Modélisation de la contamination nitrique de la nappe des calcaires de Champigny : Application à la protection des captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres

Sandra Bellier

▶ **To cite this version:**

Sandra Bellier. Modélisation de la contamination nitrique de la nappe des calcaires de Champigny : Application à la protection des captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres. Autre. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2013. Français. NNT : 2013ENMP0072 . pastel-00973876

HAL Id: pastel-00973876
https://pastel.hal.science/pastel-00973876

Submitted on 4 Apr 2014

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.

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

MINES ParisTech

Ecole doctorale n° 398 : Géosciences et Ressources Naturelles

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

l'École nationale supérieure des mines de Paris

Spécialité "Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives"

présentée et soutenue publiquement par

Sandra BELLIER

Le 08 Novembre 2013

Modélisation de la contamination nitrique de la nappe des calcaires de Champigny. Application à la protection des captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres

Directeurs de thèse : **Emmanuel LEDOUX, Patrick GOBLET**

Co-encadrement de la thèse : **Pascal VIENNOT**

Jury

M. Philippe RENARD, Directeur de Recherche, Université de Neuchâtel, Centre d'Hydrogéologie	Président
M. Marc BENOIT, Directeur de Recherche, INRA	Rapporteur
M. Alain DUPUY, HDR, Maître de conférences, Directeur de l'ENSEGID-IPB	Rapporteur
Mme Nathalie DÖRFLINGER, Directrice du Service Eau, Environnement et Ecotechnologies, BRGM	Examinatrice
M. Jean-Marie MOUCHEL, Professeur, UPMC	Examinateur
M. Patrick GOBLET, Directeur de recherche, MINES ParisTech, Géosciences	Examinateur
M. Emmanuel LEDOUX, Directeur de recherche, MINES ParisTech, Géosciences	Examinateur
Mme Anne REYNAUD, Docteur, Responsable du Pôle Connaissance, AQUI'Brie	Invitée
M. Christian SALOME, Directeur du Service Investissements Collectivités, AESN Île-de-France	Invité

Centre de Géosciences
35 rue Saint-Honoré, 77305 Fontainebleau cedex

T H E S E

Table des matières

Remerciements **xxvii**

Introduction **xxix**

I Contexte de la thèse et présentation de l'hydrosystème du calcaire de Champigny **1**

1 Cadre de la thèse **3**
1.1 Législation . . . 3
1.2 Objectifs attendus . . . 4
1.3 Structure du mémoire . . . 7

2 Dynamique de l'azote dans l'hydrosystème **9**
2.1 Les sources d'azote . . . 9
2.1.1 Sources agricoles . . . 10
2.1.2 Sources urbaines . . . 11
2.1.3 Dans le bassin de la Seine . . . 14
2.2 Processus de transformation de l'azote . . . 14
2.3 Transfert dans l'hydrosystème . . . 16
2.3.1 Dans la zone riparienne . . . 17
2.3.2 Dans les cours d'eau . . . 18
2.3.3 Dans la zone non saturée . . . 22
2.3.4 Dans les eaux souterraines . . . 23
2.4 Synthèse . . . 24

3 Description de l'hydrosystème **27**
3.1 Description géographique . . . 27
3.1.1 Localisation . . . 27
3.1.2 Hydrologie . . . 27
3.1.3 Climat . . . 29
3.1.4 Occupation du sol . . . 31

3.2 Domaine souterrain . . . 33
3.2.1 Géologie . . . 33
3.2.2 Principaux aquifères . . . 38
3.3 Synthèse . . . 39

4 Grandeurs caractéristiques 41
4.1 Prélèvements anthropiques en nappes . . . 42
4.1.1 Prélèvements en nappes entre 1970 et 1988 . . . 42
4.1.2 Prélèvements en nappe de 1988 à l'actuel . . . 44
4.2 Débits aux stations hydrométriques . . . 48
4.3 Débits aux stations d'épuration . . . 50
4.4 Piézométrie des différents aquifères . . . 50
4.4.1 Cartes piézométriques de référence . . . 50
4.4.2 Chroniques piézométriques . . . 57
4.5 Particularités de l'hydrosystème étudié : gouffres et pertes en rivières . . . 59
4.6 Contamination nitrique de l'hydrosystème . . . 63
4.6.1 Eaux superficielles . . . 63
4.6.2 Eaux souterraines . . . 65
4.7 Synthèse . . . 68

II Conceptualisation et modélisation hydrodynamique du système 71

5 Les outils de modélisation des hydrosystèmes 73
5.1 Les modèles . . . 73
5.1.1 La classification des modèles . . . 74
5.1.2 Les modèles hydrologiques . . . 75
5.2 Modèle couplé MODCOU . . . 76
5.2.1 Représentation du système modélisé . . . 76
5.2.2 Écoulements en surface : MODSUR . . . 77
5.2.3 Écoulements en rivières . . . 79
5.2.4 Interception des lames d'eau ruisselées vers les gouffres . . . 79
5.2.5 Prise en compte d'entrées/sorties en rivières . . . 80
5.2.6 Transfert des lames d'eaux à travers la zone non saturée : NONSAT 80
5.2.7 Écoulements en aquifères . . . 81
5.2.8 Échanges surfaces-souterrains . . . 82
5.3 Synthèse . . . 83

6 Mise en œuvre 85
6.1 Domaine de surface . . . 86
6.1.1 Du réseau hydrographique à la construction du maillage de surface . 86

6.1.2 Définition des fonctions productions 87
6.2 Domaine souterrain 90
6.2.1 Aquifères modélisés 90
6.2.2 Conditions aux limites 96
6.2.3 Prélèvements en nappe 96
6.3 Interfaces du domaine surface-souterrain 98
6.3.1 Interfaces nappes-rivières 98
6.3.2 Gouffres et pertes ponctuelles en rivières 98
6.3.3 Zone non saturée 98
6.4 Modifications conceptuelles apportées dans le modèle 99
6.5 Synthèse 102

7 Calibration et validation du modèle hydrogéologique 103
7.1 Méthodologie de calibration du modèle 104
7.1.1 Période de calage et de validation 105
7.1.2 Calibration du module de surface 106
7.1.3 Calibration du modèle souterrain 107
7.1.4 Évaluation de la calibration du modèle par des critères statistiques . 108
7.2 Période de calage : 1985-2011 109
7.2.1 Données de forçage 109
7.2.2 Résultats du calage 110
7.2.3 Zones d'assèchement de la nappe 118
7.3 Paramètres finaux 121
7.3.1 Transmissivités 121
7.3.2 Échanges entre les formations 121
7.3.3 Coefficient d'emmagasinement et porosité de drainage 123
7.3.4 Échanges nappes-rivières 125
7.3.5 Zone non saturée 126
7.4 Période de validation 126
7.4.1 Forçage entre 1970 et 1985 126
7.4.2 Résultats de la phase de validation 127
7.5 Discussion 133

8 Fonctionnement hydrodynamique du système 135
8.1 Bilan hydrique 135
8.1.1 Bilan de surface 135
8.1.2 Impact des gouffres de plateau sur la recharge de la nappe 139
8.2 Fonctionnement du système aquifère : bilan général 140
8.3 Échanges surface-souterrain 144
8.4 Impact des prélèvements sur la nappe 147
8.4.1 Concernant les débits aux stations hydrométriques 149

8.4.2 Concernant la piézométrie de l'Éocène . . . 149
8.5 Synthèse . . . 152

III Modélisation du transfert de la contamination nitrique dans l'hydrosystème 153

9 Les Outils 155
9.1 Modélisation de la pollution nitrique dans la littérature . . . 155
9.1.1 Modélisation des transferts d'eau et de nitrates de la zone racinaire à la zone non saturée . . . 156
9.1.2 Modélisation hydrogéologique . . . 157
9.1.3 Modélisation des transferts d'eau et de nitrates dans le réseau hydrographique . . . 157
9.1.4 Modèles couplés . . . 158
9.2 Couplage STICS-MODCOU-NEWSAM . . . 159
9.3 Modèle agronomique STICS . . . 160
9.4 Données de structure . . . 161
9.4.1 Données relatives aux plantes . . . 161
9.4.2 Données pédologiques . . . 162
9.5 Régionalisation des données pour le modèle STICS . . . 163
9.6 Transfert de soluté dans la zone non saturée : NONSATvg . . . 164
9.7 Modèle NEWSAM : module souterrain . . . 166
9.7.1 Les transferts d'eau . . . 166
9.7.2 Le transfert de solutés . . . 167
9.8 Conclusion . . . 168

10 Modélisation des flux d'azote dans la zone sous-racinaire 169
10.1 Données de forçages . . . 169
10.1.1 Pratiques agricoles . . . 169
10.1.2 Données météorologiques . . . 174
10.2 Cartographie des unités de simulation du modèle agronomique . . . 174
10.3 Modélisation agronomique entre 1971-2010 . . . 175
10.3.1 Rendements . . . 175
10.3.2 Flux d'azote sous-racinaires . . . 175
10.4 Synthèse . . . 179

11 Transfert de la contamination nitrique dans les aquifères 181
11.1 Données nitrates . . . 182
11.1.1 Eaux souterraines . . . 182
11.1.2 Eaux superficielles . . . 186

11.2 Prise en compte des échanges nappes-rivières dans le couplage STICS-MODCOU-NEWSAM . . . 187
11.3 Construction des simulations . . . 192
11.3.1 Bassins sur lesquels sont effectués le calcul des concentrations des nitrates en rivières . . . 192
11.3.2 Conduite générale d'une simulation . . . 192
11.3.3 Paramètres des simulations . . . 193
11.4 Résultats des scénarios de simulation . . . 194
11.4.1 Concentrations en nitrates simulées pour l'aquifère de l'Oligocène . . . 198
11.4.2 Concentrations en nitrates simulées dans l'Éocène . . . 202
11.4.3 Concentrations en nitrates calculées en rivière . . . 209
11.4.4 Simulation des concentrations en nitrates en aquifères avec calcul des concentrations en rivières pondérées par un coefficient d'abattement 212
11.4.5 Retour sur les paramètres finaux du modèle . . . 216
11.5 Bilan du transfert des nitrates dans l'hydrosystème . . . 217
11.5.1 Bilan et évolution sur l'ensemble du domaine souterrain . . . 217
11.5.2 Contamination nitrique de l'hydrosystème . . . 222
11.6 Synthèse . . . 224

12 Impact des modifications des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau 227
12.1 Définition des scénarios . . . 228
12.1.1 Scénarios évalués . . . 228
12.1.2 Élaboration des simulations pour les scénarios prospectifs . . . 229
12.1.3 Données de forçage pour le modèle hydrogéologique . . . 231
12.2 Résultats . . . 232
12.2.1 Modélisation agronomique . . . 232
12.2.2 Modélisation hydrogéologique . . . 236
12.2.3 Évolution de la contamination nitrique sous différents scénarios . . . 236
12.3 Conclusion . . . 247

IV Détermination des zones d'actions pertinentes en vue de la protection des captages prioritaires 249

13 Les zones contributives à l'alimentation des captages prioritaires 251
13.1 Bassin d'alimentation d'un captage et zone contributive . . . 252
13.2 Méthodologie adoptée pour déterminer les zones contributives à l'alimentation d'un captage ou à un champ captant . . . 253
13.3 Application à la nappe des calcaires de Champigny . . . 255
13.3.1 Utilisation du modèle NEWSAM . . . 255
13.3.2 Délimitation des zones potentiellement contributives . . . 255

13.3.3 Conditions de simulation . . . 257
13.3.4 Résultats . . . 259
13.3.5 Enveloppes des zones contributives à l'alimentation des trois zones de captages . . . 263
13.4 Les zones contributives sont elles des zones de contribution vis à vis de la contamination nitrique ? . . . 265

14 Estimation du temps de transfert à partir des zones contributives élémentaires 267
14.1 Méthodologie de calcul . . . 267
14.2 Application à la nappe des Calcaires de Champigny . . . 268
14.2.1 Conditions de simulation . . . 269
14.2.2 Scénario de simulation . . . 269
14.2.3 Détermination de la durée de la simulation requise . . . 270
14.2.4 Calcul du temps de transfert sur les zones contributives . . . 271
14.2.5 Calcul du temps de transfert à partir des linéaires des cours d'eau . 273

15 Zones d'action pertinentes pour la protection des captages 275
15.1 Délimitation des zones d'action pertinentes . . . 275
15.1.1 Définition et classement des critères de pertinence . . . 275
15.1.2 Application aux captages prioritaires de la fosse de Melun (FDM) et de la basse vallée de l'Yerres (BVY) . . . 276
15.2 Discussion des critères choisis pour la délimitation des zones d'action pertinentes . . . 279
15.2.1 Méthodologie . . . 280
15.2.2 Résultats . . . 281
15.3 Discussion . . . 285

Conclusion générale et perspectives 287

Bibliographie 293

Annexes 315

Table des figures

1.1 Les captages Grenelle en Seine-et-Marne (texte en noir) et les captages prioritaires dans la basse vallée de d'Yerres (texte en vert). La délimitation des BAC a été représentée pour huit d'entre eux (source : PDE, 2010) . . . 6

2.1 Cascade de l'azote simplifiée avec les différentes formes d'azote à la source (encadré orange) et leurs conséquences sur l'environnement (encadré bleu). L'estimation de la fixation de l'azote (Tg/yr = million de tonnes d'azote par an) au niveau mondial est représentée en noir et en bleu pour l'Europe. Les flèches bleues représentent les flux entrants et toutes les autres flèches représentent les flux d'azote sortants de chaque compartiment (Sutton et al., 2011). . . . 10

2.2 Estimation du surplus azoté sur le bassin de la Seine (AESN, 2004) 11

2.3 Estimation des sources de contamination en azote dans la ville de Nottingham (Wakida and Lerner, 2005) . . . 13

2.4 Bilan des apports, du transport et de la rétention d'azote dans le réseau hydrographique durant une année sèche (1991) et une année humide (1994) en bleu sur la figure d'après Billen et al. (2001) . . . 14

2.5 Principales transformation de l'azote dans les écosystèmes (Sebilo, 2003) . . 15

2.6 Écoulement de l'eau et le transport des nitrates dans un versant d'après Whelan et al. (1995) . . . 17

2.7 Évolution du taux de rétention dans la zone riparienne en fonction du pourcentage de surface drainée sur la surface agricole utile d'après Billen and Garnier (1999). . . . 18

2.8 Teneurs en nitrates dans les eaux superficielles du bassin versant du Coet-Dan pour trois années hydrologiques contrastées. La recharge de l'année hydrologique 1999-2000 est moyenne, celle de 2000-2001 exceptionnellement forte et celle de 2001-2002 exceptionnellement faible d'après Gruau (2003) et cité par Martin (2003). . . . 19

2.9 Simulation d'un cas où la concentration en nitrate en Seine est portée à 5 mg.L^{-1}pour les sédiments du centre de la Seine et avec une vitesse de percolation de 15 cm.j^{-1}. État permanent (Doussan et al., 1995) . . . 22

2.10 Évolution des concentrations en nitrates mesurées à quelques exutoires des principaux aquifères du Bassin de la Seine compilés par (Billen et al., 2001) en référence pour : le Brie à Roberts and Marsh (1987), pour le calcaire de Champigny à Poitevin and Acerbi (1997), et pour la Craie champenoise à Strebel et al. (1989) 24

3.1 Modèle numérique de terrain (IGN) au pas de 50 m et les cours d'eau classés selon l'ordre de Strahler 28
3.2 Débits spécifiques moyens mensuels interannuels pour l'Yerres et l'Ancoeur sur la période 2005-2011 et pour l'Aubetin sur la période 2008-2011 (d'après la base HYDRO-MEDD http ://www.hydro.eaufrance.fr) 29
3.3 Spatialisation de la moyenne annuelle sur la période 1970-2011 des précipitations (a), de l'évapotranspiration potentielle (b) d'après la base SAFRAN. 30
3.4 Pluviométrie et évapotranspiration potentielle moyenne annuelle sur la zone d'étude entre 1970 et 2011 30
3.5 Distribution spatiale des principaux mode d'occupation en 2006 et leurs répartitions sur la zone d'étude 31
3.6 Évolution du nombre d'habitants par département situé dans la zone d'étude entre 1962 et 2009 et établis à partir du recensement par communes (PSDC : recensement sans double compte, MUN : recensement municipal)(source : INSEE). 32
3.7 Pourcentage du drainage par communes en 2000 d'après le RGA (source : INRA de Mirecourt) 33
3.8 Contexte hydrogéologique général sur la zone d'étude d'après Albinet (1967). Le trait noir représente l'axe de la coupe géologique présentée ci-après. . . . 34
3.9 Étages stratigraphiques, extension des faciès des formations en Brie Française et les principaux aquifères sur la zone d'étude. 36
3.10 Coupe des formations géologiques allant du sud de Melun à Lagny-Sur-Marne à partir des données structurales du BRGM (source : DRIEE) 37
3.11 Coupe géologique schématique de l'aquifère des calcaires de Champigny d'après Claude Mégnien (source : DRIEE). 39

4.1 Délimitation des trois secteurs sur lesquels les bilans des prélèvements dans la nappe des Calcaires de Champigny ont été estimés. 43
4.2 Évolution des volumes captés entre 1972 et 1988 (Berger, 1987; Vernoux, 1996) sur les secteurs définis. 44
4.3 Répartition spatiale des forages en fonction des niveaux captés sur la zone d'étude délimitée en noir. 46
4.4 Volumes moyens annuels (m^3) entre 1988 et 2007 spatialisés sur la zone d'étude quelque soit les usages. 47
4.5 Volumes en $Mm^3.an^{-1}$ prélevés selon leurs usages entre 1988 et 2009 47

4.6 a) Localisation des stations hydrométriques et leurs surfaces drainées ; b) Nombre de mesures par année hydrologique de 1970 à 2010 49
4.7 Localisation des points de rejets des stations d'épuration et des débits moyens minimum par temps sec (2006-2009). Les terres artificielles sont représentées en gris, les terres agricoles en jaune et les zones forestières en vert. 50
4.8 Carte piézométrique de l'Oligocène sur la rive gauche de la Seine en basses eaux (1994). 51
4.9 Cartes piézométriques de l'Éocène supérieur et moyen au printemps 1967 (a), à l'automne 1967 (b), au printemps 2004 (c) et à l'automne 2003 (d) . 53
4.10 Carte des niveaux piézométriques de l'aquifère de l'Éocène supérieur et moyen en 1973-1974 avec la délimitation des bassins souterrains d'écoulement. 54
4.11 Épaisseur mouillée (en m) de la nappe des Calcaires de Champigny. La limite indiquée en noir indique le passage du calcaire de Champigny *stricto sensu* (au nord) à un aquifère unique dans la partie sud-est (Mégnien et al. (1976)). 56
4.12 Carte piézométrique de la nappe de l'Éocène inférieur estimée en 1974 par Mégnien (1979). 57
4.13 Localisation des piézomètres et des formations captées (EOS/CH : Nappe des Calcaires de Champigny *stricto sensu* ; EOS/CH+ALL : Nappe des Calcaires de Champigny *stricto sensu* + Nappe alluviale ; EOS/CH+SO : Nappe des Calcaires de Champigny + Nappe des Calcaires de Saint-Ouen ; EOS : Nappe des Calcaires de Champigny au sens large (Champigny+Saint-Ouen) ; EOS/CH+SO+EOM : Nappe des Calcaires de Champigny + Nappe des Calcaires de Saint-Ouen + Nappe du Lutétien ; ESM : Nappe du calcaire lacustre indifférencié (Champigny, St-Ouen, Lutétien), EOC : Nappes de l'Eocène (Nappe du Champigny/Saint-Ouen/Lutétien/Yprésien) ; EOS+EOM+CRAIE : Nappes de Éocène supérieur + Nappe du Lutétien + Nappe de la Craie . . 58
4.14 Niveaux piézométriques à Montereau-sur-le-Jard (a) et à Saint Martin Chennetron (b) et leurs seuils de vigilance associés (source : ADES) 58
4.15 Photographies prises le 24/06/2011 : a) Gouffre en rivière du Courtenain au Plessier, un affluent de l'Ancoeur ; b) Gouffre de plateau à Maison Rouge 59
4.16 Localisation des gouffres et classification réalisées par AQUI'Brie (au cours de l'année 2010) 60
4.17 Estimation des arrivées (en bleu si naturelles, en violet si une partie est d'origine anthropique) et des infiltrations (du jaune au rouge selon leur importance) par bassins versants délimitées par la position des stations de jaugeages. Les bassins versants de référence sur lesquels il n'y a pas ni pertes, ni rejets en rivières sont indiqués en gris rayé (Reynaud, 2012) 62

