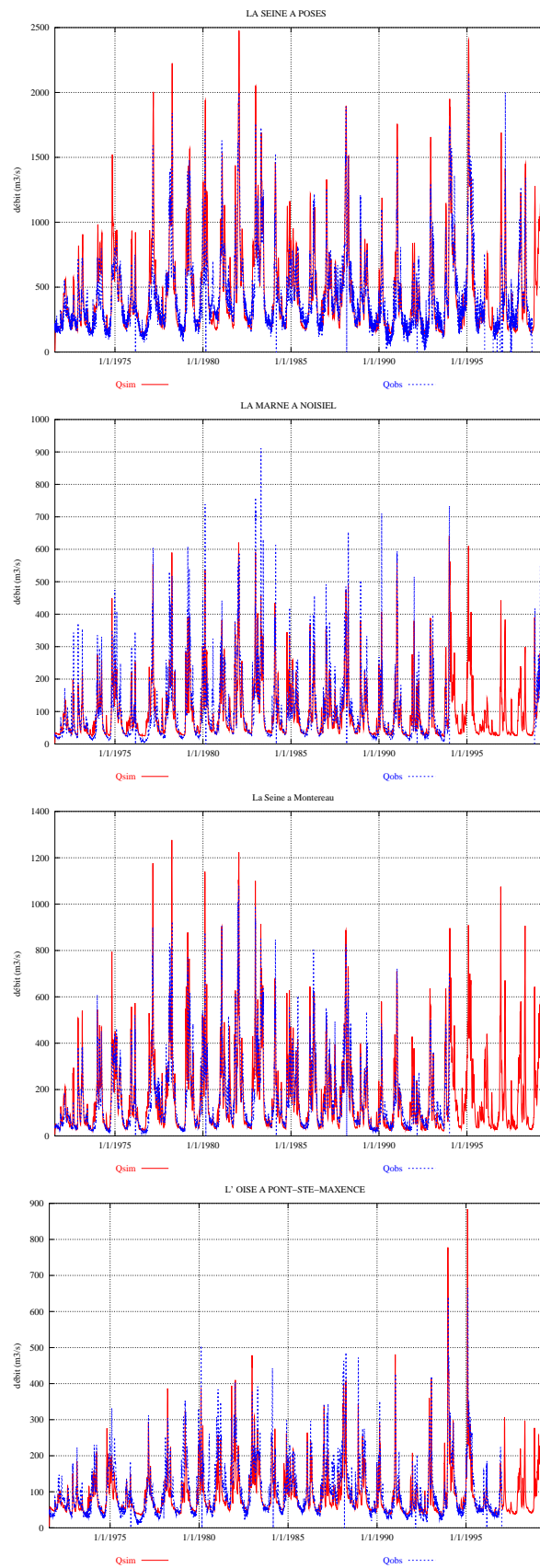


FIG. 10.1 – Comparaison des débits simulés ( $Q_{sim}$ ) et observés ( $Q_{obs}$ ) au pas de temps journalier sur la période 1971-1999 pour la Seine à Poses et à Montereau, pour la Marne à Noisiel et pour l'Oise à Pont-Sainte-Maxence

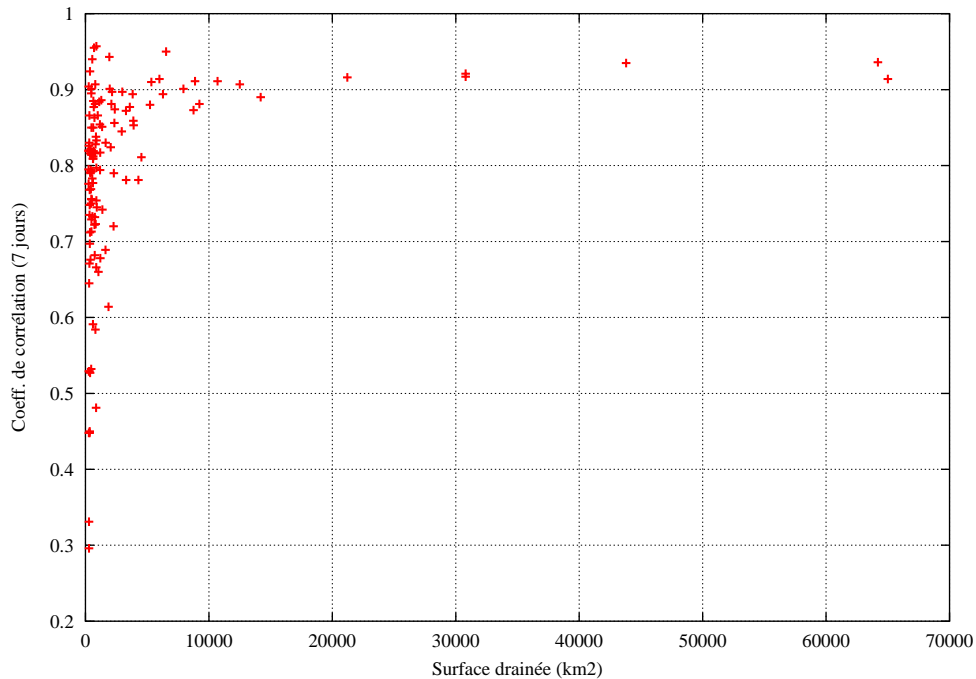


FIG. 10.2 – Répartition des coefficients de corrélation (calculés sur un pas de temps de 7 jours) en fonction des surfaces drainées aux stations sur la période 1971-1999

à environ 5000 km<sup>2</sup>. Au-delà de cette limite le coefficient de corrélation est relativement constant et rend compte d'une bonne restitution des débits aux stations.

Ainsi, pour les stations présentant un coefficient de corrélation inférieur à 0.8, la difficulté de représentation des débits peut être liée à une représentation spatiale insuffisante des zones de production, des zones météorologiques, ou à un calage incomplet. De plus, il peut exister une certaine incertitude sur la mesure des débits aux stations.

Par ailleurs, les données météorologiques générées sur les périodes 1970-1985 et 1995-2000, du fait de la méthode utilisée (cf. section 7.4.1), peuvent induire un biais, en particulier dans la reproduction temporelle des événements climatiques, et induire un déphasage entre les crues simulées et observées.

En revanche, la figure 10.3 montre une bonne restitution par le modèle des volumes globaux écoulés aux stations sur la période 1971-1999. Nous pouvons ainsi valider la phase de calage du bilan hydrique du système.

### 10.2.2 Bilans hydriques

Les bilans hydriques, calculés par ajustement des fonctions production sur la période 1971-1999, sont représentés sur la figure 10.4 pour chaque maille de la grille météo, en moyenne annuelle. On observe ainsi de fortes ETR, supérieurs à 500 mm/an, essentiellement à l'est du bassin qui, associées aux fortes précipitations, caractérisent un climat à dominante continentale. Dans cette région, ainsi que dans la partie nord du bassin, soumise à l'influence océanique, les quantités d'eau dédiée à l'écoulement sont relativement

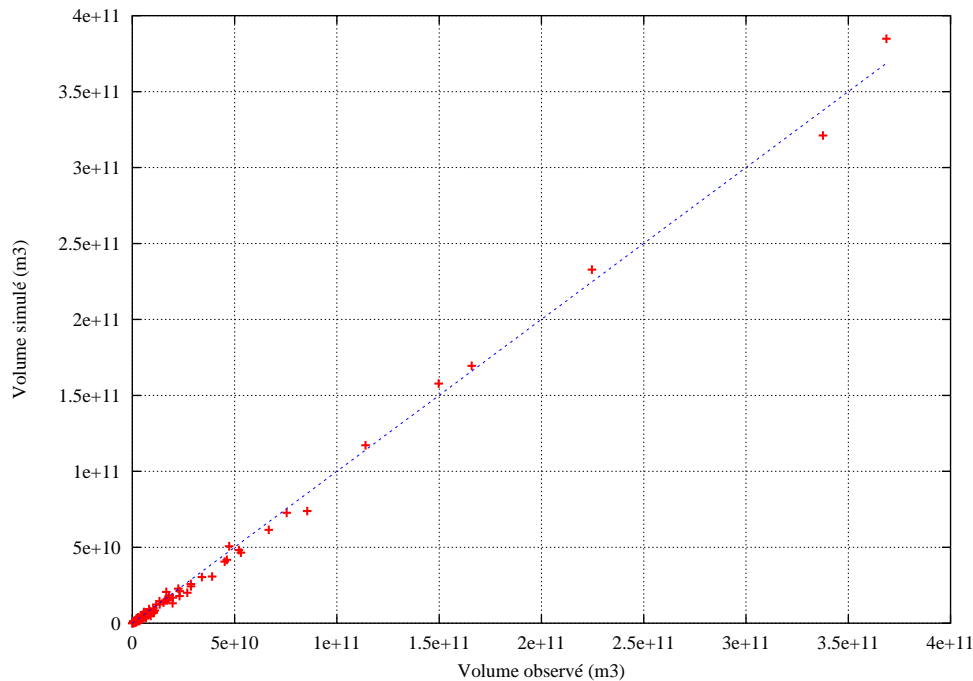


FIG. 10.3 – Comparaison des volumes simulés ( $V_{sim}$ ) et observés ( $V_{obs}$ ) sur la période de simulation 1971-1999 pour les 125 stations hydrométriques

importantes (supérieures à 300 mm/an). En revanche, les quantités d'eau écoulée sont moindres dans le centre du bassin, notamment en Beauce (inférieures à 150 mm/an).

Notons par ailleurs que la quantité Eau présentée par la figure 10.4 n'est pas directement comparable à la carte des flux d'eau calculés par STICS (cf. figure 9.5 page 131) dans la mesure où la carte issue de STICS porte sur la SAU alors que la carte issue de MODCOU concerne la surface totale au sol. La comparaison des flux d'eau calculés par STICS et par MODCOU sera néanmoins discutée de manière globale au chapitre ??.

L'évolution des termes du bilan hydrologique est présentée par le tableau 10.2.

La forte relation entre la lame incidente  $P$  et la ressource ( $I+R=Eau$ ) permet de distinguer 3 années humides (1987-1988, 1993-1994, 1994-1995), produisant d'importantes ressources, et 3 années sèches (1971-1972, 1975-1976, 1995-1996), produisant de faibles ressources en eau.

La relation entre la lame  $P$  et la ressource Eau s'explique par le fait que l'ETR correspond à l'ETP tant que les réserves du sol sont rechargées par les précipitations. Ainsi la lame  $P$  détermine l'ETR et, par conséquent, la ressource en eau.

La quantité Eau est répartie entre l'infiltration vers les nappes ( $I$ ) et l'eau ruisselée ( $R$ ). La figure 10.5 présente la répartition de la proportion de la quantité Eau participant au ruissellement ou à l'infiltration. On remarque ainsi une zone d'alimentation préférentiellement située à l'est du bassin et une zone de ruissellement au centre et à l'ouest du bassin. Cette répartition dépend d'une part, de la nature des terrains et du mode d'occupation des sols et d'autre part, de la répartition spatiale des précipitations et de l'ETP.

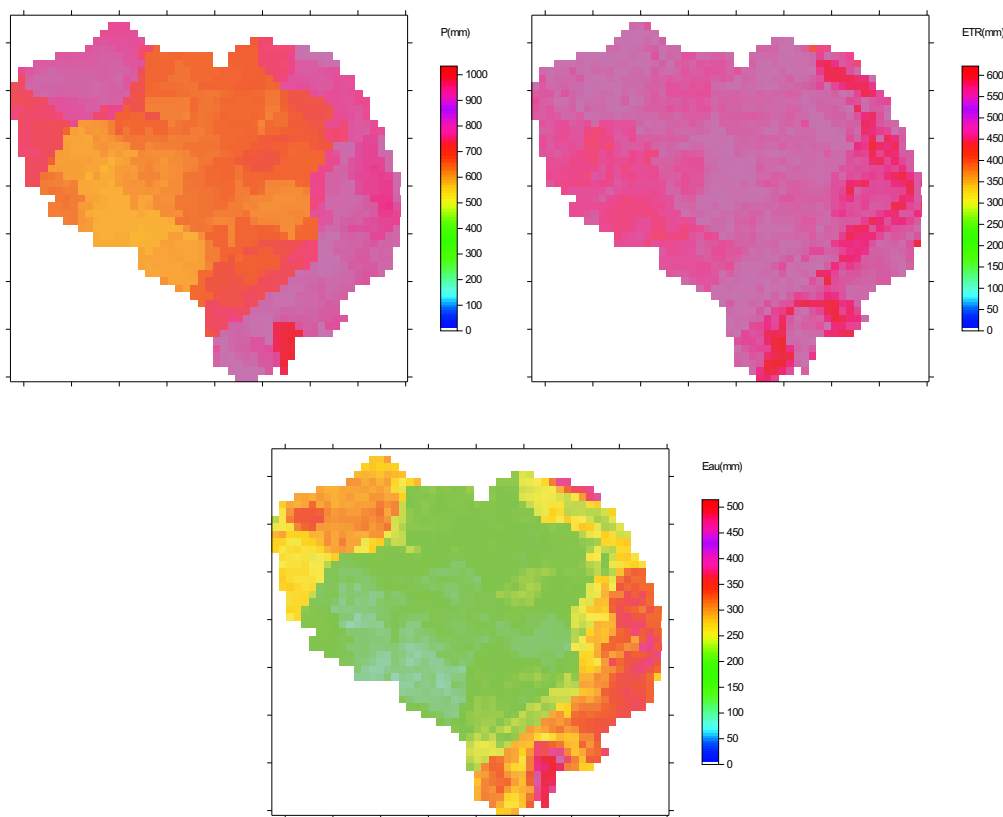


FIG. 10.4 – Bilan hydrique annuel, moyenne sur la période 1971-1999

Enfin, le bilan en eau du système hydrologique de la Seine, établi sur la période 1971-1999, est présenté par la figure 10.6. On constate que l'évaporation atteint 70% des précipitations tandis que les 30% restant se répartissent en 22% d'infiltration et 8% de ruissellement.

### 10.2.3 Piézométries

Les cartes piézométriques des nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (figure 10.7, 10.8, 10.9), obtenues après calage en régime permanent, présentent un accord acceptable avec les niveaux piézométriques moyens observés sur la période de calage. On remarque, par ailleurs, de très faibles gradients de charges hydrauliques au niveau de la partie captive de la nappe de la Craie. Dans la partie libre des aquifères, la morphologie de la surface piézométrique épouse celle de la surface topographique. Ainsi, les reliefs déterminent les dômes piézométriques tandis que les vallées drainent les nappes.

En régime transitoire, les résultats de simulation montrent que les fluctuations des niveaux piézométriques sont globalement bien restituées (figure 10.11 et annexe 13.2). On remarque à ce propos une évolution similaire de la piézométrie pour les trois nappes. En particulier, on observe une baisse des niveaux piézométriques à partir de 1990 qui traduit un débit d'infiltration restreint, inférieur à  $140 \text{ mm.an}^{-1}$ , durant 5 années consécutives de 1988 à 1993 (cf. tableau 10.2).



Année	P (mm)	I (mm)	R (mm)	Eau (mm)	ETR (mm)
71-72	579	82	14	97	467
72-73	603	100	28	127	494
73-74	638	148	40	187	455
74-75	813	231	68	299	515
75-76	481	95	25	120	365
76-77	777	198	63	261	508
77-78	834	223	82	306	517
78-79	667	182	58	240	447
79-80	856	190	102	292	554
80-81	764	197	57	254	519
81-82	820	211	113	323	504
82-83	880	272	117	389	494
83-84	668	140	35	175	487
84-85	789	206	72	278	511
85-86	659	141	34	175	494
86-87	906	185	44	228	637
87-88	973	259	81	340	667
88-89	696	126	35	161	544
89-90	645	81	31	112	537
90-91	694	136	42	178	513
91-92	638	91	18	109	537
92-93	806	135	51	186	610
93-94	946	286	96	382	571
94-95	957	242	102	344	621
95-96	511	88	16	104	410
96-97	713	133	48	181	532
97-98	702	161	54	215	489
98-99	806	228	76	304	504

TAB. 10.2 – Evolution des bilans hydrologiques au pas de temps annuel

Cependant, la comparaison des écarts types simulés et observés (figure 10.10) montre que les évolutions piézométriques calculées par le modèle ont une amplitude moins marquée que dans la réalité. Cette remarque suggère d'améliorer le calage du coefficient d'emménagement.

De plus, la comparaison entre les niveaux piézométriques moyens simulés et observés sur la période 1971-1999 montre l'existence de certains écarts en valeurs absolues. Plusieurs causes principales peuvent être évoquées : une mauvaise calibration des débits d'alimentations, des transmissivités et la difficulté de représenter des cotes de drainage à l'échelle régionale. Toutefois, la piézométrie simulée pour chaque maille, qui est représentative d'un état moyen, est directement comparée à une mesure piézométrique ponctuelle située à l'intérieur de la maille ; ce qui pose le problème plus général du changement d'échelle. Il existe bien des techniques d'agrégation de données ("upscaling and downscaling") permettant de passer d'une valeur moyenne par maille à une valeur locale pour permettre une meilleure comparaison des niveaux piézométriques. Cependant, dans la mesure où l'objectif n'est pas de restituer exactement les niveaux piézométriques de la nappe, mais d'obtenir un bilan correct des quantités d'eau écoulées dans les nappes, nous considérons que le niveau de calage du modèle est suffisant pour permettre son emploi sur l'ensemble du bassin.

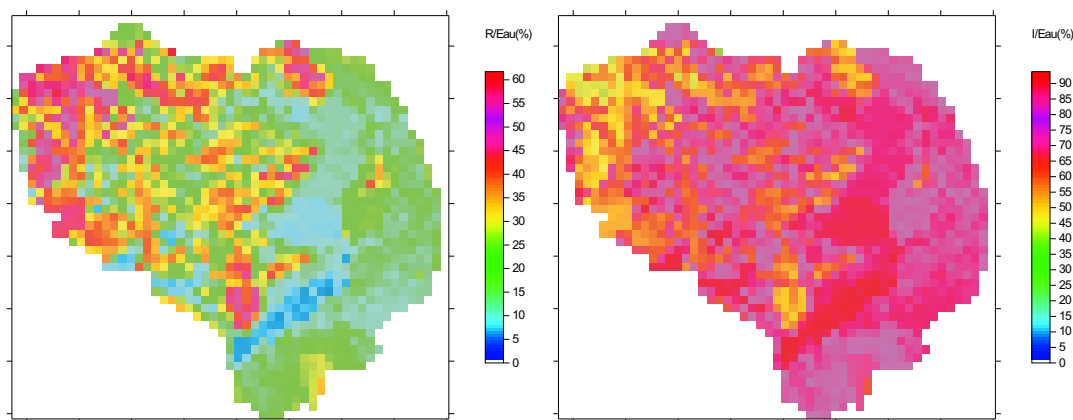


FIG. 10.5 – Parts du ruissellement (R) et de l'infiltration (I) dans les ressources en eau (Eau)

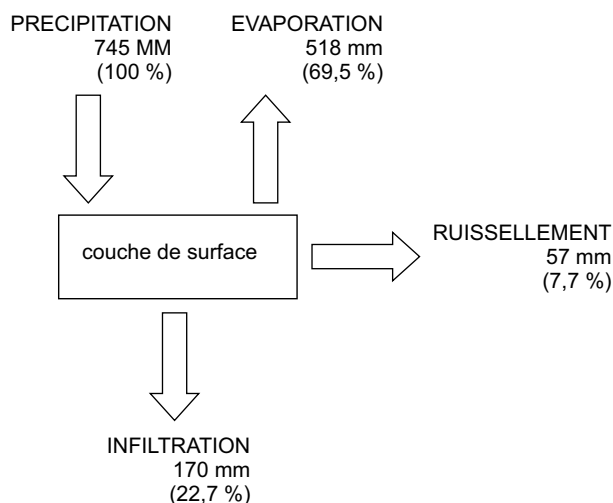


FIG. 10.6 – Bilan hydrique global sur le bassin de la Seine, moyenne annuelle sur la période 1971-1999

#### 10.2.4 Bilan du système souterrain

Le modèle fournit le bilan en eau de chaque aquifère que nous examinons en régime transitoire sur la période 1971-1999, et en régime permanent en prenant l'alimentation moyenne des aquifères sur la période de simulation. L'annexe 13.2 fournit les tableaux de bilan en eau par aquifère.

Pour chaque aquifère, la figure 10.13 présente les variations relatives, exprimées en pourcentage par rapport aux valeurs moyennes, des termes du bilan :

- débit entrant par les affleurements (Injection) ;
- débit écoulé en rivière (Drainage) ;
- débit de drainance (dbas, dhaut) ;
- débit emmagasiné dans les aquifères (Stockage).

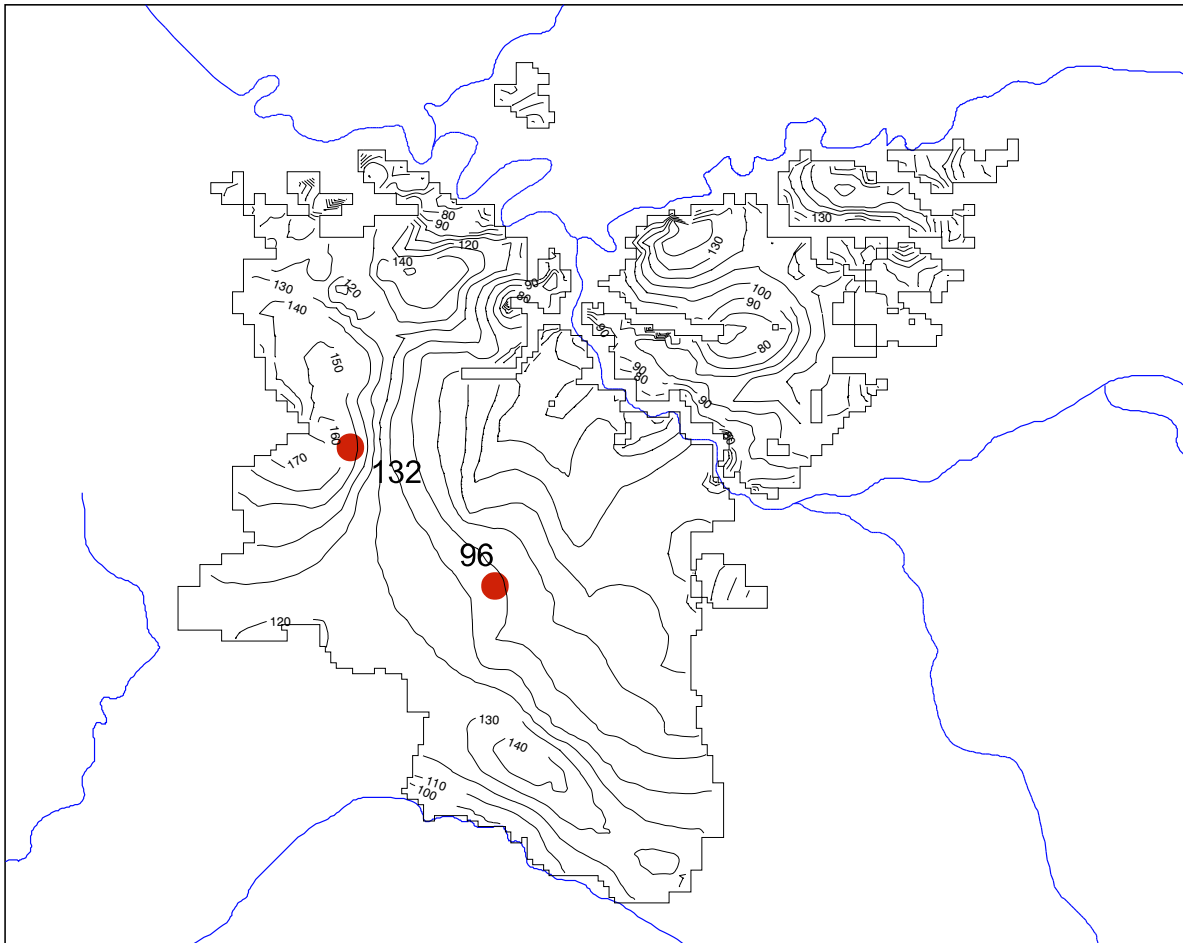


FIG. 10.7 – Comparaison de la piézométrie de la nappe de l'Oligocène obtenue en régime permanent aux valeurs moyennes observées sur la période 1985-1995 (exprimé en mètre)

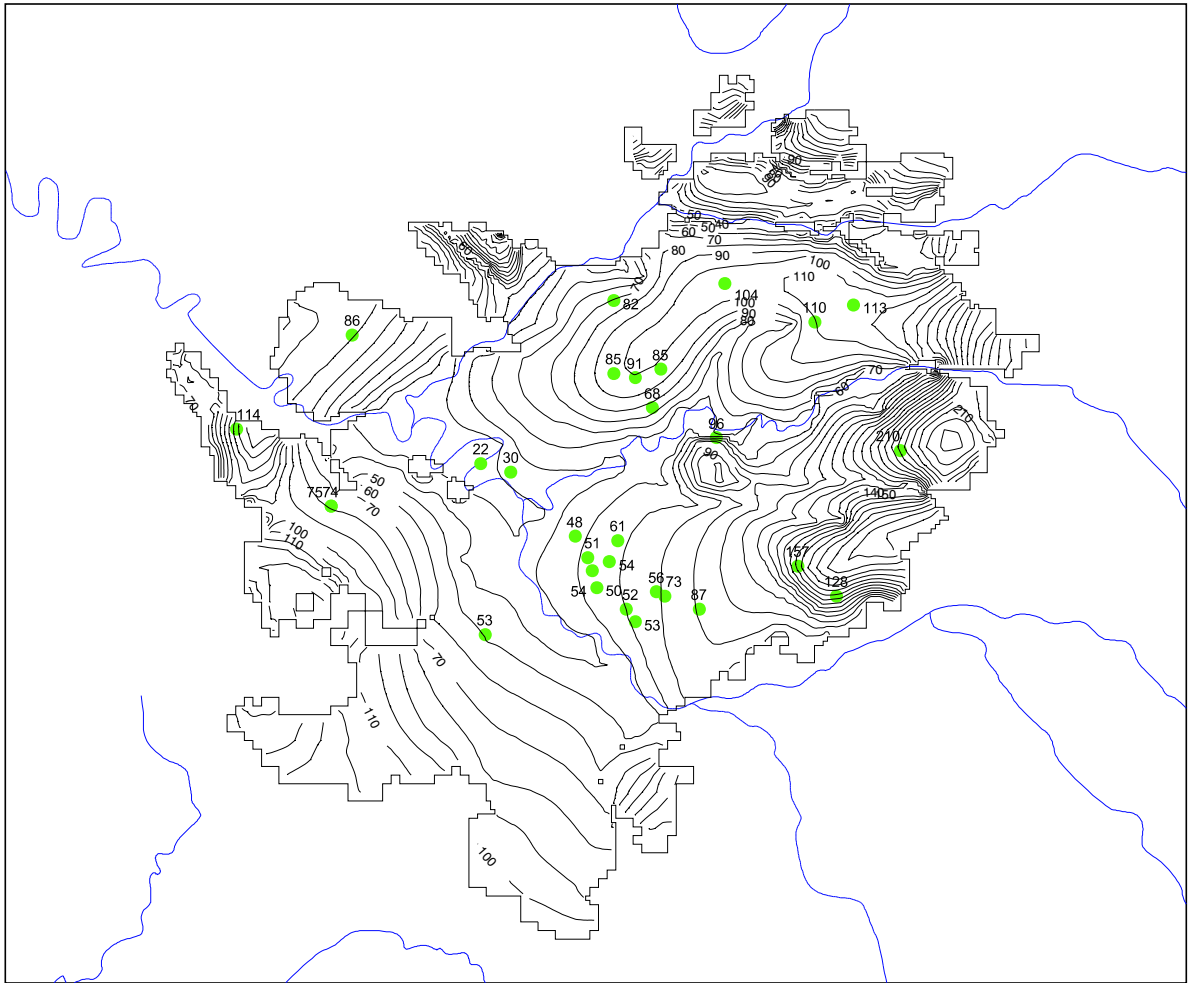


FIG. 10.8 – Comparaison de la piézométrie de la nappe de l'Eocène obtenue en régime permanent aux valeurs moyennes observées sur la période 1985-1995 (exprimé en mètre)