4.18 Évaluation de la qualité des eaux superficielles vis a vis des nitrates selon le SEQ-Eau dans le département de Seine-et-Marne (a) et de l'Essonne (b) de 1996 à 2006 (source : DIREN (2008)). 64
4.19 Mesures des concentrations en nitrates ($mg.NO_3^{-1}L^{-1}$) dans les eaux superficielles sur l'Almont à Moisenay et sur l'Yerres à Soignolles-en-Brie et à Villeneuve St-Georges entre le 01/01/1996 et le 01/01/2006 65
4.20 a) Répartition des captages AEP en Seine-et-Marne selon les seuils d'actions définis par le SDAGE Seine-Normandie entre 1996 et 2011 (DIREN, 2013), b) Concentrations maximales en nitrates dans la nappe entre 2009 et 2010 et ses variations depuis 1999 (Reynaud et al., 2012) 66
4.21 Évolution des teneurs en nitrates de la source de la petite Traconne qui draine les calcaires de Brie dans la régions de Provins d'après Landreaux and Roux (1984) et des teneurs des eaux prélevées dans les sources de Voulzie drainant les formations de l'Éocène. 67
4.22 Isoteneurs en nitrates ($mg.L^{-1}$) de la nappe des Calcaires de Champigny en 1977. Géoréférencées à partir de la carte de Landreaux and Roux (1984). 68

5.1 Schématisation de la représentation du système par des maillages carrés emboitées 77
5.2 Schéma du fonctionnement d'une fonction production 78
5.3 Schématisation des mailles gouffres 79
5.4 Modèle de transfert de l'eau dans la cascade de Nash 80
5.5 La nappe et la rivière sont hydrauliquement connectées. 82
5.6 La nappe et la rivière sont hydrauliquement déconnectées 83

6.1 Maillage de surface et réseau hydrographique 87
6.2 Spatialisation des matériaux dominants des sols 88
6.3 Fonctions productions dominantes par maille de surface 89
6.4 Délimitation des formations modélisés à partir des cartes géologiques au 1/50 000 vectorisées sous SIG 91
6.5 Coupe des formations modélisées du nord au sud 93
6.6 Épaisseur du recouvrement des calcaires de Champigny 94
6.7 Faciès du calcaire de St-Ouen d'après Mégnien (1973) 95
6.8 Représentation des nappes perchées 96
6.9 Volumes annuels ($m^3.an^{-1}$) totaux prélevés par aquifère entre 1985 et 2009 sur la surface modélisée. 97
6.10 Schématisation d'une nappe semi-captive 100
6.11 Schéma d'une nappe libre 100
6.12 Schéma d'une nappe captive dénoyée 101
6.13 Schématisation des zones d'assèchement des calcaires de Champigny 101

7.1 Schéma de la méthodologie de calibration. Pour une simulation donnée (*sim 1*), les paramètres renseignés sont en orange, les sorties des différents modules sont en violet, les résultats nécessaires à la calibration de la simulation suivante sont en bleu. Après l'évaluation des résultats issus de la simulation 1, les schémas possibles d'aménagements des paramètres sont indiqués par des flèches vertes pour une nouvelle simulation (*sim1+1*). 104
7.2 Schématisation de la validité et du nombre de données entre 1970 et 2012 pour les données de forçages et de mesures 105
7.3 Précipitations et ETP moyennes annuelles sur la zone d'étude entre 1970 et 2011 ; Niveaux piézométriques moyens annuels à Montereau-sur-le-Jard entre 1973 et 2011 106
7.4 Répartition des fonctions productions par station hydrométrique 107
7.5 Débits simulés et observés aux stations hydrométriques entre 2000 et 2001 sur l'Yerres à Courtomer Paradis (a), sur l'Almont à Blandy-les-Tours (b), sur le Réveillon à Férolles-Atilly (c). Les débits sur l'Yerres à Boussy-Saint-Antoine (d) ont été tracés entre 2006 et 2007 112
7.6 Distribution des RMSE (a), des biais (b) et du coefficient de corrélation(c) calculés sur les niveaux piézométriques simulés et observés dans les Calcaires de Champigny entre 1985 et 2011 113
7.7 Hauteur piézométrique simulée et observée entre 1986 et 2010 situées à Brie-Comte-Robert (a), à Évry-Grégy-Sur-Yerres (b), à Montereau-sur-le-Jard (c), à Pouilly (d) et à Seine-Port (e). 114
7.8 Hauteur piézométrique simulée et observée entre 1986 et 2010 à Pézarches (a), à Chevry-Cossigny (b) et Santeny (c). Ces piézomètres captent l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu* 115
7.9 Hauteur piézométrique simulée et observée entre 1986 et 2010 à Bannost-Villegagnon (a), à Rupereux (b) et à Maincy (c). Ces piézomètres captent à la fois les calcaires de Champigny et le calcaire de St-Ouen 116
7.10 Comparaison des niveaux piézométriques simulés dans les différentes formations à celui mesuré à Blandy-les-Tours entre 1986 et 2010 117
7.11 Comparaison des niveaux piézométriques moyens simulés à ceux mesurés entre des années de faible recharge (2005-2007) et de forte recharge (2000-2002). 118
7.12 Représentation des niveaux piézométriques calculés de toutes les formations entre 1986 et 2010 aux Ecrennes. Le substratum de chaque formation est représenté en pointillé. 119
7.13 Représentation des niveaux piézométriques calculés de toutes les formations entre 1985 et 1992 dans l'anticlinal de Corbeil (a). Un zoom représente les niveaux piézométriques de l'Éocène supérieur à celui inférieur entre 1987 et 1992 (b). Le substratum de chaque formation est représenté en pointillé . . 120

7.14 Distribution de la transmissivité ($m^2.s^{-1}$) pour a) l'Oligocène, b) Marnes vertes et supragyspeuses, c) Calcaires de Champigny, d) Marnes infraludiennes e) Marinésien/Lutétien/Yprésien. 122
7.15 Distribution du coefficient de drainance (s^{-1}) calculé entre a) l'Oligocène et les marnes vertes et supragypseuses, b) les marnes vertes et les calcaires de Champigny, c) les Calcaires de Champigny et les marnes infraludiennes, d) les marnes infraludiennes et le Marinésien/Lutétien/Yprésien 123
7.16 Distribution de la porosité de drainage pour a) l'Oligocène, b) les calcaires de Champigny c) le Marinésien/Lutétien/Yprésien 124
7.17 Coefficient d'emmagasinement de la couche du Marinésien/Lutétien/Yprésien 125
7.18 Distribution du coefficient de transfert pour les mailles affleurantes souterraines et du débit limite pour les mailles rivières 125
7.19 Distribution de l'épaisseur de la zone non saturée (a) et de la constante de vidange (b) sur le maillage de surface. 126
7.20 Prélèvements moyens annuels entre 1973 et 1975 d'après (Rampon, 1967) . 127
7.21 Comparaison du débit simulé et observé de l'Yerres à Ozouer-le-Voulgis entre 1978 et 1980 129
7.22 Distribution des RMSE (a), des biais (b) et du coefficient de corrélation (c) calculés sur les niveaux piézométriques simulés et observés entre 1971 et 1985 130
7.23 Hauteurs piézométriques simulées et observées entre 1970 et 2010 à Brie-Conte-Robert (a), à Évry-Grégy-Sur-Yerres (b), à Montereau-sur-le-Jard (c) et à Rupereux (d) 131
7.24 Évaluation de l'impact de la phase de validation sur les chroniques piézométriques entre 1985 et 2011 par rapport à celles obtenues durant la phase de calage 132
7.25 Évolution entre 1970 et 2011 des niveaux piézométriques simulés a) près du forage 02582X0190 dans la Fosse de Melun b) près de Combs-la-Ville dans la basse vallée de l'Yerres. Les substratum de chaque formation est représenté en pointillé. 132

8.1 Spatialisation du bilan hydrique de surface. Lame d'eau annuelle moyenne entre 1971 et 2009 en $mm.an^{-1}$: a) l'infiltration, b) le ruissellement, c) la recharge efficace 137
8.2 Bilan hydrique sur l'ensemble de la zone d'étude entre 1971 et 2010. Les lames d'eau en mm/an sont la pluviométrie (Précip), l'évapotranspiration potentielle (ETP), la pluie efficace (P_{eff}), l'évapotranspiration réelle (ETR), l'infiltration (Inf.), la lame d'eau ruisselée (Ruiss.) et celle stockée (Stock.). 138
8.3 Écart relatif (%) de la pluie efficace annuelle par rapport à la moyenne calculée entre 1971-2011 (168 $mm.an^{-1}$). 138

8.4 Comparaison de la répartition de la recharge sur l'ensemble du domaine entre une simulation sans et avec gouffres. a) Lames d'eau ruisselées et infiltrées en mm.an^{-1}, b) Écart relatif (%) des volumes infiltrés et ruisselés par année hydrologique. 139

8.5 Bilan en Mm^3.an^{-1} sur l'ensemble de la zone d'étude entre 1971 et 2011. V_i : volume provenant des zones d'affleurements, V_{pomp} : volume pompé, $V_{nap-riv}$ volume sortant par les rivières, $V_{riv-nap}$ volume échangé entre les rivières et les nappes, V_d : volume échangé par drainance descendante, V_{stock} volume d'eau déstocké (< 0) ou stocké dans l'aquifère (> 0). 140

8.6 a) Surface correspondant à l'ensemble la superficie des BAC de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres, b) Bilan en Mm^3.an^{-1} entre 1971 et 2011. V_i : volume provenant des zones d'affleurements, V_{pomp} : volumes pompés par les forages, $V_{nap-riv}$: volume sortant par les rivières, $V_{riv-nap}$: volume entrant quand la rivière alimente la nappe, V_d : volume échangé par drainance descendante, $V_{stock}>$ volume stocké (>0) ou destocké (<0) dans l'aquifère, V_{lim} : bilan des volumes échangés aux limites horizontales de la zone étudiée. 142

8.7 Évolution annuelle en pourcentage par aquifère de l'alimentation par les rivières entre 1971 et 2010 a) sur toute la zone d'étude entre 1985 et 2010, b) sur l'emprise de la superficie des BAC de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres entre 1970 et 2010. 144

8.8 Volumes moyens mensuels échangés entre la surface et les aquifères entre 1985 et 2011. a) Volume issu du débordement, de l'exfiltration de la nappe vers la rivière et de l'infiltration de la rivière vers la nappe ; b) Répartition du volume issu du débordement par aquifères 145

8.9 Débits moyens échangés calculés en l/s/km sur la période de 1985 et 2011. Les stations de jaugeage ponctuel utilisées pour l'estimation des pertes en rivières par AQUI'Brie sont représentées en noir 146

8.10 Débits échangés moyens sur le cours d'eau de l'Yerres d'amont en aval. Les stations de jaugeage ponctuel utilisées pour l'estimation des pertes en rivières par AQUI'Brie sont représentés en noir sur l'axe des abscisses . . . 147

8.11 Volumes échangés en $Mm^3.an^{-1}$ entre 1985 et 2010 entre les différents aquifères et semi-perméables pour les différents tests sur les prélèvements. La simulation de référence (**Réf.**) correspond aux prélèvements "réels" entre 1985 et 2010. Puis les volumes prélevés sur toutes les couches ont été soit multipliés par 2 (**Multiplié par 2**) soit divisés par 2 (**Divisé par 2**) soit mis à zéro (**Nul**). Avec *Vi* : le volume infiltré sur les zones affleurantes en sortie de la zone non saturée, *Vpomp* : le volume pompé par les forages, $V_{nap-riv}$ le volume sortant par les rivières , $V_{riv-nap}$ le volume entrant quand la rivière alimente la nappe, *Vd* le volume échangé avec la couche sous-jacente, *Stock* : le volume stocké 148
8.12 Débits aux stations hydrométriques à Boussy-Antoine entre le 01/01/2003 et le 01/08/2003 149
8.13 Écart du niveau piézométrique (m) de l'aquifère des calcaires de Champigny entre la simulation de référence et celle sans prélèvement 150
8.14 Niveaux piézométriques simulés avec des prélèvements totaux multipliés par 2 (noir), divisés par 2 (rouge), nul (vert) ou identiques à ceux de la phase de calage (référence en bleu) entre 1985 et 2010 à Montereau-sur-le-Jard (a), à Évry-Grégy-sur-Yerres (b), à Seine Port(c) et à Rupereux (d) 151
8.15 Échanges nappes-rivières moyens entre 1985 et 2010 sur le tronçon de l'Yerres d'amont en aval dans le cas d'une simulation sans prélèvement. Sur l'axe des abscisses sont indiqués les numéros des stations où sont effectuées les campagnes de jaugeage. 151

9.1 Représentation schématique du couplage STICS-MODCOU-NEWSAM . . . 160
9.2 Organisation générale du modèle agronomique STICS (Gomez, 2002) 161
9.3 Synthèse de quelques études validées pour des cultures différentes (Brisson et al., 2002). Comparaison de la biomasse simulée à celle observée 162
9.4 Croisement spatial des données météorologiques, pédologiques et agricoles et détermination des unités spatiales de simulation (USS) (Gomez, 2002) . . . 163
9.5 Représentation schématique des transferts de solutés conservatifs dans la cascade de Nash (Philippe, 2011) 164

10.1 Représentation cartographie du zonage obtenu à l'échelle des communes de la zone d'étude d'après Schott (2012) 171
10.2 Évolution annuelle de l'assolement estimé entre 1970 et 2009 respectivement pour le type cultural 1 et 6 respectivement représentées à gauche et à droite de la figure (Schott, 2012) 172
10.3 Estimation du pourcentage annuel de CIPAN implantée avant une culture de printemps en Seine-et-Marne (Schott, 2012) 173
10.4 Cartographie des unités spatiales de simulation (USS) du modèle agronomique STICS 174

10.5 Flux d'azote annuels moyens sous-racinaires (kg.ha^{-1}.an^{-1}) sur les terrains agricoles calculés par STICS sur les unités de simulation entre : a) 1971-1980, b) 1980-1990, c) 1990-2000, d) 2000-2010 176
10.6 Flux d'azote annuels moyens sous-racinaires par zones de pratiques agricoles homogènes et par type de sols a) surface agricole de type 6 (Betterave + Blé), b) surface agricole de type 5 (Protéagineux + Maïs + Blé), c) surface agricole de type 2 (surface toujours en herbe + céréales), d) surface agricole de type 1 (Orge + Tournesol) 177
10.7 Relation entre les flux de nitrates sous-racinaires annuels et la pluie efficace calculée par MODSUR sur toute la zone d'étude (a). La distribution de ces deux variables entre 1971 et 2008 est présentée sur la figure b 178
10.8 Comparaison du volume d'eau cumulé (m^3) entre 1972 et 2010 au pas de temps décadaire simulé par STICS et par MODCOU 179

11.1 Localisation des points de mesures des nitrates dans l'aquifère de l'Oligocène183
11.2 Localisation des points de mesures des nitrates dans les niveaux aquifères de l'Éocène. Dans les carrés violets sont situés les captages considérés prioritaires dans le cadre de cette étude. Dans le cercle marron, violet et bleu sont localisés respectivement les sources du Dragon, du Durteint et de la Voulzie 184
11.3 Nombre de mesures par aquifères entre 1931 et 2011 : Calcaires de Brie, Sable de Fontainebleau (OLI) ; Calcaires de Champigny *stricto sensu* (EOS/CH-ss) ; Calcaires de Champigny/Calcaires de St-Ouen (EOS/CH + EOS/STOUEN) ; Éocène indifférencié (EOC) ; Éocène inférieur (EOM-Lutétien, EOI-Yprésien)185
11.4 Nombres de mesures des concentrations en nitrates en rivières pendant la période concernée 186
11.5 Localisation des stations de mesures de la qualité des eaux de la Seine (a) et évolution des concentrations en nitrates mesurées entre 1998 et 2010 (b). 187
11.6 Comparaison de simulations prenant en compte différemment les échanges nappe-rivière : Charges hydrauliques simulées au piézomètre de Champdeuil (a) et de Rupéreux (b), lame d'eau stockée (c) et drainée (mm/j) (d) durant l'année hydrologique de 1985 pour l'aquifère des calcaires de Champigny. . . 188
11.7 Bilan des flux de nitrates sur un bassin versant 189
11.8 Piézométrie et concentrations en nappes calculées à t1 en tenant compte d'un flux de nitrates provenant des rivières 191
11.9 Modification du schéma de couplage STICS-MODCOU-NEWSAM pour prendre en compte les flux de nitrates issus des pertes en rivières 191
11.10Bassins versants sur lesquels les concentrations en rivières sont calculées (bleu). 192

11.11a) Concentration moyenne en rivières imposée pendant la phase d'initialisation et lors de la phase de calcul sur les rivières où le bilan en nitrates par bassin n'est pas possible, b) Médiane des concentrations mensuelles entre 1971 et 2011 sur la Seine entre Melun et Ablon-Sur-Seine 196

11.12a) scénario de la simulation 1, b) scénario de la simulation 2 197

11.13Concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1971 et 2011 pour des ouvrages captant l'aquifère de l'Oligocène. L'ouvrage 01847X0010 est situé au nord de l'Yerres (a), le point 02207X0005 sur le plateau an amont de la fosse de Melun, le point 02951X0027 au sud de la vallée Javot (c) et le point 02942X9016 est localisé près de Fontainebleau (d) 199

11.14Critères statistiques calculés sur les concentrations en nitrates simulées et observées entre 1971 et 2011 dans l'Oligocène. Le biais et la RMSE ($mg.L^{-1}$) calculés pour la simulation 1 sont présentés respectivement sur la figure a et c. Le biais et la RMSE ($mg.L^{-1}$) calculés pour la simulation 2 sont présentés respectivement sur la figure b et d. La figure e présente le scénario de simulation qui permettant de simuler au mieux les concentrations en nitrates dans l'Oligocène. 201

11.15Concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1971 et 2011 pour l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu*. Points de mesures situés au nord de l'Yerres : 02201X00036 (a) et 02211X0024(b), le long de l'Yerres : 02205X0041 (c) et 02205X0098 (d), entre l'Yerres et les captages de la fosse de Melun : 02206X0006 (e) et parmi les ouvrages de la Fosse de Melun : 02581X0043 (f) 203

11.16Concentrations mesurées et simulées entre 1971 et 2011 pour les ouvrages prélevant dans l'Éocène supérieur et l'Éocène inférieur. Le point 01846X0122 (a) est situé dans le bassin du Réveillon, le point 02208X0020 (b) est localisé le long de l'Yerres, le point 02583X0050 (c) est sur le plateau en amont de la fosse de Melun, le point 02582X0190 (d) se touve dans la fosse de Melun, le point 02586X0059 (e) et 02582X0187 (g) sont à proximité de Livry-Sur-Seine et le point 02592X0019 (h) est localisé en amont de Nangis 204

11.17Concentrations mesurées et simulées entre 1971 et 2011. Les points 02226X0056 (a), 02594X0011 (b), 02593X0044 (c) et 02601X0024 (d) se situent dans le bassin du Provinois où à proximité de celui-ci, le point 02592X0075 (e) est localisé en amont de Nangis et le point 02582X0001 (f) est près des champs captants de Livry-Sur-Seine 205

11.18Concentrations mesurées et simulées entre 1971 et 2011 aux ouvrages prélevant uniquement dans l'Éocène moyen et inférieur. Les points 02214X0006 (a) et 01855X0017 (c) sont situés au sud du Grand Morin, le point 02206X0003 (b) est situé à l'est et le point 02588X0017 est localisé au centre du modèle 206

11.19Comparaison des critères statistiques calculés sur les concentrations en nitrates simulées et observées entre 1971 et 2011 dans les formations de l'Éocène. Les RMSE et les biais ($mg.L^{-1}$) calculés pour la simulation 1 sont représentés respectivement sur la figure a et c. Les RMSE et les biais estimés pour la simulation 2 sont représentés respectivement sur la figure b et d. La figure e présente le scénario de simulation qui permet de simuler au mieux les teneurs en aquifères. 208

11.20Concentrations en nitrates observées et simulées à Villeneuve St-Georges entre 1993 et 1996. 209

11.21Concentrations en nitrates observées et simulées à Villeneuve St-Georges entre 2005 et 2007. En parallèle est représenté le débit issu de l'infiltration et du ruissellement. 210

11.22Comparaison des concentrations calculées et mesurées à différentes stations localisées d'amont en aval de l'Yerres entre 1987 et 1995 211

11.23Photographies du cours d'eau de l'Yerres à Courtomer (a) et de la Marsange (b) vers Liverdy-en-Brie le 26 Juin 2011 213

11.24Comparaison des concentrations calculées à la station de Villeneuve-St-Georges entre une simulation prenant en compte un abattement pendant la période estivale et une simulation sans abattement entre 1984 et 1986 . . . 215

11.25Comparaison des concentrations calculées et observées entre une simulation avec un taux de rétention de 0,26 et une simulation sans abattement : les figures a et b concernent des forages prélevant l'aquifère des calcaires de Champigny et les figures c et d des ouvrages captant l'Éocène supérieur et moyen 216

11.26Évolution des flux de nitrates dans le domaine souterrain avec Inj : flux diffus ; Drainage : flux exfiltré en rivière ; Drain. haut : flux de drainance ascendante ; Stock : flux stocké en aquifère ; Inj.riv. : flux infiltré à partir des rivières ; Pomp : flux pompé par les captages 218

11.27Bilan du flux de nitrates moyen (milliers de tonnes de nitrates par an) sur la période 1971-2011 du système multicouche. a) Simulation de référence, b) Simulation négligeant les infiltrations par les rivières. F_i : flux provenant des zones d'affleurements, F_{pomp} : flux pompé par les forages, $F_{nap-riv}$ flux exfiltré en rivières, $F_{riv-nap}$ flux entrant par les échanges rivières-nappes, F_d : flux échangé par drainance, Stock : Flux stocké en aquifère 219

11.28Flux de nitrates mensuel moyen infiltré par les rivières entre 1971 et 2010 sur les couches modélisées 220

11.29Influence du taux de rétention sur le flux de nitrates entrant dans le domaine souterrain. a) Comparaison du flux total entrant dans le domaine souterrain cumulé sur toute la période de simulation entre une simulation avec un taux de rétention de 0,26 et la simulation de référence ; b) Différence du flux infiltré mensuel moyen entre les deux simulations. 221
11.30Concentrations simulées dans les aquifères en a) 1980, b) 1990, c) 2000, d) 2010 222
11.31Médiane des concentrations nitriques par aquifère de 1972 à 2010 pour la simulation de référence. 223

12.1 Taux d'abattement de la concentration nitrique (%) par rapport au sol nu en fonction des dates de levée et de destruction des cultures intermédiaires de moutarde (haut), de ray-grass (milieu) et de vesce (bas) d'après Beaudoin et al. (2012a). 230
12.2 Schématisation de l'implantation des CIPAN 230
12.3 Bilan hydrique annuel entre 2011 et 2029 232
12.4 Écart relatif des flux d'azote annuel calculé entre un scénario prospectif et le scénario de référence 234
12.5 Comparaison des concentrations sous-racinaires annuelles entre 2011 et 2029 calculées par STICS : a) valeurs des concentrations moyennes annuelles pour les différents scénarios, b) taux d'abattement des teneurs calculées entre la simulation de référence (sol nu) et les autres scénarios évalués. 235
12.6 Évolution de la charge hydraulique au piézomètre de référence à Montereau-sur-Jard entre 2011 et 2029 236
12.7 Évolution du flux de nitrates cumulé entrant dans les aquifères pour chaque scénario 237
12.8 Concentrations nitriques dans l'Éocène (Calcaires de Champigny et Marinésien/Lutétien/Yprésien) en 2011 et en 2029 pour les divers scénarios prospectifs. 239
12.9 Pour les divers scénarios, l'évolution entre 2012 et 2029 de la médiane décadaire des teneurs a) dans l'Oligocène, b) dans les calcaires de Champigny *stricto sensu*, c) dans l'Éocène moyen et inférieur 241
12.10Concentrations moyennes dans l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu* au niveau des captages prioritaires de la fosse de Melun (a), des captages de la basse vallée de l'Yerres (b) et des captages de Nangis (c) . . 243
12.11Évolution entre 1971 et 2029 des concentrations en nitrates à deux captages prioritaires : a) dans la basse vallée de l'Yerres (02205X0098), b) dans la fosse de Melun (02582X0190). 244
12.12Concentrations moyennes annuelles calculées en amont (a) et en aval (b) de l'Yerres entre 2011 et 2029 pour les différents scénarios 246

13.1 Délimitation du bassin d'alimentation d'un captage (en gris foncé) à partir de l'extension en surface de la portion de la nappe alimentant le captage (Bussard, 2005) . . . 252
13.2 Bassin d'alimentation d'un captage dans le cas d'une nappe libre (a) et d'une nappe captive (b) (Vernoux et al., 2007) . . . 253
13.3 Première (a) et deuxième (b) étape pour déterminer les zones contributives aux captages F1 . . . 254
13.4 Localisation des captages existants entre 1988 et 2010 et indication de ceux classés comme prioritaires (Grenelle, SDAGE). Les captages de la fosse de Melun (FDM) considérés pour le calcul des zones contributives se situent dans les carrés noirs. . . . 255
13.5 Localisation des captages prioritaires. Les captages de la basse vallée de l'Yerres considérés pour le calcul des zones contributives se situent dans les carrés roses. . . . 256
13.6 Localisation des captages existants entre 1988 et 2010 et indication de ceux classés comme prioritaires (Grenelle, SDAGE). Les captages de Nangis considérés pour le calcul des zones contributives se situent dans le carré vert. 256
13.7 Délimitation des zones élémentaires de 1 km^2 sur lesquelles sont calculées les contributions aux différents captages . . . 257
13.8 Évolution mensuelle des prélèvements dans les zones définies par les carrés noirs et roses entre 1999 et 2009 respectivement dans la fosse de Melun (FDM) et dans la basse vallée de l'Yerres (BVY) . . . 259
13.9 Bilan du flux du traceur ($kg.s^{-1}$) sur l'ensemble de la zone d'étude en période humide (a) et en période sèche (b) établi en régime d'écoulement permanent. F_i : flux provenant des zones d'affleurement, F_{pomp} : flux pompé par les forages, $F_{nap-riv}$ flux sortant par les rivières, $F_{riv-nap}$ flux entrant par les échanges nappes-rivières, F_d : flux par drainance descendante. Remarques : les flux exprimés en $kg.s^{-1}$ correspondent à des concentrations imposées en traceur de 100 $g.L^{-1}$ et n'ont pas de réelle signification en valeur absolue. . . . 260
13.10 Contribution des zones de 1 km^2 aux captages de la Fosse de Melun pour une période de faible recharge (a) et de forte recharge (b), aux captages de la basse vallée de l'Yerres pour une période de faible recharge (c) et de forte recharge (d) et aux captages de Nangis pour une période de faible recharge (e) et de forte recharge (f). . . . 262
13.11 Pourcentage d'alimentation par les infiltrations des rivières sur les zones de 1 km^2 en période de faible recharge (a) et de forte recharge (b) . . . 263
13.12 Superficie de l'enveloppe selon le seuil de contribution choisie dans le cas des captages de la fosse de Melun et en période de basses eaux. . . . 263

13.13Différentes enveloppes de contribution aux captages de la Fosse de Melun pour une période de faible recharge (a) et de forte recharge (b), aux captages de la basse vallée de l'Yerres pour une période de faible recharge (c) et de forte recharge (d) et aux captages de Nangis pour une période de faible recharge (e) et de forte recharge (f) 264
13.14Écart relatif (en pourcentage) du flux de nitrates non pris en compte dans le cas des enveloppes à 90 % et 99 % 266

14.1 Différentes évolutions possibles du flux du traceur capté par un ouvrage et préalablement injecté en un lieu fixe à la date t_0. courbe 1 : transfert rapide, courbe 2 : transfert moyen, courbe 3 : multiples vitesses de transferts, courbe 4 : transfert très lent. 268
14.2 Évolution du flux du traceur calculé aux captages au cours de la simulation aux captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres 270
14.3 Temps caractéristique calculé sur les zones de 1 km^2 au bout duquel 25 %, 50 % et 75% du flux de matière est arrivé respectivement aux captages de la fosse de Melun (a, c, e) et aux captages de la basse vallée de l'Yerres (b, d, f) 272
14.4 Distribution du temps de transfert entre les zones contributives pour les captages de la fosse de Melun (a) et de la basse vallée de l'Yerres (b) 273
14.5 Évolution du flux de traceur aux captages selon le mode de recharge considéré274
14.6 Temps de transfert calculés à partir des linéaires de cours d'eau s'infiltrant sur les zones élémentaires contribuant à alimenter les captages de la fosse de Melun (a) et ceux de la basse vallée de l'Yerres (b) 274

15.1 Superposition des temps de transfert et de la contribution des zones élémentaires sur la superficie de l'enveloppe de 99 % définie en période de hautes eaux pour les captages de la FDM (a) et ceux de la BVY (b). 277
15.2 Zones pertinentes (en hachuré marron) délimitées selon les critères définis pour un objectif fixé en 2027 pour les deux zones de captages. 278
15.3 Zones pertinentes (en hachuré marron) délimitées selon les critères définis pour un objectif fixé en 2015 pour les deux zones de captages. 279
15.4 Schéma de la méthodologie suivie pour évaluer la pertinence des surfaces d'actions identifiées dans le cadre de la protection des captages prioritaires vis à vis de la contamination nitrique 280
15.5 Méthodologie appliquée pour évaluer les zones d'action pertinentes pour les captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres . 281
15.6 Zones d'action sur lesquelles seront modifiées les pratiques agricoles. La superficie totale retenue et la surface des terres agricoles considérées par ce changement sont précisées 281

15.7 Concentrations moyennes annuelles en nitrates ($mg.L^{-1}$) calculées au forage 02582X0190 (a) et 02205X0098 (b) entre 2011 et 2029 pour les cinq surfaces d'actions étudiées. Les seuils de vigilance et d'action renforcée définies pour les eaux souterraines destinées à l'alimentation en eau potable par le SDAGE Seine-Normandie sont précisés 282
15.8 Evolution de la concentration moyenne annuelle en nitrates ($mg.L^{-1}$) simulée dans l'Yerres à Courtomer (a) et à Villeneuve-St-Georges (b) en fonction des cinq surfaces d'actions considérées 283
15.9 Concentrations moyennes annuelles en 2027 calculées à l'ouvrage 02582X0190 (FDM) et à l'ouvrage 02205X0098 (BVY). Calcul de la diminution des teneurs en nitrates selon les différentes surfaces d'actions étudiées. 284

Liste des tableaux

2.1 Sources d'azote dans les eaux souterraines urbaines (Lerner et al., 1999) . . 12

3.1 Répartition des communes selon le pourcentage de la superficie drainée d'après le RGA de 2000 (source : INRA de Mirecourt). 33

4.1 Nombre de points de prélèvements selon les aquifères captés et leurs usages entre 1988 et 2007. ALL : Nappe alluviale ; OLI : Nappe des Calcaires de Brie, EOS/CH : Nappe des Calcaires de Champigny *stricto sensu* ; EOS : Nappe des Calcaires de Champigny et de St-Ouen ; EOS + : Nappe des Calcaires de Champigny + Calcaires de St-Ouen + Lutétien ou Yprésien ; EOS/SO : Nappe du calcaire de Saint-Ouen *stricto sensu* ; EOS/SO+ : Nappe du calcaire de St-Ouen + formation de l'Éocène inférieur ; ESM : Nappe du calcaire lacustre indifférencié (Champigny, St-Ouen, Lutétien) ; EOM : nappe du Lutétien ; EMI : Nappe du Lutétien/Yprésien, EOC : Nappe du Champigny/St-Ouen/Lutétien/Yprésien 45

4.2 Débits ($m^3.s^{-1}$) calculés statistiquement à quatre stations hydrométriques afin de caractériser les étiages et les crues (source : banque HYDRO) 49

6.1 Pourcentage de la superficie occupée par chaque fonction production sur le domaine modélisé 89

6.2 Caractéristiques du maillage de chaque couche souterraine (surface totale, taille moyenne, écart type). 92

6.3 Formations principales exploitées et répartition en pourcentage des volumes prélevés par couche modélisée 1) Oligocène, 3) Calcaires de Champigny, 5) Éocène moyen et inférieur 97

6.4 Choix de la constante de vidange selon les matériaux parentaux caractérisant les fonctions productions 99

7.1 Résultats des critères statistiques calculés au pas de temps journalier sur les débits aux stations hydrométriques. Avec le critère de Nash, le biais ($m^3.s^{-1}$), l'écart relatif entre les volumes calculés et observés (%), la moyenne des débits observées ($\overline{X_{obs}}$) et mesurées ($\overline{X_{sim}}$) 110

7.2 Résultats des critères statistiques pour les débits aux stations hydrométriques calculés au pas de temps journalier sur la période de validation : le critère de Nash, biais ($m^3.s^{-1}$), écart relatif entre les volumes calculés et observés (%), moyenne des débits observées ($\overline{X_{obs}}$) et mesurées ($\overline{X_{sim}}$) . . . 128
7.3 Résultats des critères statistiques pour les débits aux stations hydrométriques calculés au pas de temps journalier sur la période de 1985 à 2011 : le critère de Nash, biais ($m^3.s^{-1}$), écart relatif entre les volumes calculés et observés (%), moyenne des débits observées ($\overline{X_{obs}}$) et mesurées ($\overline{X_{sim}}$) . . . 129

10.1 Périodes pendant lesquelles les pratiques sont homogènes sur les types de surface agricole . . . 173
10.2 Comparaison des rendements moyens simulés et observés (tonnes/ha) sur la zone d'étude entre 1971 et 2010 . . . 175

11.1 Paramètres de transfert des nitrates selon les types de zones non saturées . 194
11.2 Comparaison de la moyenne des concentrations entre le mois de mai et d'août sur des années humides (1999-2001) et sèches (2004-2006) à plusieurs stations situées sur l'Yerres. . . . 210
11.3 Distribution des critères statistiques calculés sur les concentrations en rivières estimées par bassin : RMSE ($mg.L^{-1}$), BIAIS ($mg.L^{-1}$), Moyenne des mesures "$\overline{X_{obs}}$" ($mg.L^{-1}$), Moyenne des teneurs calculées "$\overline{X_{sim}}$" ($mg.L^{-1}$), Écart type des observations σ_{obs}, Écart type des concentrations simulées σ_{sim}, Coefficient de corrélation ρ . . . 212
11.4 Taux de rétention et biais moyen calculé entre 1971 et 2010. Les taux de rétention calculés sont comparés par interpolation à ceux estimés par (Curie, 2006) aux stations RNB (Réseau National de Bassin) . . . 214
11.5 Distribution des critères statistiques calculés sur les concentrations en rivières estimées par bassin : RMSE ($mg.L^{-1}$), Biais ($mg.L^{-1}$), Moyenne des mesures "$\overline{X_{obs}}$" ($mg.L^{-1}$), Moyenne des teneurs calculées "$\overline{X_{sim}}$" ($mg.L^{-1}$), Écart type des observations σ_{obs}, Écart type des concentrations simulées σ_{sim}, Coefficient de corrélation ρ. . . . 215
11.6 Paramètres de transfert des nitrates selon les types de zones non saturées . 217
11.7 Maximum et minimum de la porosité cinématique et de drainage pour les formations aquifères . . . 217
11.8 Flux de nitrates mensuel moyen entrant (kg) par les rivières et par aquifère entre 1971 et 2010. . . . 221
11.9 Pourcentage du flux de nitrates infiltré sur les cours d'eau par aquifère . . . 221
11.10 Pourcentage de la superficie dont les concentrations en nitrates sont supérieures ou égales à 50 $mg.L^{-1}$ (norme de potabilité des nitrates) . . . 223
11.11 Valeurs statistiques calculées sur la médiane (Méd.), le premier quartile (1^{er} quart.) et le troisième quartile ($3^{ème}$ quart.) entre 1971 et 2010 . . . 224

12.1 Modification des successions culturales principales définies sur la dernière période homogène (2000-2010) et sur les six types de zones agronomiques où les pratiques culturales sont similaires. Les cultures sont : B : le blé d'hiver, C : le colza, Mg : le maïs, OP : l'orge de printemps, OH : l'escourgeon, P : le pois, Bet : la betterave, Mo : la moutarde 231

12.2 Comparaison des rendements calculés (tonne/ha) entre le scénario Laisser faire et celui avec CIPAN 233

12.3 Répartition de la superficie des concentrations simulées par aquifère (Olig. : Oligocène, Éoc. Sup. : calcaires de Champigny, Éoc. moy. & inf. : Éocène moyen et inférieur) selon les différents scénarios prospectifs . La limite de 50 mg.L^{-1} correspond à la limite de qualité de l'eau potable et celle à 37,5 mg.L^{-1} correspond au troisième niveau d'action définie par le SDAGE Seine-Normandie (Seuil d'action renforcée). 238

12.4 Valeurs statistiques calculées sur la médiane, le premier quartile (1^{er} quart.) et le troisième quartile ($3^{ème}$ quart.) des concentrations en nitrates simulées entre 2011 et 2029 pour les trois aquifères (Oligocène, calcaires de Champigny et Éocène inférieur) et selon les scénarios prospectifs (Référence, réduction de 35 % des intrants, CIPAN, CIPAN + réduction de 35 % des intrants, Zéro intrant) 242

12.5 Concentrations moyennes annuelles calculées en nitrates (mg.L^{-1}) entre 2011 et 2029 à quelques stations en rivières pour les différents scénarios : Référence : Laisser faire, Réd. 35% : réduction de 35 % des intrants, CIPAN : utilisation de moutarde en interculture, CIPAN + réd. 35 % : réduction de 35 % des intrants associée à la moutarde en interculture, Zéro : aucun intrant sur les zones agricoles. 245

13.1 Superficie des enveloppes de contributions aux différents captages prioritaires en période de faible (B.E) et de forte recharge (H.E.) 265

14.1 Temps de transfert général en années aux différents zones de captages prioritaires 271

15.1 Classement du temps de transfert (a) et des contributions en flux d'eau des zones élémentaires (b) 276

15.2 Superficie et contribution totale en flux d'eau des zones pertinentes présentant un temps de transfert inférieur à 20 ans selon la classe de contribution pour les captages de la fosse de Melun. La somme des contributions est inférieur à 100 puisqu'on ne prend pas en compte les zones avec un temps de transfert supérieur à 20 ans. 278

15.3 Superficie et contribution totale des zones pertinentes présentant un temps de transfert inférieur à 20 ans selon la classe de contribution pour les captages de la basse vallée de l'Yerres. 278
4 Nombre de données traité par formation modélisée 318

Remerciements

Au moment de finaliser ce manuscrit, je tenais à remercier toutes les personnes qui ont pu contribuer par de multiples façons à ce travail et qui ont permis son bon déroulement durant quatre années. Merci tout d'abord à mon directeur de thèse, Emmanuel Ledoux, qui m'a proposé ce sujet. Merci pour tout le temps qu'il m'a consacré que cela soit pour les modifications dans les modèles MODCOU et NEWSAM ou bien lors de la relecture du mémoire.

De même je tiens à remercier Pascal Viennot qui a pris le temps de m'expliquer le fonctionnement plus technique de la chaine de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM et pour avoir répondu patiemment à mes nombreuses questions dans divers domaines tout au long de ces quatre années.

Ce travail a pu être mené grâce au financement de l'Agence Seine Normandie et par le Syndicat des Eaux d'Ile-de-France, Eau du Sud Parisien et Véolia Eau. Je leur exprime toute ma reconnaissance pour toute l'attention portée à l'avancement des travaux et leur participation aux différents comité de thèse. Le fait d'avoir assisté aux réunions du comité de pilotage constitué dans le cadre de l'étude BAC des captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres a été une expérience trés enrichissante notamment pour comprendre concrétement les actions menées par les différents acteurs d'un territoire.

J'adresse mes remerciements aux membres du jury, qui ont bien voulu prendre le temps de lire ce long mémoire et d'avoir assisté à ma soutenance. Merci à Marc Benoit et Alain Dupuy, rapporteurs, mais aussi à Nathalie Dörflinger, Jean-Marie Mouchel et Philippe Renard, examinateurs, ainsi qu'à Anne Reynaud et Salomé Christian pour leurs remarques et leurs suggestions que j'ai essayé de suivre pour finaliser ce manuscrit.

Je remercie aussi l'ensemble des personnes ainsi que les institutions pour leur mise à disposition de tous les documents et renseignements dont j'ai eu besoin. Notamment Etienne Leblois (IRSTEA) pour m'avoir expliquer le fonctionnement d'Hydrodem, Anne Reynaud (AQUI'Brie) pour les nombreuses données transmises et les nombreux échanges à propos de la nappe des calcaires de Champigny, Etienne Laplace (Conseil Général de Seine-et-Marne) et Philippe Verjus (DRIEE Île-de-France) qui m'ont transmis respective-

ment les données des stations d'épuration et des coupes géologiques du territoire étudié. Enfin je remercie Céline Schott et les différentes personnes de l'INRA de Mirecourt qui ont collaboré à la création de la base des pratiques agricoles.

Je suis reconnaissante de l'acceuil que j'ai eu au centre de Géosciences et plus particulièrement à l'ensemble des permanents de l'équipe Système Hydrologique et Réservoirs. Une attention particulière à Dominique Vassiliadis pour sa prévenance et son aide. Un grand merci aux nombreux doctorants et post-doctorants que j'ai pu cotoyer durant ces années à Fontainebleau qui ont su instaurer une super ambiance à la fois chaleureuse et conviviale. Une pensée plus particulière pour mes principaux "co-bureaux" : Alexandra, Léna et Amer avec qui j'ai souvent ri mais toujours dans une ambiance studieuse.

Enfin je tiens à remercier ma famille pour m'avoir soutenu, encouragé et aidé durant ces quatre années. Sans votre patience et vos encouragements, ce mémoire n'aurait jamais vu le jour.