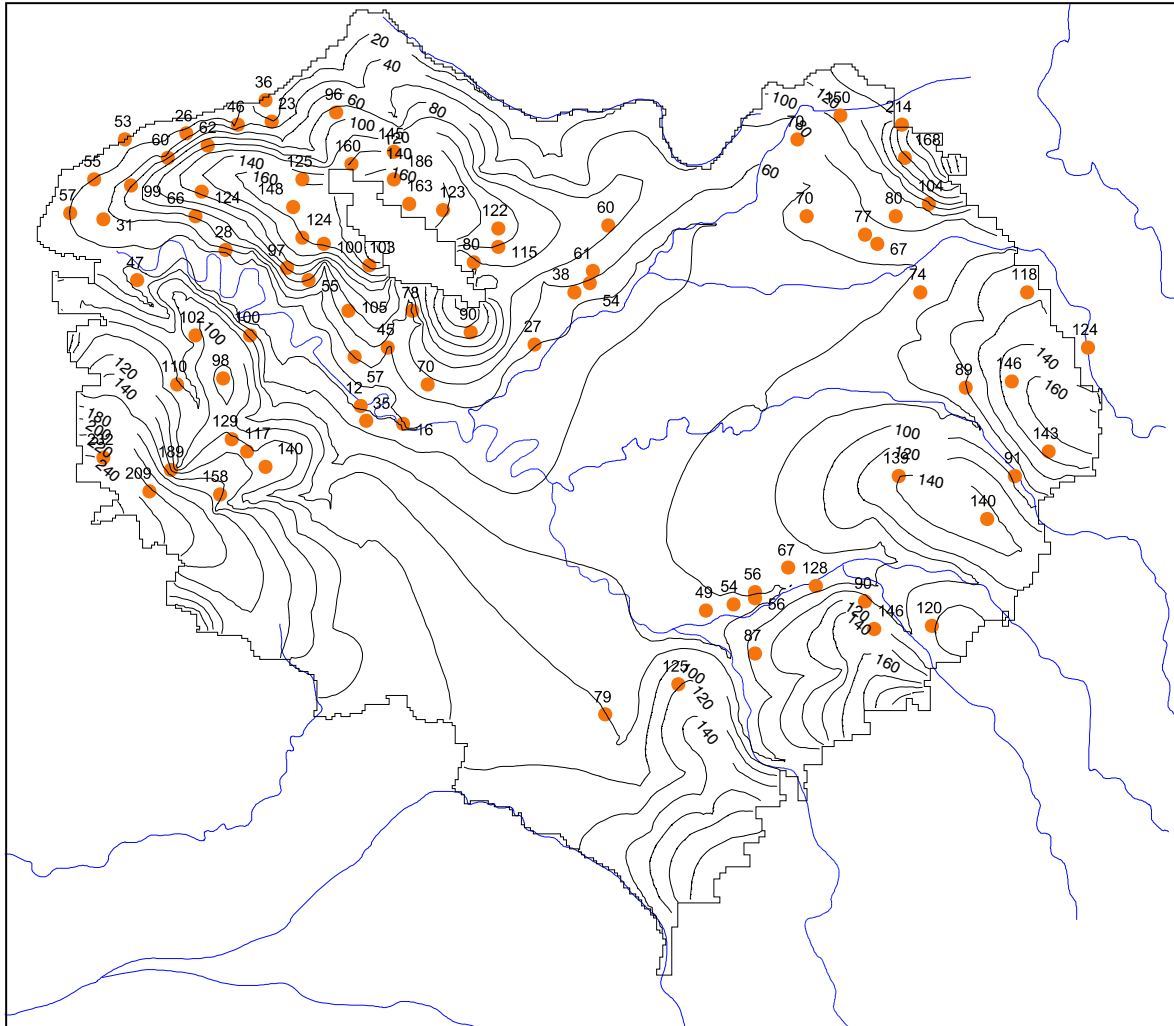


FIG. 10.9 – Comparaison de la piézométrie de la nappe de la Craie obtenue en régime permanent aux valeurs moyennes observées sur la période 1985-1995 (exprimé en mètre)

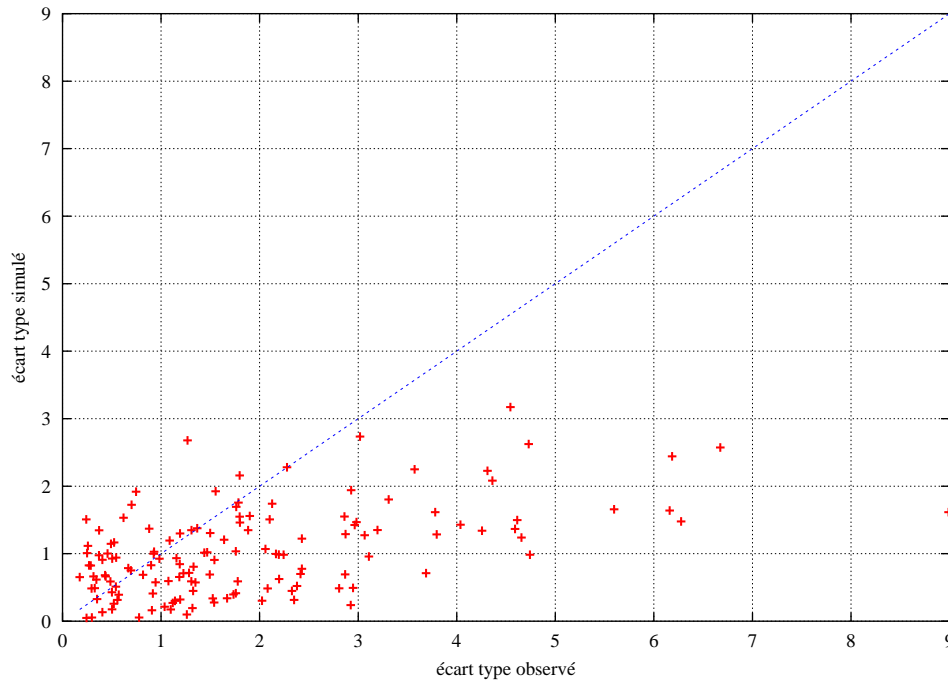


FIG. 10.10 – Comparaison des écarts types observés et simulés sur la piézométrie (période 1971-1999)

L'évolution des débits écoulés en rivière, emmagasinés dans les aquifères, et de drainance, est corrélée à l'évolution des débits entrants par les affleurements. Cependant, leurs intensités sont variables suivant l'état de la nappe. Par exemple, lorsque les nappes sont alimentées de façon conséquente, en 1993-1994, après une situation de tarissement prolongée, de 1988 à 1992, on observe une augmentation de l'emmagasinement quasiment aussi conséquente que l'alimentation des nappes. Cela indique que la reconstitution des réserves d'eau contenues dans les aquifères se fait facilement. Par ailleurs, l'amplitude du débit emmagasiné est supérieure à celle du débit écoulé en rivière, sauf pour la nappe de l'Oligocène.

En fin de simulation, les trois nappes se trouvent dans une situation de stockage.

En régime permanent (figure 10.14), on constate une drainance globalement descendante. L'Oligocène alimente la Craie par drainance, en particulier en Beauce, où les nappes se trouvent en contact direct. L'Albien alimente la Craie par drainance avec un débit de  $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  à travers les argiles du Gault. Les débits entrants par les affleurements sont tous inférieurs à  $4 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  (3,28 pour l'Oligocène ; 2,45 pour l'Eocène ; 2,92 pour la Craie).

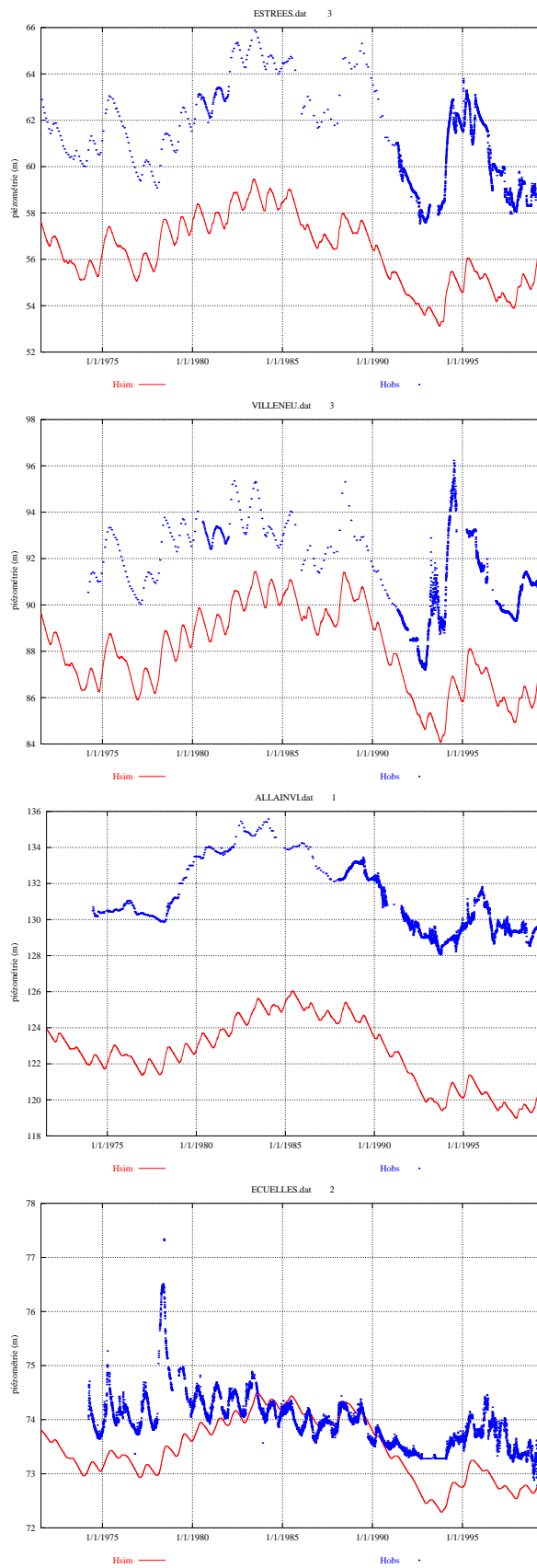


FIG. 10.11 – Comparaison des piézométries simulées (Hsim) et observées (Hobs) au pas de temps journalier sur la période 1971-1999 pour les piézomètres de Estrées, Villeneuve (Craie), Ecuelles (Eocène), Allainville (Oligocène)

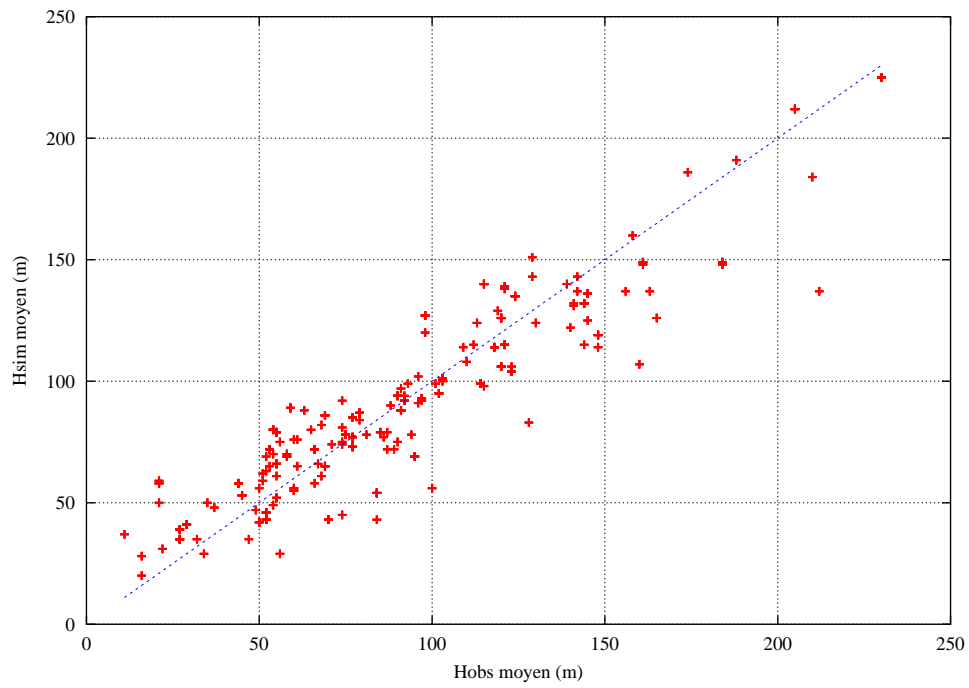


FIG. 10.12 – Comparaison des piézométries moyennes simulées (Hsim) et observées (Hobs) sur la période de simulation 1971-1999



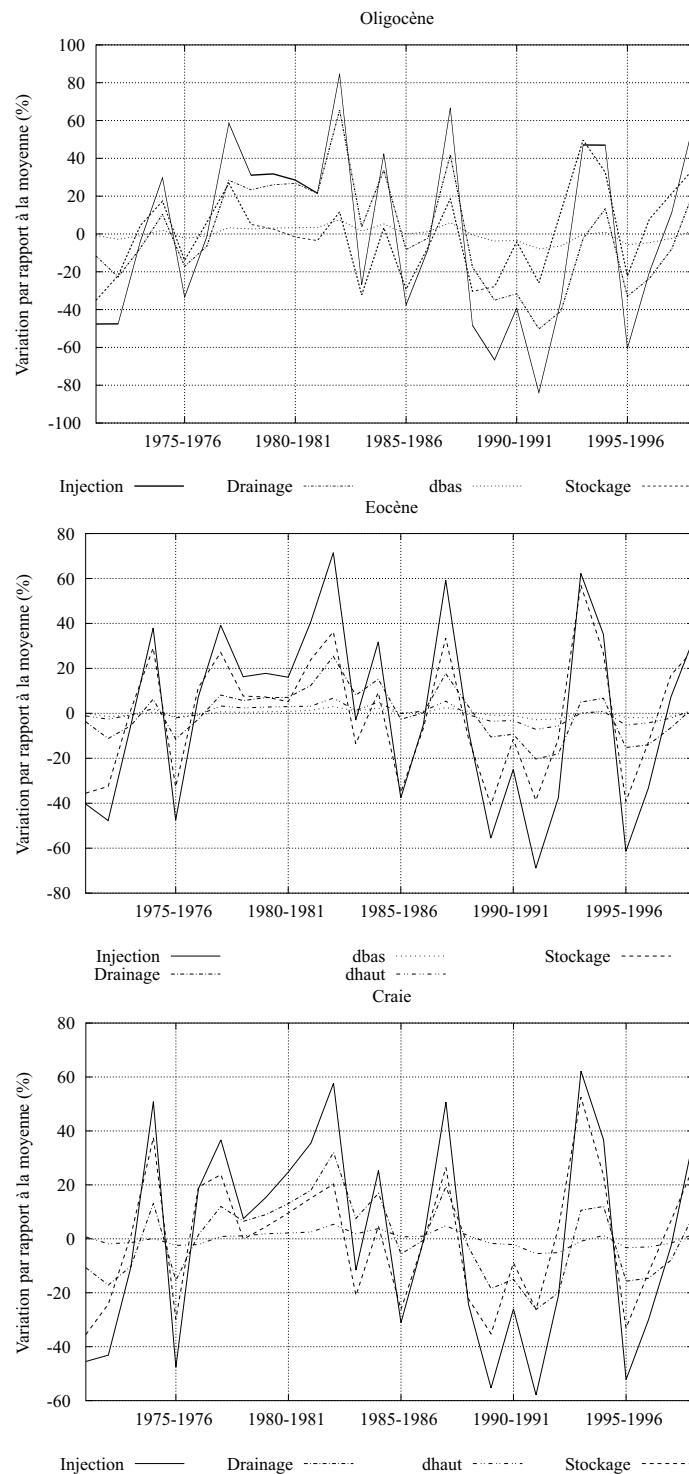


FIG. 10.13 – Variation des termes du bilan en eau par rapport à leurs valeurs moyennes au pas de temps annuel (1971-1999) pour les nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (Injection : alimentation des aquifères ; Drainage : eau souterraine drainée en rivière ; dbas et dhaut : drainance descendante et ascendante ; Stockage : emmagasinement)

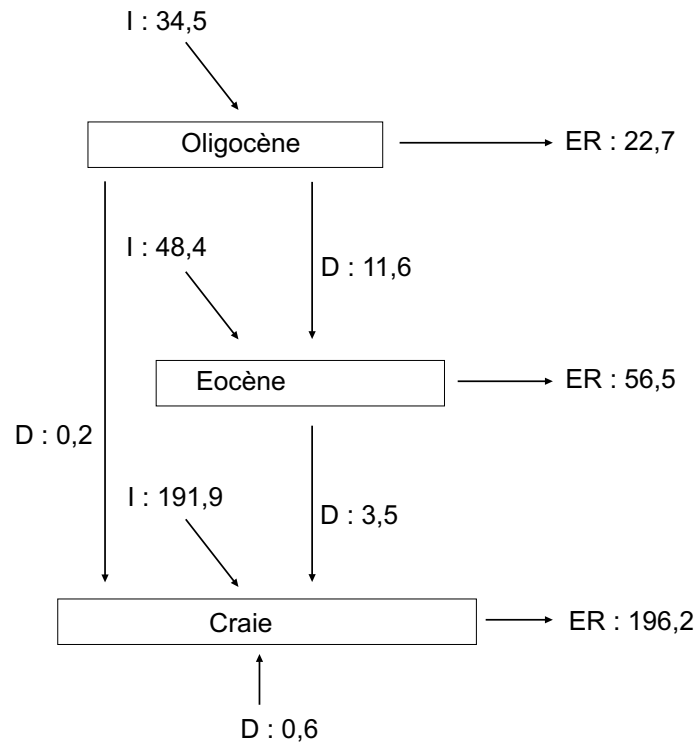


FIG. 10.14 – Bilan d'eau du système aquifère multicouche, en régime permanent, en  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (I : infiltration ; ER : écoulement en rivière ; D : drainance)



# Chapitre 11

## Mise en œuvre du modèle intégré sur le bassin de la Marne

Les fonctionnalités du modèle intégré sont illustrées par un exemple d'application sur le bassin de la Marne. Ce chapitre comporte deux parties. La première concerne la description des étapes préalables à la simulation du transfert de nitrates sur un système hydrologique. La seconde concerne l'analyse des résultats sur le bassin versant de la Marne.

### 11.1 Etapes préalables

#### 11.1.1 Comparaison des débits simulés par le modèle hydrologique couplé et par STICS

Les deux modèles, agronomique et hydrologique, ont été mis en œuvre et validés séparément sur le bassin souterrain de la Marne. Le flux de nitrate calculé par STICS à la base du sol est utilisé pour définir la concentration en nitrate, qui sera transférée dans le domaine souterrain, à partir des débits d'infiltration calculés par MODSUR (cf. chapitre 5). Cette méthode repose sur l'hypothèse que les débits drainés à la base du sol, calculés par STICS, sont similaires à ceux calculés par MODSUR. Pour vérifier cette hypothèse, les volumes d'eau calculés par ces deux modèles ont été comparés sur le bassin versant de la Marne, par correspondance entre le maillage MODCOU et le maillage STICS, et en tenant compte des surfaces agricoles utilisées (SAU).

Le calcul du bilan hydrique, mené par MODSUR, a été effectué en ne rendant actives que les fonctions production correspondant à des sols cultivés - il s'agit essentiellement des fonctions production " hors-forêt " - et en désactivant les autres. Notons par ailleurs que STICS calcule des volumes d'eau à la base du sol, sans faire de distinction entre l'eau ruisselée et l'eau infiltrée. Ainsi, les volumes drainés calculés par STICS sont comparés à la somme des volumes ruisselés et infiltrés calculés par MODSUR.

La comparaison des volumes calculés par STICS et par MODSUR sur le bassin de la Marne (figure 11.1), au pas de temps mensuel, montre une restitution similaire des variations saisonnières du drainage. En revanche, la comparaison des volumes cumulés

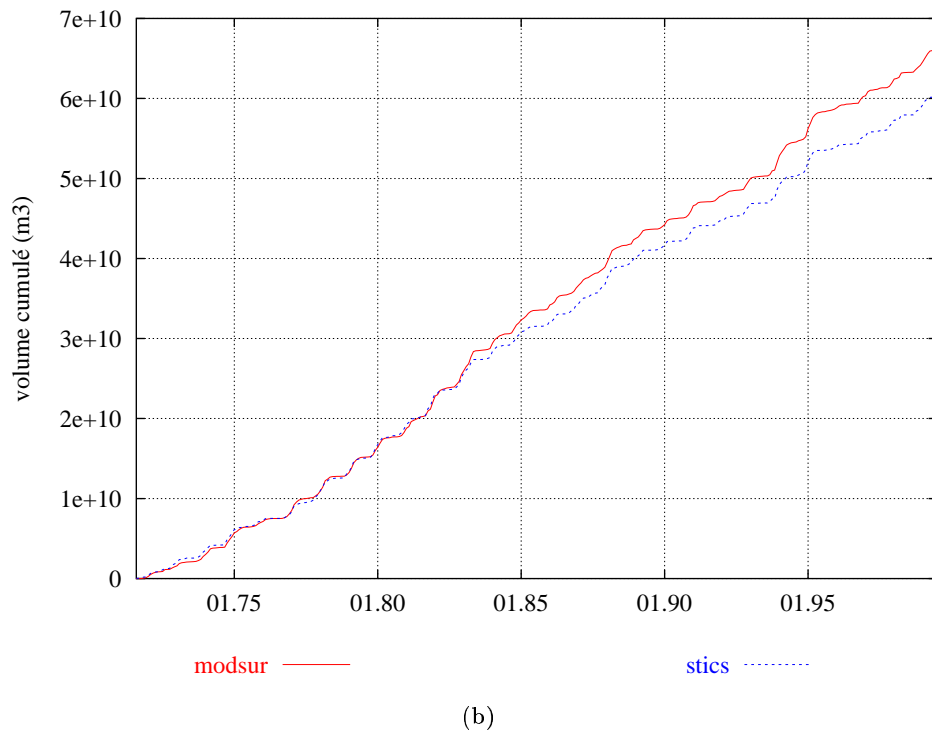
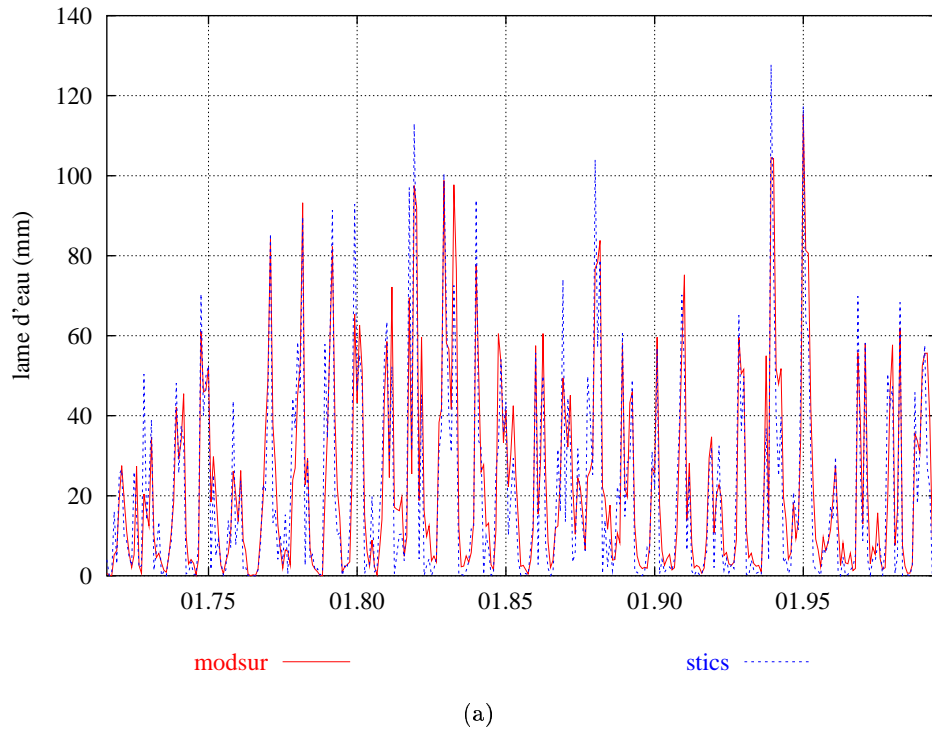


FIG. 11.1 – Comparaison des lames d'eau drainées (a) et des volumes cumulés (b) simulées par STICS et MODSUR sur le bassin de la Marne (pas de temps mensuel)

indique une divergence entre les deux modèles, les principaux décalage étant situés en 1983, en 1988 et en 1995.

Notons à ce propos que les différences entre les flux d'eau calculés par STICS et MODCOU n'affectent pas les flux d'azote transférés dans le système. Il n'y a pas de risque de biais sur le flux d'azote. En effet, c'est bien le flux d'azote réellement calculé par STICS qui est intégré au modèle souterrain de transport des nitrates grâce à la méthode de calcul présentée section 5.1 page 67.

Le bassin de la Marne occupant une superficie de 12 675 km<sup>2</sup>, et en considérant que 68 % de sa surface est cultivée (Collectif 1996), le débit surfacique moyen fournit par MODSUR est de 8,65 l.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup> et de 7,87 l.s<sup>-1</sup>.km<sup>-2</sup> pour STICS sur la période 1971-1999. Cette constatation nous conduit à chercher les raisons qui peuvent expliquer cette différence.

Les deux modèles utilisent les mêmes forçages météorologiques. Cependant, pour calculer la lame d'eau drainée à la base de la zone racinaire, STICS tient compte de l'évolution des pratiques culturales et des itinéraires techniques au cours de la simulation tandis que MODSUR utilise une fonction production qui ne tient pas compte de ces évolutions, ses paramètres étant invariants au cours du temps. Ceci nous conduit à poser la question suivante : la divergence entre les résultats des deux modèles est-elle due à l'impact d'une augmentation des rendements des cultures au cours de la simulation ?

En effet, une augmentation significative des rendements augmente la demande en eau des plantes et s'accompagne, par conséquent, d'une diminution du drainage de l'eau à la base de la zone racinaire. Le calcul du rendement moyen simulé par STICS, toutes cultures confondus, sur les trois périodes "agricoles" principales (1971-1980, 1981-1990 et 1991-1999) donne respectivement les valeurs suivantes : 7,4 t.ha<sup>-1</sup>, 7,7 t.ha<sup>-1</sup> et 8 t.ha<sup>-1</sup>. Les rendements sont donc en progression sur la période de simulation et semblent confirmer l'hypothèse précédente, dans la mesure où STICS simule l'évolution des variables agronomiques, tandis que le calcul du bilan hydrique, mené par MODSUR, sur des sols cultivés, se fait sans tenir compte de l'interaction eau-plante.