Introduction

La dégradation progressive de la qualité des eaux de l'hydrosystème induit par une augmentation des concentrations nitriques est observée depuis les années 50 (Mariotti, 1994; Strebel et al., 1989). Elle s'observe plus particulièrement dans les régions d'agriculture intensive (Hansen et al., 2010) conséquence de l'augmentation de l'utilisation d'engrais azotés (Costa et al., 2002; Almasri and Kaluarachchi, 2004; Foster, 2000). D'autres origines plus ponctuelles (rejets industriels, rejets urbains) sont aussi des sources d'azote.

Une trop forte teneur en nitrates dans les eaux a des conséquences à la fois sur l'environnement et sur la santé humaine. Dans le premier cas, en présence de phosphates, elle favorise l'eutrophisation des eaux de surface (Boyer et al., 2006; Aminot et al., 1998; Garnier et al., 1998; Donnelly et al., 1997) c'est-à-dire le développement de végétaux aquatiques conduisant à l'anoxie du milieu et à la libération de substances toxiques (Shumway, 1990). Ce phénomène saisonnier a donc des conséquences sur l'environnement, sur la santé humaine (Hoagland et al., 2002) mais aussi sur l'économie d'une région (Larkin and Adams, 2007). Dans le deuxième cas, une trop forte teneur en nitrates est dangereuse pour les nourrissons puisqu'elle provoque une anémie tandis que chez les adultes une trop forte ingestion peut provoquer des cancers notamment de l'estomac (Joossens et al., 1996; Forman et al., 1984).

Face à ce constat, des législations ont été mises en place depuis les années 80 afin de limiter cette contamination. A l'échelle européenne depuis l'année 2000, la Directive Cadre sur l'Eau a fixé à l'ensemble des états membres d'atteindre le bon état écologique de leurs eaux d'ici 2015. En France depuis 2009, les lois Grenelle disposent d'assurer la protection de l'aire d'alimentation d'au moins 500 captages menacés par les pollutions diffuses et considérés comme prioritaires.

Afin de répondre à ces exigences, la compréhension du cycle de l'azote dans l'hydrosystème ainsi que ses origines sont nécessaires pour appréhender la dynamique des nitrates et pouvoir proposer par la suite des plans d'action efficaces. Des outils de modélisation ont été développés notamment dans le cadre des travaux menés dans le programme PIREN-Seine. Ainsi depuis 2002, la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM (Gomez, 2002; Ledoux et al., 2007) est capable de transférer l'azote résultant d'activités agricoles

depuis les sols vers les nappes souterraines. Cependant les résultats à l'échelle régionale se sont révélés être relativement hétérogènes par rapport aux observations ce qui amène à penser que certains processus influençant localement l'hydrodynamisme de la nappe et l'évolution de la contamination nitrique dans les aquifères ont été négligés.

Nous nous intéressons plus particulièrement dans le cadre de cette thèse à l'impact des échanges nappes-rivières qui sont récemment apparus comme des facteurs essentiels du fonctionnement hydro-bio-géochimique. En effet depuis quelques années la prise en compte de ces échanges par les outils de modélisation a permis de prendre conscience de leur importance pour la compréhension du fonctionnement hydrodynamique d'un aquifère mais sans prendre en considération le fait que les pertes en rivière pouvaient altérer la qualité de l'eau des aquifères. L'objectif est donc, à présent, d'intégrer conceptuellement ces zones d'apports de contaminants dans la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM afin d'améliorer la dynamique de l'évolution de la contamination des nitrates dans les aquifères.

A cause de l'inertie du système, il est souvent difficile de relier l'impact du changement de pratiques agricoles sur la qualité de l'eau à un ouvrage de captage. La conception et la réalisation de plan d'action ont un coût financier non négligeable notamment si l'on recherche des résultats à long terme. Il sera proposé dans cette thèse une méthodologie spécifique développée à partir des modèles précédents afin d'identifier les zones d'actions pertinentes. L'objectif est d'augmenter l'efficacité de tels plans d'action en ciblant des zones qui impactent réellement la qualité de l'eau aux ouvrages notamment en adaptant les mesures à mettre en place.

Première partie

Contexte de la thèse et présentation de l'hydrosystème du calcaire de Champigny

Chapitre 1

Cadre de la thèse

La contamination des hydrosystèmes par les pollutions diffuses a des conséquences néfastes sur le milieu environnemental et sur la santé publique. Dans ce cadre, des réglementations ont été mises en place afin de la limiter.

Sommaire

1.1 Législation **3**
1.2 Objectifs attendus **4**
1.3 Structure du mémoire **7**

1.1 Législation

Depuis 1970, la politique publique de l'eau s'inscrit dans un cadre européen. Dès 1991, la directive nitrates 91/676/CE visait à protéger les eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole grâce à la mise en œuvre de mesures de surveillance des eaux superficielles et souterraines, la désignation de zones vulnérables et l'élaboration de programmes d'action. Cette réglementation fixe une norme de potabilité des eaux de 50 $mg.L^{-1}$ pour les nitrates.

Cette directive sera intégrée par la suite à la Directive Cadre sur l'Eau appelée aussi DCE (2000/60/CE) qui établit une politique globale communautaire dans le domaine de l'eau. Plusieurs objectifs sont fixés dont la prévention et la réduction de la pollution diffuse, la promotion d'une utilisation durable de l'eau et la protection de l'environnement. Ainsi pour les états membres, il faudra atteindre un "bon" état écologique et chimique de toutes les eaux communautaires en 2015 sous peine de sanction (Union européenne, 2000).

La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) du 30 Octobre 2006 a rénové le cadre global défini par les deux grandes lois sur l'eau en France (du 16 décembre 1964 et du 3 janvier 1992). Elle intègre les différentes directives européennes notamment la Directive Cadre sur l'Eau retranscrite précédemment dans la loi du 21 avril 2004 (http.//www.eaufrance.fr). Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), établi par bassin hydrographique, définit des objectifs de quantité et de qualité des eaux ainsi que les aménagements à réaliser pour les atteindre. Celui-ci comporte en annexe un programme de mesures précisant, par unité hydrographique, les grandes actions

à mettre en œuvre en vue d'atteinte les objectifs fixés.

En 2007, lors du Grenelle de l'environnement, la préservation de la ressource en eau à long terme pour l'alimentation en eau potable a été identifiée comme un objectif prioritaire. La loi Grenelle 1 (03/08/2009) dont le texte est consultable sur le site de Ministère de l'Ecologie et de l'Environnement Durable (2009), dispose d'assurer la protection de l'aire d'alimentation de 500 captages les plus menacés par les pollutions diffuses d'ici 2012.

En 2009, 507 captages ont été identifiés en France comme les plus menacés par les pollutions diffuses. Ceux-ci ont été sélectionnés selon l'état de la ressource vis à vis des pollutions diffuses (nitrates et produits phytosanitaires) et leurs caractéristiques spécifiques vis-à-vis de la population desservie et de la volonté de reconquérir certains captages abandonnés. Le dispositif de protection appliqué est celui en vigueur pour les zones soumises aux contraintes environnementales (article 21 de la LEMA) . Pour chacun de ces captages, une zone de protection de l'Aire d'Alimentation des Captages (AAC [1]) doit être arrêtée. L'analyse de la vulnérabilité de la nappe et la réalisation d'un diagnostic territorial des pressions de toutes origines (collectivités, industrielles, agricoles ...) doivent permettre d'identifier les enjeux et les zones d'action. Des mesures agro-environnementales seront mises en place à la suite de l'établissement d'un plan d'action.
Actuellement 530 lieux de captage [2] soit 890 points de prélèvement sont concernés par ce dispositif réglementaire qui s'intègre et complète les plans d'action établis dans le cadre du SDAGE.

1.2 Objectifs attendus

La nappe des calcaires de Champigny située au sud-est de Paris est une des nappes les plus exploitées dans la région parisienne. Elle alimente plus d'un million de franciliens en eau potable dont des Parisiens, des Val-de-marnais, des Essonniens et la moitié des Seine-et-Marnais. Elle est exploitée essentiellement entre le Grand Morin et la cuesta d'Île-de-France et en rive droite de la Seine, à raison de 219 Mm^3/jour (en 2007).

Parmi les 13 sites de prélèvement identifiés "Grenelle" en Seine-et-Marne (Fig. 1.1), trois situés dans la fosse de Melun [3] captant la nappe des calcaires de Champigny et prélevant pour plus de 18 $Mm^3.an^{-1}$ d'eau font actuellement l'objet d'une étude "BAC" menés par les maîtres d'ouvrages, comme disposé par la loi. Ces trois champs captants alimentent les usines d'Arvigny, de Boissise-la-Bertrand et de Champigny Sud exploitées respectivement

1. Ce terme est équivalent à Bassin d'Alimentation de Captages (BAC) pour ce qui concerne les eaux souterraines (Vernoux et al., 2007)

2. Un ouvrage de prélèvement est connecté à une seule ressource en eau, par l'intermédiaire d'un ou plusieurs points de prélèvement géographiquement individualisés. Un point de prélèvement matérialise un point de connexion physique entre la ressource en eau et un dispositif technique de captage d'eau se rapportant à l'ouvrage de prélèvement en question (source : dictionnaire du SANDRE)

3. La fosse de Melun est une structure géologique des formations du Tertiaire en forme de gouttière dirigé vers la Seine qui constitue un des exutoires de la nappe. D'après ce contexte géologique favorable de nombreux forages s'y sont implantés à partir des années 70.

par le SEDIF [4], Veolia Eau et Eau du Sud Parisien. Ils ont été classés Grenelle en se basant sur un critère stratégique notamment au vu de la population desservie, plutôt que sur l'état qualitatif de la ressource concernée. Sur la commune de Nangis, un seul captage qui relève du classement Grenelle a été incorporé à l'étude BAC. Enfin dans la basse vallée de l'Yerres, deux champs captants exploités par Eau du Sud Parisien et identifiés comme prioritaires dans le cadre du SDAGE du bassin Seine-Normandie ont été retenus dans cette étude.

Cette étude BAC doit dresser un état du milieu et établir un diagnostic territorial des pressions sur le bassin d'alimentation des captages pour en déterminer les origines (sur le volet agricole, industriel ou assainissement), les hiérarchiser et les quantifier. Le but est de déterminer des zones porteuses d'enjeux environnementaux forts afin d'arrêter des programmes d'action spécifiques à ces zones en concertation avec les différents membres du comité de pilotage mis en place dans le cadre de cette étude (Agence de l'Eau Seine Normandie, Conseil Général (77), Direction Départementale de l'Environnement et de l'Équipement (77), Conseil Régional d'Île-de-France, AQUI'Brie, Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie, Chambre d'Agriculture du 77, ...).

La délimitation des bassins d'alimentation des captages (BAC) et l'évaluation de la vulnérabilité des secteurs de la fosse de Melun, de Nangis et de la basse vallée de l'Yerres ont été réalisées par l'association AQUI'Brie (Reynaud, 2008) selon la méthodologie définie par le BRGM (Vernoux et al., 2007). Ce travail a mis en évidence que les zones d'alimentation des captages se chevauchent du fait de la proximité des champs captants et de la grande extension des BAC (1633 km^2 pour celui de la fosse de Melun et 1059 km^2 pour celui de la basse vallée de l'Yerres) qui s'étendent sur plusieurs départements (Essonne, Seine-et-Marne et Val de Marne). La vulnérabilité vis-à-vis de la pollution diffuse a été établie sur l'ensemble de la zone par une approche multicritère, visant à cartographier un ensemble de facteurs conditionnant la recharge, pour un aquifère continu d'une part, et karstique d'autre part. Un poids relatif est attribué à chacun des facteurs pour les deux types d'aquifère et conduit à la définition d'une carte de vulnérabilité en quatre classes. Toutefois, pour un hydrosystème d'une telle complexité, la seule définition d'une vulnérabilité n'est pas suffisante et la prise en compte du transport des polluants dans les différents compartiments de l'hydrosystème est indispensable.

Un outil opérationnel, simulant non seulement le transport des polluants mais également la production de ces polluants à ces différentes sources, permettrait d'étudier des scénarios d'évolution des pratiques agricoles sur les secteurs contribuant spécifiquement à l'alimentation des captages (CIPAN [5], optimisation des apports de fertilisants, changement de pratiques, ...) et de quantifier les bénéfices à en attendre. De tels outils de simulation relevant encore largement du domaine de la recherche, les producteurs d'eau potable se

4. Syndicat des Eaux d'Île-de-France
5. Culture Intermédiaire Piège à Nitrates

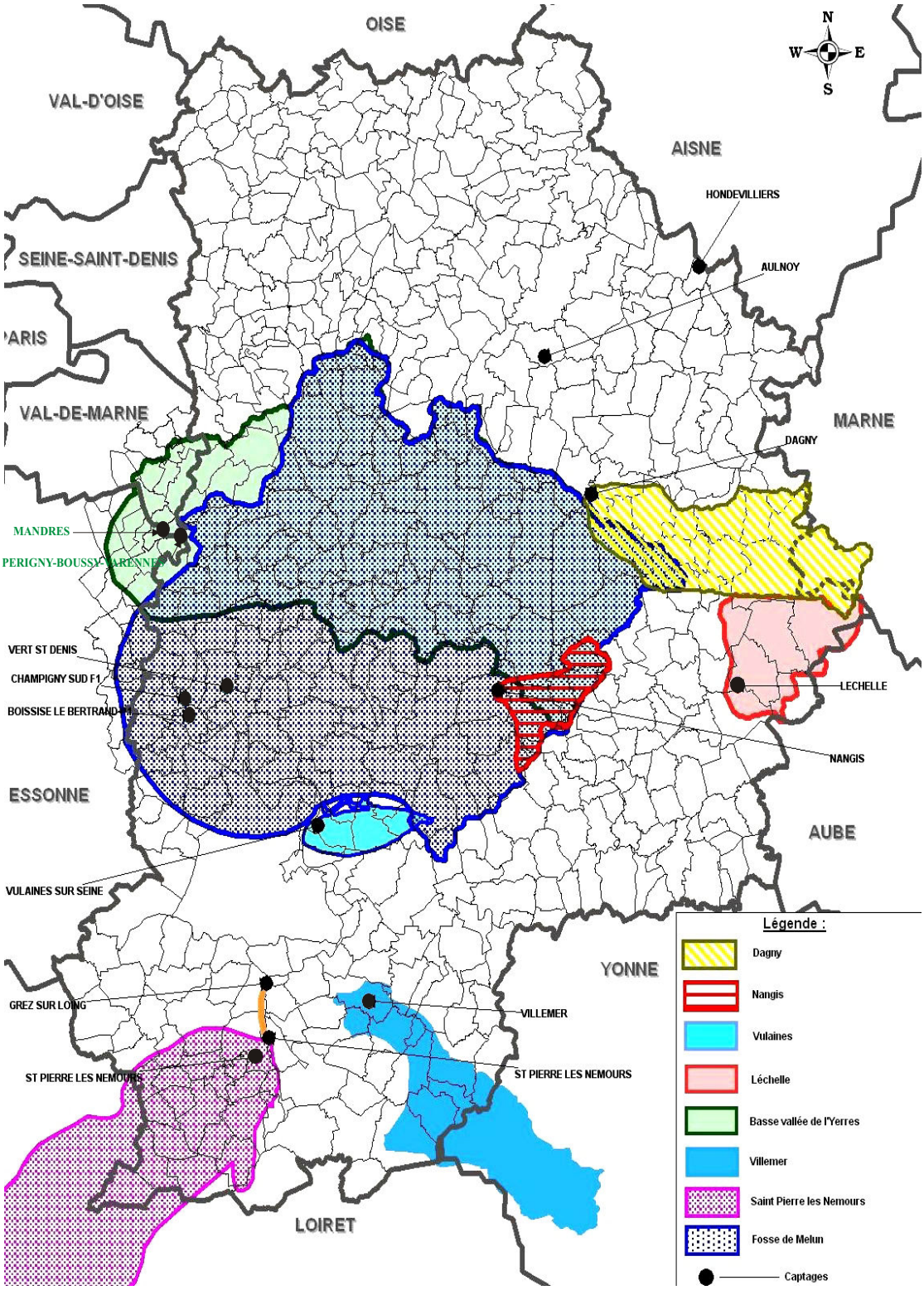


FIGURE 1.1: Les captages Grenelle en Seine-et-Marne (texte en noir) et les captages prioritaires dans la basse vallée de d'Yerres (texte en vert). La délimitation des BAC a été représentée pour huit d'entre eux (source : PDE, 2010)

sont intéressés aux travaux effectués dans le cadre du PIREN-Seine [6], où des outils de modélisation prenant en compte la production des nitrates dans les sols cultivés via le modèle agronomique STICS, et l'hydrodynamique via le modèle hydrogéologique MODCOU, ont été développés à différentes échelles (bassin de la Seine, bassin du Grand Morin, Basse Normandie...).

Le premier objectif est de construire, dans un premier temps, un modèle dédié au site aquifère de la fosse de Melun, prenant en compte la production et le transport des nitrates. Le modèle hydrologique-hydrogéologique doit permettre de mieux comprendre le fonctionnement de l'hydrosystème en prenant en compte toutes les spécifications du secteur (coexistence d'un faciès karstique sur une partie de la zone d'intérêt et d'un aquifère globalement de type continu, les nombreux gouffres en plateaux, les pertes de cours d'eaux, les zones d'assèchement de la nappe, ...). En gardant à l'esprit les limitations de la modélisation, l'outil de simulation doit en particulier estimer les modes d'alimentation de la nappe (infiltration diffuse, pertes en rivières) sur différents secteurs pour en déterminer la vulnérabilité.

Le deuxième objectif est la modélisation agronomique qui doit permettre de connaître la production des flux d'azote au cours du temps et dans l'espace à partir de la reconstitution des pratiques agricoles spécifiques à la zone d'étude. Une simulation sur les quarante dernières années permettra de caler les paramètres du modèle et d'obtenir un état initial actuel de la pollution au sein des formations aquifères pour des scénarios prospectifs.

Au vu de la superficie importante des bassins d'alimentation des captages, la détermination de zones d'action pertinentes est nécessaire pour optimiser les actions à y mener. Une estimation de la durée du transfert entre les zones de contribution à la pollution azotée et les captages permettra d'évaluer le temps au bout duquel ces actions commenceront à se manifester au niveau des ouvrages.

1.3 Structure du mémoire

Dans le cadre des objectifs énoncés ci-dessus, ce mémoire de thèse s'articule en quatre parties. En tout premier lieu est présentée la dynamique de l'azote dans l'hydrosystème, afin de synthétiser les connaissances déjà établies sur le comportement des nitrates et les processus qui contrôlent leur transformation et leur transfert dans l'hydrosystème.
Suivra la présentation de l'hydrosystème, tout d'abord par une description géographique de la zone d'étude puis du contexte géologique et enfin des données hydrogéologiques spatialisées disponibles. Ensuite est présentée brièvement la contamination nitrique, telle qu'elle est observée dans les eaux superficielles et les eaux souterraines sur la zone d'étude.

La deuxième partie est consacrée à la conceptualisation du système et à la mise en

6. Le PIREN-Seine est un groupement de recherche dont l'objectif est de développer, à partir de mesures de terrain et de modélisations, une vision d'ensemble du fonctionnement du système formé par le réseau hydrographique de la Seine, son bassin versant et la société humaine qui l'investit (http ://www.sysiphe.jussieu.fr/internet/piren/).

œuvre du modèle hydrodynamique. Le choix des modèles utilisés et les modifications conceptuelles apportées sont présentés. Les résultats du modèle sur une période de calage et de validation sont détaillés ainsi que le fonctionnement de l'hydrosystème en général.

Dans la troisième partie de ce mémoire est présentée la mise en place du modèle de transfert des nitrates basé sur la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM. La méthodologie employée pour prendre en compte des flux de nitrates issus de l'infiltration des cours d'eaux y est détaillée ainsi que l'évolution de la contamination nitrique simulée dans les différents aquifères.

La méthodologie développée pour déterminer les zones pertinentes d'action relatives aux trois zones de captages prioritaires est décrite dans la quatrième partie de ce mémoire. Les différents critères utilisés (zone contributive, temps de transfert) sont expliqués dans les chapitres 13 et 14.

Chapitre 2

Dynamique de l'azote dans l'hydrosystème

La compréhension du cycle de l'azote au sein de l'hydrosystème est nécessaire afin de déterminer la dynamique des nitrates et les principaux mécanismes qui les contrôlent.