Ainsi, en supposant que STICS simule mieux le drainage, grâce à la prise en compte de l'évolution des rendements au cours du temps, on devrait observer une dérive de MODCOU tendant à surestimer les valeurs observées. Pour vérifier cette hypothèse, nous avons comparé les volumes cumulés simulés par MODCOU à ceux observés à la station de Noisiel, en aval de la Marne (figure 11.2). L'examen du graphique montre une bonne restitution globale des débits par MODCOU, sans dérive particulière, celui-ci ayant été calé. Toutefois, le modèle semble avoir des difficultés à traiter les fortes variabilités des régimes sec-humide. Ceci se traduit par des sauts mal restitués sur la figure 11.2 (b) avec cependant une bonne reprise de la pente après chaque saut. Par conséquent, il semble que ces défauts de calage soient plus dus à des événements particuliers qu'à une dérive générale du modèle hydrologique couplé. Notons à ce propos que ces sauts sont encore plus mal représentés par le modèle STICS, celui-ci n'ayant toutefois pas été calé. Ces constatations semblent indiquer que les interactions sol-plante, simulées par STICS, sont trop fortes. Rappelons cependant que le modèle STICS n'a pas fait l'objet d'un calage particulier en ce sens.

On peut conclure que le calcul du bilan hydrique semble peu sensible à l'évolution des

rendements à l'échelle du bassin de la Marne (cf. figure 11.2 b). Néanmoins, à une échelle plus locale cette constatation pourrait être remise en cause. Il est donc nécessaire, pour le futur, de tenir compte des interactions sol- plante avec le modèle STICS éventuellement révisé.

### 11.1.2 Ajustement du modèle de transport dans la zone non-saturée

Les nitrates sont transportés dans la zone non-saturée par effet piston et en tenant compte de l'effet de stockage de l'eau et des nitrates dans la colonne de non-saturée (cf. section 4.2). La modélisation du transfert des nitrates à travers la zone non-saturée nécessite donc de définir une capacité de stockage pour chacune des 162 zones homogènes précédemment définies (cf. section 10.1.3).

De la même manière que pour la définition des temps de délai, ces paramètres sont déterminés, par calage, pour chaque type de sol. On obtient ainsi les capacités de stockage (CS) suivantes :

Types de sol	capacité de stockage (mm/m de sol)
all	80
calc	80
arg	100
sab	90
lim	70
cri	20

Par ailleurs, lorsque les aquifères ne sont pas représentés par le modèle NEWSAM, en particulier sur la bordure est du bassin de la Seine, l'épaisseur de la zone non-saturée ne peut pas être déduite de la différence d'altitude entre la topographie et la piézométrie puisque la cote piézométrique n'est pas simulée. Dans ce cas de figure, l'épaisseur de la zone non-saturée est estimée, de manière arbitraire, à 10 m en affectant deux réservoirs de 5 m à chacune des mailles de surface non-connectées à un aquifère représenté par NEWSAM. Dans une phase ultérieure, des progrès devront être réalisés dans l'estimation de l'épaisseur des zones non-saturées situées sur la bordure est du bassin.

### 11.1.3 Estimation du temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée

Avant la mise en œuvre du modèle de transfert des nitrates dans la zone non-saturée, une étape préalable consiste à évaluer le temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée qui correspond au temps nécessaire pour vidanger la colonne de non-saturé sous les conditions climatiques moyennes de la période 1971-1999. Ainsi, en supposant que le transfert des nitrates dans la zone non-saturée se fasse par effet piston, si une zone présente un faible temps de renouvellement, cela signifie que les nitrates rejoindront rapidement la nappe souterraine.

A partir de la capacité de stockage de l'eau dans la colonne de non-saturé (CS), qui

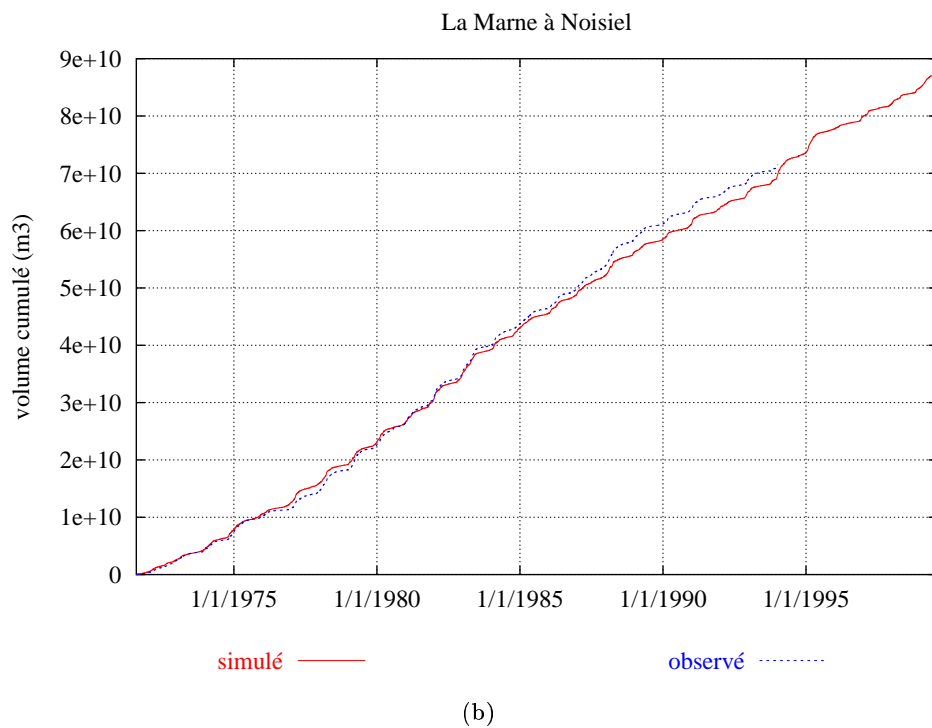
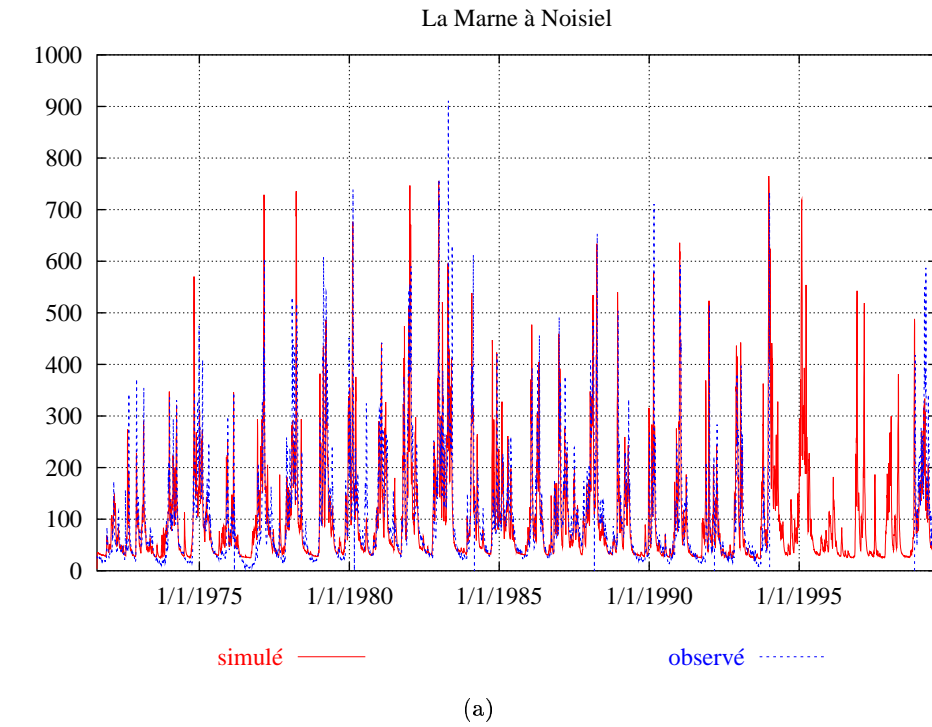


FIG. 11.2 – Comparaison des débits (a) et des volumes cumulés (b) simulées par MOD-COU et observés à Noisiel (pas de temps journalier)



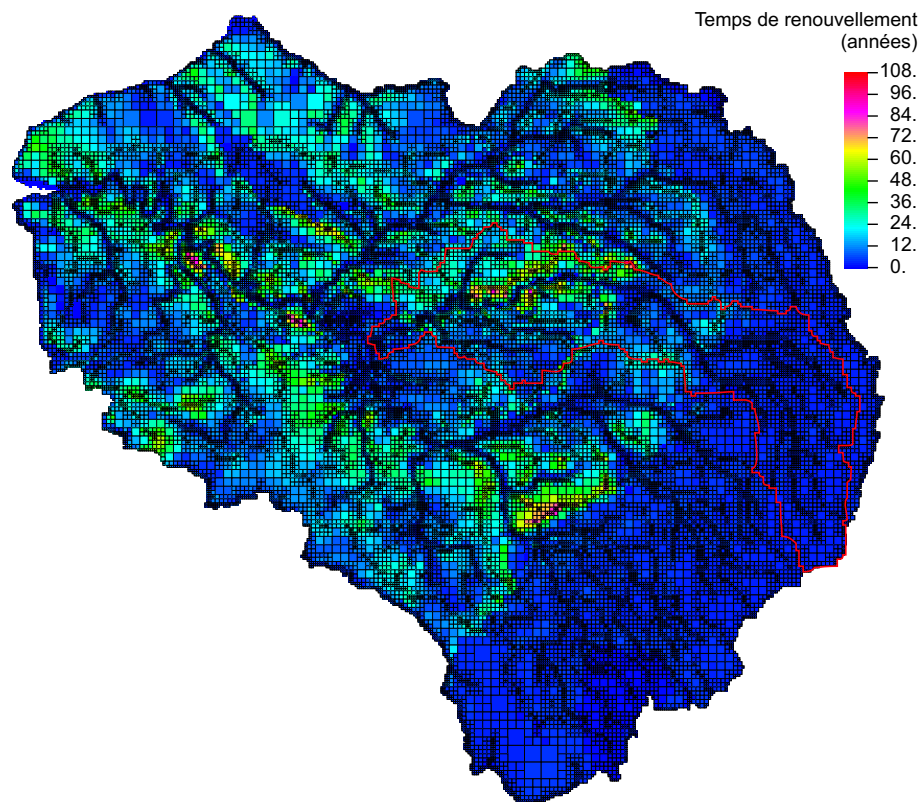


FIG. 11.3 – Cartographie des temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée. Le bassin versant de la Marne est représenté par le contour en rouge.

reflète la porosité, le temps de renouvellement ( $TRzns$ ), exprimé en nombre d'années, est calculé en appliquant la formule suivante :

$$TRzns = \frac{CS \times Ep}{LI}$$

avec

$CS$  : capacité de stockage de l'eau dans la zone non-saturée qui correspond à une hauteur d'eau par mètre de sol (exprimé en %);

$Ep$  : épaisseur de la zone non-saturée (en mètres), qui est déduite de la différence entre la cote topographique et la cote piézométrique, obtenue par une simulation en régime permanent, à l'aide du modèle NEWSAM;

$LI$  : lame d'eau infiltrée par année hydrologique déduite des résultats de simulation de MODSUR, moyenne sur la période 1971-1999 (en  $m.an^{-1}$ ).

La figure 11.3 présente une cartographie des temps de renouvellement  $TRzns$  sur le bassin de la Seine. On distingue globalement deux zones : une zone située sur la bordure est du bassin et une zone centrale.

A l'est du bassin, la zone non-saturée, traitée de façon sommaire, a une épaisseur uniforme de 10 m. Ainsi, les différences entre les temps de renouvellement s'expliquent

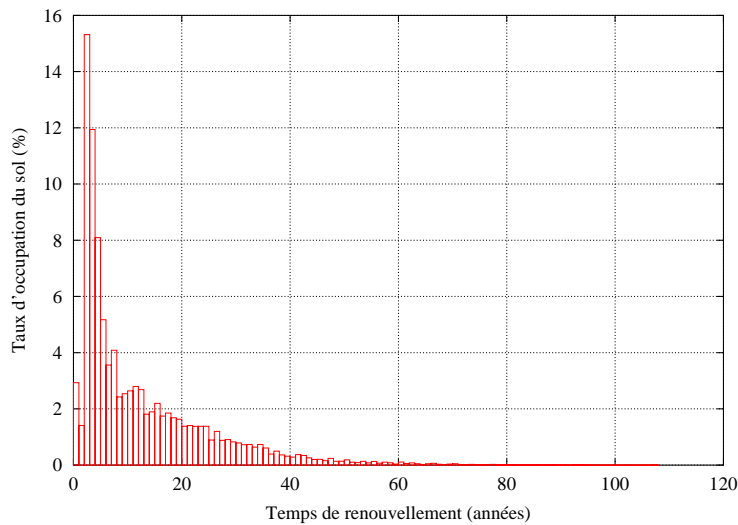


FIG. 11.4 – Distribution des temps de renouvellement de l’eau dans la zone non-saturée sur le bassin de la Seine

par les différents types de sols rencontrés sur cette zone et par les différences entre les débits d’infiltration.

Au niveau de la zone centrale, les fluctuations du temps de renouvellement sont plus importantes. L’épaisseur de la zone non-saturée joue ici un rôle prépondérant. Les plus fortes valeurs de temps de renouvellement, parfois supérieures à 50 ans, se situent essentiellement au niveau des crêtes topographiques où la zone non-saturée est souvent épaisse. Les plus faibles valeurs se rencontrent principalement au niveau des vallées, où la cote piézométrique est proche de la surface.

La figure 11.4 indique que le temps de renouvellement de la zone non-saturée est inférieur à 7 ans, pour 50 % de la surface du bassin, et qu’il est compris entre 2 et 3 ans pour 15 % de la surface. Cependant, ces valeurs ne tiennent pas compte des variations d’épaisseurs de la zone non-saturée situées sur la bordure est du bassin de la Seine, celles-ci étant fixées uniformément, par calage, à 10 m.

Ainsi, en excluant la zone située sur la bordure est (figure 11.5), le temps de renouvellement (TRzns) est inférieur à 13 ans pour 50 % de la surface. On observe par ailleurs une large distribution des temps de renouvellement dans la partie centrale du bassin de la Seine.

#### 11.1.4 Ajustement des modèles de transport en aquifères

##### modèle NEWSAM

Le transport d’éléments en solution dans les aquifères, simulé par NEWSAM, nécessite de définir les valeurs de porosité des nappes modélisées. On obtient les valeurs suivantes, par calage : 7 % pour la nappe de l’Oligocène et 6 % pour les nappes de l’Eocène et de la Craie. Les hauteurs poreuses sont définies à partir des épaisseurs des aquifères, déduites des données altimétriques qui définissent les toits et les murs des aquifères (source

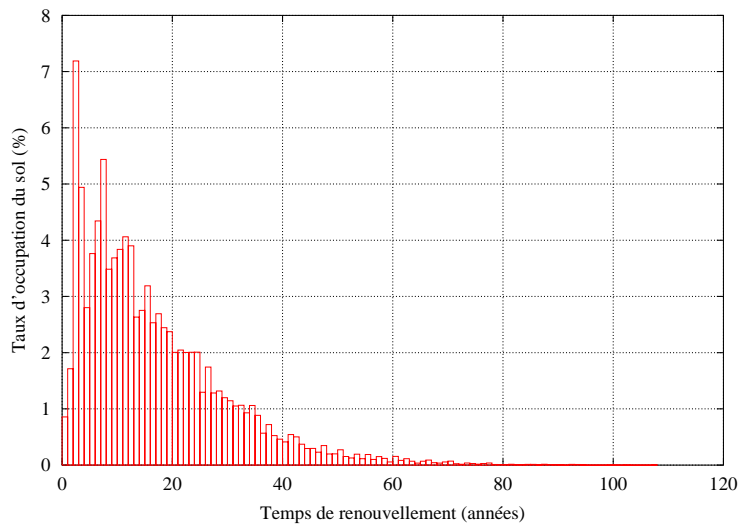


FIG. 11.5 – Distribution des temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée sur la partie centrale du bassin de la Seine (en connexion avec un domaine souterrain traité par NEWSAM)

CGG). Cependant, les aquifères comportent généralement des niveaux semi-perméables qui réduisent la hauteur poreuse. C'est pour cette raison que l'on trouve de faibles valeurs de porosité. Elles pourront néanmoins être modifiées ultérieurement pour améliorer la modélisation du transfert des nitrates en aquifères.

### modèle TRANSAM

Rappelons que le modèle TRANSAM est employé lorsque les nappes souterraines ne sont pas représentées par le modèle NEWSAM. Cette situation se rencontre, en particulier, pour les aquifères de bordure.

Ce modèle se caractérise par 6 paramètres (cf. section 4.3) :

- $H_{min}$  : cote du mur de l'aquifère ;
- $H_{max}$  : cote du toit de l'aquifère, en l'occurrence la topographie ;
- $H_{seuil}$  : hauteur qui délimite l'eau destinée à s'écouler vers la partie captive de l'eau destinée à alimenter les rivières ;
- $n$  : porosité efficace ;
- $C_1, C_2$  : coefficients de tarissement pour l'eau située respectivement dans la partie supérieure et inférieure du réservoir.

Ainsi, à l'est du bassin, les cotes du mur des aquifères et des semi-perméables ont été déterminées d'après (Mégnyen 1980). Les cotes de toit correspondent aux cotes topographiques extraites du MNT de l'USGS (USGS 1999).  $H_{seuil}$  est déterminée en interpolant les valeurs d'altitudes des mailles-rivières (cf. section 7.3).

On suppose que l'alimentation de la partie captive des aquifères est négligeable en fixant le coefficient  $C_2$  à 0.

Les valeurs des paramètres porosité efficace ( $n$ ) et coefficient de tarissement du stock

d'eau situé dans la partie supérieure du réservoir (C2) sont les suivantes :

	semi-perméables	aquifères
C2 (adim.)	0,1	0,4
n (%)	15	10

Dans la mesure où nous ne disposons pas de valeurs de concentrations en nitrates observées dans cette partie du bassin de la Seine, il est difficile d'effectuer un véritable calage des paramètres. Nous avons donc réalisé un calage simple en distinguant les semi-perméables des aquifères.

Les semi-perméables sont ici considérés comme des aquifères locaux qui possèdent de grandes capacités de stockage (n=15 %) et où les écoulements sont lents (C2=0,1). Ils comprennent les formations sédimentaires du Gault, du Néocomien, du Kimméridgien, du Callovo-Oxfordien, du Toarcien-Domérien et le socle (figure 7.6). Les aquifères comprennent les formations de l'Albien, du Portlandien, du Lusitanien, du Bathonien-Bajocien et de l'Hettangien.

## 11.2 Analyse des résultats sur le bassin de la Marne

Cette section se propose d'appliquer le modèle intégré sur le bassin de la Marne et d'analyser le transfert des nitrates depuis les sols jusqu'aux rivières, en passant par la zone non-saturée et les aquifères. Trois parties la composent : (i) transport de l'azote dans la zone non-saturée ; (ii) transport de l'azote dans le domaine souterrain ; (iii) proposition d'un bilan des flux d'azote sur le bassin de la Marne.

### 11.2.1 Transport d'azote dans la zone non-saturée

La figure 11.6 présente l'évolution des débits et des flux de nitrate à l'entrée et à la sortie du système non-saturé, au pas de temps mensuel, sur le bassin de la Marne pris à la confluence Seine-Marne.

Concernant les débits, on observe un léger déphasage entre le signal d'entrée et de sortie, en moyenne sur la surface du bassin de la Marne. Le débit d'alimentation du domaine souterrain peut atteindre environ  $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Le débit moyen sur la période de simulation est d'environ  $79 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , correspondant à un débit surfacique de  $6,2 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  pour une surface de bassin versant de  $12\,675 \text{ km}^2$ .

Les valeurs des flux de nitrates alimentant le domaine souterrain, correspondant au bassin versant de la Marne, fluctuent saisonnièrement de 0 ou plus à environ  $20 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{s}^{-1}$ . On observe un déphasage principal d'environ 3 ans entre le flux d'entrée et le flux de sortie puisque c'est le temps de renouvellement le plus fréquemment rencontré sur l'ensemble du bassin de la Seine. Néanmoins, localement, les flux alimentant la zone non-saturée ne s'accompagnent pas toujours d'un flux de sortie sur la période de simulation. C'est le cas des zones non-saturées qui présentent des temps de renouvellement supérieurs à la durée de la simulation (28 ans) (cf. figure 11.3).

De 1971 à 1999, le flux de nitrates moyen entrant dans la zone non-saturée du bassin de la Marne est de  $5,04 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{s}^{-1}$ , soit environ  $28 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ . Ce flux comprend

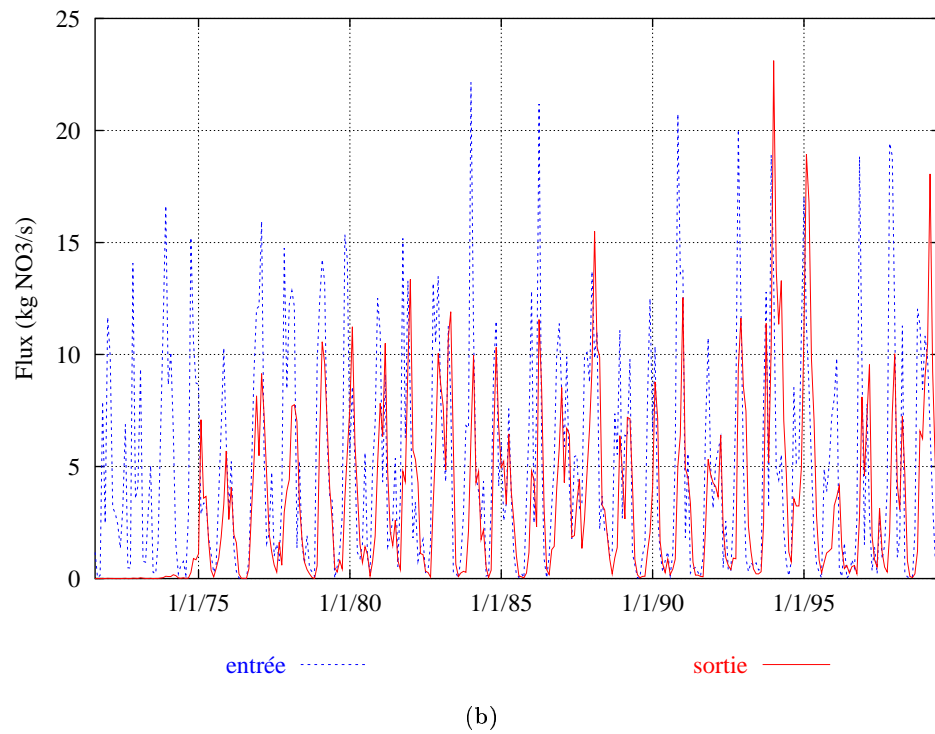
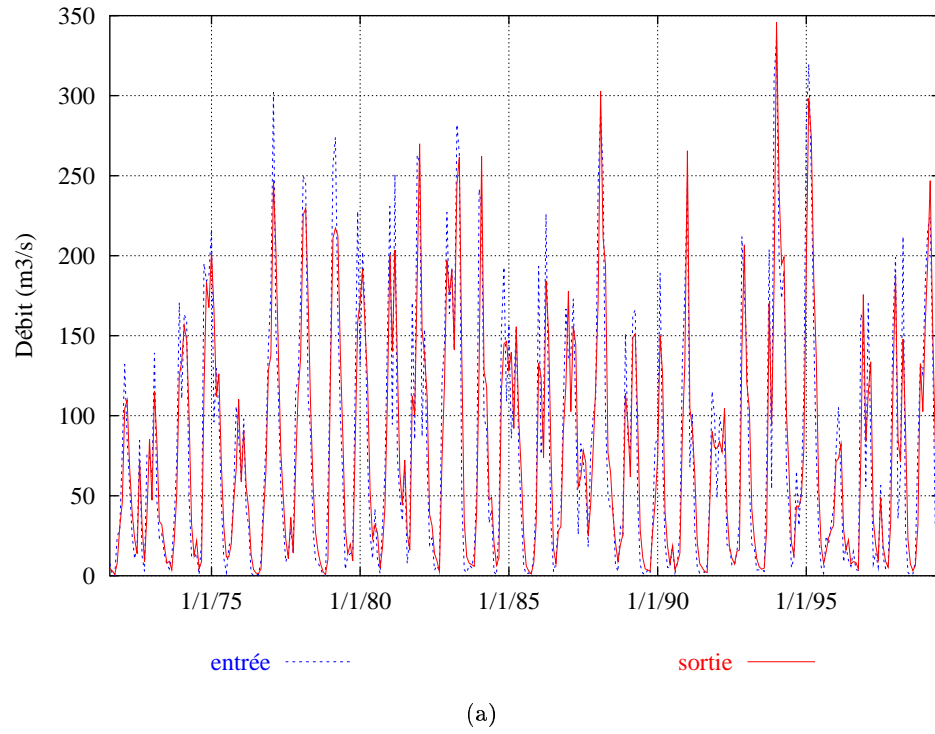


FIG. 11.6 – Comparaison des débits (a) et des flux de nitrates (b) à l'entrée et à la sortie de la zone non-saturée sur le bassin versant de la Marne (pas de temps = 1 mois)

les flux d'azote provenant du lessivage des sols agricoles et des sols occupés par des forêts. Le flux quittant la zone non-saturée est ainsi de  $3,43 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{s}^{-1}$ , et le flux stocké dans la colonne de non-saturé est de  $1,61 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{s}^{-1}$ , soit environ 32 % du flux d'entrée.

En excluant la zone est, on obtient la figure 11.7 qui présente l'évolution des débits et des flux de nitrate à l'entrée et à la sortie du système non-saturé, connecté au domaine souterrain traité par NEWSAM, sur le bassin de la Marne.

On remarque que le déphasage entre le débit d'entrée et de sortie est accentué par rapport au déphasage observé sur l'ensemble du bassin de la Marne. Ceci s'explique par la présence de zones non-saturées avec des épaisseurs parfois importantes. Cela se traduit par un temps de transfert des nitrates plus long dans la zone non-saturée. Le débit moyen d'alimentation du domaine souterrain est  $33,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  correspondant à un débit surfacique de  $4,4 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$  pour une surface de  $7\,636 \text{ km}^2$  en excluant la partie est du bassin de la Marne. Le bilan établi sur la période 1971-1999 indique que le flux de nitrates entrant dans la zone non-saturée, située à l'ouest du bassin de la Marne, est de  $2,75 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{s}^{-1}$ , soit environ  $25,5 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ . Le flux quittant la zone non-saturée est de  $1,41 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{s}^{-1}$ , et le flux stocké dans la zone non-saturée est de  $1,34 \text{ kg NO}_3^- \cdot \text{s}^{-1}$ , soit environ 49 % du flux d'entrée. La proportion stockée dans la zone non-saturée est ici supérieure à celle obtenue sur l'ensemble du bassin de la Seine car on se situe sur la partie ouest du bassin de la Marne où l'épaisseur de la zone non-saturée peut atteindre jusqu'à plusieurs dizaines de mètres.

### 11.2.2 Transport d'azote dans le système souterrain

#### Validation

Les concentrations simulées dans les aquifères en janvier 1999 sont comparées aux valeurs de concentrations observés à cette date ou, à défaut, à la date la plus proche (figures 11.8, 11.9 et 11.10).

Les valeurs de concentrations simulées dans l'aquifère de l'Oligocène semble être en accord avec les trois points d'observation. Cependant, le modèle sous-estime globalement les concentrations dans l'aquifère de l'Eocène et de la Craie. Plusieurs causes peuvent être évoquées :

- le calcul du flux d'azote sous-racinaire peut être inférieur aux flux observés. En effet, la base de données "agricole" fournit les quantités d'azote apportées sur les cultures. Or, ces quantités sont des doses "recommandées" par les experts, et peuvent parfois être sous-estimées par rapport à la réalité.
- la concentration des nappes est fixée à zéro au début de la simulation. Or, elle pouvait ne pas être nulle en 1971, en particulier, au droit des zones non-saturées présentant de faibles temps de renouvellement. Cette constatation vaut aussi pour la zone non-saturée qui contient également une eau avec une concentration initiale nulle dans la simulation.
- enfin, on peut s'interroger sur la pertinence d'une comparaison entre les valeurs de concentrations simulées et observées sur un système aquifère. En effet, les entités définies comme étant des aquifères présentent généralement une structure multi-couche. Or, la mesure de concentration en aquifère se fait souvent sur une partie

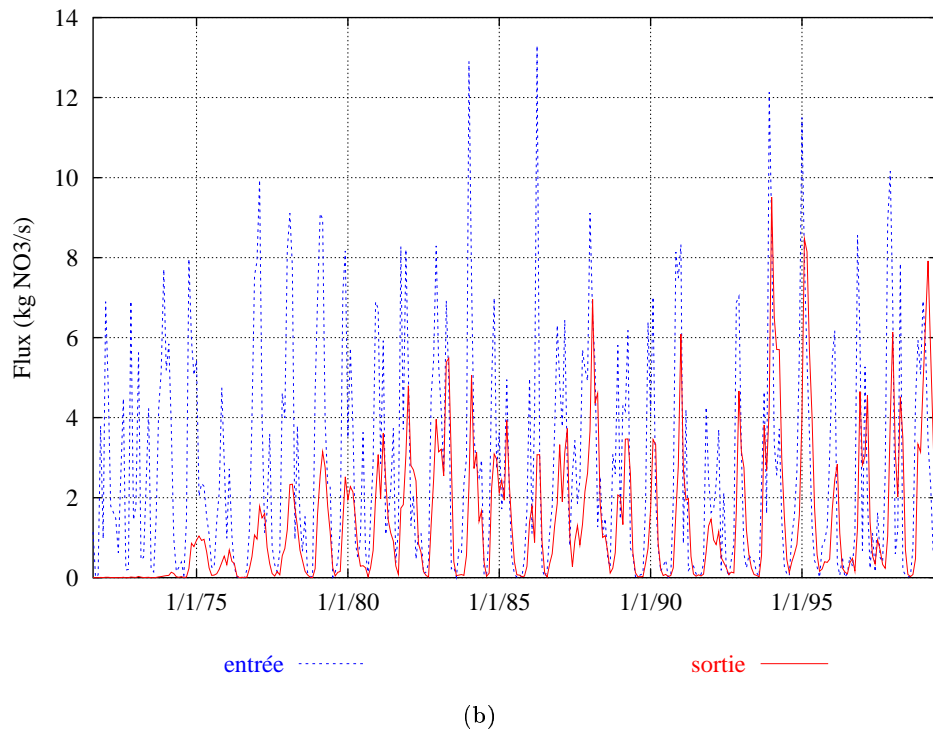
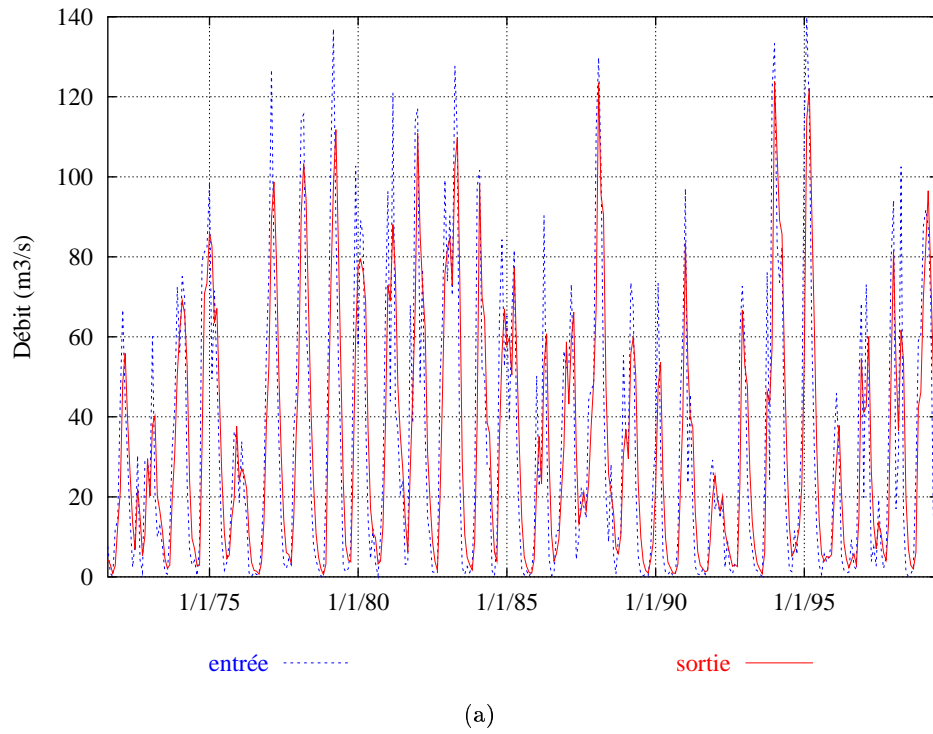


FIG. 11.7 – Comparaison des débits (a) et des flux de nitrates (b) à l'entrée et à la sortie de la zone non-saturée, située sur la zone ouest du bassin versant de la Marne, qui est connectée au domaine souterrain traité par NEWSAM (pas de temps = 1 mois)

de l'aquifère, suivant la profondeur d'investigation, et la hauteur crépinée. Ainsi, les eaux pompées peuvent être issues d'une ou de plusieurs couches géologiques, mais rarement de la hauteur totale du système aquifère. De plus, les valeurs de concentration peuvent varier verticalement au sein d'une même couche géologique (Schnebelen 2000). Or, les résultats de simulation sont fournis sur l'épaisseur totale des aquifères sans tenir compte d'une éventuelle stratification chimique des eaux. Ainsi, les valeurs de porosité étant uniformes pour chacun des aquifères, les volumes d'eau mis en jeu peuvent être importants et contribuer de ce fait à un effet de dilution qui minore la concentration simulée.

Malgré ces quelques incertitudes, nous considérons que les ordres de grandeurs des valeurs de concentrations simulées dans les aquifères sont en cohérence avec ceux observés.

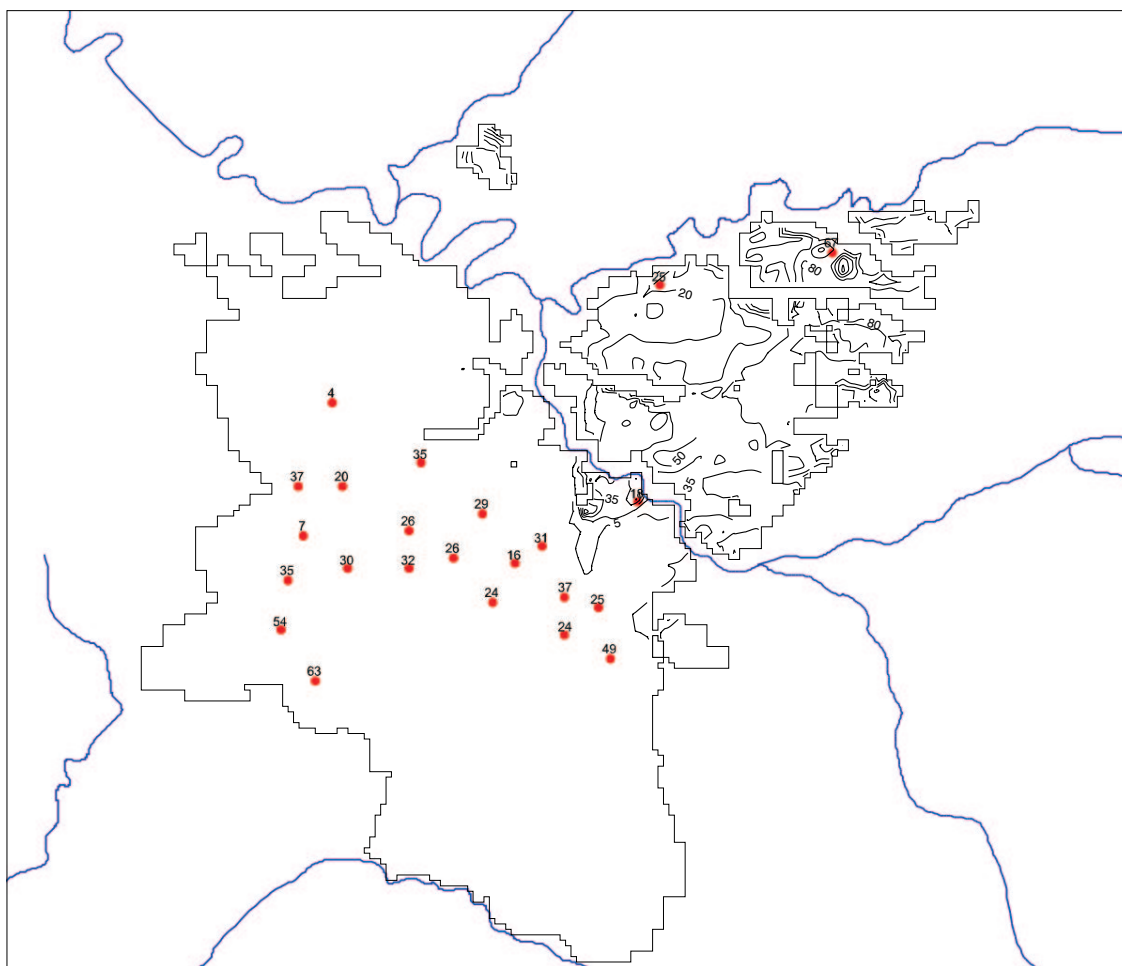


FIG. 11.8 – Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de l'Oligocène ( $\text{mg.l}^{-1}$ )



## Evolution des flux de nitrate dans les différents aquifères

La figure 11.11 présente l'évolution, au pas de temps annuel, des flux de nitrates sur les zones aquifères correspondant au bassin de la Marne. Les valeurs négatives indiquent les entrées dans le système souterrain et les valeurs positives indiquent les sorties.

Concernant les nappes simulées par NEWSAM, le stockage des nitrates en aquifères suit l'évolution des flux alimentant le domaine souterrain (Injection). Le flux de nitrates drainé par les rivières (Drainage) augmente progressivement jusqu'en 1987-1988. Ensuite, jusqu'en 1992-1993, les flux drainés subissent une légère diminution consécutive à une diminution des flux alimentant le domaine souterrain. Durant cette période, le flux drainé provient, en partie, du déstockage de nitrates présents dans les aquifères. Ce cas s'observe en particulier pour la nappe de l'Oligocène en 1991-1992 où le flux drainé en rivière est soutenu par un fort déstockage des nitrates. Puis, de 1993 jusqu'à la fin de la simulation, on observe une augmentation des flux drainés en rivière pour l'ensemble des aquifères.

On observe également une accentuation, au cours du temps, du transport des nitrates par drainage verticale descendante. Les flux échangés par les limites des zones souterraines restent, quant à eux, négligeables au cours de la simulation.

Donc, pour les trois nappes souterraines, le stockage de nitrate est important et le flux drainé en rivière est en accroissement constant avec un ralentissement au début des années 1990.

Concernant la partie située à l'est du bassin de la Marne, le flux alimentant le domaine souterrain est drainé presque instantanément en rivière, le stockage en aquifère étant très faible. Ce comportement s'explique par la conceptualisation du modèle TRANSAM, utilisé dans cette partie du bassin, qui limite l'effet de stockage des nitrates dans le réservoir-aquifère. Une fonction de stockage pourrait être ajoutée au modèle suivant le même formalisme que celui adopté pour le stockage des nitrates dans la zone non-saturée. La capacité de stockage serait alors ajustée par comparaison entre les valeurs de concentrations simulées et observées.

Le bilan des flux de nitrate moyen établi sur la période 1971-1999, sur la partie ouest du bassin de la Marne (figure 11.12), montre un flux descendant de l'Oligocène jusqu'à la Craie. De plus, sur la zone souterraine concernée par le bassin de la Marne, les flux de nitrates échangés montre un transit des nitrates vers d'autres bassins pour les nappes de l'Oligocène et l'Eocène. En revanche, les flux de nitrates provenant de bassins adjacents au bassin de la Marne alimentent la nappe de la Craie. Ces flux restent cependant négligeables face à ceux drainés en rivières et stockés en aquifères.

### 11.2.3 Bilan et évolution sur l'ensemble du domaine souterrain

La figure 11.13 (a) présente l'évolution des flux d'azote sur l'ensemble du domaine souterrain, traité par NEWSAM, correspondant au bassin de la Marne. Les valeurs négatives indiquent les entrées dans le système souterrain et les valeurs positives indiquent les sorties.

Le flux d'azote alimentant le domaine souterrain varie de 0 à environ 30 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>, le stockage évolue de 0 à 25 kg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> tandis que le flux

drainée en rivière progresse au cours de la simulation pour atteindre environ  $7 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  en fin de simulation.

La figure 11.13 (b) présente l'évolution des flux d'entrée et de sortie du système souterrain situé à l'Est du bassin de la Marne. Le flux d'azote entrant dans le système souterrain est assez important, jusqu'à  $80 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , compte tenu des conditions climatiques et pédologiques qui favorisent le drainage de l'eau à la base des sols dans cette partie du bassin.

En combinant ces deux diagrammes, on obtient l'évolution des flux de nitrate sur l'ensemble du bassin de la Marne (partie ouest et est) comparés aux flux entrants dans la zone non-saturée (entrée ZNS) (cf. figure 11.14).

Au début de la simulation, on observe un déphasage d'environ 3 ans entre le flux d'entrée et de sortie de la zone non-saturée. Dans la suite de la simulation, on observe un accroissement du flux sortant de la zone non-saturée jusqu'en 1982-1983. Ainsi, durant les 11 premières années de simulation, la zone non-saturée du bassin de la Marne se charge en nitrate. Cela signifie que la majorité de la surface du bassin de la Marne est occupée par des zones où le temps de renouvellement de l'eau, dans la zone non-saturée, est inférieur ou égal à 11 ans. Cependant, la figure 11.15, qui présente le cumul des flux de nitrate, montre, par l'éloignement des courbes d'entrée et de sortie des flux, que la zone non-saturée semble se charger en nitrate au cours de toute la durée de la simulation. Ce phénomène s'explique par la distribution des temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée.

A la fin de la simulation, on observe un accroissement du flux d'azote entrant dans la zone non-saturée. Ainsi, compte tenu des temps de renouvellement rencontrés sur le bassin de la Marne, ce flux d'azote devrait alimenter le système aquifère dans trois ans au moins.

Le bilan d'azote sur le bassin de la Marne, calculé en moyenne sur la période de simulation, est présenté par la figure 11.16. La différence entre le flux stocké en aquifères et celui écoulé en rivière vaut  $0,18 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  et correspond aux flux échangés par drainance et par les limites de la zone souterraine correspondant au bassin de la Marne.

Le lessivage des sols présents sur le bassin de la Marne fournit un flux de  $28,4 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ . Au cours de la simulation, le système non-saturé stocke environ  $9 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ .

Par ailleurs, le bilan indique que le flux écoulé en rivière est supérieur à celui stocké en aquifère. Cependant, leur proportion relative dépend largement des proportions observées à l'est du bassin où le stockage en aquifère ne ressort pas du calcul.

La figure 11.17 présente le bilan hydrique sur le bassin de la Marne pour la période 1971-1999. En moyenne sur la période de simulation, l'eau n'est pas stockée dans la zone non-saturée correspondant au bassin de la Marne. Ainsi le débit d'alimentation moyen du domaine souterrain est d'environ  $79 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . L'eau contenue dans les aquifères subit un déstockage d'environ  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Le débit drainé en rivière est de  $80 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . On constate enfin qu'une faible partie ( $0,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) de l'eau du domaine souterrain correspondant au bassin de la Marne est exportée vers les bassins adjacents.

La figure 11.18 présente l'évolution de la concentration en nitrate de l'eau drainée à la base des sols, de l'eau d'alimentation des nappes souterraines et de l'eau souterraine drainée par les rivières sur le bassin versant de la Marne, en utilisant la même convention de signe que précédemment.

La concentration en nitrate de l'eau drainée à la base des sols fluctue de 45 à environ  $100 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ . Elle diminue jusqu'en 1982-1983, puis semble suivre une tendance légèrement croissante jusqu'à la fin de la simulation.

La concentration de l'eau drainée à la base de la zone non-saturée évolue de 0, au début de la simulation, compte tenu des valeurs de concentration initialement présentes dans la colonne de non-saturée, à  $63 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ . La concentration de l'eau souterraine drainée par les rivières suit une évolution similaire et atteint la valeur maximale de  $48 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ .

L'évolution de la concentration de 1982-1983 à 1998-1999 montre un accroissement de  $0,94 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  (44 à  $59 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ) pour l'eau d'alimentation des nappes souterraines qui engendre un accroissement, plus restreint, de  $0,44 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  (32 à  $39 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1}$ ) pour l'eau souterraine drainée en rivière. Cet accroissement est en accord avec celui présenté par Meybeck et al. (1998) et, compte tenu des valeurs de concentration de l'eau drainée à la base des sols à la fin de la simulation, et des temps de transit relativement longs des nitrates dans la zone non-saturée, la concentration en nitrate de l'eau souterraine devrait suivre un accroissement d'environ  $0,44 \text{ mg NO}_3^- \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  durant les trois prochaines années, sur le bassin de la Marne.

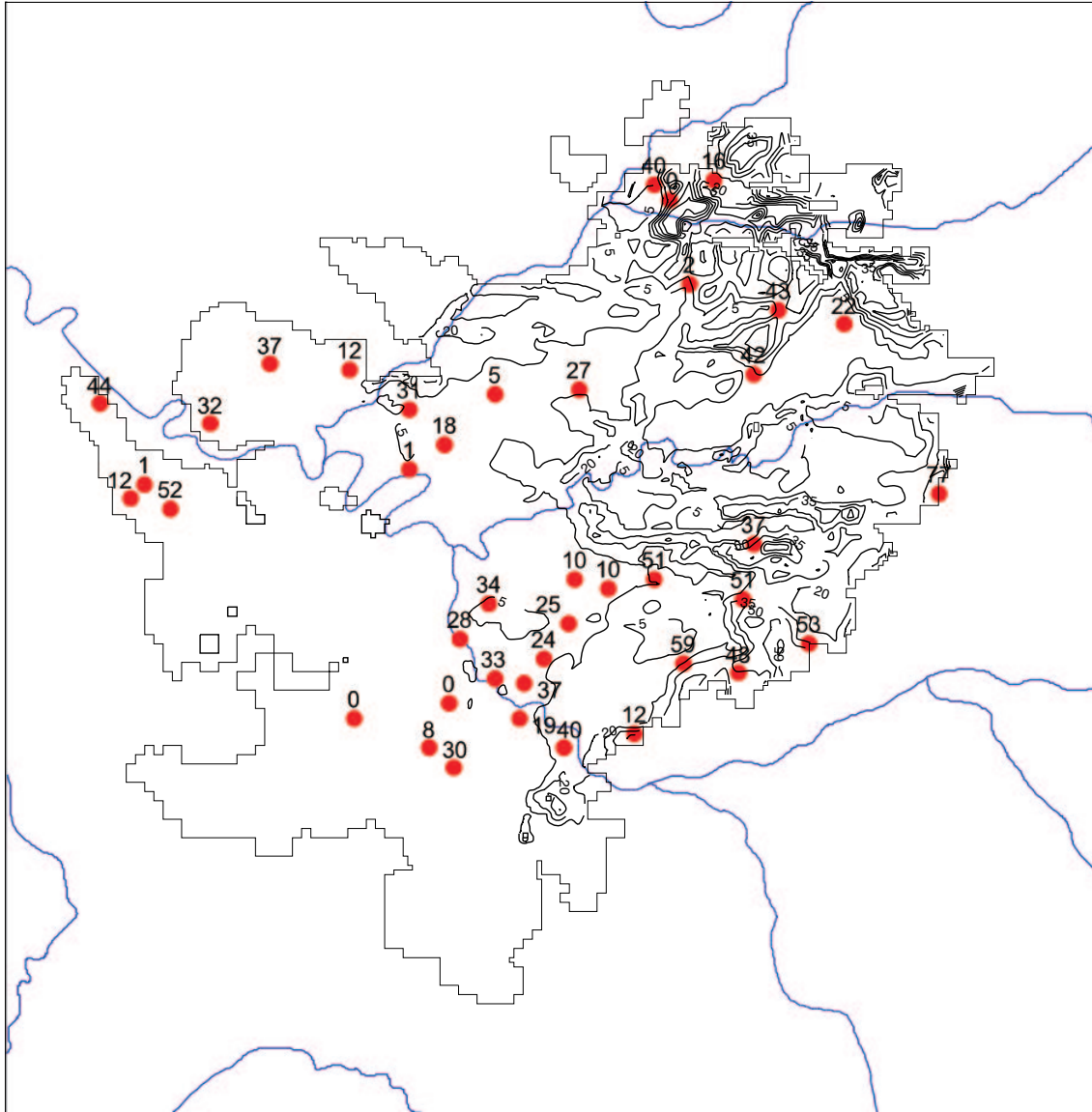


FIG. 11.9 – Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de l'Eocène (mg.l<sup>-1</sup>)

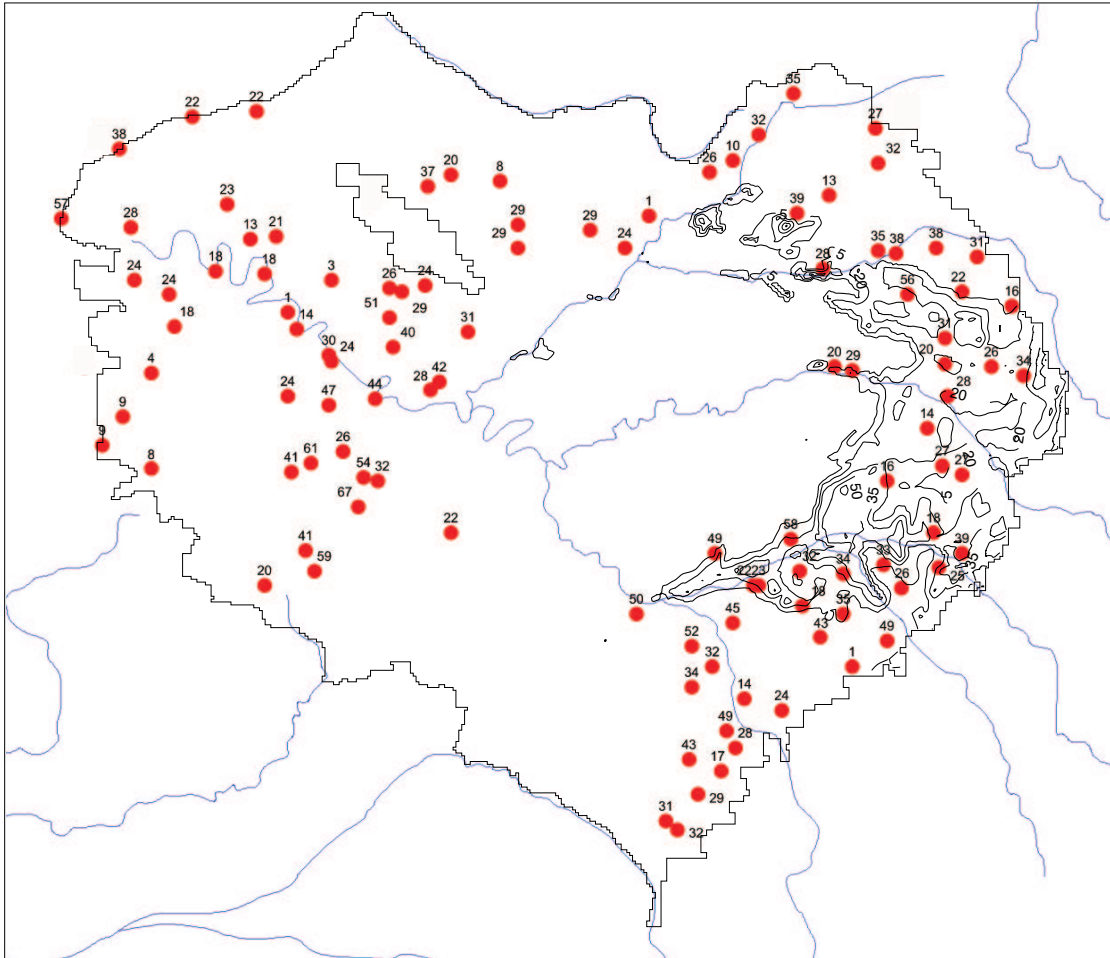


FIG. 11.10 – Comparaison des concentrations en nitrate simulées et observées en janvier 1999 sur la nappe de la Craie (mg.l<sup>-1</sup>)

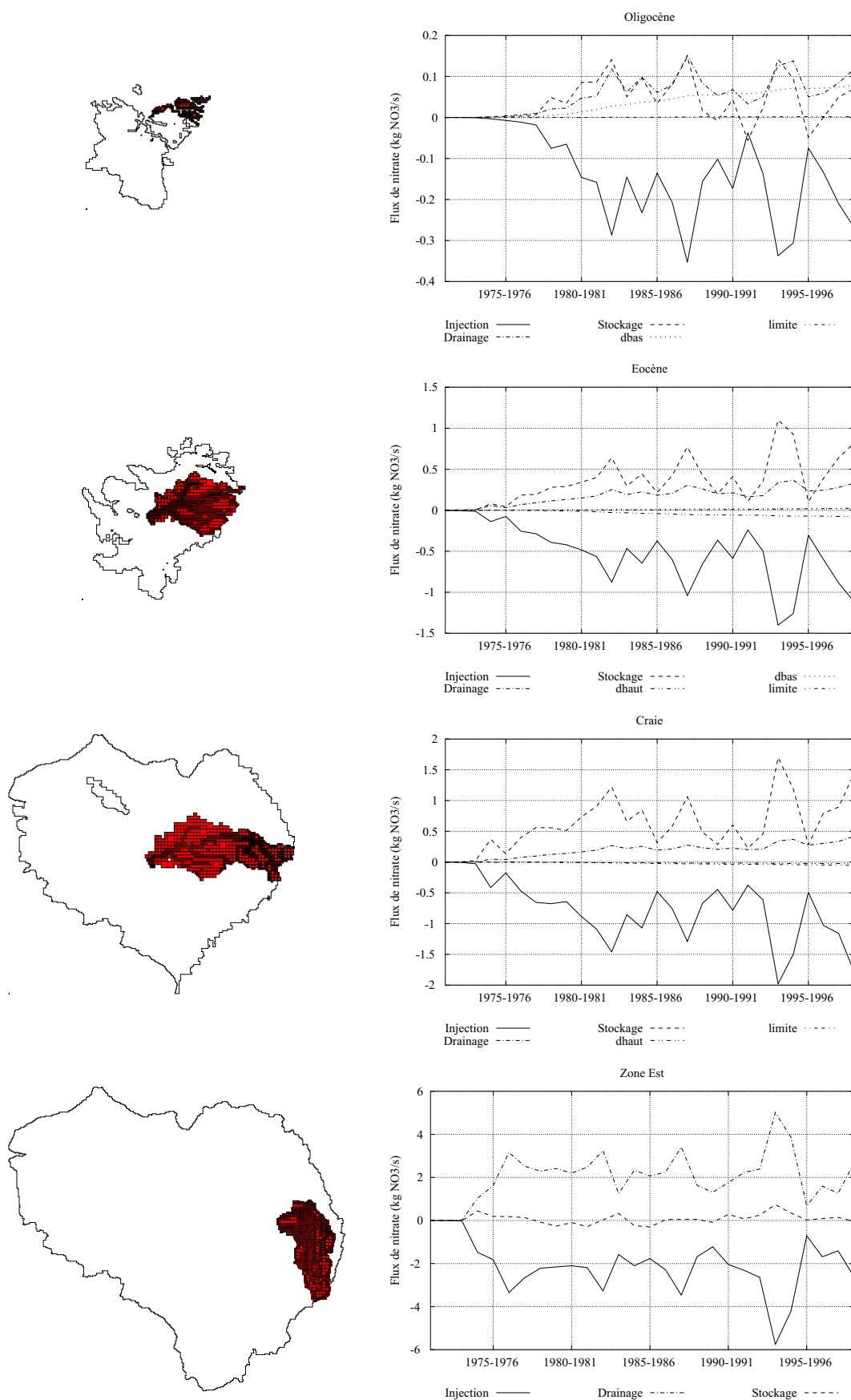


FIG. 11.11 – Evolution des flux de nitrates présentée par zone souterraine correspondant au bassin versant de la Marne (Injection : flux infiltré vers les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; dbas et dhaut : flux de drainance descendante et ascendante ; Stockage : flux stocké en aquifère)