Sommaire

2.1 Les sources d'azote 9
2.1.1 Sources agricoles 10
2.1.2 Sources urbaines 11
2.1.3 Dans le bassin de la Seine 14
2.2 Processus de transformation de l'azote 14
2.3 Transfert dans l'hydrosystème 16
2.3.1 Dans la zone riparienne 17
2.3.2 Dans les cours d'eau 18
2.3.3 Dans la zone non saturée 22
2.3.4 Dans les eaux souterraines 23
2.4 Synthèse 24

2.1 Les sources d'azote

L'azote est présent à la fois dans les milieux atmosphérique, terrestre et marin sous différentes formes chimiques et sous différentes phases (gazeuse, dissoute). Les nitrates sont une des formes d'oxydation de l'azote dont les sources peuvent être qualifiées de ponctuelles ou de diffuses. Depuis le XIX^{e} siècle, la disponibilité de l'azote a presque doublé sous l'effet des activités humaines (Galloway et al., 2004) entraînant des conséquences multiples sur les écosystèmes naturels (Vitousek et al., 1997). La figure 2.1 présente la "cascade" simplifiée de l'azote depuis les différentes sources anthropogéniques jusqu'aux différentes formes de l'azote dans l'atmosphère et dans le milieu terrestre. La fixation du diazote (N_2) présent dans l'air sous forme de composés azotés de synthèse (procédé Haber-Bosch) utilisés pour la fertilisation des terres agricoles a augmenté la quantité d'azote disponible dans le milieu terrestre et marin. Elle représente en Europe 70 % de la fixation annuelle anthropogénique.

L'utilisation de combustibles fossiles et l'activité industrielle représentent la deuxième source d'apport d'azote notamment dans le domaine atmosphérique.

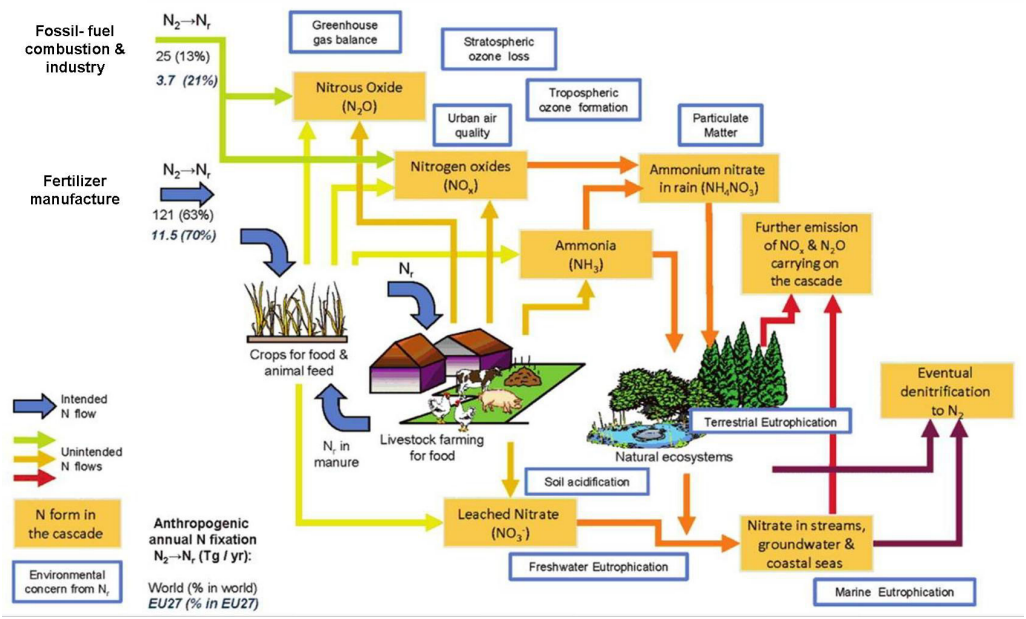


FIGURE 2.1: Cascade de l'azote simplifiée avec les différentes formes d'azote à la source (encadré orange) et leurs conséquences sur l'environnement (encadré bleu). L'estimation de la fixation de l'azote (Tg/yr = million de tonnes d'azote par an) au niveau mondial est représentée en noir et en bleu pour l'Europe. Les flèches bleues représentent les flux entrants et toutes les autres flèches représentent les flux d'azote sortants de chaque compartiment (Sutton et al., 2011).

2.1.1 Sources agricoles

A partir des années 50, pour répondre à l'augmentation des besoins de la population, le secteur agricole a eu recours à l'utilisation systématique de fertilisants d'origine minérale en évoluant progressivement d'une agriculture traditionnelle vers une agriculture intensive. Cette transformation s'est produite en Europe mais aussi aux États-Unis, en Chine et au Japon. Dans un système cultural, la totalité de l'azote qui est utilisé par les plantes lors de leur croissance n'est pas restituée au sol puisqu'une partie de la culture est exportée par la récolte (Suzuki, 1999). L'appauvrissement du sol résultant a été ainsi compensé à partir des années 50 en utilisant des engrais. Cependant les applications étant supérieures aux besoins culturaux, le surplus a été transféré par la suite à travers l'hydrosystème. Dans de nombreux cas l'augmentation des teneurs en nitrates dans l'hydrosystème a pu être corrélée à l'utilisation d'engrais (Costa et al., 2002; Foster, 2000; Almasri and Kaluarachchi, 2004; Mishima, 2001; Hénin, 1980). Dans le bassin Seine-Normandie, une carte des estimations du surplus azoté a été constituée en 2004 (Fig. 2.2). On y distingue des valeurs supérieures à 50 kg.N.ha^{-1}.an^{-1} dans la région de la Beauce et à l'est du bassin alors qu'en Île-de-

France, on constate que le surplus azoté est évalué entre 10 et 100 kg.N.ha^{-1}.an^{-1}. A l'échelle de ce bassin, on estime que 65 % des surplus azotés sont entraînés vers les nappes et les rivières (AESN, 2004).

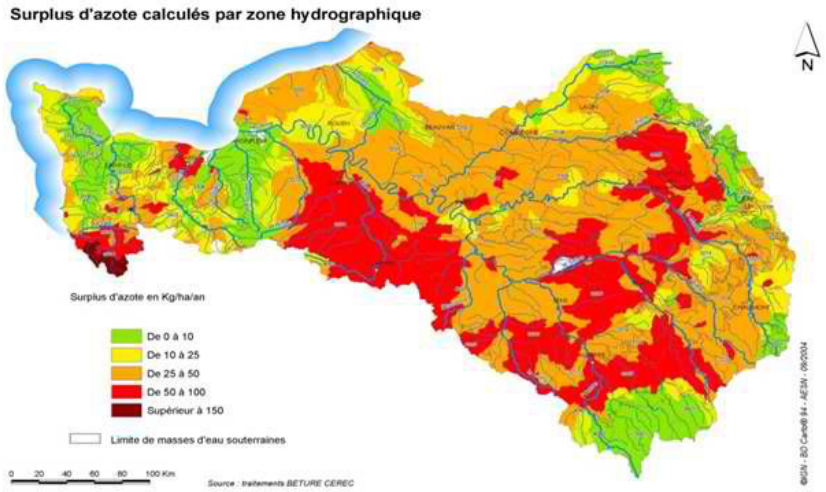


FIGURE 2.2: Estimation du surplus azoté sur le bassin de la Seine (AESN, 2004)

Les apports d'azote sous forme organique se font essentiellement au moyen d'amendements (fumier, lisier, boue d'épuration) et par restitution au sol des résidus des cultures précédentes. Le choix de la forme de l'azote minéral a apporter tient compte du fractionnement, de la date par rapport au besoin des plantes et des conditions d'épandages. Ainsi il peut être apporté directement sous forme nitrique (Nitrate de potassium), sous forme ammoniacale (Sulfate d'ammoniaque), uréique (Urée) ou cyanamidée (Cyanamide calcique). Il peut être aussi sous forme composée comme l'Ammonitrate et le Sulfonitrate d'ammoniaque.

2.1.2 Sources urbaines

Les concentrations locales dans les aquifères situés en zones urbaines peuvent être du même ordre ou même supérieures à celles mesurées dans le milieu agricole (Lerner et al., 1999). Une telle contamination des eaux souterraines dans le milieu urbain a pu être observée au Royaume-Uni (Nazari et al., 1993; Ford and Tellam, 1994), aux États-Unis (Flipse et al., 1984; Groffman et al., 2004) et en France (Drogue, 1990). Les sources de contamination peuvent y être nombreuses. Sur le tableau 2.1 sont présentées les différentes sources référencées par Lerner et al. (1999) et la nature de la contamination azotée des eaux souterraines susceptible d'être engendrée par chaque source. A cause du nombre important de sources d'azote dans les zones urbaines, il est souvent difficile d'estimer la part de chacune puisque certaines sont ponctuelles (site d'enfouissement, usine, pertes dans

le réseau de transport et des égouts) et d'autres sont plus diffuses (dépôts atmosphériques, parcs et jardins, aires de loisirs et construction de logement). Wakida and Lerner (2005) ont fait une synthèse bibliographique des concentrations en nitrates et en ammonium résultant des effluents selon les sources. Ils ont mis en évidence que les teneurs des effluents étant élevées, la possibilité d'une très forte contamination sur une petite surface est donc possible.

Catégorie	Origine de l'azote	Forme azotée dominante
Lessivage de la zone sous-racinaire	Dépôts atmosphériques	NO_3^-
	Fertilisation urbaine (parcs,jardins)	
	Construction de maison	
Infiltration des eaux usées	Pertes dans le réseaux	NH_4^+ et $N_{organique}$
	Fosse septique	
Fuite des réseaux d'approvisionnement	Eau potable	NO_3^-
Terres contaminées	Fuite dans les décharges	NH_4^+
	Usine à gaz	NH_4^+
	Déversements industriels	Composés chimiques variables
Divers	Urée de dégivrage des aéroports et des ponts	Urée

TABLE 2.1: Sources d'azote dans les eaux souterraines urbaines (Lerner et al., 1999)

La part de chaque source est très variable selon les pays. En effet si les fuites dans le réseau d'eaux usées sont une des premières causes de contaminants dans quelques villes d'Allemagne (Mull et al., 1992), en Angleterre et plus précisément à Nottingham se sont les pertes dans le réseau d'alimentation en eau ainsi que le lessivage des terres contaminées qui sont majoritaires (Lerner et al., 1999). La recharge des aquifères par les fuites du réseau d'approvisionnement en eau n'est pas négligeable mais ces eaux sont souvent de bonne qualité avec des teneurs en nitrates ne dépassant pas les normes de potabilité en vigueur selon les pays. Une estimation des apports pour les différentes sources a été établie par Wakida and Lerner (2005) pour la zone urbaine de Nottingham grâce à des modèles numériques de bilan. Ces auteurs ont estimé que la charge totale est de 21 kg.N.ha^{-1}.an^{-1} dont 37 % sont issus des pertes du réseau d'alimentation en eau, 38 % des terres contaminées, 13 % des pertes des réseaux d'eaux usées et 9 % du lessivage des lieux ouverts. Les pertes du réseau d'alimentation en eau peuvent être importantes et dépendent notamment de l'état du réseau et de sa densité.

Le flux de denrées alimentaires représente le flux d'azote le plus important pour la plupart des villes (Bernhardt et al., 2008; Galloway et al., 2004). En utilisant des modèles de bilans Baker et al. (2001) et Groffman et al. (2004) ont estimé que via l'alimentation sont importés respectivement dans la ville de Phoenix et de Baltimore 51 kg.N.ha^{-1}.an^{-1} et 36 kg.N.ha^{-1}.an^{-1}. Après consommation, l'azote est exporté par les déchets solides (via les décharges) et par le biais des réseaux d'assainissement autonomes ou collectifs.

D'importantes quantités d'azote gazeux réactif (NH_3, N_2O, NO_x) sont émises lors de l'utilisation de combustibles fossiles par l'industrie et les transports. Ces gaz sont des polluants atmosphériques importants. Les NO_x provoquent ou aggravent les problèmes respiratoires chez les humains à cause de la formation d'ozone par réactions photochi-

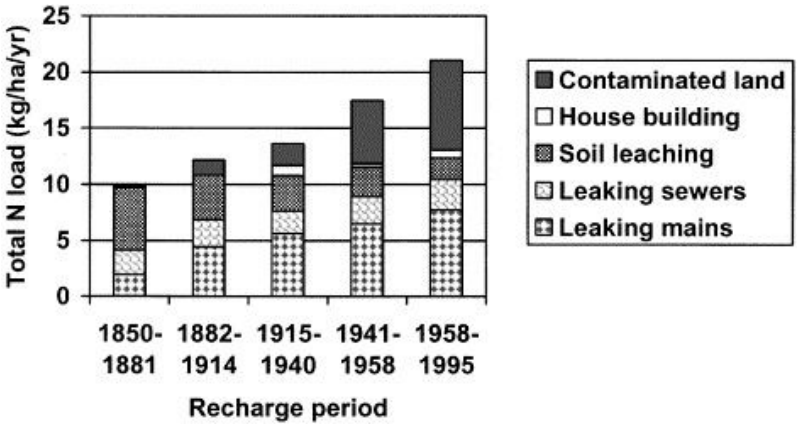


FIGURE 2.3: Estimation des sources de contamination en azote dans la ville de Nottingham (Wakida and Lerner, 2005)

miques (Chameides et al., 1994) tandis que le N_2O est un gaz à effet de serre. Les dépôts atmosphériques (secs et humides) se déposent en partie à proximité de la zone urbaine. En effet Russell et al. (1993) ont montré par des modèles de la qualité de l'air que près de 52 % des émissions de NO_x et près de 53 % des émissions de NH_3 émis dans le bassin atmosphérique de la zone urbaine de Los Angeles se déposent sur l'emprise de ce même bassin. L'augmentation de l'activité automobile a provoqué une croissance des émissions de NH_3 et de NO_x dans la plupart des villes (Kennedy et al., 2007). Cependant la contribution des dépôts atmosphériques est assez mal connue car ils sont souvent négligés bien qu'ils représentent un terme non négligeable dans le bilan azoté urbain comme l'ont souligné Holland et al. (1999). L'augmentation de la population dans les villes lors des prochaines décennies risque de modifier en premier lieu la répartition de l'occupation du sol, d'augmenter les flux d'azote importés pour alimenter la population et donc la quantité d'azote exportée dans les eaux (décharge, assainissement collectif ou individuel).

L'intensité de la contamination urbaine est fonction des conditions météorologiques (Bernhardt et al., 2008). Notamment lors de périodes orageuses, des fuites plus importantes peuvent se produire sur le réseau de collecte ainsi que dans les systèmes d'assainissement autonomes. De même les stations d'épuration ne peuvent généralement pas gérer le trop grand volume d'eau qui y arrive. Si elles sont équipées, elles peuvent stocker une partie des eaux à traiter mais si ce n'est pas le cas, elles rejettent directement ces eaux dans les rivières sans aucun traitement biochimique.

Dans les pays industrialisés, le développement des réseaux de collecte, d'évacuation et des stations d'épuration au cours du XX^e siècle ont permis de diminuer la pollution des cours d'eaux mais aussi des nappes. L'amélioration des techniques d'assainissement ces dernières années permet de limiter les rejets dans l'hydrosystème. Ainsi certaines stations d'épuration ont été adaptées en intégrant un processus biologique de nitrification/dénitrification afin de limiter la quantité d'azote rejetée en rivières. De tels dispositifs demandent cependant beaucoup de moyens financiers.

2.1.3 Dans le bassin de la Seine

Un bilan en azote a été estimé par Billen et al. (2001). Ces auteurs référencent et quantifient les différents flux d'azote selon leur source, selon leur mode de transport et leur rétention dans le réseau hydrographique.
Il est établi que les apports d'azote à l'échelle du bassin provenant des zones agricoles sont au moins deux fois supérieurs à ceux provenant de l'activité industrielle et domestique. Dans le détail, pour le domaine agricole on remarque que sur les 570 000 tN.an^{-1} apportés par les engrais, seulement 135 000 tN.an^{-1} sont lessivés vers l'hydrosystème dont 30 000 tN.an^{-1} stockés dans les aquifères et plus de 110 000 tN.an^{-1} drainés par le réseau hydrographique. La fixation atmosphérique et le flux d'azote issus du lessivage dans le domaine forestier ne représentent que 65 000 tN.an^{-1}. D'après ce bilan, la contamination des cours d'eaux provient à 60 % des zones agricoles et à 40 % des autres sources ponctuelles. La dénitrification ayant lieu à la fois dans la zone riparienne et dans le milieu benthique est estimée entre 65 000 et 96 000 tN.an^{-1} .

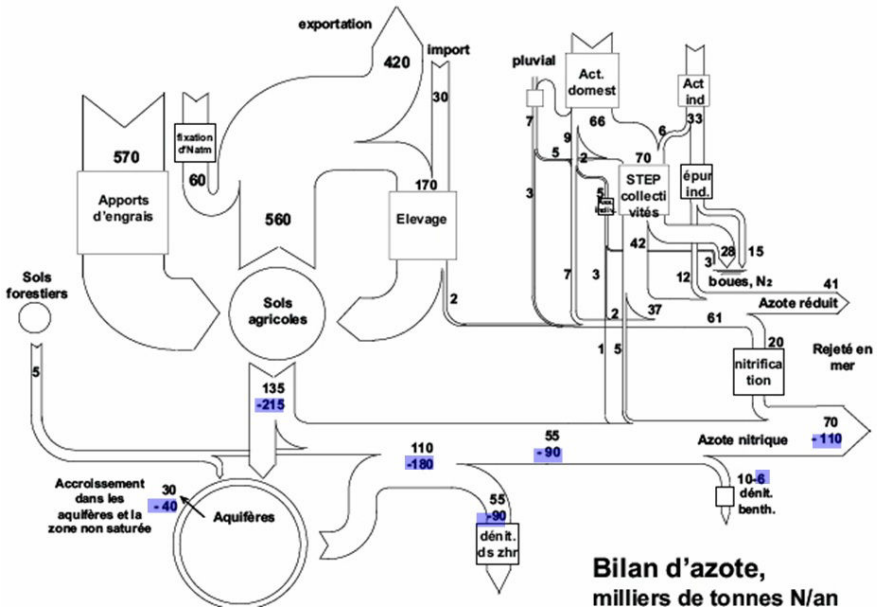


FIGURE 2.4: Bilan des apports, du transport et de la rétention d'azote dans le réseau hydrographique durant une année sèche (1991) et une année humide (1994) en bleu sur la figure d'après Billen et al. (2001)

2.2 Processus de transformation de l'azote

L'azote est un composant essentiel des protéines et des acides nucléiques, qui est donc présent dans les tissus vivants, végétaux et animaux. Au sein de l'hydrosystème, l'azote se trouve sous forme organique (organismes vivants et morts, humus) mais aussi sous forme minérale à différents niveaux d'oxydation. Les processus permettant de passer d'une

forme à une autre sont effectués impliquent la plupart du temps des micro-organismes, des végétaux et des animaux et constituent un cycle bio-géochimique.

La figure 2.5 montre les principales transformations de l'azote dans les écosystèmes.

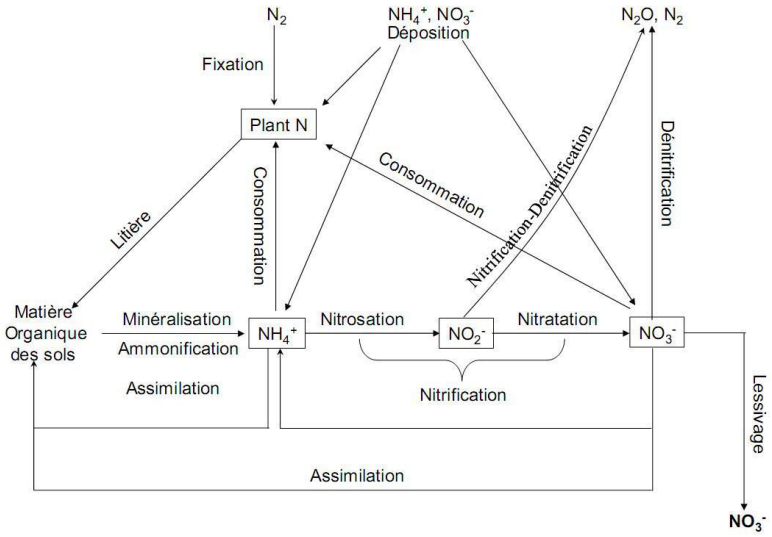


FIGURE 2.5: Principales transformation de l'azote dans les écosystèmes (Sebilo, 2003)

1. *La fixation* est le processus par lequel l'azote atmosphérique (N_2), gaz stable dans l'atmosphère, est converti en azote assimilable par les plantes et les animaux. Il est effectué par des bactéries présentes dans le sol type *Azotobacter* ou *Citrobacter*, dans l'eau (cyanobactéries) et par certaines bactéries qui vivent en symbiose avec des plantes tel que les légumineuses. L'azote diatomique (N_2) est transformé en composé ammoniacal tel que l'ammonium (NH_4^+), acide conjugué de l'ammoniac (NH_3)
2. *La minéralisation ou ammonification* : ce processus correspond à la dégradation de la matière organique conduisant à la production d'ammonium (NH_4^+). Il est maximal au printemps et à l'automne. Dans le cas de sol amendé, il est favorisé lors d'apports d'engrais organiques tels que du fumier et du lisier.
3. *La nitrification* est la transformation par oxydation biologique de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en azote nitrique (NO_3^-). Cette transformation s'effectue en fait en deux étapes et par deux familles de bactéries présentes dans le sol. La première étape est la réaction de nitrosation réalisée par des bactéries de genre *Nitrosomonas*. A la fin, l'azote ammoniacal est transformé en nitrite (NO_2^-). La deuxième étape est la réaction de nitration réalisée par des bactéries de genre *Nitrobacter*. Durant ce processus, les nitrites sont transformés en nitrates.
4. *La dénitrification* est la transformation de l'azote nitrique en azote gazeux (N_2) via un certain nombre de molécules intermédiaires. Ce processus peut être réalisé par des familles de bactéries ayant des caractéristiques très différentes. On distingue deux types de dénitrification : l'une hétérotrophe et l'autre autotrophe.