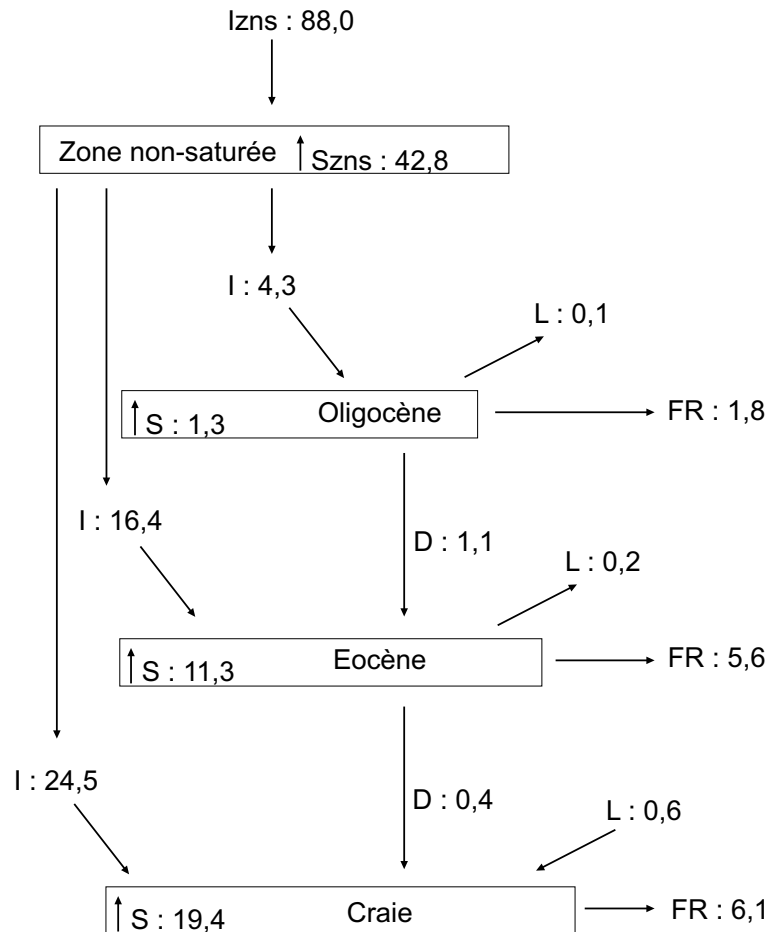


FIG. 11.12 – Bilan des flux de nitrates moyen, sur la période 1971-1999, (en milliers de t NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.an<sup>-1</sup>) du système multicouche dans la zone correspondant au bassin de la Marne (Izns : flux infiltré dans la zone non-saturée ; Szns : flux stocké dans la zone non-saturée ; I : flux infiltré vers les nappes ; L : flux échangé par les limites du bassin ; FR : flux écoulé en rivière ; D : flux échangé par drainance ; S : flux stocké en aquifère)

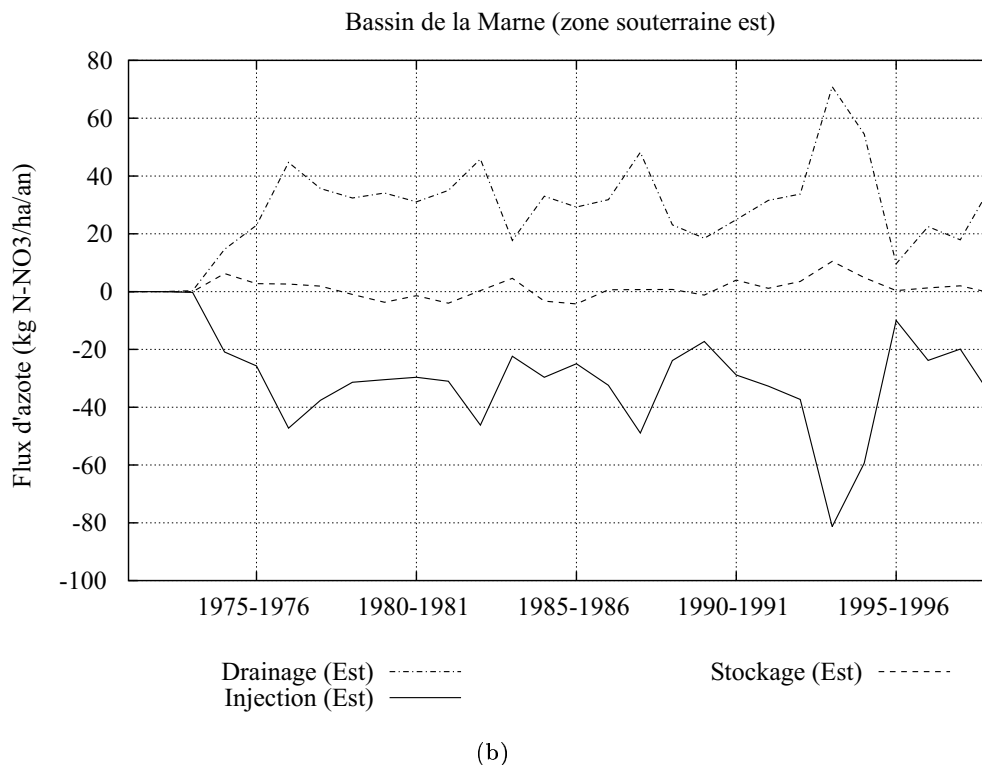
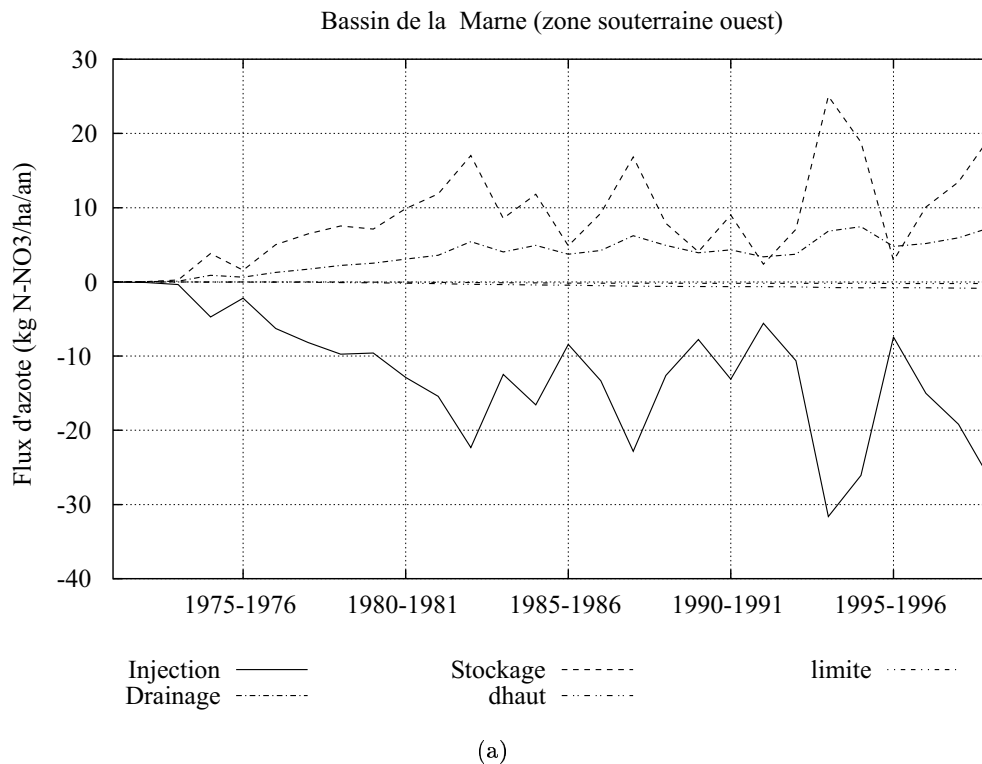


FIG. 11.13 – Evolution des flux d'azote dans le domaine souterrain traité par NEWSAM (a) et par TRANSAM (b) (Injection : flux infiltré vers les nappes ; Drainage : flux écoulé en rivière ; dhaut : flux de drainance ascendante ; Stockage : flux stocké en aquifère ; limite : flux échangé par les limites de la zone souterraine ouest)



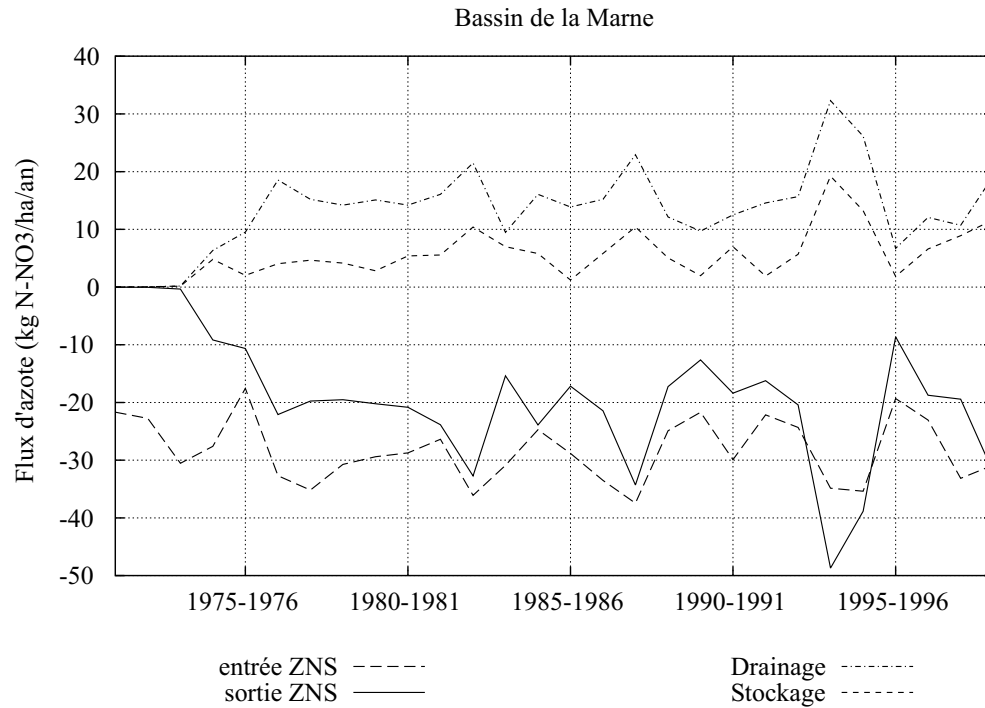


FIG. 11.14 – Evolution des flux d'azote sur le bassin versant de la Marne (entrée ZNS : flux lessivé à la base des sols entrant dans la zone non-saturée; sortie ZNS : flux lessivé à la base de la zone non-saturée alimentant les nappes; Drainage : flux écoulé en rivière; Stockage : flux stocké en aquifère)

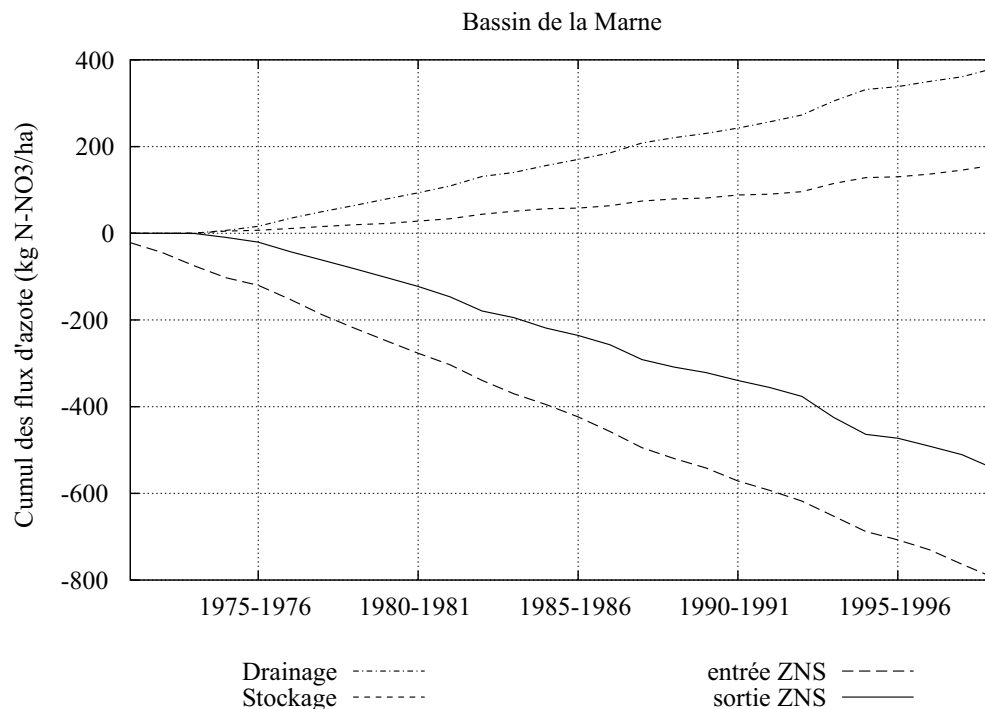


FIG. 11.15 – Cumul des flux d'azote sur le bassin versant de la Marne (entrée ZNS : flux lessivé à la base des sols entrant dans la zone non-saturée; sortie ZNS : flux lessivé à la base de la zone non-saturée alimentant les nappes; Drainage : flux écoulé en rivière; Stockage : flux stocké en aquifère)

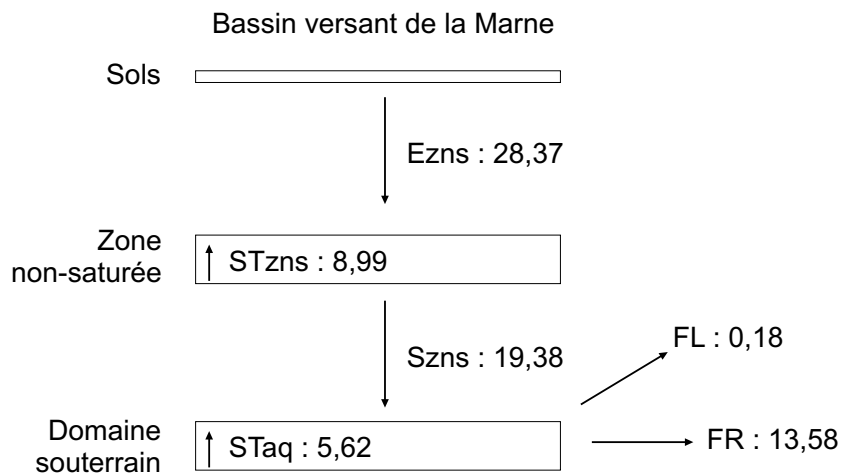


FIG. 11.16 – Bilan moyen d'azote (en  $\text{kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) sur le bassin de la Marne sur la période 1971-1999 (Ezns : entrée de la zone non-saturée; Szns : sortie de la zone non-saturée; STzns : stocké dans la zone non-saturée; STaq : stocké dans les aquifères; FR : flux écoulé en rivière; FL : flux échangé par les limites du bassin)

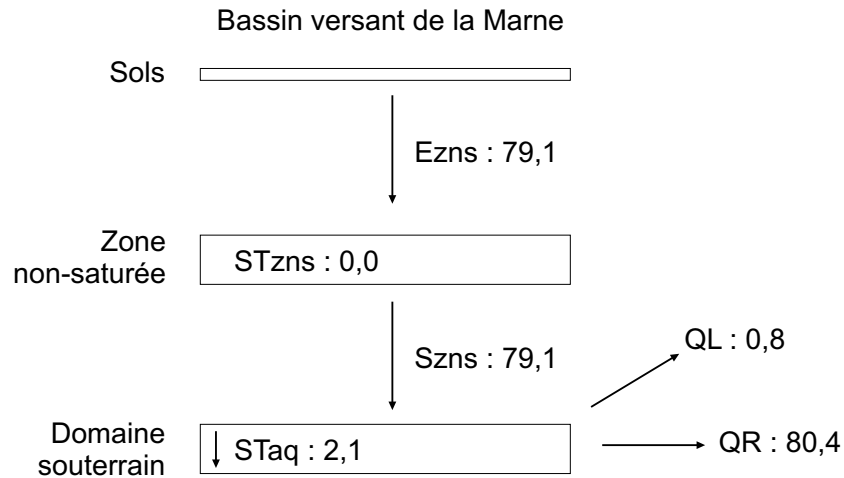


FIG. 11.17 – Bilan moyen d'eau (en  $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) sur le bassin de la Marne sur la période 1971-1999 (Ezns : entrée de la zone non-saturée; Szns : sortie de la zone non-saturée; STzns : stocké dans la zone non-saturée; STaq : stocké dans les aquifères; QR : débit écoulé en rivière; QL : débit échangé par les limites du bassin)

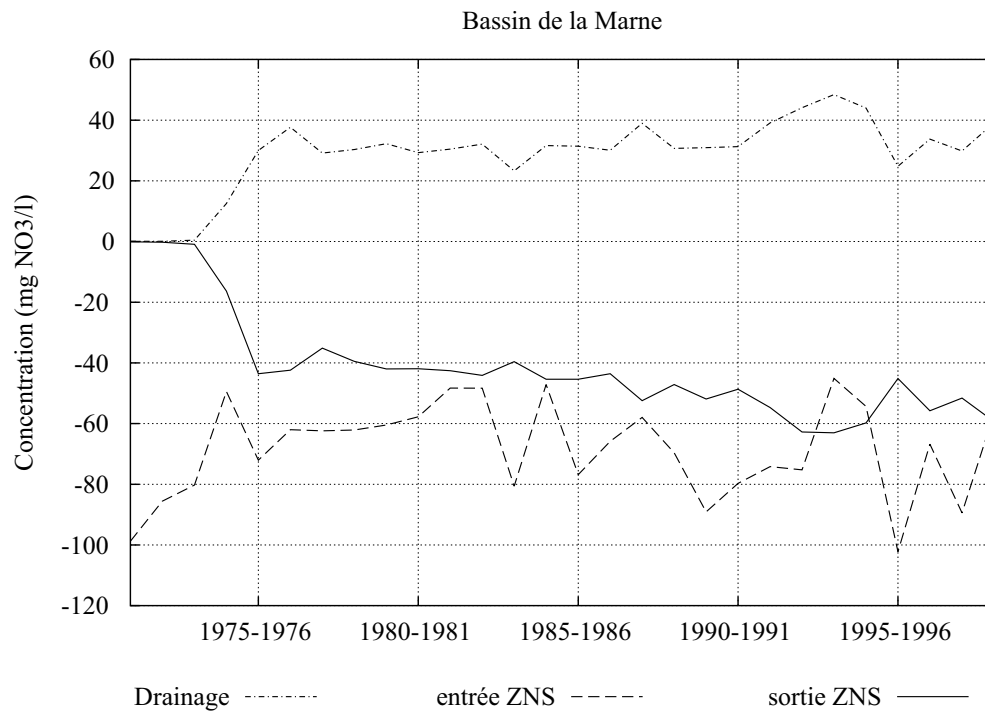


FIG. 11.18 – Evolution de la concentration en nitrates de l'eau drainée à la base des sols (entrée ZNS), de l'eau sortant de la zone non-saturée (sortie ZNS) et de l'eau souterraine drainée par les rivières (Drainage) sur la période 1971-1999

Quatrième partie

Impact de modifications des  
pratiques agricoles



Cette partie se compose de deux chapitres. Le premier concerne l'estimation des concentrations dans le système hydrologique sous pratiques agricoles modifiées. Le second tente d'estimer le temps de réponse du système souterrain à une pollution diffuse.



## Chapitre 12

# Estimation des concentrations en nitrate dans les aquifères en fonction d'hypothèses de modifications des pratiques agricoles

### 12.1 Principe général

#### 12.1.1 Les scénarios évalués

Les mesures agri-environnementales (MAE), mises en place en 1992, préconisent l'implantation de cultures intermédiaires, pièges à nitrates, et une réduction de la fertilisation. Ces deux hypothèses de modification des pratiques agricoles, que nous appellerons scénarios, sont donc testées séparément de 1971 à 1999 sur la zone enquêtée, qui englobe le bassin souterrain de la Marne. Les résultats de simulation seront comparés aux valeurs obtenues en mode "conventionnel".

Le scénario 1 consiste à implanter une culture intermédiaire, en automne, si la durée d'interculture est supérieure à 90 jours. La culture intermédiaire, en l'occurrence la moutarde, est détruite au jour de semis de la culture suivante. En pratique, la durée moyenne de simulation de la moutarde est de 190 jours sur la zone enquêtée.

Nous avons choisi d'inclure une seule culture intermédiaire par succession culturale par soucis d'allègement des calculs. Ainsi, par exemple, dans la succession colza-blé-escourgeon, on plante une culture de moutarde entre le colza et le blé. L'effet de ce scénario sera donc minimisé par rapport à un scénario d'inclusion de plusieurs cultures intermédiaires par succession culturale. Rappelons qu'une succession culturale comporte, en moyenne, 3 à 4 cultures.

Le scénario S2 consiste à réduire de 30 % les apports en azote minéral. Cette réduction se fait de manière systématique sur l'ensemble de la zone enquêtée.



### 12.1.2 Démarche de modélisation

Les conséquences des modifications des pratiques agricoles sont déterminées à deux niveaux du système hydrologique :

- au niveau de la zone sous-racinaire, grâce au modèle de simulation des bilans d'eau et d'azote dans le sol et la culture (STICS) ;
- au niveau des aquifères, grâce au modèle de simulation des écoulements et des transports de matière dans les systèmes aquifères complexes (NEWSAM).

Ainsi, le modèle intégré est mis en œuvre sur l'ensemble du bassin souterrain de la Marne suivant la démarche adoptée jusqu'à présent (cf. chapitre 5).

Dans un premier temps, le modèle STICS régionalisé simule les flux d'azote sur la période 1971-1999. Ce flux, combiné à celui issu des sols occupés par des forêts, traverse la zone non-saturée avant d'alimenter le domaine souterrain.

Dans un deuxième temps, pour apprécier l'état final dans les aquifères, il faudrait réaliser des simulations sur de longues périodes de temps, compte tenu des temps de réponse parfois importants. Ainsi, pour régler ce problème, la méthode de prévision des concentrations nitriques dans le domaine souterrain consiste à simuler le transfert des nitrates, en régime permanent, dans le système aquifère multicouche. De cette façon, le modèle calcule un état théorique stabilisé indépendamment du temps et fournit les valeurs de concentration qu'on obtiendrait dans le domaine souterrain si les flux d'azote restaient constants au cours du temps. Cette méthode permet d'évaluer l'impact des deux scénarios (S1 et S2) vis-à-vis de la situation de référence (S0).

Au cours des trente dernières années, les systèmes de production agricole ont évolué vers une "céréalisation" du bassin de la Seine au détriment de l'élevage. Ainsi, la simulation en régime permanent est réalisée à partir du flux de nitrates moyen sous-racinaire, sur les dix dernières années de simulation, soit de 1989 à 1999, en admettant que le système de production agricole sur cette période soit proche du système de production futur.

Par ailleurs, le transfert des nitrates étant traité de manière simplifiée, pour les aquifères de bordure, on se limite ici à l'analyse des résultats dans la partie souterraine traitée par NEWSAM.

## 12.2 Résultats et discussion

### 12.2.1 Comparaison des scénarios au niveau de la zone sous-racinaire

#### Simulation du lessivage des nitrates à la base des sols

Les résultats de simulation sont fournis, en moyenne annuelle, sur le bassin souterrain de la Marne occupé par des cultures (figure 12.1). Le scénario S0 correspond à la simulation de référence, en mode conventionnel.

Les deux scénarios S1 et S2 fournissent des valeurs de concentration nitrique, de l'eau drainée à la base des sols, inférieures à celles simulées avec S0. Ainsi, on observe une diminution moyenne des concentrations de 7 % pour le scénario S1 et de 11 % pour le

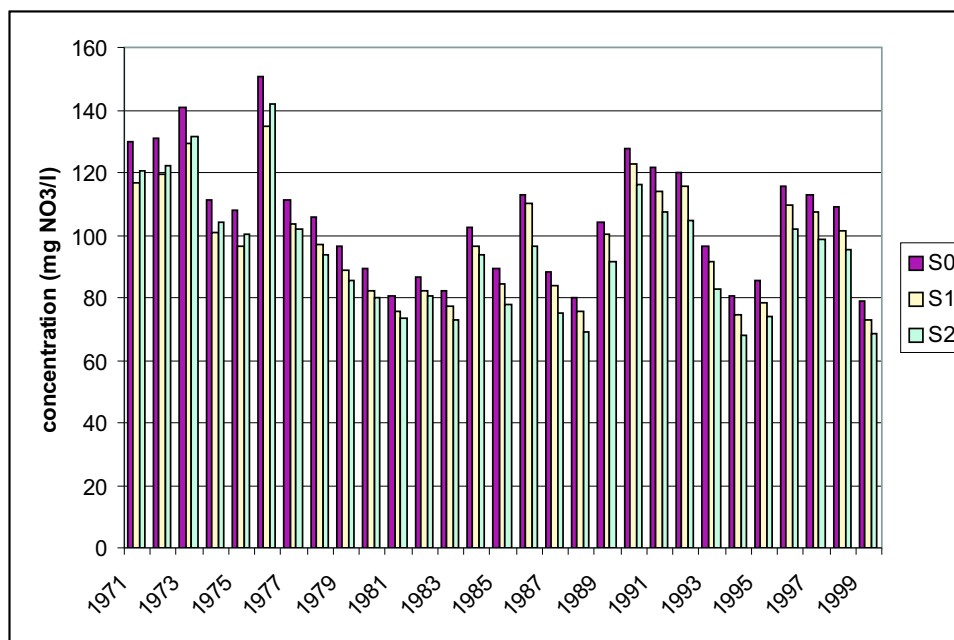


FIG. 12.1 – Comparaison des concentrations simulées sur le bassin de la Marne (au niveau des zones cultivées) avec les scénarios S0, S1 et S2.

scénario S2. Ce résultat semble indiquer qu'une réduction de 30 % de la dose d'azote a plus d'impact que l'implantation d'une seule culture intermédiaire par succession culturale. Cependant, une implantation systématique des cultures intermédiaires montrerait probablement une réduction accrue des valeurs de concentration en nitrates, à condition qu'elles soient semées assez précocement de manière à absorber l'azote avant la période de drainage (Beaudoin et al. 1998).

Notons que ces scénarios ont été appliqués, de manière uniforme, sans tenir compte des particularités pédo-climatiques rencontrées sur le bassin, ou plus simplement, des taux de renouvellement de l'eau dans les sols (TR). Ainsi, les mesures agri-environnementales devraient être mises en œuvre préférentiellement sur les zones présentant de faibles TR.

De plus, la mise en œuvre simultanée de ces scénarios devrait permettre de réduire de manière plus importante les concentrations en nitrates (Schnebelen 2000; Beaudoin et al. 1998).

Notons enfin, que les nitrates lessivés peuvent se mélanger avec des eaux moins chargées en nitrates, telles que celles rencontrées sous les zones non-cultivées (forêts, jachères enherbées). De plus, la dénitrification peut également contribuer à une épuration naturelle du milieu.

L'effet à long terme de ces scénarios est présenté par la figure 12.2 qui montre la diminution relative des concentrations à la base de la zone racinaire par rapport à l'état de référence S0, pour chacun des scénarios, de 1971 à 1999, au pas de temps annuel.

La réduction de la fertilisation (S2) montre une réduction de plus en plus importante des concentrations au cours de la simulation tandis que l'on remarque une perte d'effica-

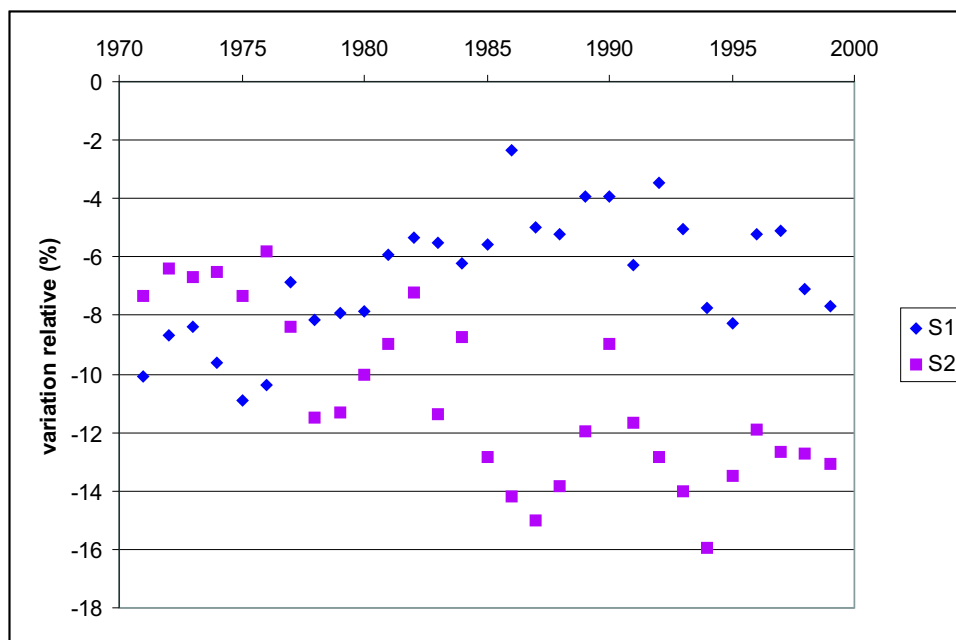


FIG. 12.2 – Variation relative des concentrations simulées par les scénarios S1 et S2 par rapport à celles simulées par le scénario S0 sur la période 1971-1999.

citée, avec le scénario S1, de 1971 à 1999. Ainsi, il semble que l'implantation de cultures intermédiaires contribue à enrichir le sol en azote total sur une longue période de temps. Cette hypothèse semble d'ailleurs être confirmée par l'effet globalement positif observé sur les rendements simulés, présentés plus loin (cf. tableau 12.1).

Le scénario S2 présente, quant à lui, l'avantage de réduire le lessivage d'azote de plus en plus efficacement au cours de la simulation comme le montre également la figure 12.3. Cependant, ce scénario ne tient pas compte des objectifs de rendements des cultures principales.

### Simulation des rendements

Le tableau 12.1 présente les rendements simulés, pour chacun des scénarios, ceux-ci étant répartis en deux groupes suivant le degré de validation de STICS par rapport aux cultures, le groupe 1 contenant les cultures les mieux calibrées (cf. section 9.3). Ainsi, le stress azoté induit par le scénario S2 génère des rendements plus faibles, pour les cultures fertilisées, par rapport aux rendements simulés par S0.

En revanche, l'implantation de moutarde (S1) permet d'augmenter globalement les rendements. Cela s'explique par le fait que la moutarde, par absorption, retient l'azote dans le sol qui sera utilisé, après incorporation des résidus de culture, par les cultures suivantes. Ce cas s'observe sur le long terme. Cependant, on observe un effet inverse sur le court terme, en particulier avec les cultures de betterave et de pomme-de-terre. Ce cas particulier peut s'expliquer par le fait que ces cultures sont semées au printemps et viennent préférentiellement à la suite d'une culture de moutarde. Or, le scénario d'im-

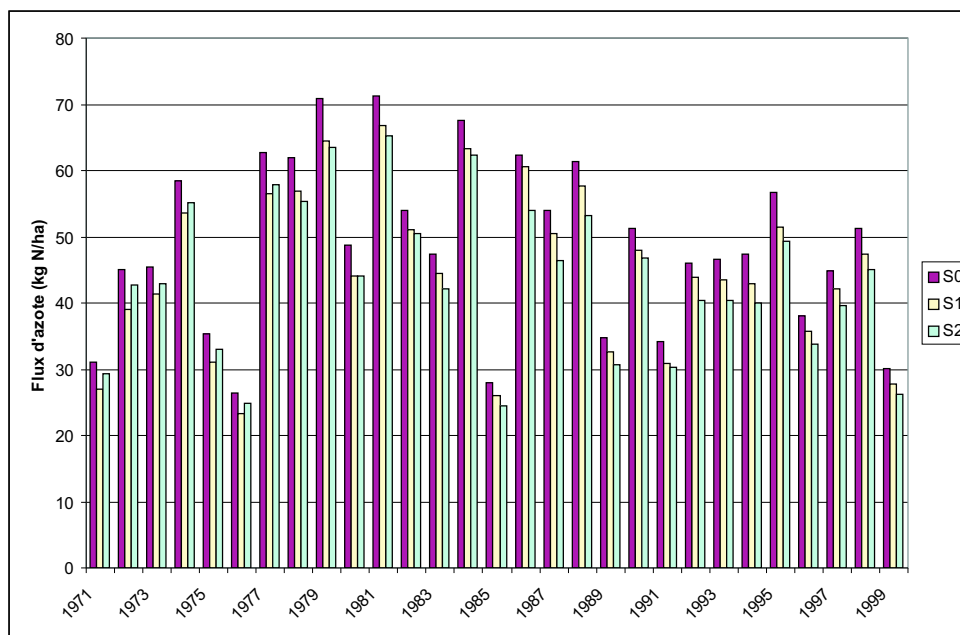


FIG. 12.3 – Comparaison des flux d'azote simulés sur le bassin de la Marne (au niveau des zones cultivées) avec les scénarios S0, S1 et S2.

plantation prévoit de détruire la moutarde au jour de semis de la culture suivante. Ainsi, la moutarde absorbe l'eau et les nitrates pendant une longue période, de l'automne au printemps, provoquant un stress hydrique et azoté pour la culture suivante, qui explique ces faibles valeurs de rendements.

Le drainage varie peu suivant les différents scénarios (figure 12.4). Toutefois, celui-ci est diminuée avec S1 et augmentée avec S2. En effet, la rétention d'azote dans le sol induite par l'implantation de cultures intermédiaires (S1) entraîne, comme nous venons de le voir, une augmentation des rendements. Ainsi, la culture absorbe plus d'eau et limite, de ce fait, le drainage. On observe l'effet inverse avec le scénario S2.

### 12.2.2 Comparaison des scénarios au niveau des aquifères

Les flux moyens sortant de la zone non-saturée sont calculés sur la période 1989-1999 en vue d'une simulation, en régime permanent, du transfert des nitrates dans le système aquifère multicouche.

#### Scénario S0

La figure 12.5 présente les cartes de concentrations des trois aquifères avec le scénario S0, c'est-à-dire en supposant que les successions culturales et les itinéraires techniques restent identiques à ceux pratiqués sur les 10 dernières années de simulation pendant une durée infinie. Le résultat obtenu représente donc l'état maximal de pollution du système aquifère multicouche.

		rendement simulé (t.ha <sup>-1</sup> )		
		S0	S1	S2
Groupe 1	escourgeon	5,2	7	4,6
	blé	7,3	7,9	6,3
	colza	4,1	5,8	3,7
	maïs	7,9	8,1	7,5
	pois	4,5	6	4,5
Groupe 2	pdterre	11,7	11	11,3
	orge	2,4	5,1	2,1
	tournesol	3,8	7,5	3,7
	betterave	19,8	14,8	18,9
	avoine	2,3	4,2	2,1
	luzerne	3,9	4,7	3,9
	vigne	3,2	3,2	3,2
	moutarde	3,4	6,2	3,4
	prairie	10	10	9,1

TAB. 12.1 – Comparaison des rendements simulés sur le bassin souterrain de la Marne avec les scénarios S0, S1 et S2 (1971-1999).

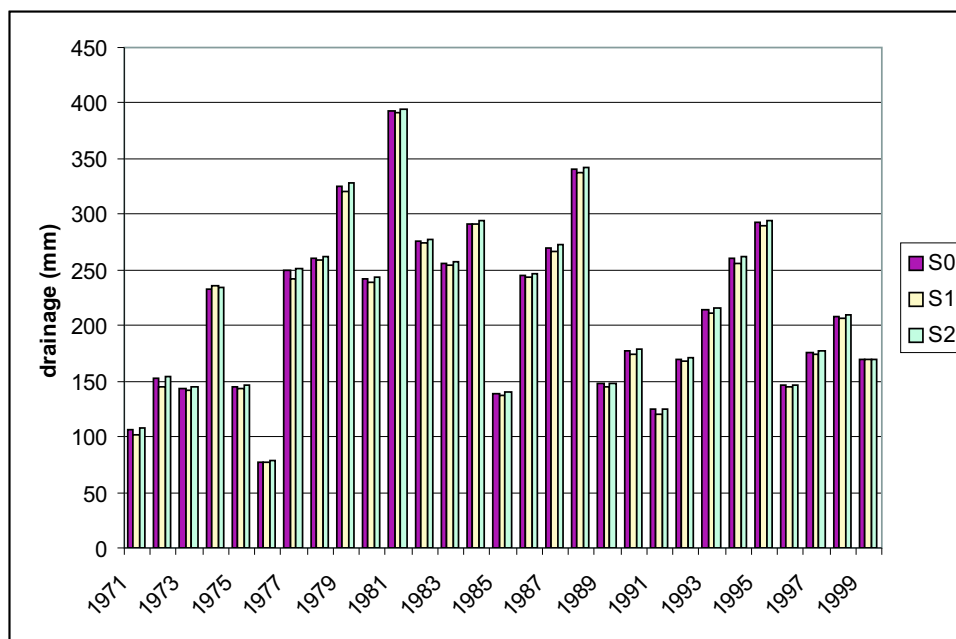


FIG. 12.4 – Comparaison du drainage simulé sur le bassin souterrain de la Marne avec les scénarios S0, S1 et S2.

On remarque une large distribution des valeurs de concentration en nitrates. Cette répartition hétérogène des concentrations est le résultat de la distribution spatiale des systèmes de production agricole et des écoulements souterrains. Ainsi, par exemple, la partie captive de la nappe de la Craie contient des eaux chargées en nitrates (environ  $100 \text{ mg.l}^{-1}$ ) du fait de l'existence d'une drainance verticale descendante et, surtout, de la direction d'écoulements des eaux dans l'aquifère, qui entraîne des eaux chargées en nitrates provenant de la partie libre située en amont. Le délai d'obtention de cette concentration dépend de la dynamique du transfert des nitrates, dans le système aquifère, qui sera présentée dans le chapitre suivant.

Par ailleurs, on remarque de faibles valeurs de concentration, dans la partie libre de la Craie, entre la Marne et l'Aube, car cette zone reçoit des eaux peu chargées en nitrates. De plus, elle ne reçoit pas d'eau souterraine polluée, par écoulement latéral, car elle se trouve au niveau d'une crête piézométrique (cf. section 10.2.3).

Notons également que les valeurs de concentrations sont faibles en limite de la zone d'étude pour chacun des aquifères. Ceci est le résultat d'un artéfact de calcul par mélange avec des eaux artificiellement dépourvues de nitrates qui se trouvent hors de la zone enquêtée, les concentrations initiales dans les aquifères ayant été fixées à zéro dans la simulation. Ces faibles concentrations disparaîtraient lorsque la base de données agricoles sera complète sur l'ensemble du bassin de la Seine.

La figure 12.6 présente la distribution des concentrations pour l'Oligocène, l'Eocène et la Craie. Les concentrations moyennes sont respectivement de 39, 64 et  $82 \text{ mg NO}_3^- .\text{l}^{-1}$ . Ces valeurs sont toutefois sous-estimées dans la mesure où elles intègrent de faibles valeurs de concentration, situées en bordure, qui sont le résultat du mélange avec des eaux non-chargées en nitrates, se trouvant hors de la zone enquêtée. Pour limiter cet artéfact, nous n'avons retenu que les valeurs supérieures à  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ .

### Scénarios S1 et S2

La simulation, en régime permanent, du transfert des nitrates dans le domaine souterrain est réalisée pour les scénarios S1 et S2.

Le scénario d'implantation d'une culture intermédiaire (S1) engendre une diminution moyenne des concentrations de 28 % dans la nappe de l'Oligocène, de 16 % dans la nappe de l'Eocène et de 8 % dans la nappe de la Craie, les valeurs moyennes étant respectivement de 28, 55 et  $76 \text{ mg NO}_3^- .\text{l}^{-1}$  (figures 12.7 et 12.8). Ainsi, il semble que ce scénario permette de lutter efficacement contre la pollution diffuse de la nappe de l'Oligocène. Ce résultat s'explique par le fait que la majeure partie de cette nappe est occupée par des successions courtes (3 cultures) pour lesquelles l'impact relatif d'une implantation d'une culture intermédiaire est plus fort que pour des successions longues.

Le scénario de réduction de 30 % des apports d'azote minéral (S2) engendre une diminution moyenne de 16 % pour la nappe de l'Oligocène, de 14 % pour la nappe de l'Eocène et de 11 % pour la nappe de la Craie, les concentrations moyennes étant respectivement de 33, 56 et  $73 \text{ mg NO}_3^- .\text{l}^{-1}$  (figures 12.9 et 12.10).

Cependant, on observe localement des concentrations supérieures à celles obtenues avec le scénario S0. Cette situation se rencontre en particulier sur la nappe de l'Eocène,

au sud de la confluence Vesle-Aisne pour le scénario S2 (cf. figure 6.1 section 6.1.1). Cet artéfact provient du fait que la lame d'eau drainée, simulée par STICS, dépend du contexte agronomique alors que celle calculée par MODSUR en est indépendante.

En effet, comme nous l'avons vu précédemment, une réduction de la fertilisation provoque une diminution des rendements et, par voie de conséquence, une augmentation du drainage de l'eau sous-racinaire calculé par STICS, celle-ci pouvant être plus ou moins importante suivant le contexte pédo-climatique. Or, la concentration en nitrate théorique, servant d'entrée aux modèles NEWSAM et TRANSAM, est déterminée par le rapport des flux de nitrate, calculés par STICS, sur le débit d'eau calculé par MODSUR (cf. chapitre 5). Ainsi, dans la mesure où MODSUR n'aura pas simulé d'augmentation du drainage, du fait qu'il ne tient pas compte des interactions eau-plante, si le flux de nitrate augmente considérablement, sous l'effet d'une importante augmentation du drainage, la concentration calculée se trouvera alors sur-estimée.

Cette constatation indique que le calcul du bilan hydrique au niveau des terrains cultivés doit prendre en compte l'évolution des systèmes de production agricole. Ainsi, une amélioration pourrait être envisagée au niveau de MODSUR pour améliorer les simulations du bilan hydrique au niveau des fonctions production concernées par des sols cultivés.

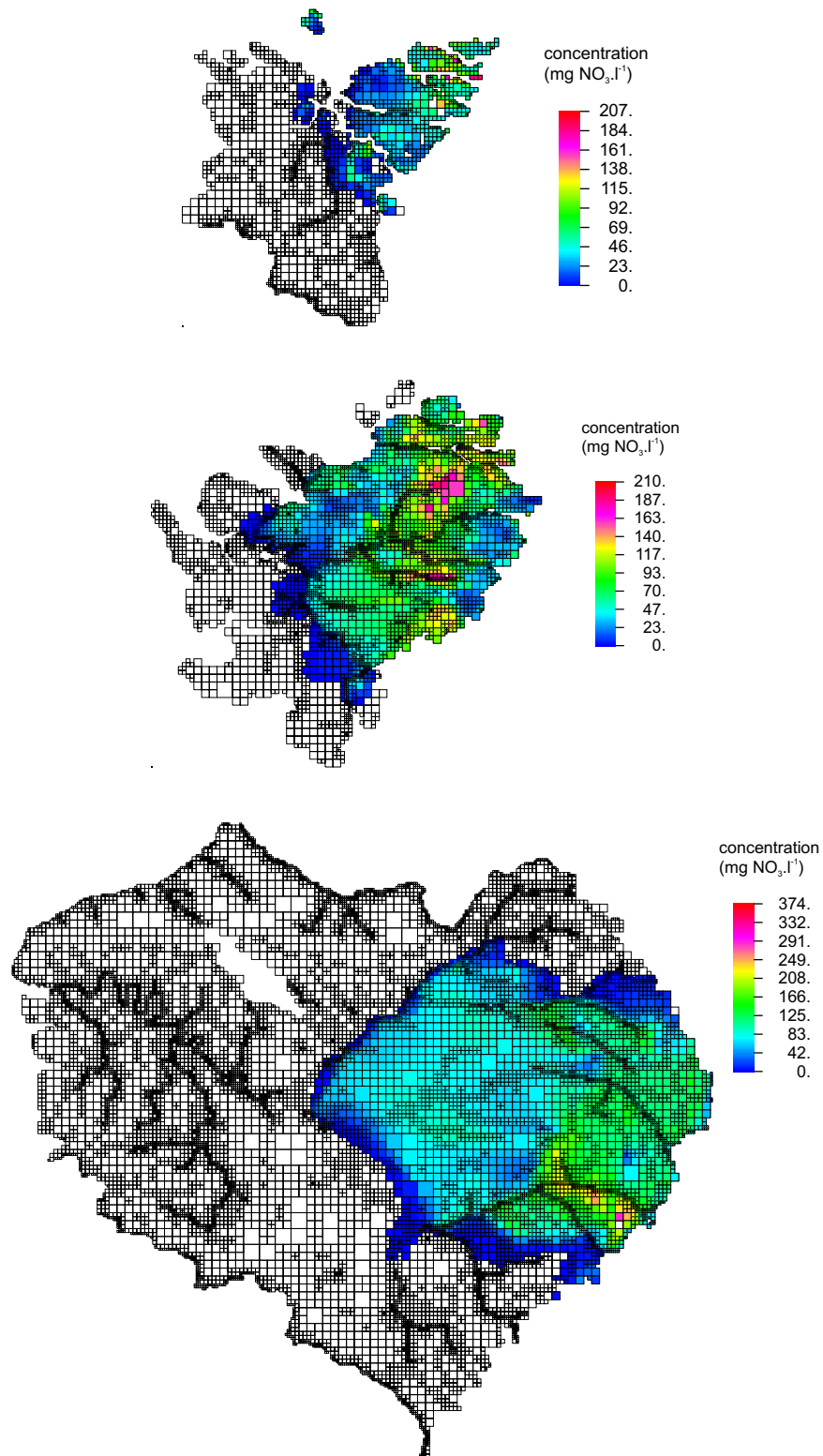


FIG. 12.5 – Concentrations simulées en régime permanent avec le scénario S0 (flux moyen calculé sur la période 1989-1999) pour la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.



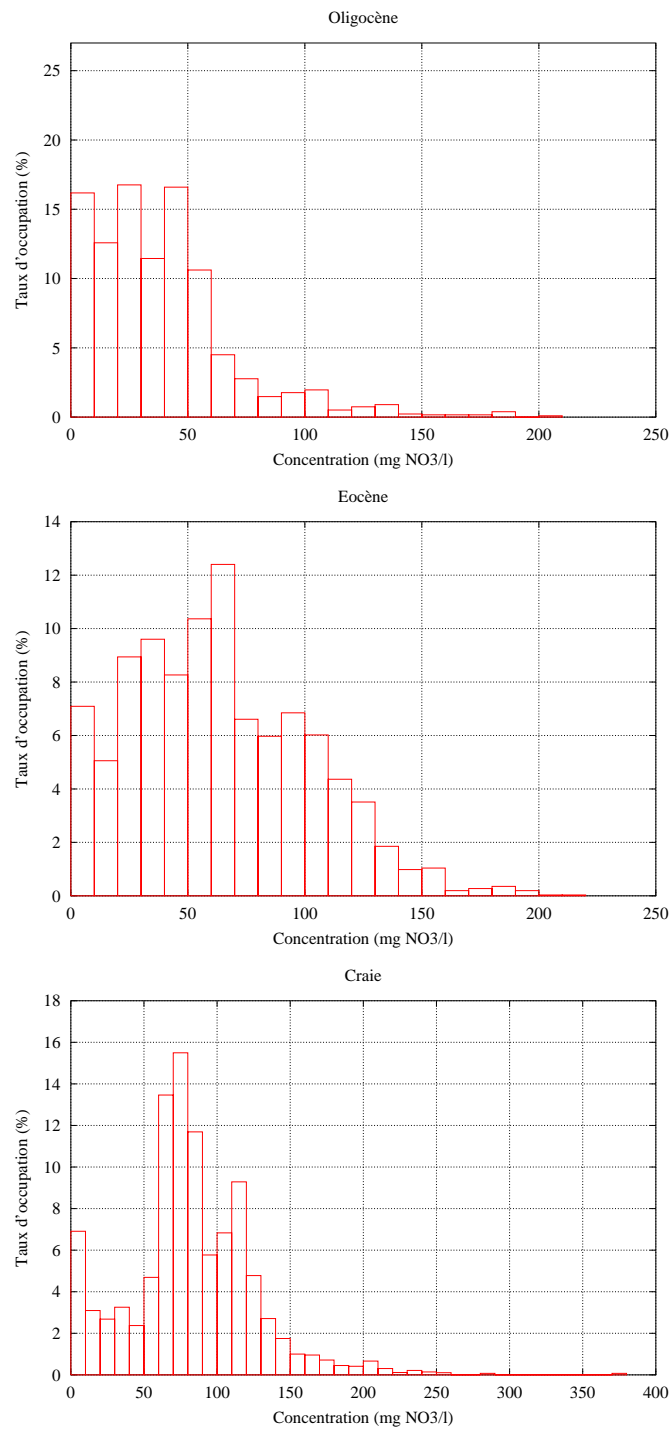


FIG. 12.6 – Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S0).

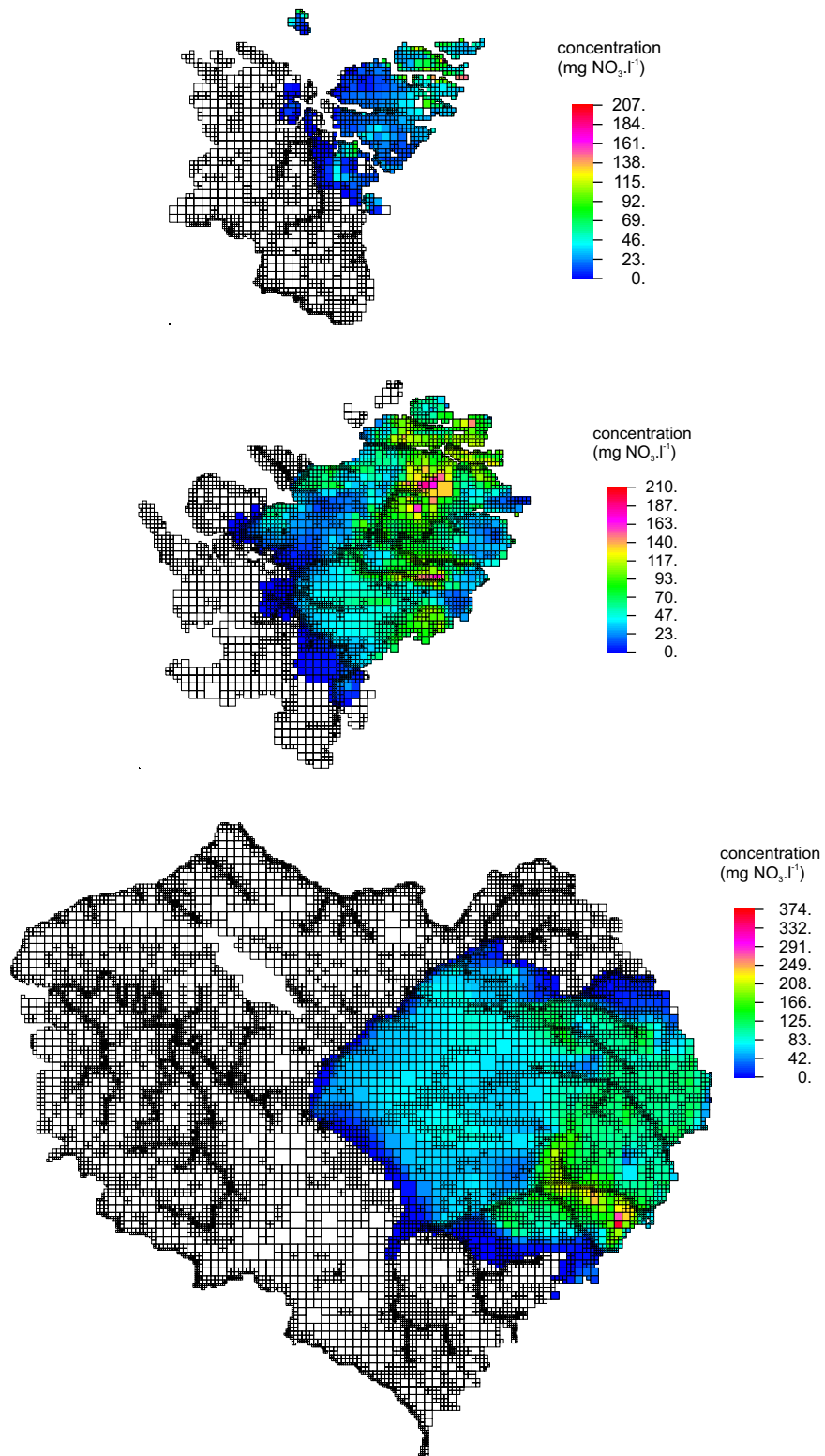


FIG. 12.7 – Concentrations simulées en régime permanent avec le scénario S1 (flux moyen calculé sur la période 1989-1999) pour la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.