Les familles de bactéries présentes dans les différents milieux de l'écosystème (eau, sol, sédiments, plantes) ne se développent que selon des conditions physico-chimiques spécifiques à chacune d'entre elles. Le processus de dénitrification ne se produit que dans des milieux anoxiques puisque la consommation de l'oxygène des nitrates est un processus moins rentable énergiquement que la respiration aérobie. Elle n'est donc compétitive que dans des milieux à très faible teneur en oxygène dissous (entre 0,2 et 2 mg.L^{-1}(Nakajima et al., 1984; Parkin and Tiedje, 1984; Seada and Ottow, 1985). Le deuxième paramètre qui influence à deux niveaux la dénitrification est la température. Tout d'abord, la température modifie l'activité et la croissance des bactéries. Au vu du nombre de propriétés biologiques des familles de bactéries, cette transformation peut se produire entre 0 et 60 ° C. Elle est faible jusqu'à 10 ° C et optimale et stable à partir de 20 ° C (Bachand and Horne, 1999; Stanford et al., 1975; Bremner and Shaw, 1958). La température modifie aussi la solubilité de l'oxygène. Plus celle-ci est élevée, plus l'oxygène dissous diminue ce qui favorise donc le processus de dénitrification (Hiscock et al., 1991). De même la température modifie la diffusion des espèces chimiques. Dans le cas d'une dénitrification hétérotrophe l'un des autres facteurs limitants est le carbone organique et sa disponibilité pour l'assimilation (Beauchamp et al., 1989).

Pour la dénitrification autotrophe, de la même manière que précédemment, les nitrates sont réduits en azote gazeux dans des conditions anoxiques (milieu sans oxygène). En revanche, l'apport d'énergie se fait au moyen d'un substrat inorganique tel que le soufre (Jeter and Ingraham, 1981). Cette réaction fait intervenir des bactéries autotrophes du genre de *Thiobacillus* (Claus and Kutzner, 1985). Ce processus s'observe notamment dans des milieux contenant de la pyrite. Une augmentation des teneurs en fer et en soufre est une indication de la présence d'une telle réaction.

Ce cycle biogéochimique de l'azote se produit continuellement dans le milieu naturel. La combustion de combustibles fossiles, l'application d'engrais à base d'azote et d'autres activités ont augmenté la quantité d'azote biologiquement disponible dans un écosystème. La disponibilité en azote limite souvent la productivité primaire de nombreux écosystèmes. Il en résulte qu'une modification de cette disponibilité peut entraîner des altérations importantes du cycle de l'azote dans les écosystèmes aquatiques et terrestres (Vitousek et al., 1997; Galloway et al., 2004). Johnson et al. (2010) ont même suggéré que des modifications du cycle de l'azote peuvent conduire à un risque accru de maladies parasitaires et infectieuses chez les humains et pour la faune.

2.3 Transfert dans l'hydrosystème

Une partie de l'azote stocké dans le sol est transformée (par nitration) en nitrates, qui est la forme chimique la plus mobile dans la phase aqueuse et donc celle qui est la plus susceptible de migrer à partir du sol via les eaux de percolation (Whelan et al., 1995).

Plus la pluie efficace est importante plus le lessivage des nitrates à la base de la zone sous-racinaire est élevé (Costa et al., 2002; Almasri and Kaluarachchi, 2004). La nature et les propriétés des sols influencent la quantité de nitrates lessivés. Gaines and Gaines (1994) ont ainsi étudié l'effet de la texture du sol sur le lessivage et ont montré lors de tests en colonnes que les nitrates sont transférés pour 63 % en présence d'un sol sableux, pour 46 % avec un sable limoneux et pour 37 % avec un sol limoneux-argileux.
Les nitrates sont transportés soit vers le domaine souterrain via les eaux percolant dans le sol soit vers le domaine superficiel via les eaux de ruissellement. La figure 2.6 représente le devenir de l'écoulement de l'eau et du transport des nitrates sur un versant.

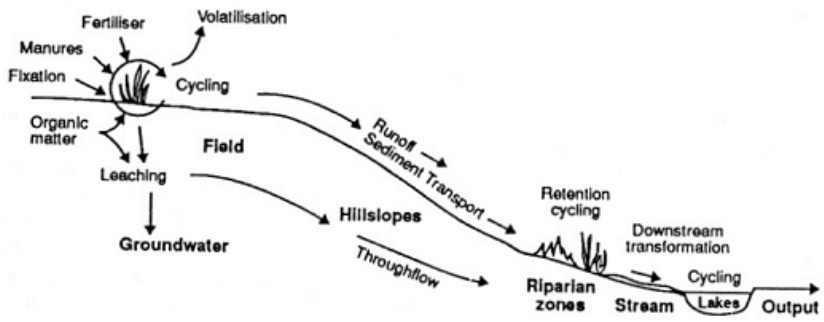


FIGURE 2.6: Écoulement de l'eau et le transport des nitrates dans un versant d'après Whelan et al. (1995)

2.3.1 Dans la zone riparienne

En pied de versant la lame d'eau atteint la zone riparienne sur laquelle se développe la ripisylve, une végétation adaptée aux conditions spécifiques de ce milieu. Cette zone est considérée souvent comme une zone tampon où peuvent se dégrader les phosphates et les nitrates (Osborne and Kovacic, 1993; Martin et al., 1999b; Hill, 1996). L'atténuation des teneurs en ces constituants à la sortie de la zone riparienne est due à la fois au prélèvement par les plantes et au processus de dénitrification. Cependant ces deux processus ne se déroulent pas de manière optimale sur la même période temporelle. Considérant les paramètres qui influencent la dénitrification et les prélèvements par les plantes, en situation de climat tempéré, le premier processus a lieu essentiellement au printemps tandis que le second se déroule durant la période estivale. La dénitrification dans la zone riparienne est souvent difficile à distinguer de la dénitrification qui a lieu dans les cours d'eaux. Sebilo (2003) à partir de l'analyse isotopique de l'azote et en utilisant des outils de modélisation a estimé sur le bassin du Grand Morin que la dénitrification (ici dans la zone riparienne et dans les cours d'eaux) contribue en moyenne pour 30 % à l'élimination des nitrates. De même Flipo (2005) a estimé grâce à une modélisation biogéochimique et hydrologique que le taux de dénitrification sur le même bassin représentait 33 % des flux exportés par les

rivières.

Le taux de rétention dans la zone riparienne est diminué en présence de drainage agricole d'après Billen and Garnier (1999). Sur la figure 2.7, on peut voir que plus le pourcentage de surface agricole augmente, plus le taux de rétention diminue.

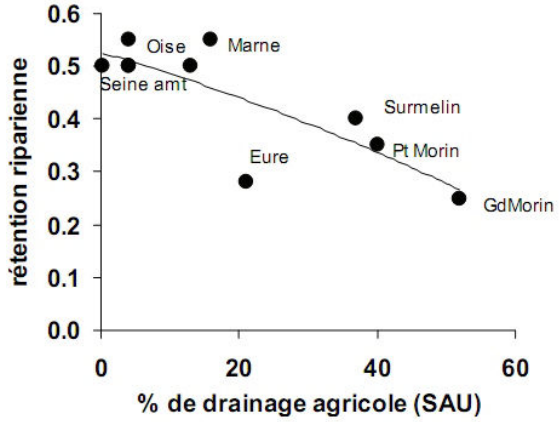


FIGURE 2.7: Évolution du taux de rétention dans la zone riparienne en fonction du pourcentage de surface drainée sur la surface agricole utile d'après Billen and Garnier (1999).

2.3.2 Dans les cours d'eau

Les cours d'eaux sont le lieu de l'interface entre le domaine de surface et le domaine souterrain. Les teneurs en nitrates dans les rivières sont marquées par des variations saisonnières. On peut distinguer deux types de cycles saisonniers se caractérisant par de fortes teneurs en nitrates pour l'un en période de forts débits et pour l'autre en période de faibles débits. Mais ceci n'est pas systématique pour tous les cours d'eaux comme l'ont montré Betton et al. (1991) en étudiant les cycles saisonniers des concentrations en rivières en Angleterre.

Deux processus contrôlant les cycles saisonniers ont été mis en évidence selon que le stock en nitrates est limitant ou non au cours de l'année hydrologique. Quand le stock d'azote est limité à une production annuelle, le processus est nommé "supply limited". Les variations saisonnières des teneurs en nitrates en rivières à l'échelle d'un bassin versant sont alors liées à la conjonction de processus biogéochimiques amenant à la production de nitrates et de mécanismes hydrologiques permettant le transport de la presque totalité du stock vers les rivières. Lorsque l'azote n'est pas limité à l'échelle de l'année hydrologique, le processus est qualifié de "transport controlled". Les variations saisonnières des teneurs en nitrates s'expliquent par la contribution des différents réservoirs hydrologiques. La contribution de chaque réservoir peut être couplée à des processus biogéochimiques qui peuvent entraîner la consommation de nitrates.

Dans le bassin de la Seine, le processus est plutôt de type "transport controlled" puisque les pratiques agricoles menées depuis les années 50, ont conduit à constituer un stock

d'azote, à l'échelle d'une année hydrologique non limitant dans les sols, la zone non-saturée et les aquifères. Les différents apports par les réservoirs (sol, zone non saturée, ...) font partie des facteurs contrôlant les teneurs en nitrates dans les eaux superficielles.

En plus du cycle saisonnier des teneurs en nitrates, il faut tenir compte des conditions météorologiques interannuelles (Reynolds and Edwards, 1995). En effet les variations saisonnières des concentrations en nitrates peuvent être modifiées lors d'années à recharge contrastée comme sur la figure 2.8. Le rôle du climat est cependant difficile à mettre en évidence du fait de l'inertie du système.

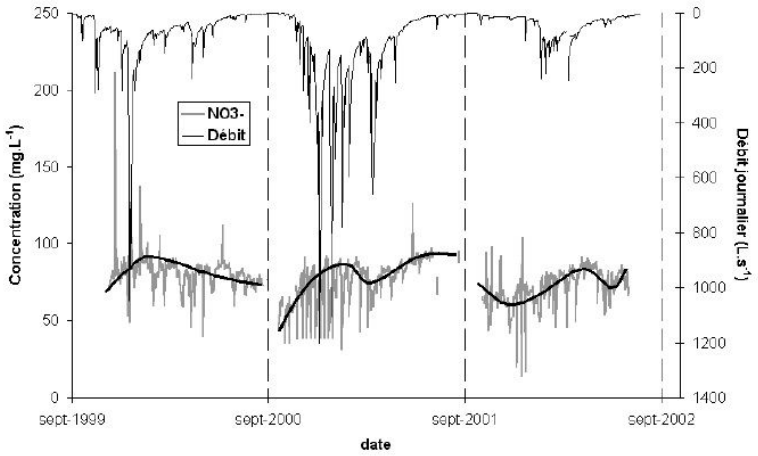


FIGURE 2.8: Teneurs en nitrates dans les eaux superficielles du bassin versant du Coet-Dan pour trois années hydrologiques contrastées. La recharge de l'année hydrologique 1999-2000 est moyenne, celle de 2000-2001 exceptionnellement forte et celle de 2001-2002 exceptionnellement faible d'après Gruau (2003) et cité par Martin (2003).

Lorsque les nitrates ont atteint les cours d'eau, ils ne sont plus susceptibles de se dégrader. D'une part la teneur en oxygène dissous est trop élevée et la quantité de bactéries dans la colonne d'eau libre est plus faible que dans les sédiments comme l'a montré Körner (1999) sur la rivière Whule en Allemagne. La dénitrification dans la colonne d'eau libre est donc considérée comme négligeable (Garcïa-Ruiz et al., 1998). Cependant d'autres processus sont susceptibles de les éliminer :

- les prélèvements par les producteurs primaires pour qui l'azote est un élément nutritif, facteur limitant de leur croissance ;
- le stockage de l'azote dans les sédiments ;
- la dénitrification soit à travers les sédiments et les biofilms, soit en cas d'anoxie du milieu résultant de la dégradation de la matière organique après une phase d'eutrophisation des cours d'eau.

L'assimilation de composés azotés par les macrophytes et les algues nécessaires à leur croissance dépend de la forme azotée assimilable qui leur sont favorables comme les nitrates et l'ammonium. Le taux de diminution de l'azote dû à une assimilation par les plantes est estimé par Isenhart and Crumpton (1989) entre 150 et 270 mg.N.m^{-2}.jour^{-1}

en période de basses eaux sur une rivière dans l'Iowa et à 40 mg.N.m^{-2}.jour^{-1} par Hill (1981) sur un site d'étude à Duffin Creek dans l'Ontario. Le taux d'élimination est donc très variable et dépend des conditions physico-chimiques et des familles de producteurs primaires présents. Ce prélèvement d'azote dans les rivières n'est que temporaire puisqu'une fois ces organismes morts, ils sont stockés dans les sédiments. Ce processus va dépendre de la sédimentation de la matière organique, de sa décomposition et, par la suite, de l'enfouissement de l'azote réfractaire dans le sédiment. C'est principalement au cours de la décomposition de la matière organique que sera libéré l'azote dans la colonne d'eau. Svendsen and Kronvang (1993) ont estimé qu'entre 24 et 34 mg.N.m^{-2}.jour^{-1} sont éliminés par sédimentation de la matière organique, en mesurant durant deux mois d'été la matière organique stockée dans les sédiments de la rivière Gjern au Danemark.

La dénitrification est une composante essentielle du bilan azoté dans l'écosystème aquatique (Brezonik, 1977; Seitzinger, 1988) mais sa quantification est souvent difficile et est calculée globalement à l'échelle d'un écosystème par des bilans entre les entrées et les sorties. D'après ces modèles globaux, la dénitrification dans les systèmes d'eau douce (eaux souterraines, lacs, rivières) compte pour 20 % (Seitzinger et al., 2006). A l'échelle d'un bassin versant, ce processus peut être relativement important mais aussi très variable. Seitzinger et al. (2002) a estimé grâce à un modèle de régression appliqué à 16 réseaux de drainage dans l'est des États-Unis que 37 à 76 % des apports d'azote disparaissent pendant le transport à travers les réseaux fluviatiles. La moitié de l'azote est éliminée dans les cours d'eaux d'ordre 4 de Strahler et l'autre moitié dans des réseaux d'ordre supérieurs. McMahon and Bohlke (1996) ont utilisé l'analyse isotopique de l'azote et la quantité d'azote organique pour déterminer que la dénitrification dans les dépôts de la plaine inondable et les sédiments du cours d'eau de la South Platte (Colorado) représente entre 15 et 30 %. Sjodin et al. (1997) ont quantifié le taux de dénitrification en étudiant la dynamique de l'azote sur les plaines drainées par cette même rivière pendant un cycle de 12 mois. Il est estimé entre 200 et 2400 mg.N.m^{-2}.jour^{-1} avec une moyenne annuelle de 672 mg.N.m^{-2}.jour^{-1}. Sjodin et al. (1997) soulignent que ces taux sont cependant dix fois plus élevés que ceux calculés sur des bassins situés dans la même région. Ils évoquent la spécificité du site d'étude comme explication qui se caractérise par des échanges importants entre le cours d'eaux et l'aquifère alluvial constitué de graviers. Cependant cette valeur s'inscrit dans la fourchette évoquée par Birgand (2000) dans des bassins agricoles qu'ils établissent entre 50 à 800 mg.N.m^{-2}.jour^{-1}. La synthèse bibliographique réalisée par Birgand (2000) sur des bassins agricoles montre que le taux de dénitrification est compris entre 1 % et plus de 60 %. Cette variabilité est induite par les multiples paramètres qui contrôlent le taux de dénitrification. On peut citer les facteurs principaux qui sont l'oxygène dissous (dans la colonne d'eau et dans les sédiments), le carbone organique dans le sédiment, les teneurs en nitrates dans la colonne d'eau, l'effet de la température et le type de famille benthique. D'autres facteurs influencent le taux de rétention comme la taille du cours d'eau, sa géomorphologie et la densité du réseau hydrographique (Curie, 2006).

Les systèmes aquifères se caractérisant par des échanges importants entre la rivière et l'aquifère sont très vulnérables aux pollutions par les eaux de surface. Dans le cas d'une contamination nitrique des cours d'eaux, si les conditions dans le sédiment sont favorables (présence de matières organiques, conditions anaérobiques), les nitrates et les nitrites peuvent être éliminés sur les premiers mètres des berges comme l'ont observé Doussan et al. (1995). Ces mêmes auteurs ont mis en évidence que les deux paramètres qui influencent l'élimination des nitrates est la vitesse de percolation de l'eau à travers le sédiment et la quantité de carbone organique. Le premier modifie la pénétration des oxydants dans le sédiment. La vitesse de percolation dépend du type de matériau qui constitue le lit de la rivière mais aussi du flux échangé dans le cas d'interactions entre la rivière et la nappe. Lorsque la vitesse augmente, les conditions réductrices sont diminuées et la dénitrification est réduite. Le deuxième paramètre est la quantité de matière organique qui est nécessaire aux bactéries pour effectuer cette réaction. Elle est très vite consommée et diminue avec la profondeur. C'est un des facteurs limitants qui explique pourquoi cette élimination ne se produit que sur les premiers décimètres du sédiment. Si la quantité de carbone organique est suffisante et que les conditions d'oxygénation de la nappe sont limitées à cause de la profondeur de la nappe ou de la présence d'horizons très peu perméables, une contamination par l'ammonium peut se produire en profondeur une fois les nitrates éliminés (Fig. 2.9).

L'évaluation de la dénitrification benthique est difficile car des mélanges entre les eaux superficielles percolant à travers le corridor fluvial et les eaux souterraines peuvent aussi modifier et diluer les concentrations en nitrates dans l'aquifère alluvial. Cela a été mis en évidence dans les aquifères alluviaux d'Oja et Tirón en Espagne par Arauzo et al. (2011). De même McMahon and Bohlke (1996) ont estimé à partir de l'analyse des teneurs en silice et en chlore que la diminution des teneurs en nitrates dans l'aquifère est due à 70 % par la mélange des eaux venant de cette nappe et des eaux de la rivière South Platte (Colorado).
Grischek et al. (1998) ont étudié les facteurs de la dénitrification le long d'une portion de la rive Elbe en Saxe (Allemagne) qui alimente un aquifère alluvial constitué de sables et de graviers. Ils ont pu constater que la quantité de nitrates s'infiltrant à partir de la rivière dans l'aquifère était sujette à des variations saisonnières principalement contrôlées par la température de l'eau qui modifie les conditions physico-chimiques dans l'eau et l'activité microbienne et les apports de nitrates par ruissellement. Ils ont aussi constaté, grâce à des analyses isotopiques, une dénitrification dans la partie supérieure de l'aquifère, conduisant à un enrichissement isotopique du ^{15}N cohérent avec celui évalué en laboratoire pour un matériau de type granulaire sous conditions anaérobies. Le taux de dénitrification sur le site d'étude est évalué à 0,04 $mg.L^{-1}.jour^{-1}$. Ces auteurs ont aussi estimé que ce processus est limité par la quantité de carbone organique oxydable présente dans l'eau mais aussi dans les sédiments ainsi que dans les matériaux de l'aquifère.

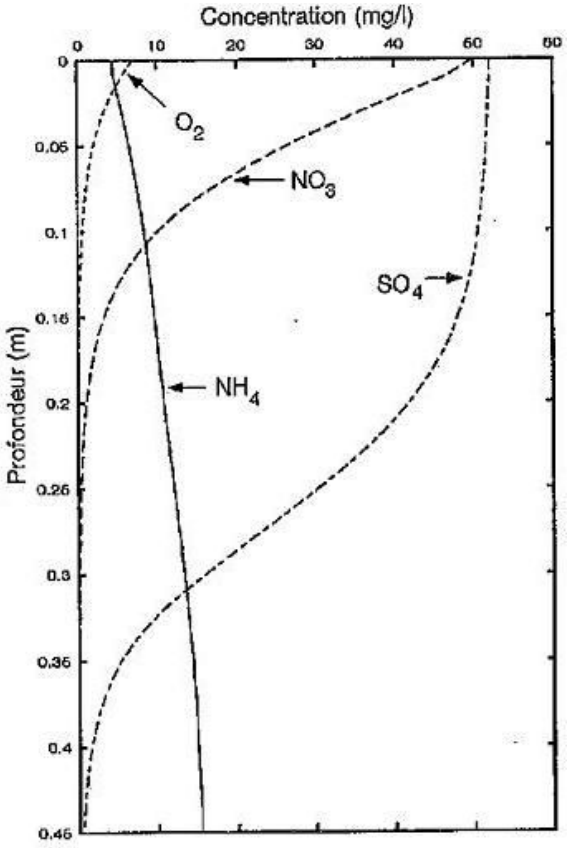


FIGURE 2.9: Simulation d'un cas où la concentration en nitrate en Seine est portée à 5 mg.L^{-1}pour les sédiments du centre de la Seine et avec une vitesse de percolation de 15 cm.j^{-1}. État permanent (Doussan et al., 1995)

2.3.3 Dans la zone non saturée

Les eaux percolant à la base de la zone sous-racinaire traversent la zone non saturée avant de rejoindre les nappes. Dans ce milieu une double dynamique a été mise en évidence. Les transferts d'eau sont rapides (quelques mètres par jour) au contraire des transferts de solutés qui sont bien plus longs (quelques mètres par an). Des études ont permis d'estimer des temps de transfert de solutés de 0,23 m.an^{-1} à travers les lœss (Baran et al., 2007), inférieurs à 5 m.an^{-1} dans les arènes granitiques (Legout et al., 2007), inférieurs à 0,20 m.an^{-1} dans les zones argileuses (Binley et al., 2002) et de 0,60 à 1,25 m.an^{-1} dans la craie (Croll and Hayes, 1988; Van den Daele et al., 2007).