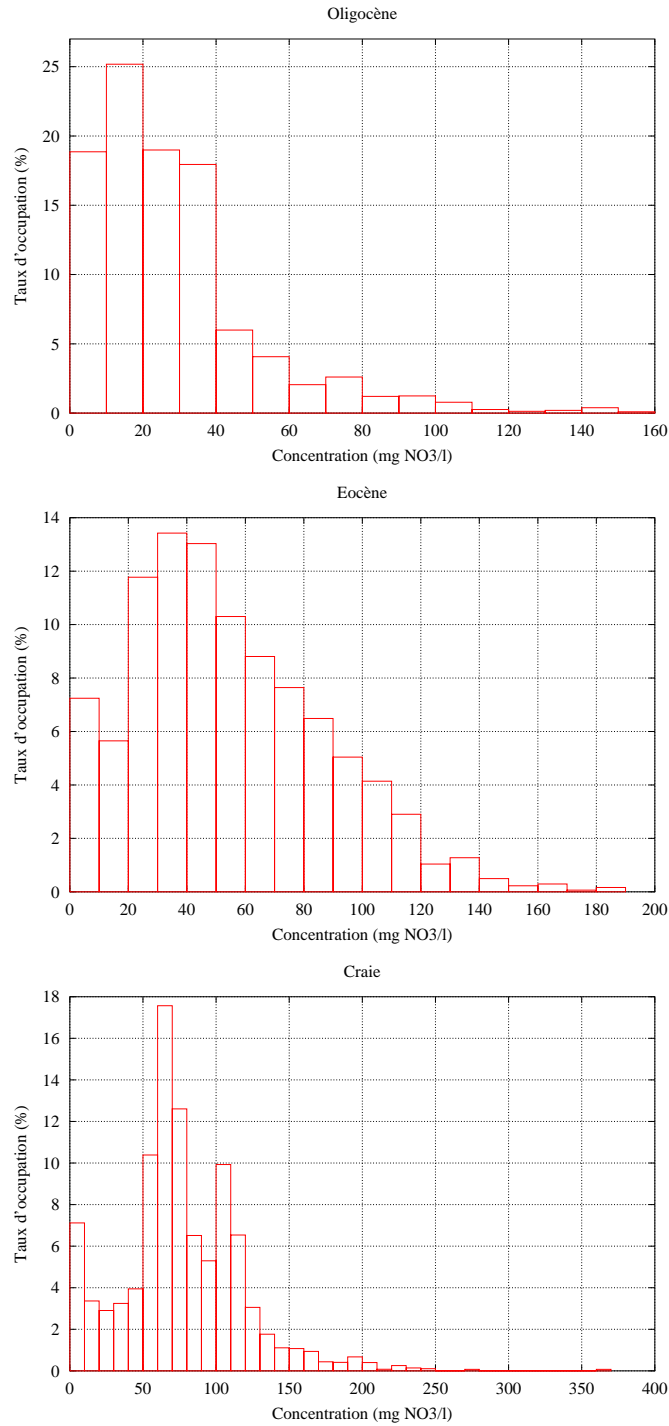


FIG. 12.8 – Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S1).

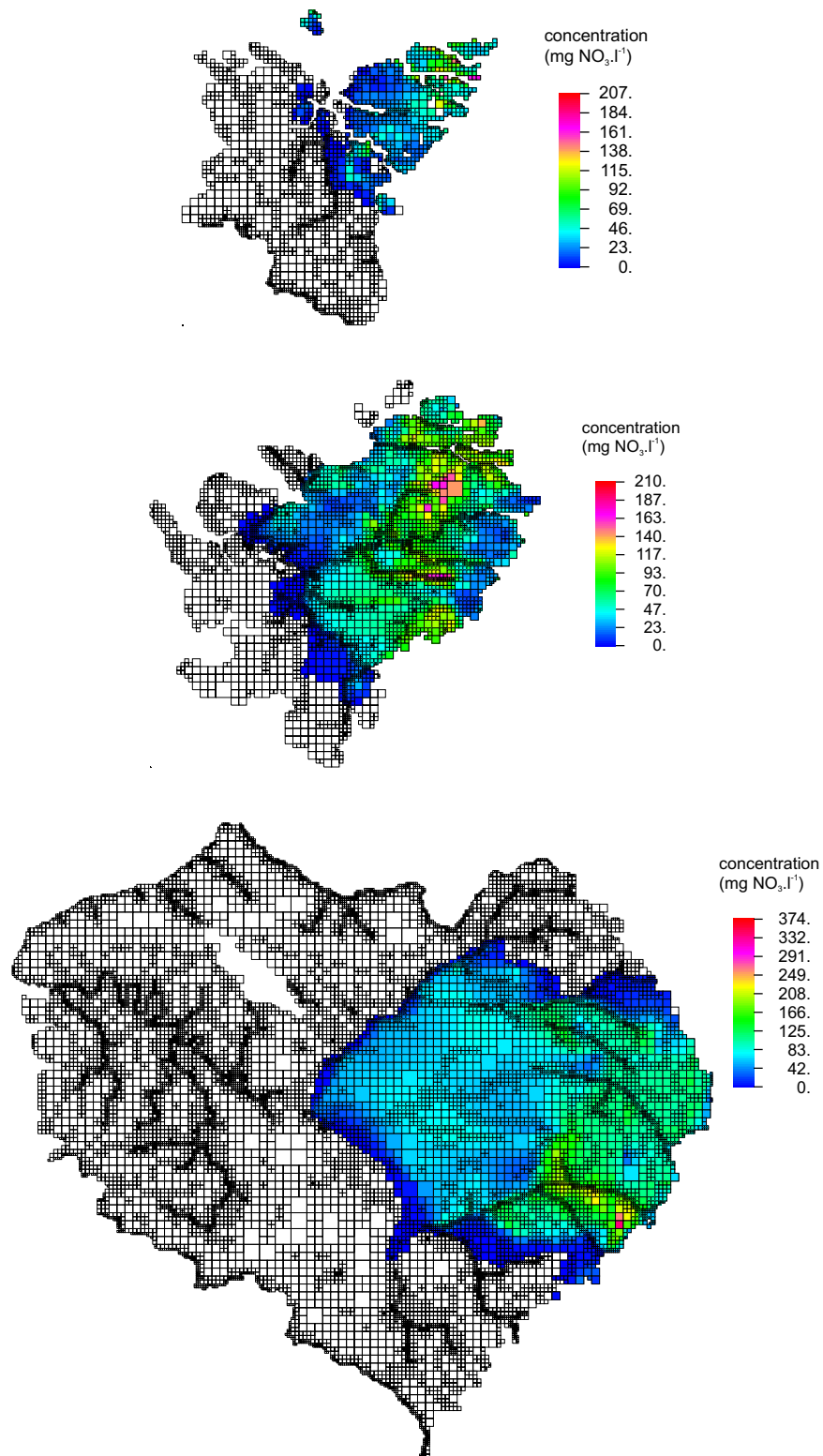


FIG. 12.9 – Concentrations simulées en régime permanent avec le scénario S2 (flux moyen calculé sur la période 1989-1999) pour la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.

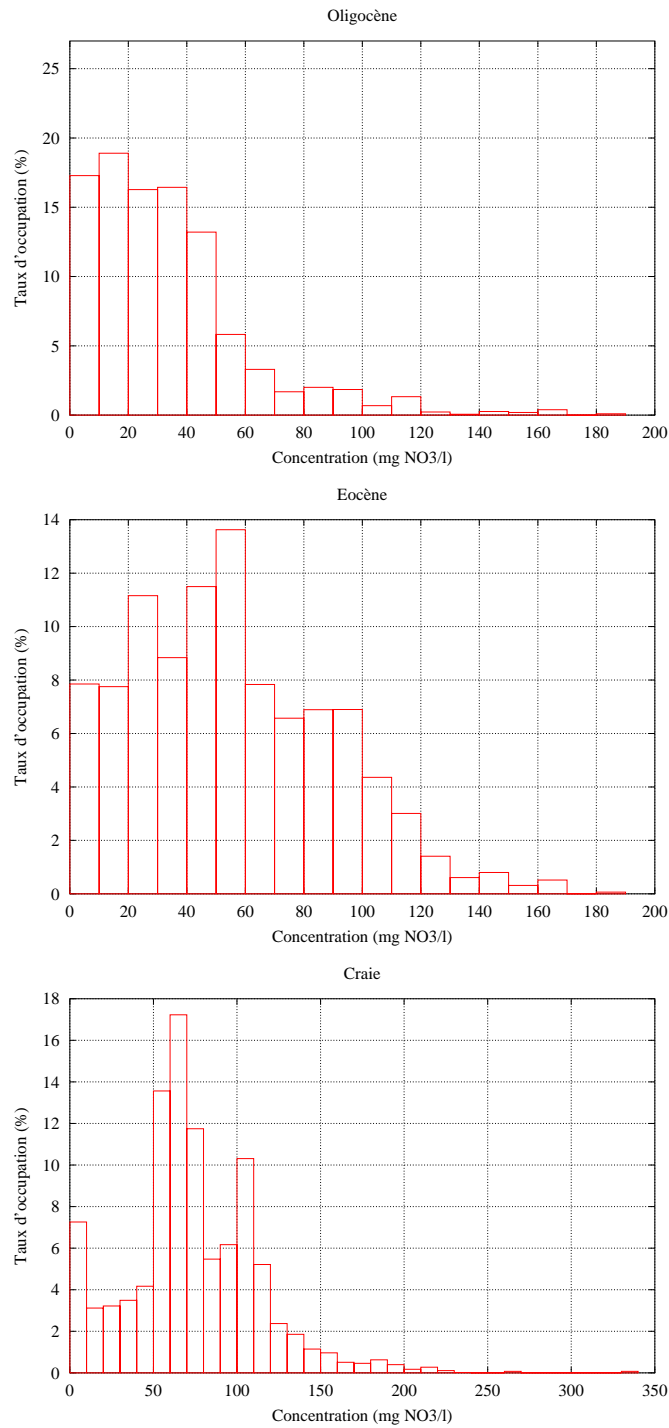


FIG. 12.10 – Distribution des concentrations sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie (scénario S2).

## Chapitre 13

# Estimation de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain

### 13.1 Principe général

Le chapitre précédent a permis de calculer les concentrations en nitrates théoriques dans les aquifères, à partir de simulations en régimes permanents, et pour différents scénarios d'évolutions des pratiques agricoles.

Il s'agit à présent d'évaluer le délai nécessaire pour obtenir ces états stabilisés dans les aquifères. Cela implique de tenir compte de la dynamique du transfert des nitrates, d'une part, dans la zone non-saturée, et d'autre part, dans les aquifères. Ainsi, la méthode employée se déroule en trois étapes.

Dans un premier temps, un calcul du transfert des nitrates en aquifères est mené, en régime permanent, à partir des flux moyens sortant de la zone sous-racinaire sur la période 1989-1999 pour laquelle les pratiques agricoles sont demeurées relativement constantes. Cette première étape, qui correspond à la mise en œuvre du scénario S0 précédemment présenté, permet d'obtenir la concentration en nitrate qu'on obtiendrait en régime stabilisé si les pratiques agricoles de la période 1989-1999 étaient maintenues sur une période de durée infinie. Le résultat de la simulation correspond aux cartes de concentrations présentées par la figure 12.5.

Dans un deuxième temps, les flux de nitrates moyens, lessivés à la base de la zone racinaire, servent à alimenter la zone non-saturée sur une période de 30 ans. Les flux sortant de la zone non-saturée rejoignent le système aquifère multicouche, où une simulation du transfert des nitrates est effectuée, en régime transitoire, sur la même période. De cette manière, la réponse du système souterrain à une pollution diffuse intègre, d'une part, le transfert des nitrates dans la zone non-saturée et, d'autre part, la vitesse de déplacement des nitrates au sein des aquifères.

Enfin, le rapport de la concentration calculée en fin de simulation ( $C_{sim}$ ) sur la concentration calculée en régime permanent avec le scénario S0 ( $C_{perm}$ ) permet d'obtenir

une estimation de la dynamique du système souterrain.

## 13.2 Résultats et discussion

La figure 13.1 présente les cartes des rapports  $C_{sim}/C_{perm}$ , dont les valeurs moyennes sont de 73 % pour l'Oligocène, 21 % pour l'Eocène et 17 % pour la Craie, en prenant  $C_{sim}$  en fin de simulation (30 ans). Les différences de temps de réponse entre les aquifères s'expliquent en particulier par la présence ou non d'une zone captive. En effet, les parties captives de l'Eocène et de la Craie, ont un rapport  $C_{sim}/C_{perm}$  inférieur à 11 %.

En revanche, près de 60 % de la surface de la nappe de l'Oligocène, concernée par le transport des nitrates, présente un rapport  $C_{sim}/C_{perm}$  supérieur à 80 % (figure 13.2). Cela signifie qu'au moins 30 années sont nécessaires pour que la majeure partie de l'Oligocène soit contaminée par une pollution nitrique. La majeure partie des nappes de l'Eocène et de la Craie présente, quant à elle, un rapport  $C_{sim}/C_{perm}$  inférieur à 20 %. La réponse de ces aquifères à une pollution diffuse est donc globalement plus lente que celle observées sur la nappe de l'Oligocène, au niveau de la zone enquêtée, du fait de la présence de zones non-saturées épaisses et du fait qu'elles comportent des zones captives.

D'une manière générale, les rapports  $C_{sim}/C_{perm}$  sont relativement élevés au niveau des vallées, du fait de la présence de zones non-saturées peu épaisses. Ainsi, les temps de réponses différents, observés dans les trois nappes, s'expliquent par le temps de renouvellement de l'eau dans la zone non-saturée et par les caractéristiques hydrodynamiques des aquifères.

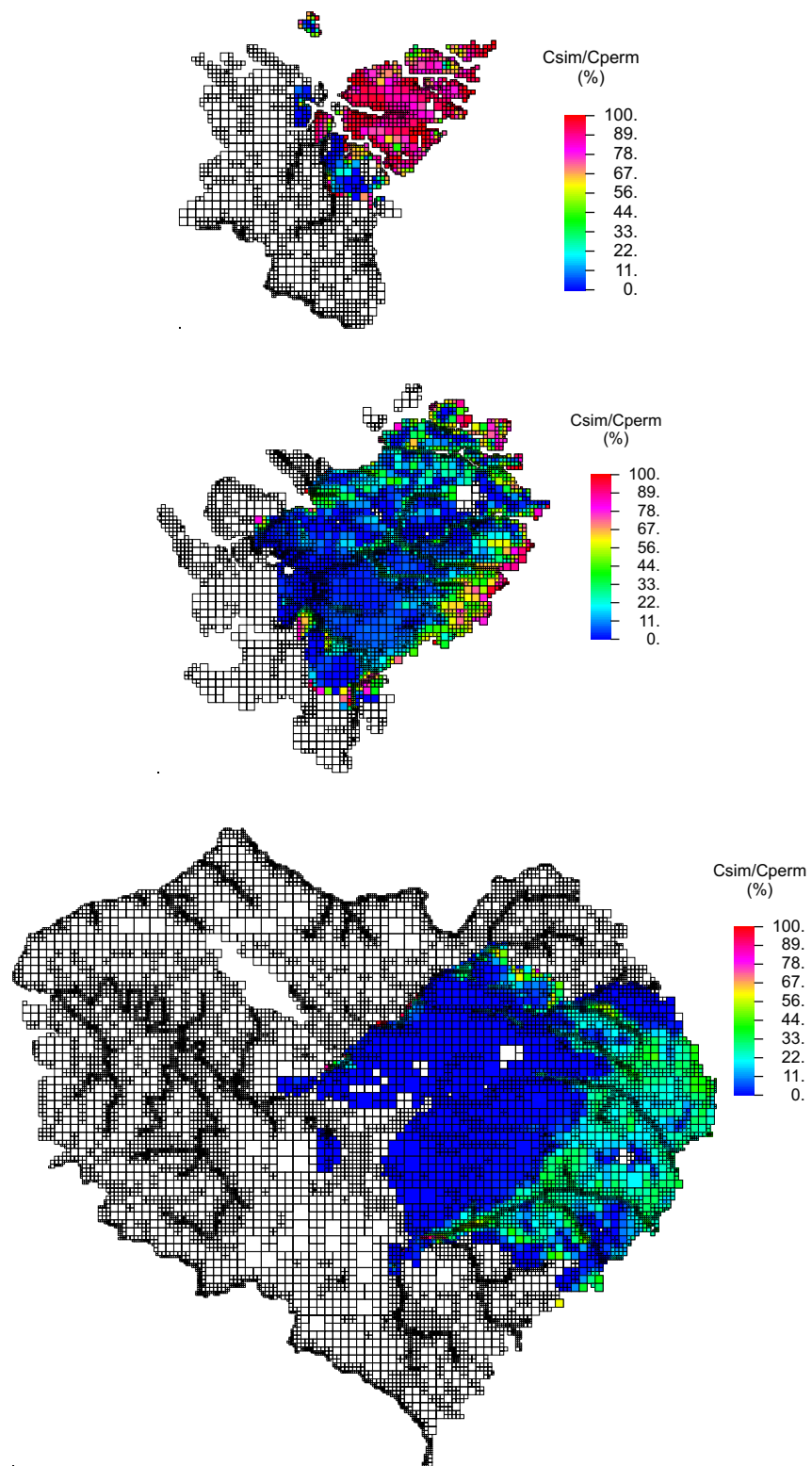


FIG. 13.1 – Cartographie de la concentration simulée ( $C_{sim}$ ) en fin de simulation (30 ans) sur la concentration obtenue en régime permanent ( $C_{perm}$ ) avec le scénario S0 pour les nappes de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.



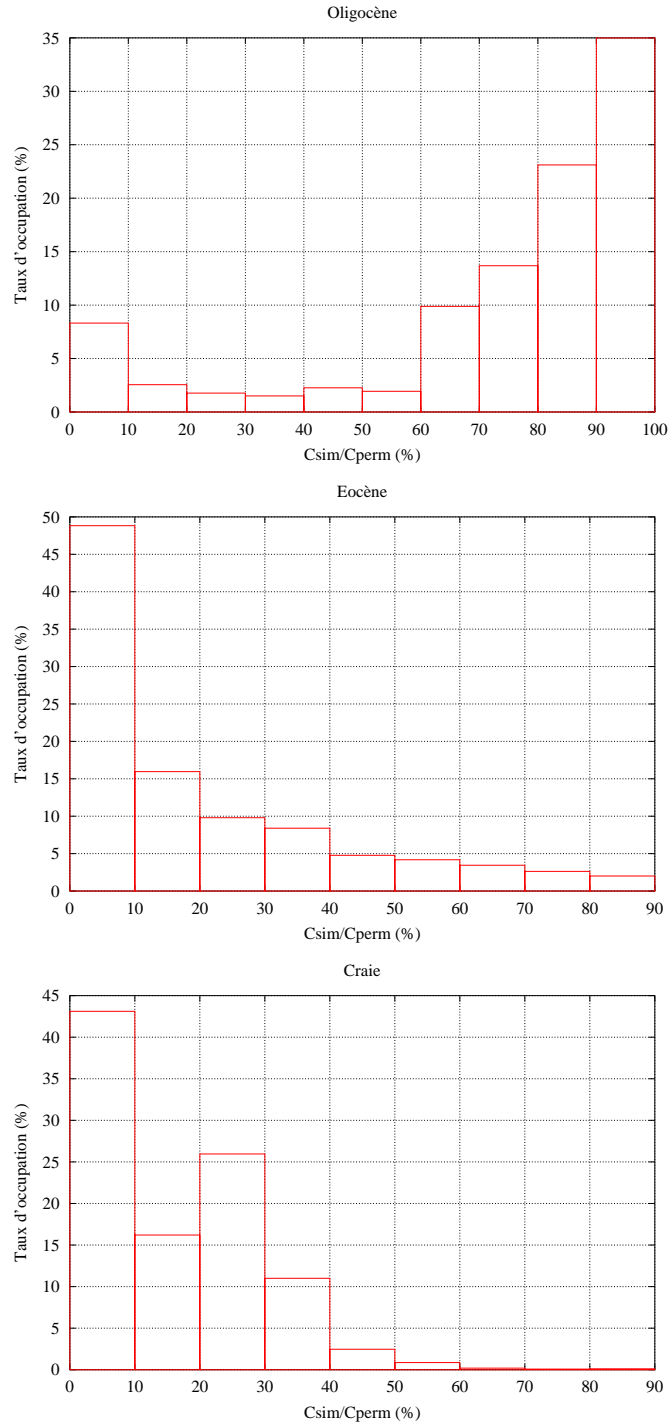


FIG. 13.2 – Distribution du rapport  $C_{sim}/C_{perm}$  sur la nappe de l'Oligocène, de l'Eocène et de la Craie.  $C_{sim}$  correspond à la concentration obtenue après 30 années de simulation et  $C_{perm}$  correspond à la concentration obtenue en régime permanent avec l'état de référence (scénario S0).

# Conclusion générale et perspectives

Ce travail de modélisation, qui fait largement usage des données et concepts mis au point dans le cadre du PIREN-Seine, est une contribution à la compréhension du transfert des nitrates dans un système hydrologique. Une telle modélisation nécessite une approche régionale. En effet, une des causes premières de la pollution diffuse réside dans la manière dont l'activité agricole s'organise sur le territoire du bassin versant. De plus, compte tenu de l'inertie de l'hydrosystème due à une circulation lente de l'eau dans la zone non-saturée et dans les aquifères, l'impact de l'activité agricole sur la qualité des eaux ne se manifeste souvent qu'après plusieurs dizaines d'années. La modélisation du transfert des nitrates dans l'hydrosystème doit donc s'effectuer sur le long terme.

Ainsi, *le premier apport de cette thèse* réside dans le développement d'une méthodologie qui repose sur la constitution d'un modèle intégré capable de simuler les transferts de nitrates, des sols agricoles jusqu'aux exutoires, en passant par la zone non-saturée et les aquifères sur de longues échelles de temps et d'espace.

Cet objectif de modélisation requiert la prise en compte de plusieurs domaines de compétences. Ainsi, trois modèles (agronomique, hydrologique et hydrogéologique) sont associés dans une structure commune. Chacun des modèles fonctionne de manière indépendante et les résultats de simulations sont transférés d'un modèle à l'autre de manière séquentielle. STICS simule les flux d'azote à la base de la zone racinaire, MODCOU se charge de modéliser les écoulements de surface et souterrain sur le bassin et NEWSAM effectue le transport des nitrates dans le système aquifère.

Compte tenu de l'échelle spatiale du bassin de la Seine, le modèle intégré doit tenir compte des hétérogénéités du milieu. Les modèles MODCOU et NEWSAM utilisent une structure maillée qui se prête à une approche spatiale. En revanche, cet objectif a nécessité le développement d'une procédure de régionalisation du modèle agronomique STICS en tenant compte, d'une part, des hétérogénéités spatiales rencontrées d'un point de vue météorologique, agronomique et pédologique et d'autre part, de la disponibilité des données, spatialement et sur une longue période de temps, en explorant tous les contextes pédologiques et agronomiques possibles au niveau local.

Deux outils ont par ailleurs été développés pour assurer la continuité du transfert des nitrates à travers l'hydrosystème.

Le premier concerne le transfert des nitrates dans la zone non-saturée. Ainsi, le modèle NONSAT, existant au sein du modèle hydrologique couplé MODCOU, a été perfectionné pour simuler le transport des nitrates grâce à deux fonctions interconnectées : l'effet piston et l'effet de stockage des nitrates et de l'eau dans la colonne de non-saturé.

Le second outil concerne la simulation du transfert des nitrates en aquifères (TRANSAM), selon un schéma simplifié, lorsqu'une modélisation déterministe détaillée (incluant les équations de transport et d'écoulement) ne peut être envisagée. Celui-ci effectue un transfert local des nitrates, au niveau de chacune des mailles de surface connectées à un domaine souterrain actif, par une fonction de mélange dans un réservoir. Ce modèle est notamment employé pour les aquifères situés sur la bordure orientale du bassin de la Seine.

Le modèle intégré, ainsi établi, permet de représenter les processus qui se déroulent dans les sols agricoles et dans le domaine souterrain constitué par la zone non-saturée et les aquifères. Sa structure maillée permet également d'identifier des zones soumises à de fortes charges polluantes et de quantifier les flux de matière par sous-bassins. Ce modèle permet également la réalisation de simulations sur de longues périodes de temps en intégrant l'évolution de l'occupation des sols agricoles et des itinéraires techniques. A ce titre, il constitue un outil particulièrement adapté à des études de type prospectif, permettant de quantifier l'impact de modification des données d'entrées sur la réponse agronomique et hydrologique du bassin de la Seine.

*Le deuxième apport* de ce travail concerne la mise en œuvre de ce modèle sur le bassin de la Seine.

La validation se fait de manière indépendante pour les différents modèles composant le modèle intégré. Ainsi, le modèle STICS semble fournir des résultats en adéquation avec les valeurs observées sur le site de Bruyères-et-Montbérault. De même, le modèle hydrologique couplé surface-souterrain est capable de restituer avec un réalisme acceptable les débits des cours d'eau et les variations piézométriques des aquifères simulés sur une période passée de près de 30 ans. Les résultats de simulation témoignent de l'aptitude du modèle à représenter le comportement d'un bassin versant à l'échelle régionale.

Cependant, la validation du modèle intégré se heurte à une difficulté majeure, inhérente aux échelles spatiales et temporelles employées, dans la mesure où l'on cherche à confronter des observations ponctuelles aux résultats d'un modèle fonctionnant avec des mailles de tailles kilométriques. Par exemple, les caractéristiques pédologiques sont établies à l'échelle du 1/1 000 000 et, de ce fait, ne correspondent pas aux caractéristiques ponctuelles observées sur de petits bassins versants. Par conséquent, il est difficile de mener une véritable validation du modèle STICS en particulier.

Par ailleurs, il est impossible de reconstituer, de manière homogène sur une aussi longues périodes, les forçages météorologiques du fait de la disponibilité des points de mesures, de la nature des mesures et des méthodes de traitements. Les données météorologiques ont donc été reconstituées sur les deux tiers de la période de simulation par une méthode d'interpolation qui peut induire aussi des erreurs dans les simulations hydrologiques.

De plus, l'évolution des pratiques culturales, au cours des trente dernières années, est définie sur des surfaces d'environ 425 km<sup>2</sup> et peut également comporter des incertitudes qu'il serait nécessaire de quantifier ultérieurement. Cependant, il paraît illusoire de chercher à obtenir une plus grande précision sur des pratiques vieilles de trente, et d'approfondir toutes les nuances observées dans un secteur donné. Par conséquent, il est peu probable qu'un raffinement du maillage améliore la précision réelle des données et

donc des résultats de simulation du modèle agronomique.

Ainsi, si il est impossible de valider l'ensemble du modèle intégré du fait des échelles spatio-temporelles mises en jeu, la crédibilité de cet outil repose sur le fait que les différents modèles qui le composent sont validés indépendamment les uns des autres. Donc, le pari que l'on fait est que l'assemblage de ces modèles permet une approche réaliste du phénomène global.

Comme nous venons de le voir, la difficulté majeure d'une modélisation sur de grandes échelles de temps et d'espace est de rechercher le meilleur compromis entre l'utilisation d'un nombre réduit de paramètres, en vue d'une utilisation du modèle dans un contexte de gestion environnementale, et une représentation suffisamment précise du bassin pour pouvoir comparer les résultats de simulations aux observations et aussi pour pouvoir élaborer des scénarios de simulations.

En gardant à l'esprit ces quelques remarques, la mise en œuvre du modèle intégré permet de tirer plusieurs enseignements sur le plan agronomique, hydrologique et concernant le bilan d'azote sur le bassin de la Marne.

Sur le plan agronomique, les résultats de simulation montrent que les valeurs de concentrations de l'eau drainée à la base de la zone racinaire dépendent largement du contexte pédo-climatique. L'évolution des pratiques agricoles au cours des trois dernières décennies montre également une diminution des concentrations lessivées jusqu'en 1982-1983 puis une stabilisation jusqu'en 1999, date où s'arrête la simulation. Le flux d'azote moyen établi de 1971 à 1999 sur le bassin de la Marne étendu jusqu'aux limites à charges imposées, figurées par les cours d'eau des bassins adjacents, vaut  $47 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Sur le plan hydrologique, la mise en œuvre du modèle hydrologique couplé sur la période 1971-1999, et sur l'ensemble du bassin de la Seine, indique qu'environ 23 % de l'eau précipitée (soit  $744 \text{ mm} \cdot \text{an}^{-1}$  en moyenne) rejoint les nappes souterraines tandis qu'environ 8 % rejoint les cours d'eau par ruissellement.

Avant d'appliquer le modèle intégré sur le bassin de la Marne, les débits simulés par le modèle hydrologique ont été confrontés à ceux simulés par le modèle agronomique sur les sols cultivés. Les volumes cumulés indiquent une divergence entre les deux modèles qui pourrait s'expliquer par un meilleur calcul du bilan hydrique de la part du modèle agronomique, qui contrairement au modèle hydrologique, tient compte de l'évolution des systèmes de production agricole. Cette hypothèse reste cependant à être confirmée par une analyse plus poussée.

Sur le plan du bilan d'azote sur le bassin de la Marne, les calculs ont permis de quantifier la chronologie passée des flux de nitrates introduits à la base de la zone racinaire dans le système aquifère. Les flux d'azote sous-racinaire restent relativement stables au cours de la simulation, environ  $28 \text{ kg N-NO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ . Le temps de transit des nitrates dans la zone non-saturée est d'environ 11 ans pour la majeure partie du bassin versant de la Marne. En outre, 32 % du flux d'azote provenant du lessivage des sols est stocké dans la zone non-saturée sur la période de simulation. Cependant, si l'on exclut la zone située à l'est du bassin de la Marne, qui fait l'objet d'un traitement simplifié, le stockage d'azote dans la zone non-saturée atteint 49 %.

En tenant compte de l'inertie conférée par le transfert dans la zone non-saturée et les aquifères, on observe un accroissement global de la concentration dans les aquifères de

0,44 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.l<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> sur la période 1982-1999, qui correspond aux ordres de grandeurs observés.

*Le troisième apport* de cette thèse concerne l'étude d'impact de modifications des pratiques agricoles sur l'évolution des concentrations dans le système hydrologique du bassin souterrain de la Marne. En effet, le modèle intégré a été conçu de manière à tenir compte des évolutions des bases de données pour permettre de tester, en particulier, différents scénarios d'évolution des pratiques agricoles qui auront été définis au préalable. Cependant avant de tester l'impact de ces scénarios, plusieurs simulations exploratoires ont été menées afin d'évaluer la sensibilité du modèle. L'analyse de la réponse du système hydrologique à une pollution diffuse a été menée sur le plan de la prospective et sur le plan de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain.

Sur le plan de la prospective, deux hypothèses principales ont été retenues : ajout de cultures intermédiaires et réduction de 30 % des doses de fertilisant minéral.

La réponse du modèle agronomique indique une diminution des concentrations sous-racinaire de 7 % pour le premier scénario contre 11 % pour le second. Cependant, le second scénario simule une diminution importante des rendements contrairement au premier. Ces résultats montrent que le test de sensibilité du modèle STICS régionalisé est cohérent par rapport aux résultats attendus.

La simulation du transfert des nitrates dans le domaine souterrain, conduite avec un scénario fictif de flux de nitrates permanent, permet d'obtenir une estimation des concentrations en nitrates dans les aquifères modélisés. Ainsi, en appliquant des pratiques agricoles similaires à celles de la période 1989-1999 pendant une durée infinie, on obtient des concentrations nitriques globalement inférieures à 150 mg.l<sup>-1</sup>.

Par ailleurs, l'impact des deux scénarios précédents sur la concentration en nitrates dans les aquifères indique une distribution hétérogène des valeurs de concentrations suivant les aquifères, du fait de la répartition spatiale des activités agricoles sur le bassin souterrain de la Marne et les conditions d'écoulements souterrains.

Sur le plan de la dynamique du transfert des nitrates dans le système souterrain, le temps de réponse des aquifères à une pollution diffuse a été estimé en menant une simulation en régime transitoire sur trente années, à partir d'un flux de nitrate moyen. L'état final est comparé à l'état de référence, obtenu en régime permanent à l'aide du flux moyen, en utilisant le rapport des concentrations.

Le résultat fournit des temps de réponse très variables suivant les caractéristiques hydrodynamiques de la zone non-saturée et des aquifères. Ainsi, comme l'on pouvait s'y attendre, le temps de réponse dépasse très largement 30 années au niveau des parties captives des aquifères. En outre, au niveau des parties libres des aquifères, où les zones non-saturées sont les plus épaisses, le temps nécessaire pour atteindre l'état stabilisé est bien souvent supérieur à 30 années.

Pour la première fois, un outil de modélisation couvrant l'ensemble des processus de circulation de l'azote dans un grand bassin versant (environ 100 000 km<sup>2</sup>) et sur une grande échelle de temps (environ 30 ans) est ainsi mis en place. De nombreuses applications sont envisageables. Il devrait, par exemple, contribuer à répondre à deux questions principales, agricoles et météorologiques. En effet, ce modèle sera utilisé, dans le cadre du programme GICC, pour analyser l'impact d'un changement climatique conjointement

à l'évolution des activités agricoles, d'une part, sur la qualité des eaux et d'autre part, sur l'estimation des ressources en eaux. Pour aboutir à cet objectif, il reste cependant à accomplir un travail important. Il s'agit au préalable de constituer les bases de données agricoles et climatiques. Ensuite, dans la mesure où le calcul du bilan hydrique au niveau des sols agricoles dépend des pratiques culturales, STICS pourra être intégré au modèle MODCOU, pour assurer le calcul de la lame d'eau drainée sous la zone racinaire en fonction de l'évolution des pratiques culturales.

Cependant, avant d'utiliser le modèle en prévision, une validation plus poussée s'impose, notamment dans l'évaluation des données de sorties de STICS. Cette phase nécessite de constituer une base de données, aussi complète que possible, qui regroupe les concentrations mesurées, en de nombreux points et sur une longue période de temps, au niveau des sols et des aquifères. A ce propos, la base de données des pratiques agricoles sera complétée pour couvrir l'ensemble du bassin de la Seine.

Le calage du modèle pourra être poursuivi pour améliorer les résultats de simulation. Cette calibration devra porter sur les paramètres hydrodynamiques, mais également agronomiques, pour améliorer la simulation de certaines cultures sous plusieurs contextes pédo-climatiques. De plus, le calcul des flux d'azote sous couverts forestiers devra être assuré par STICS.

D'autres améliorations pourraient être apportées au modèles, telles que l'introduction d'une capacité de stockage des nitrates et de l'eau au niveau du modèle TRANSAM ou de la prise en compte du transfert des nitrates dans le réseau hydrographique. Ce point constitue une des voies de recherche à poursuivre. Elle nécessite de coupler le modèle intégré à un modèle de simulation de la qualité des eaux du réseau hydrographique, tel que SENEQUE ou PROSE, en tenant compte des processus de dénitrification généralement observés à l'interface nappe-rivière.

Enfin la modélisation du transfert des produits phytosanitaires pourrait s'effectuer suivant la méthodologie développée dans ce travail.



# Bibliographie

- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, et J. Rasmussen (1986a). An introduction to the european hydrological system. 1. history and philosophy of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 45–59.
- Abbott, M., J. Bathurst, J. Cunge, P. O'Connell, et J. Rasmussen (1986b). An introduction to the european hydrological system. 2. structure of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology* 87, 61–77.
- Addiscott, T. (1993). Simulation modelling and soil behaviour. *Geoderma* 60, 15–40.
- Addiscott, T. et R. Wagenet (1985). Concepts of solute leaching in soils : a review of modelling approaches. *Journal of Soil Science* 36, 411–424.
- AESN (1973). *Les bassins de la Seine et des cours d'eau Normands - Données géographiques*, Volume Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre, tome1, fasc. 2.
- AESN (1974). *Les bassins de la Seine et des cours d'eau Normands - Eaux souterraines*, Volume Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre, tome1, fasc. 4.
- AESN (1976). *Les bassins de la Seine et des cours d'eau Normands - Hydrologie générale et conclusions*, Volume Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre, tome1, fasc. 6.
- Ambroise, B. (1999). Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2- modélisation systémique et dyanmique. *Revue des Sciences de l'Eau* 12, 123–153.
- Andrews, R. J., J. W. Lloyd, et D. N. Lerner (1997). Modelling of nitrate leaching from arable land into unsaturated soil and chalk. 1. developpement of a management model for applications of sewage sludge and fertilizer. *Journal of Hydrology* 200, 179–197.
- Band, L. (1993). Extraction of channel networks and topographic parameters from digital elevation data. In *Channel Network Hydrology*. John Wiley and Sons Ltd.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. Amsterdam.
- Beaudoin, N., D. Makowski, B. Mary, D. Wallach, V. Parnaudeau, B. Parisseaux, J. Machet, et J. Meynard (1998). Evaluation de l'impact économique et environnemental de la mesure agri-environnementale "réduction d'intrants" au moyen de modèles agronomiques. Rapport technique, Rapport au Ministère de l'Agriculture, 79 pages.
- Benoit, M., C. Bornerand, et C. Mignolet (2000). Etude rétrospective des dynamiques agricoles dans le bassin de la seine depuis les années 70. Rapport technique, UMR CNRS 7619 Sisyphe.
- Benoit, M. et G. Fizaine (1999). Qualité des eaux en bassins forestiers d'alimentation. *Revue forestière Française* 2, 162–172.



- Besbes, M. (1978). *L'estimation des apports aux nappes souterraines. Un modèle régional d'infiltration efficace*. Thèse, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.
- Beven, K. et M. Kirby (1979). A physically based variable contributed area model of basin hydrology. *Hydrological Sciences Bulletin* 24(1), 43–69.
- Bigorre, F. (2000). *Influence de la pédogénèse et de l'usage des sols sur leurs propriétés physiques. Mécanismes d'évolution et éléments de prévision*. Thèse, Université Henry Poincaré - Nancy I.
- Bornerand, C. (2000). Dynamiques des pratiques culturales dans le bassin de la marne depuis les années 70. D.E.A, ENSA.
- Bouraoui, F., G. Vachaud, R. Haverkamp, et B. Normand (1997). A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modelling in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology* 203, 79–92.
- Brisson, N., B. Mary, D. Ripoche, M. Jeuffroy, F. Ruget, B. Nicoulaud, P. Gate, F. Devienne-Barret, R. Antonioletti, C. Durr, G. Richard, N. Beaudoin, S. Recous, X. Tayot, D. Plenet, P. Cellier, J. Machet, J. Meynard, et R. Delécolle (1998). Stics : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. 1- theory and parametrization applied to wheat and corn. *Agronomie* 18, 311–346.
- Brisson, N. et A. Perrier (1991). A semiempirical model of bare soil evaporation for crop simulation models. *Water Resources Research* 27, 719–727.
- Brisson, N., B. Seguin, et P. Bertuzzi (1992). Agrometeorological soil water balance for crop simulation models. *Agricultural and Forest Meteorology* 59, 267–287.
- Burns, I. (1974). A model for predicting the redistribution of salts applied to fallow soils after excess rainfall or evaporation. *J. Soil Science* 25(2), 165–178.
- Burns, I. (1976). Equations to predict the leaching of nitrate iniformaly incorporated to a known depth or uniformly distributed througout a soil profile. *J. Agri. Sci.* 86, 305–313.
- Burrough, P. (1986). Principles of geographical information systems for land ressources assesment. In *Monography on soils and ressources survey*. Clarendon Press Oxford.
- Burrough, P. et R. McDonnell (1997). *Principles of geographical information systems*. Oxford University Press.
- Cabon, F. (1993). *Modélisation du cycle de l'azote dans le systeme sol-eau-plante du lysimètre au bassin hydrologique*. Thèse, UPMC.
- Calver, A. et W. Wood (1996). The institute of hydrology distributed. In "*Computer Models of Watershed Hydrology*", V.P. Sing [Ed.], *Water Ressource Publications, Colorado* (595-626).
- Carsel, R., L. Mulkey, M. Lorber, et L. Baskin (1984). A procedure for evaluating pesticide leaching threats to groundwater. *Ecological Modelling* 30, 49–69.

- Certes, C., P. E. des Orres, P. Goblet, A. Levassor, et J. Marivoet (1997). *Evaluation of elements responsible for the effective engaged dose rates associated with the final storage of radioactive waste : Everest project*, Volume 2b. European Commission.
- Champeaux, J. et A. Tamburini (1996). Zonage climatique de la France à partir des séries de précipitations (1971-1990) du réseau climatologique d'état. *La Météorologie* 14, 44–54.
- Charleux-Demargne, J. (2001). *Qualité des modèles numériques de terrain pour l'hydrologie. Application à la caractérisation du régime de crues des bassins versants*. Thèse, Université de Marne-la-Vallée.
- Collectif (1996). Corine land cover : une base de données géographiques d'occupation du sol. IFEN, Agence Européenne pour l'Environnement.
- D'Agostino, V., M. Stanghellini, et G. Trisorio-Liuzzi (1993). A fortran-77 program for preliminary extraction drainage networks based on a dem. *Computers and Geosciences* 19(7), 981–1006.
- Dassargues, A., A. Montjoie, J. Lambert, et A. Pierlot (1991). Etude régionale par éléments finis d'une nappe libre située dans les craies du crétacé en Belgique. *Revue des Sciences de l'Eau* 1, 39–63.
- de Marsily, G. (1994a). *Hydrogéologie : comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants*. Cours de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- de Marsily, G. (1994b). Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie. *Revue des Sciences de l'Eau* 7, 219–234.
- Dupont, J., J. Smitz, A. Rousseau, A. Mailhot, et G. Gangbazo (1998). Utilisation des outils numériques d'aide à la décision pour la gestion de l'eau. *Revue des Sciences de l'Eau*, 5–18.
- Dupuy, A., M. Razack, et O. Banton (1997a). Contamination nitrée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène. i evaluation des apports à la nappe (modèle agriflux). *Revue des Sciences de l'Eau* 1, 23–40.
- Dupuy, A., M. Razack, et O. Banton (1997b). Contamination nitrée des eaux souterraines d'un bassin versant agricole hétérogène. ii evolution des concentrations dans la nappe. *Revue des Sciences de l'Eau* 2, 185–198.
- Durand, Y., E. Burn, L. Merindol, G. Guyomarc'h, B. Lessafre, et E. Martin (1993). A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of Glaciology* 18, 65–71.
- Freissinet, C. (1998). Estimation de l'imprécision dans la modélisation du devenir des produits phytosanitaires dans les sols : une méthode fondée sur la logique floue. *La Houille Blanche* 8, 14–16.
- Ganoulis, J. (1996). Sur la modélisation des phénomènes hydrologiques. *Rev. Sci. Eau* 9(4), 421–434.

Geng, Q. Z. (1988). *Modélisation conjointe du cycle de l'eau et du transfert des nitrates dans un système hydrologique*. Thèse, ENSMP.

Girard, G., G. Morin, et R. Charbonneau (1972). Modèle précipitations-débits à discrétisation spatiale. *Cahiers de l'ORSTOM, série Hydrologie* 4, 35–52.

Goblet, P. (1981). *Modélisation des transferts de masse et d'énergie en aquifère*. Thèse, ENSMP.

Golaz-Cavazzi, C. (1995). *Exploitation d'un modèle numérique de terrain pour l'aide à la mise en place d'un modèle hydrologique distribué*. Thèse, DEA UPMC.

Golaz-Cavazzi, C. (1999). *Modélisation hydrologique à l'échelle régionale appliquée au bassin du Rhône*. Thèse, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Gomez, E. et E. Ledoux (2001). Démarche de modélisation de la dynamique de l'azote dans les sols et de son transfert vers les aquifères et les eaux de surface. *C.R. Acad. Agric.* 87(1), 111–120.

Gomez, E., C. Mignolet, B. Mary, C. Schott, D. Brunstein, C. Bornerand, E. Ledoux, et M. Benoit (2002). Dynamiques agricoles et pollution nitrique diffuse : modélisation intégrée du transfert des nitrates sur le bassin de la seine. Rapport technique, UMR CNRS 7619 Sisyphe.

Grayson, R., G. Blöschl, et I. Moore (1995). Distributed parameter hydrologic modelling using vector elevation data : Thales and tapes-c. In "*Computer Models of Watershed Hydrology*", V.P. Singh [Ed.], Water Resource Publications, Colorado, 669–696.

Hansen, S., H. Jensen, N. Nielsen, et H. Svendsen (1991). Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using danish simulation model daisy. *Fertilizer Research* 27, 245–259.

Hendricks, R. F., K. Oostindie, et P. Hamminga (1999). Simulation of bromide tracer and nitrate transport in a cracked clay soil with the floccr/animo model combination. *Journal of Hydrology* 215, 94–115.

Hutchinson, M. (1989). A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. *Journal of Hydrology* 106, 211–232.

Johnson, H., L. Bergström, P. Jansson, et K. Paustian (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 18, 333–356.

Jones, C., P. Dyke, J. Williams, J. Kiniry, V. Benson, et R. Griggs (1991). Epic : An operational model for the evaluation of agriculture sustainability. *Agricultural Systems* 37, 341–350.

Jury, W. (1982). Simulation of solute transport using a transfer function. *Water Resources Research* 18, 363–368.

Jury, W., L. Stolzy, et P. Shouse (1982). A field test of the transfer function model for predicting solute transport. *Water Resources Research* 18, 369–375.

- Kenward, T., D. Lettenmaier, E. Wood, et E. Fielding (2000). Effects of digital elevation model accuracy on hydrologic prediction. *Remote Sensing of Environment* 74, 432–444.
- Kersebaum, K. et J. Richter (1991). Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model advisory purposes. *Fertilizer Research* 27, 273–281.
- King, D., C. L. Bas, M. Jamagne, et H. et J. Daroussin (1995). Base de données géographique des sols de France à l'échelle du 1/1000000. notice générale d'utilisation. Rapport technique, Service d'étude des sols et de la carte pédologique (INRA).
- Kite, G. (1978). Development of a hydrologic model for a Canadian watershed. *Canadian Journal of Civil Engineering* 5(1), 126–134.
- Konikow, L. et J. Bredehoeft (1992). Ground-water models cannot be validated. *Adv. in Water Resour.* 15, 75–83.
- Lalleman-Barres, A. et P. Peaudecerf (1978). Recherche des relations entre les valeurs mesurées de la dispersivité macroscopique d'un milieu aquifère, ses autres caractéristiques et les conditions de mesure. *Bulletin du BRGM* 3(4).
- Lammers, R. B. et L. E. Band (1990). Automating object representation of drainage basins. *Computers and Geosciences* 16(6), 787–820.
- Larocque, M. et O. Banton (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle agriflux. *Revue des Sciences de l'Eau* 8, 3–21.
- Larsson, M. et N. Jarvis (1999). Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil. *Journal of Hydrology* 215, 153–171.
- Lauverjat, J. (1967). Hydrogéologie de l'albien dans le centre du bassin de Paris. *Chronique d'hydrogéologie, BRGM* 11, 57–81.
- Leblois, E. (1993). De l'hydrologie avec le sig raster idrisi. Rapport technique, Ecole Nationale du Génie rural des Eaux et Forêts, 75p.
- Ledoux, E. (1975). Programme newsam : principe et notice d'emploi. Rapport technique, CIG-ENSMP LHM/R75/11.
- Ledoux, E. (1980). *Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique*. Thèse, ENSMP, UPMC.
- Ledoux, E., G. Girard, et J.P.Villeneuve (1984). Proposition d'un modèle couplé pour la simulation conjointe des écoulements de surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrologique. *La Houille Blanche* 1-2, 101–110.
- Levassor, A. et E. Ledoux (1996). Programme newsam - notice d'utilisation. Rapport technique, Ecole des Mines de Paris - CIG.
- Lunn, R., R. Adams, R. Mackay, et S. Dunn (1996). Development and application of a nitrogen modelling system for large catchments. *Journal of Hydrology* 174, 285–304.

- Maidment, D. (1993). Gis and hydrological modelling. In *in Environnemental modelling with GIS*, p. 147–167. Oxford University Press.
- Mailhot, A., A. Rousseau, S. Massicotte, J. Dupont, et J. Villeneuve (1997). A watershed-based system for the integrated management of surface water quality : The gibsi system. *Water Sci. Technol.* 36(5), 381–387.
- Mariotti, A. (1986). La dénitrification dans les eaux souterraines, principes et méthodes de son identification : une revue. *Journal of Hydrology* 88, 1–23.
- Martz, L. et J. Garbrecht (1992). Numerical definition of drainage network and subcatchment areas from digital elevation model. *Computers and Geosciences* 18(6), 747–761.
- Mary, B., N. Beaudoin, E. Justes, et J. Machet (1999). Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science* 50, 1–18.
- Matheron, G. et G. de Marsily (1980). Is transportation in porous media always diffusive ? a counter example. *Water Resources Research* 16(5).
- McDonald, M. et A. Harbaugh (1988). *MODFLOW, a modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*, Chap. Book 6. Technique of Water Ressources Investigations of the US Geological Survey, 586 p.
- Meisels, A., S. Raizman, et A. Karnieli (1995). Skeletonizing a dem into a drainage network. *Computers and Geosciences* 21(1), 187–196.
- Meybeck, M., G. de Marsily, et E. Fustec (1998). *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. ELSEVIER.
- Mégnién, C. (1970). *Atlas des nappes aquifères de la région parisienne*. Editions BRGM.
- Mégnién, C. (1979). *Hydrogéologie du centre du bassin de Paris*. Mémoire BRGM.
- Mégnién, C. (1980). *Synthèse géologique du bassin de Paris, volume 2*. BRGM.
- Mignolet, C., C. Bornerand, et M. Benoit (2001). Dynamique spatiale et temporelle de l'activité agricole dans le bassin de la seine au cours des trente dernières années. *C.R. Acad. Agric.* 87(1), 99–109.
- Montgomery, D. R. et E. Foufoula-Georgiou (1993). Channel network source representation using digital elevation models. *Water Ressources Research* 29(12), 3925–3934.
- Moore, I. D. et R. B. Grayson (1991). Terrain-based catchment partitioning and runoff prediction using vector elevation data. *Water Ressources Research* 27(6), 1177–1191.
- Nelson, J. E. et N. L. Jones (1995). Reducing elevation roundoff errors in digital elevation models. *Journal of Hydrology* 169, 37–49.
- Orlob, G. (1992). Water-quality modelling for decision making. *J. Water Resour. Plan. Manage* 118(3), 295–307.

- Pomerol, C. et L. Feugueur (1986). *Guides géologiques régionaux. Bassin de Paris*. Masson.
- Popper, K. (1985). *Conjectures et réfutations : la croissance du savoir scientifique*. Payot.
- Puech, C. (2000). Utilisation de la télédétection et des modèles numériques de terrain pour la connaissance du fonctionnement des hydrosystèmes. D.E.A, Cemagref - Engref.
- Raoult, Y. (1999). *La nappe de l'Albien dans le Bassin de Paris : de nouvelles idées pour de vieilles eaux*. Thèse, Université Paris VI.
- Razianoff, S., P. Julien, B. Cervelle, et J. Chorowicz (1992). Extraction et analyse automatique d'un réseau hiérarchisé de talwegs. application à un modèle numérique de terrain dérivé d'un couple stéréoscopique spot. *Int. J. Remote 13*(2), 337–364.
- Robin, P. (1990). *Bilan hydrique des sols : quantification de la variabilité spatiale et de l'incertitude*. Thèse, Institut National Agronomique Paris-Grignon et Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Roche, P. et D. Thiery (1984). Simulation globale de bassins hydrologiques. introduction à la modélisation et description du modèle gardenia. Rapport technique, Bureau de Recherches Géologiques et Minières, Dept. Eau, 84 SGN 337 EAU.
- Sauquet, E. (1998). Prise en compte de la topologie des données dans la description synthétique des écoulements d'un grand bassin versant. rapport d'avancement. Rapport technique, Cemagref.
- Schnebelen, N. (2000). *Analyse et modélisation de l'impact de la maîtrise des pratiques agricoles sur la pollution diffuse par les nitrates. Application à l'aquifère des calcaires de Beauce (site de Villamblain)*. Thèse, Université d'Orléans.
- Scomberg, H. et M. Cabrera (2001). Modelling in situ n mineralization in conservation tillage fields : comparaison of two versions of the ceres nitrogen submodel. *Ecological Modelling 145*, 1–15.
- Skidmore, A. K. (1989). A comparison of techniques for calculating gradient and aspect from a gridded elevation model. *Int. J. Geographical Information Systems 3*, 323–334.
- Slabbers, P. (1980). Practical prediction of actual evaporation. *Irrigation Science*.
- Smith, R., B. Howes, et J. Duff (1991). Denitrification in nitrate-contaminated groundwater : Occurrence in steep vertical geochemical gradient. *Geochimica et Cosmochimica Acta 55*, 1815–1825.
- Smitz, J., E. Everbecq, J. Deliège, J. Descy, R. Wollast, et J. Vanderborght (1997). Pegase, une méthodologie et un outil de simulation prévisionnelle pour la gestion de la qualité des eaux de surface. *Tribune de l'eau 588*(4).
- Sorensen, H., J. Kjelds, F. Deckers, et F. Waardenburg (1996). Application of gis in hydrological and hydraulic modelling : Dlis and mikel1-gis. In K. Kovar et H. Nachtnebel (Eds.), *Proceedings of the HydroGIS'96 conference*, Volume 235, p. 149–156. IAHS Publication.

- Stauffer, F. et T. Dracos (1986). Experimental and numerical study of water and solute infiltration in layered porous media. *J. of Hydrology* 84, 9–34.
- Styczen, M. et B. Storm (1993). Modelling of n-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. 1. model description. *Fertilizer Research* 36, 1–6.
- Tajjar, M. H. (1993). *Modélisation de l'hydrodynamique des échanges nappe-rivière. Simulation d'une lâchure expérimentale en Seine en période d'étiage*. Thèse, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Tarboton, D., R. Bras, et I. Rodriguez-Iturbe (1992). A physical basis for drainage density. *Geomorphology* 5, 59–76.
- Thiery, D. et J. Seguin (1986). Un modèle hydrologique global de transfert de nitrates dans un bassin versant, application aux sources de provins et à la nappe de la beauce à pithiviers. *Hydrogéologie* 1, 87–99.
- Treichel, W. et M. Razack (1996). Incorporation de l'incertitude dans les modèles de gestion des aquifères. In *LHUP - Université de Poitiers et INRS Eau - Université du Québec, Colloque Eau Souterraine en Région Agricole, Poitiers (France), 09-12/09/1996, S5 41-44*.
- Turcotte, R., J. Fortin, A. Rousseau, S. Massicotte, et J. Villeneuve (2001). Determination of drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology* 240, 225–242.
- USGS (1999). Mapping applications center (<http://www-nmd.usgs.gov/mac/isb>).
- Vachaud, G., M. Vauclin, et M. Addiscott (1988). Solute transport in the vadose zone : a review of models. *Proceeding of the International Symposium on Water Quality Modelling of Agricultural Non-Point Sources* 1, 81–104.
- VanDerPloeg, R., H. Ringe, et G. Machulla (1995). Late fall site-specific soil nitrate upper limits for groundwater protection purposes. *J. Environ. Qual.* 24, 725–733.
- VanDeursen, W. et J. Kwadijk (1993). Rhineflow : an integrated gis water balance model for the river rhine. In *HydroGIS93 : Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Ressources*. IAHS Publ.
- VanGenuchten, M., D. Ralston, et P. Germann (1990). Transport of water and solutes in macropores. *Geoderma* 46(1-3).
- Vauclin, M. (1994). Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des Sciences de l'Eau* 7, 81–102.
- Vauclin, M., D. Khanji, et G. Vachaud (1979). Experimental and numerical study of a transient two-dimensional unsaturated-saturated water table recharge problem. *Water Ressources Research*, 1089–1101.
- Villeneuve, J., P. Hubert, A. Mailhot, et A. Rousseau (1998). La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau. *Revue des Sciences de l'Eau*, 19–39.

Walker, J. et G. Willgoose (1999). On the effect of digital elevation model accuracy on hydrology and geomorphology. *Water Resources Research* 35(7), 2259–2268.

Wei, H. F. (1990). *Modélisation tridimensionnelle du transfert d'eau, de chaleur et de masse dans l'aquifère géothermique du Dogger dans le Bassin de Paris*. Thèse, ENSMP.

Wolock, D. et G. McCabe (2000). Differences in topographic characteristics computed from 100- and 1000-m resolution digital elevation model data. *Hydrological Processes* 14, 987–1002.

Zhang, W. et D. R. Montgomery (1994). Digital elevation model grid size, landscape representation, and hydrologic simulations. *Water Resources Research* 30(4), 1019–1028.