Des processus biogéochimiques peuvent se produire dans la zone non-saturée mais ceux-ci sont bien moins importants que dans la zone riparienne ou dans les aquifères. L'élimination des nitrates par dénitrification est limitée du fait de la faible percolation du carbone organique de la zone racinaire vers la zone non saturée, de la présence d'oxygène dans ce milieu qui est aéré et d'une activité bactérienne modérée sous l'effet d'une température non optimale.

On considère donc, le plus souvent, que le transfert des polluants y est conservatif,

notamment pour les nitrates (Vauclin, 1994; Baran et al., 2007).

Le temps de transfert d'un soluté dépend aussi de l'épaisseur de la zone non saturée qui est très variable. Lorsque celle-ci est très épaisse, une pollution produite en surface aura des effets très différés dans le temps sur la qualité des eaux souterraines (Foster, 2000). Le transfert dans la zone non saturée est donc un processus complexe puisqu'il faut tenir compte de la variation spatiale et temporelle des concentrations des solutés.

2.3.4 Dans les eaux souterraines

La contamination de la ressource souterraine par les nitrates est observée plus particulièrement sur des bassins agricoles dans de nombreux pays européens, aux États-Unis, en Chine, en Nouvelle Zélande, en Australie et en Amérique du Sud entre autres. Les teneurs mesurées sont souvent supérieures aux normes de potabilité en vigueur dans ces pays. Cependant tous les aquifères ne sont pas touchés de la même manière. La profondeur de la nappe est un paramètre important influençant les concentrations en nitrates. En effet les nappes les plus superficielles sont souvent celles qui présentent les teneurs les plus élevées comparées à celles des aquifères profonds.

Dans le bassin de la Seine, l'évolution des teneurs dans les différents aquifères suit ce précepte comme on peut l'observer sur la figure 2.10. Les principaux aquifères sont, de la surface vers la profondeur, les formations tertiaires de l'Oligocène (Brie) à l'Éocène (Calcaires de Champigny) et les formations secondaires que sont la Craie et les calcaires jurassiques. Que cela soit en termes de teneur ou de vitesse d'accroissement des concentrations, il y a bien une différence de contamination entre la formation la plus superficielle et celle la plus profonde.

Les processus biogéochimiques influençant l'élimination des nitrates dans les aquifères sont souvent discutés. Rivett et al. (2008) ont estimé que les facteurs limitant la dénitrification dans les eaux souterraines sont l'oxygène et les concentrations des donneurs d'électrons (carbone organique, sulfures, composés ferreux) ainsi que leur disponibilité biogéochimique (Starr and Gillham, 1993). Les variables contrôlant les conditions environnementales sont estimées influencer secondairement le taux de dénitrification. La synthèse bibliographique effectuée par (Korom, 1992) dans les aquifères souligne la connaissance limitée des caractéristiques physiques de ce processus ainsi que la très grande variabilité du taux de dénitrification liée aux caractéristiques locales des sites étudiés. Une dénitrification autotrophe des nitrates en aquifère a été mise en évidence pour des aquifères schisteux contenant de la pyrite à l'interface entre le compartiment superficiel et souterrain. Martelat et al. (1997) ont constaté notamment ce processus dans le bassin versant de Coët-Dan en Bretagne. Dans le cas d'une dénitrification hétérotrophe, Starr and Gillham (1993) ont montré l'importance sur le taux de dénitrification de la disponibilité du carbone organique dissous et de sa forme chimique pour deux aquifères sableux au Canada. Les capacités de dénitrification des roches consolidées sont jugés faibles par Kunkel et al. (2004). De même pour les aquifères du bassin de la Seine constitués essentiellement de calcaire, les analyses

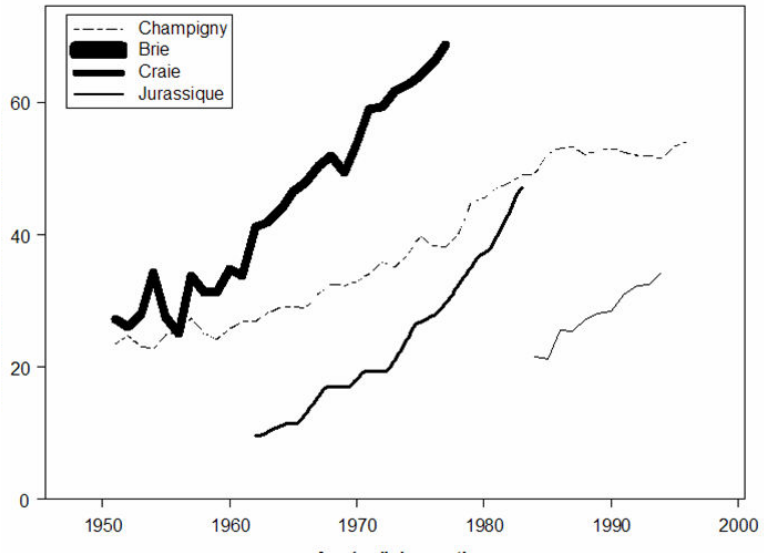


FIGURE 2.10: Évolution des concentrations en nitrates mesurées à quelques exutoires des principaux aquifères du Bassin de la Seine compilés par (Billen et al., 2001) en référence pour : le Brie à Roberts and Marsh (1987), pour le calcaire de Champigny à Poitevin and Acerbi (1997), et pour la Craie champenoise à Strebel et al. (1989)

isotopiques des eaux souterraines effectuées par Sebilo (2003) ne montrent pas d'enrichissement en ^{15}N, phénomène indicateur d'une dénitrification. D'une manière générale, on considère donc que la dénitrification est négligeable, en particulier dans les aquifères du bassin Parisien.

2.4 Synthèse

Les sources d'azote pouvant influencer un hydrosystème sont nombreuses. La pollution azotée se caractérise par des évolutions spatiales et temporelles à l'échelle d'un bassin versant ainsi que par des transformations bio-géochimiques le long de son transfert dans l'hydrosystème. Afin de représenter l'évolution de la contamination nitrique (eaux de surface, eaux souterraines), il est nécessaire de prendre en compte à la fois spatialement et temporellement les processus agronomiques (puisque les zones agricoles sont les premières sources de pollution nitrique sur le bassin de la Seine) et les processus hydrogéologiques.

Pour un système dont le fonctionnement est fortement influencé par des échanges depuis la rivière vers l'aquifère, l'élimination des nitrates par dénitrification peut s'effectuer si les conditions physico-chimiques sont favorables (matière organique assimilable, teneur en oxygène) et uniquement sur les premiers décimètres du sédiment. Les études menées pour mettre en évidence l'effet "filtre" des berges ont été réalisées pour la plupart dans le cas de grand système alluvionnaire et peu évoquent le cas d'une interaction directe entre la rivière et l'aquifère régional. De même pour la plupart de ces études, la rivière et la

nappe restent connectées hydrauliquement et peu traitent le cas de d'une discontinuité hydraulique et l'existence d'une zone non saturée.

Plus en profondeur, dans la zone non-saturée et dans l'aquifère, la dénitrification ne se manifeste qu'exceptionnellement. Pour les aquifères constitués de roches consolidées comme les aquifères tertiaires du bassin parisien, les études géochimiques ont montré que l'élimination des nitrates est négligeable notamment si la nappe est libre.

Chapitre 3

Description de l'hydrosystème

L'objectif de ce chapitre est de présenter les différentes caractéristiques de la zone étudiée d'un point de vue géographique du domaine de surface et du domaine souterrain comme détaillées selon le sommaire suivant.

Sommaire

3.1 Description géographique 27
3.1.1 Localisation 27
3.1.2 Hydrologie 27
3.1.3 Climat 29
3.1.4 Occupation du sol 31
3.1.4.1 Drainage agricole 32
3.2 Domaine souterrain 33
3.2.1 Géologie 33
3.2.2 Principaux aquifères 38
3.3 Synthèse 39

3.1 Description géographique

3.1.1 Localisation

La zone d'étude, d'une superficie de 3648 km^2, est délimitée au nord par le Grand Morin et la Marne, à l'ouest par la Seine et l'École et au sud par la cuesta de l'Île-de-France (Fig. 3.1). Ces limites définissent une unité hydrologique disposant de conditions aux limites physiques comme détaillées plus tard.

3.1.2 Hydrologie

Sur la zone d'étude les terrains pendent globalement d'est en ouest avec une altitude maximale de 216 m NGF [1] et un minimum de 28 m NGF situé à la confluence entre la Seine et la Marne en amont de Paris. Au nord-est l'Aubetin, affluent du Grand Morin,

1. Le nivellement général de la France (NGF) constitue un réseau de repères altimétriques disséminés sur le territoire français métropolitain continental, ainsi qu'en Corse, géré par l'IGN

draine les terrains les plus élevés. Le ru de Dragon, l'Auxence et la Voulzie drainent les zones situées sur la bordure de la cuesta d'Île-de-France. Ces eaux vont rejoindre la Seine dans la région de la Bassée. Au sud-ouest les terrains sont drainés par l'École, la Seine et le Loing. Dans la partie centrale de la zone étudiée les terrains sont drainés par l'Yerres et l'Almont, affluents de la Seine et s'y jetant respectivement à Villeneuve St-Georges et dans la région melunaise.

Dans la région de la Brie les cours d'eau ont majoritairement une pente inférieure à 1 % et sont d'ordre 1 (Strahler, 1957). Le long de la cuesta d'Île-de-France, du Grand Morin et de la Marne les pentes des cours d'eau peuvent être localement supérieures à 3 %. L'Almont, l'Yerres et l'Aubetin sont les seuls cours d'eau d'ordre 3. Leurs bassins versants ont respectivement une superficie de 311 km^2, 991 km^2 et 265 km^2.

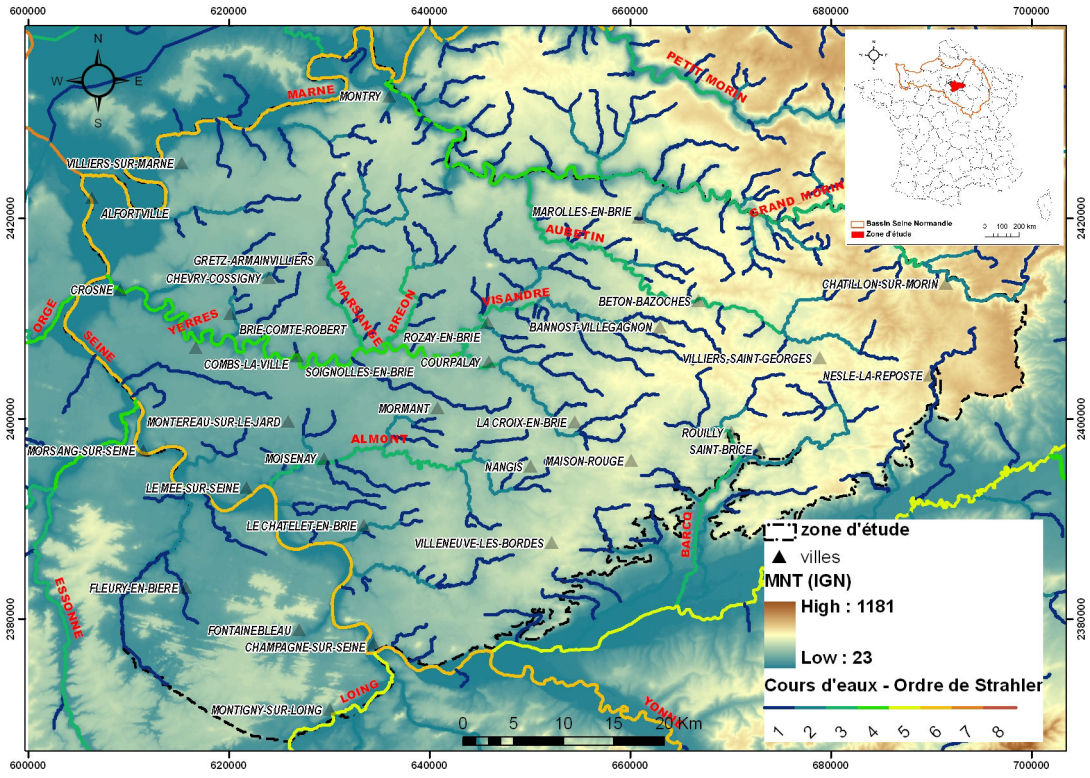


FIGURE 3.1: Modèle numérique de terrain (IGN) au pas de 50 m et les cours d'eau classés selon l'ordre de Strahler

Les cours d'eau entaillent les calcaires de Brie et les Marnes Vertes sur les plateaux et la partie supérieure des calcaires de Champigny dans les vallées. Les cours d'eau sont temporaires généralement sur les plateaux et deviennent pérennes dans les vallées. Le régime hydrologique est de type pluvial avec une période de hautes eaux de novembre à avril et une période de basses eaux de mai à octobre. D'après la figure 3.2, le débit spécifique de l'Yerres mesuré à Courtomer est supérieur à celui observé à Villeneuve-Saint-Georges durant la période hivernale. Cette observation traduit la présence de pertes

en rivières le long du cours de l'Yerres. L'aval de l'Yerres est alimenté par la nappe des Calcaires de Champigny tandis qu'en amont ce sont les sources de la nappe de l'Oligocène qui alimentent les cours d'eau. Sur les principaux bassins versants cités précédemment les débits d'étiages sont en moyenne de 0,2 $m^3.s^{-1}$ pour l'Yerres, de 0,10 $m^3.s^{-1}$ pour l'Almont et de 0,3 $m^3.s^{-1}$ pour l'Aubetin.

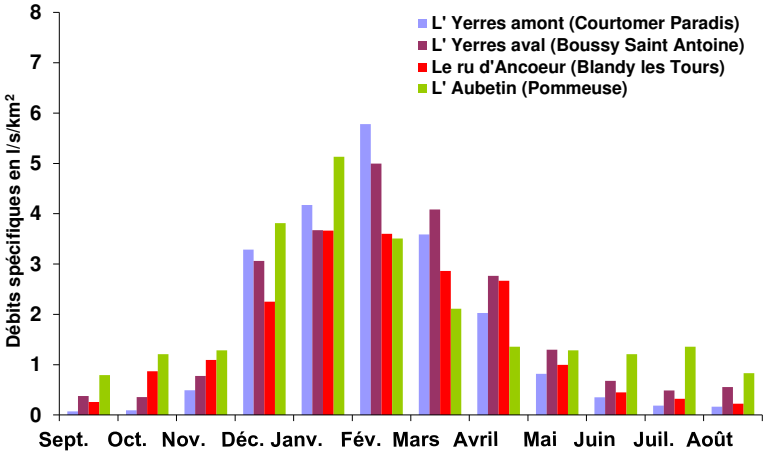


FIGURE 3.2: Débits spécifiques moyens mensuels interannuels pour l'Yerres et l'Ancoeur sur la période 2005-2011 et pour l'Aubetin sur la période 2008-2011 (d'après la base HYDRO-MEDD http ://www.hydro.eaufrance.fr)

3.1.3 Climat

Les données climatiques utilisées pour la modélisation proviennent de la base SAFRAN (Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige) fournies par Météo-France (dans le cadre d'un accord de recherche avec MINES ParisTech). Ces données sont issues de l'analyse du forçage atmosphérique sur des zones géographiquement et climatiquement homogènes et inférieures à 100 km^2. L'analyse des données est réalisée à partir de modèle à méso-échelle et des observations disponibles provenant de données relevées par des stations synoptiques et des postes du réseau climatique d'État. Les résultats sont fournis au pas de temps journalier sur une grille de 8 km x 8 km de côté. Pour ce qui nous intéresse, les données nécessaires sont la précipitation, l'évapotranspiration potentielle (ETP), le rayonnement global, la température maximale et minimale.

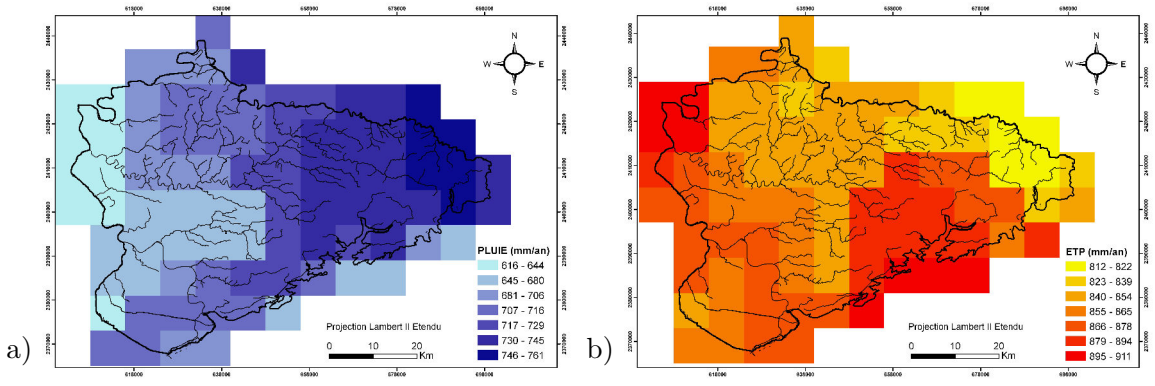


FIGURE 3.3: Spatialisation de la moyenne annuelle sur la période 1970-2011 des précipitations (a), de l'évapotranspiration potentielle (b) d'après la base SAFRAN.

Le climat du Bassin Parisien est océanique. La répartition de la pluviométrie sur la zone d'étude est peu variable (de 600 à 770 mm.an^{-1}) avec un gradient d'est en ouest. Les plus faibles précipitations sont localisées dans la proche banlieue de Paris (Fig. 3.3a). L'évapotranspiration potentielle varie entre 808 et 910 mm.an^{-1}(Fig. 3.3b). C'est dans la proche banlieue de Paris et dans la Bassée (partie sud-est de la zone d'étude) qu'elle est la plus forte. La figure 3.4 représente la pluviométrie et l'évapotranspiration potentielle moyenne annuelle entre 1970 et 2011.

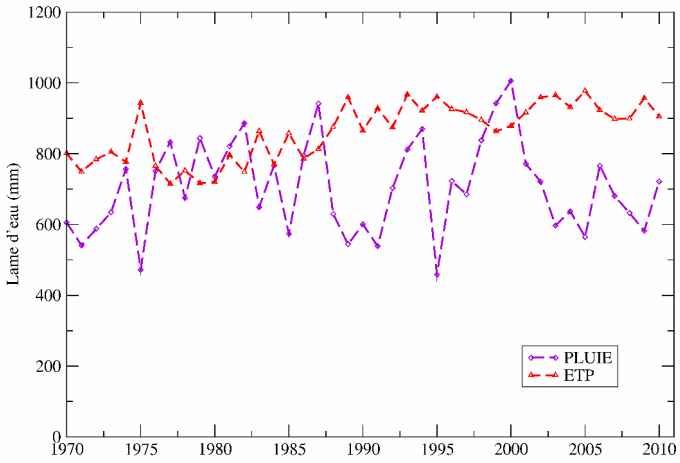


FIGURE 3.4: Pluviométrie et évapotranspiration potentielle moyenne annuelle sur la zone d'étude entre 1970 et 2011

Entre 1971 et 2011, la précipitation moyenne annuelle est de 705 mm et l'ETP de 861 mm. De 1977 à 1987 les précipitations ($\bar{m}$ = 756 mm.an^{-1}± 99 mm.an^{-1}) sont proches de l'ETP ($\bar{m}$= 772 mm.an^{-1}± 54 mm.an^{-1}) alors qu'à partir de 1988, la variabilité des précipitations est plus élevée ($\bar{m}$= 706 mm.an^{-1}± 141 mm.an^{-1}) et l'ETP plus élevée ($\bar{m}$= 916 mm.an^{-1}± 41 mm.an^{-1}). On observe trois périodes pendant lesquelles se succèdent, sur plusieurs années, une tendance au déficit hydrique élevé : de 1970 à 1976 avec un

maximum au cours de l'année 1976, de 1988 à 1999 avec des maximums entre 1989-1990 et 1995-1996, de 2003 à 2009 dont un maximum en 2005. Par contre, on peut s'attendre entre 1978 et 1983, entre 1986 et 1988 et entre 1999 et 2001 à une recharge plus marquée.

3.1.4 Occupation du sol

Le mode d'occupation des sols provient de la base géographique d'occupation biophysique des sols CORINE Land Cover (CLC). Cette base a été constituée dans le cadre d'un programme européen de coordination de l'information sur l'environnement. Elle distingue 44 classes d'occupation qui sont regroupées en cinq grandes catégories : les territoires artificiels, les territoires agricoles, les zones forestières et les milieux semi-naturels, les zones humides et les surfaces en eau (Fig. 3.5). Ces données sont disponibles pour les années 1990 (CLC1990), 2000 (CLC2000) et 2006 (CLC2006).

Le découpage des territoires se fait par unité de 25 ha selon le mode d'occupation du sol. La précision des images satellitaires s'étant améliorée au cours du temps, la délimitation des territoires devient plus précise (European Environnement Agency, 2007).

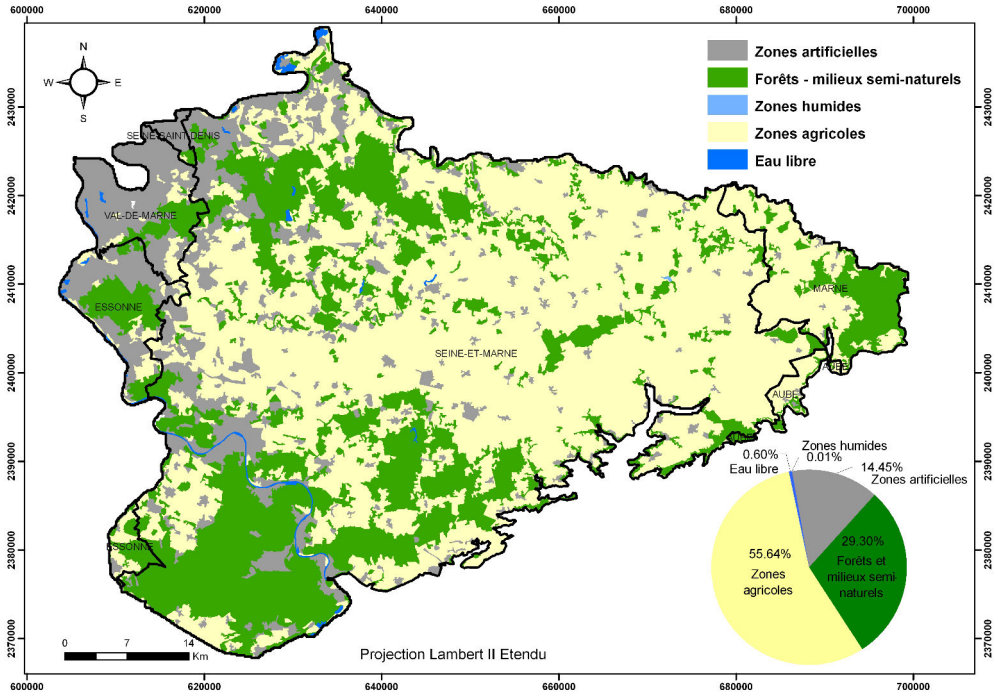


FIGURE 3.5: Distribution spatiale des principaux mode d'occupation en 2006 et leurs répartitions sur la zone d'étude

Les territoires agricoles occupent plus de 55 % de la surface d'étude et sont majoritairement des terres arables. Ils appartiennent à la région agricole de la Brie.
Les territoires artificiels (urbanisés, industriels) sont localisés essentiellement à l'ouest de la Seine-et-Marne, dans le département du Val de Marne et dans l'Essonne. Elles occupent

15 % de la superficie de la zone et s'étendent le long de la Seine, de la Marne et à l'aval de l'Yerres. Les territoires forestiers représentent 29 % de la surface totale et se situent essentiellement dans le sud-ouest de la zone d'étude (forêt de Fontainebleau) et au nord de l'Yerres.

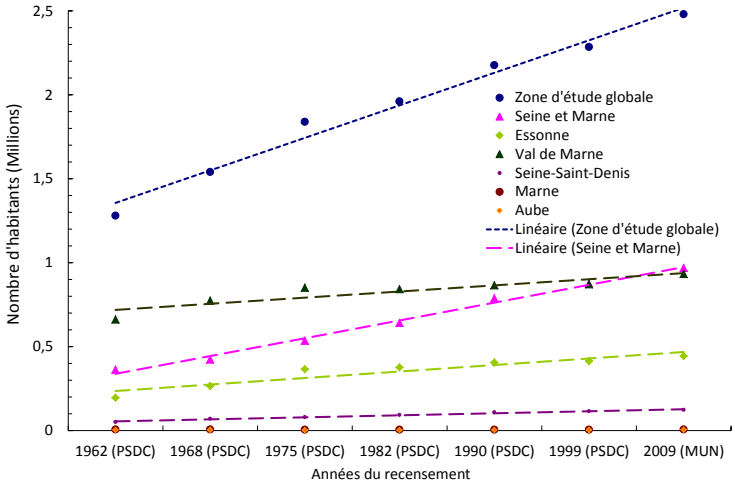


FIGURE 3.6: Évolution du nombre d'habitants par département situé dans la zone d'étude entre 1962 et 2009 et établis à partir du recensement par communes (PSDC : recensement sans double compte, MUN : recensement municipal)(source : INSEE).

L'urbanisation des territoires dépend de l'évolution de la population qui, sur la zone concernée, est passée de 1,28 million d'habitants en 1962 à 2,4 millions en 2009 (Fig. 3.6). Plus généralement, en Seine-et-Marne l'augmentation a été plus importante (plus de 166 % en près de 50 ans) mais de manière géographiquement inégalement répartie. Ainsi les communes tels que Cesson, Lieusaint, Savigny-le-Temple, Bussy-Saint-Georges et Serris ont le plus fort taux d'accroissement alors, qu'à l'opposé, une baisse du nombre d'habitants est observée dans les communes localisées à l'est du département.

3.1.4.1 Drainage agricole

Le drainage agricole est présent sur presque l'ensemble des zones agricoles, car en hiver une nappe perchée peut se former à la faveur des pluies efficaces qui remonte jusqu'à la surface du sol et sature en eau les terres agricoles du fait de la présence d'une couverture limoneuse de faible perméabilité (Mégnien, 1979) recouvrant les plateaux de la Brie avec aussi localement la présence en dessous d'argile à meulière.

Les communes ayant plus de 50 % de leurs surfaces agricoles utiles (SAU) drainées sont localisées dans les Petites Régions Agricoles (PRA [2]) de la Brie Centrale, de la Brie Française, de la Brie Est et de la Brie Boisée comme observé sur la figure 3.7. Dans la

2. Petite Région Agricole

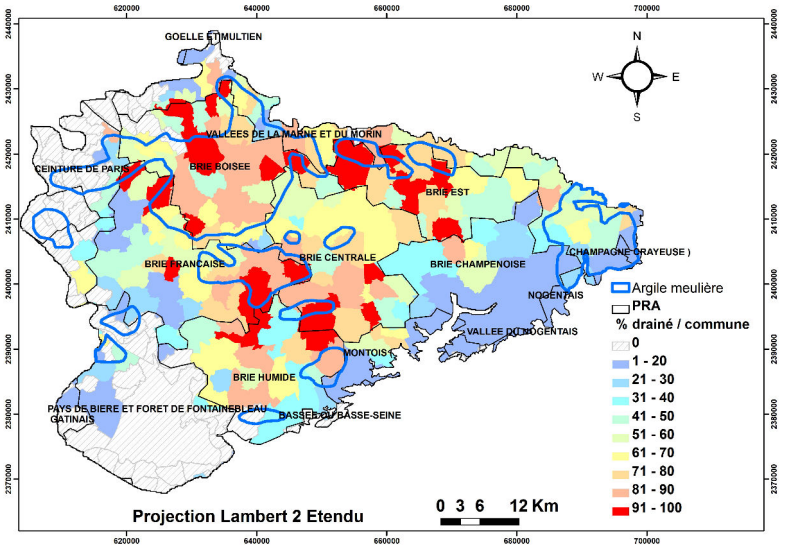


FIGURE 3.7: Pourcentage du drainage par communes en 2000 d'après le RGA (source : INRA de Mirecourt)

Brie Champenoise, la surface agricole est très peu drainée du fait de l'affleurement des calcaires de Champigny dans cette zone. D'après le Recensement Général de l'Agriculture (RGA) pour l'année 2000 (Tab. 3.1), 147 communes sur les 396 ont plus de 50 % de leurs surfaces agricoles utiles drainées.

% de la superficie drainée	% de communes
= 0	31
0 - 30	21
30-50	11
50-70	17
> 70	20

TABLE 3.1: Répartition des communes selon le pourcentage de la superficie drainée d'après le RGA de 2000 (source : INRA de Mirecourt).

3.2 Domaine souterrain

3.2.1 Géologie

La zone d'étude se situe au centre du Bassin de Paris. Les formations géologiques datant de l'Éocène et de l'Oligocène y affleurent. Elles présentent un pendage moyen de 2 ‰ d'est en ouest. Du nord-ouest vers le sud-est, on passe d'un faciès lagunaire vers un faciès lacustre avec une diminution de l'épaisseur des formations. Les formations datant du Tertiaire s'étagent de l'Yprésien au Stampien et reposent sur la Craie du Crétacé supérieur (Fig. 3.8). Les lithologies présentent sur la zone d'étude sont de bas à haut :

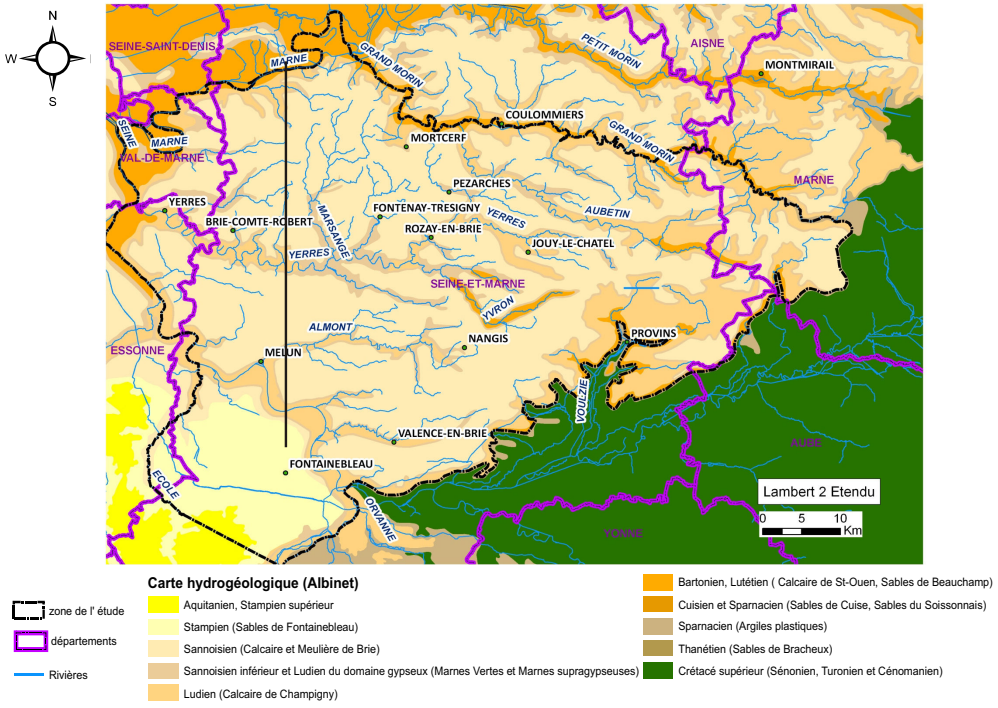


FIGURE 3.8: Contexte hydrogéologique général sur la zone d'étude d'après Albinet (1967). Le trait noir représente l'axe de la coupe géologique présentée ci-après.

– *Les formations de l'Yprésien (les Argiles plastiques du Sparnacien, les Sables du Soissonnais, les Sables de Cuise).* Le toit de cette formation forme une dépression synclinale en cuvette avec un axe allant de Coulommiers jusqu'à Draveil en passant par Pézarches, Fontenay-Trésigny et Brie-Comte-Robert. La formation se relève sur le dôme de Coulommes et au sud de la ligne allant de la Ferté-Gaucher à Fontainebleau avec un pendage important de 15 à 20 pour mille. L'épaisseur de l'ensemble des Sables de Cuise et des Sables du Soissonnais diminue vers le sud où ils sont posés sur les Argiles plastiques du Sparnacien.

– *Les formations du Lutétien.* Dans la vallée du Grand Morin et de la Marne, les formations du Lutétien présentent des faciès marins lagunaires qui se différencient en deux masses lithologiques différentes. A la base on trouve des faciès marins lagunaires avec des sables grossiers coquilliers surmontés de bancs de calcaire grossier à Milioles. Au dessus la deuxième masse, dite de "marnes et caillasses" est composée d'une alternance de calcaires plus ou moins siliceux avec des marnes et des argiles (Mégnien, 1973). Au sud-est de la zone du modèle, il est difficile de les distinguer du calcaire de St-Ouen sus-jacent. Le changement de faciès a lieu à quelques kilomètres de la cuesta d'Île-de-France. La puissance maximale est de 60 m à Coulommiers et de 20 à 40 m le long de la Marne.

– *Les sables de Beauchamp - Bartonien inférieur (Auversien).* Dans la zone inves-

tiguée, cet horizon présente un faciès argileux au nord de la ligne Jouy-le-Châtel, Rosay-en-Brie, Mortcerf tandis qu'à l'est de cette ligne il est constitué de sable blanc très fin. Leur présence n'a été déterminée qu'au nord-ouest d'une ligne Fontainebleau - Montmirail.

– *Le calcaire de Saint-Ouen - Bartonien supérieur (Marinésien).* Il s'étend sur l'ensemble de la zone d'étude sauf dans la partie nord-ouest juste avant Paris. Il affleure dans la vallée du Grand Morin et dans la vallée de l'Aubetin. De façon générale, il est composé d'une alternance de calcaires compacts blancs et rosés avec des marnes blanches ou brunes. Il présente aussi, dans certaines régions, des bancs de grès ou dans d'autres des faciès marneux. Les faciès marneux se situent au nord de la Brie entre Lagny et Coulommiers et entre l'Yerres et la Marne. Le faciès calcaire est dominant à l'est et au sud-est de la Brie à partir d'une ligne allant de la Ferté-sous-Jarre, Rosay-en-Brie, Nangis à Melun. Dans cette partie il est difficile de distinguer le calcaire de St-Ouen du calcaire de Champigny sus-jacent puisque ces deux formations sont en contact direct et présentent un faciès équivalent.

– *Les marnes infraludiennes - Priabonien (Ludien inférieur).* Ce terme désigne l'ensemble des faciès que l'on rencontre sous les calcaires de Champigny et au dessus des sables Marinésien ou au dessus du calcaire de Saint-Ouen. Ce sont des marnes ou argiles magnésiennes blanchâtres grisâtres ou marbrées avec des passages d'argiles bruns verdâtres. Elles ne sont présentes qu'au nord d'une ligne Melun-Nangis. Leur extension a été établie par Mégnien (1979).

– *Les calcaires de Champigny - Priabonien (Ludien moyen).* Son extension va du Petit-Morin jusqu'en Beauce. Ils sont érodés dans la vallée du Grand Morin et de l'Aubetin et se présentent généralement sous forme de bancs épais et compacts de calcaire beige ou blanchâtre. Au sud-est, il est difficile de distinguer les calcaires lacustres de Champigny de celui du Saint-Ouen. A l'ouest, le faciès est plus marneux et, au nord, le long de la vallée de la Marne il devient gypseux.

– *Les marnes supragypseuses - Priabonien (Ludien supérieur).* Elles comprennent les marnes de Pantin et les marnes d'Argenteuil qui dans cette région ne sont pas différenciées. L'épaisseur de ces deux formations semi-perméables conditionne les échanges entre les calcaires de Brie sus-jacent et les calcaires de Champigny. Leur présence est à l'origine de la formation de plusieurs nappes locales et de sources.

– *Les marnes vertes de Romainville - Stampien inférieur.* Cette formation s'étend sur tout le plateau briard avec une épaisseur assez constante sauf à l'est où elle est partiellement érodée.

– *Les calcaires de Brie - Stampien moyen.* Ils s'étendent sur l'ensemble du plateau briard sous couvert des limons quaternaires et sont érodés dans les vallées ainsi qu'au sud-est de la zone d'étude. Ceux sont des calcaires lacustres jaunâtres ou grisâtres,

compacts avec des passées marneuses. Dans la région de Brie-Comte-Robert, ils sont réduits à l'état de meulières enrobées dans de l'argile tandis qu'à l'est (Coulommiers, Rosay-en-Brie, Montmirail) ils deviennent marneux et vers Nangis ils comportent des intercations argilo-sableuses. Des argiles à meulières issus de l'altération des calcaires de Brie reposent d'est en ouest sur des terrains de plus en plus âgés. Ainsi vers l'anticlinal de Valence en Brie, les argiles à meulières reposent sur des marnes supragypseuses alors qu'au sud-est elles recouvrent les calcaires de Champigny. Elles sont absentes sous couvertures sédimentaires telles que dans la forêt de Fontainebleau (Ménillet, 1987).

– *Les Sables de Fontainebleau - Stampien supérieur.* Cette formation se présente sous forme de buttes résiduelles dans la Brie Française. Ceux-ci sont beaucoup plus épais dans la partie sud-ouest du modèle, vers Fontainebleau et s'étendent jusqu'à la vallée du Loing. Les sables sont surmontés d'un banc de grès qui selon les lieux est plus ou moins continu. Les sables quartzeux fins, légèrement micacés, blancs ou jaunes clair deviennent rosés ou ocres lorsqu'ils contiennent des impuretés.

– *Les calcaires de Beauce.* Ils sont situés au sud-ouest de la Seine et ne sont présents qu'au sud-ouest de Melun.

Les extensions des couches géologiques sont récapitulées dans le tableau 3.9 ainsi que sur une coupe nord-sud (Fig. 3.10)

<table>
<tr><th>Système</th><th>Etage stratigraphique</th><th>Lithologie dominante</th><th colspan="3">Extension des faciès en Brie Francaise
N ou NW | Centre Brie | S ou SE</th><th>Niveaux aquifères principaux</th></tr>
<tr><td></td><td></td><td>Alluvions</td><td colspan="3">-</td><td>Aquifères alluviaux</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Oligocène</td><td>Aquitanien</td><td>Calcaires de Beauce</td><td colspan="3">-</td><td rowspan="2">Calcaires de Brie et Sables de Fontainebleau</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Stampien</td><td>Sables de Fontainebleau</td><td colspan="3">Buttes résiduelles</td></tr>
<tr><td>Calcaires de Brie</td><td>meulières</td><td>calcaire</td><td>quelques lacunes</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="3">Eocène Sup.</td><td rowspan="3">Priabonien (Ludien)</td><td>Marnes vertes</td><td colspan="3">-</td><td></td></tr>
<tr><td>Marnes supragyseuses</td><td colspan="3">-</td><td rowspan="3">Calcaires de Champigny</td></tr>
<tr><td>Calcaires de Champigny</td><td>gypse et marnes du gypse</td><td colspan="2">calcaire lacustre</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Eocène Moy.</td><td>Marnes infraludiennes</td><td colspan="2">marnes ou argile</td><td>lacune</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Bartonien (Marinésien)</td><td>Sables de Monceau</td><td>sables verts infragypseux</td><td colspan="2">lacune</td></tr>
<tr><td>Calcaires de St - Ouen</td><td>marneux</td><td>mixte marne calcaire</td><td>calcaire lacustre</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Eocène Inf.</td><td>Bartonien (Auversien)</td><td>Sables de Beauchamp</td><td>sables et sables argileux</td><td>argiles sableuses</td><td>lacune</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="2">Lutétien</td><td>Marnes et caillasses</td><td>marne et caillasses avec gypse</td><td rowspan="2">calcaires et marnes</td><td rowspan="2">calcaire lacustre</td><td rowspan="3">Sables du Soissonnais et calcaire grossier du Lutétien</td></tr>
<tr><td>Calcaire grossier</td><td>calcaire grossier</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Yprésien</td><td>Sable de Cuise
Sable du Soissonnais</td><td>-</td><td>quelques lacunes</td><td>-</td></tr>
<tr><td>Argile plastique</td><td colspan="3">-</td><td></td></tr>
</table>

FIGURE 3.9: Étages stratigraphiques, extension des faciès des formations en Brie Française et les principaux aquifères sur la zone d'étude.

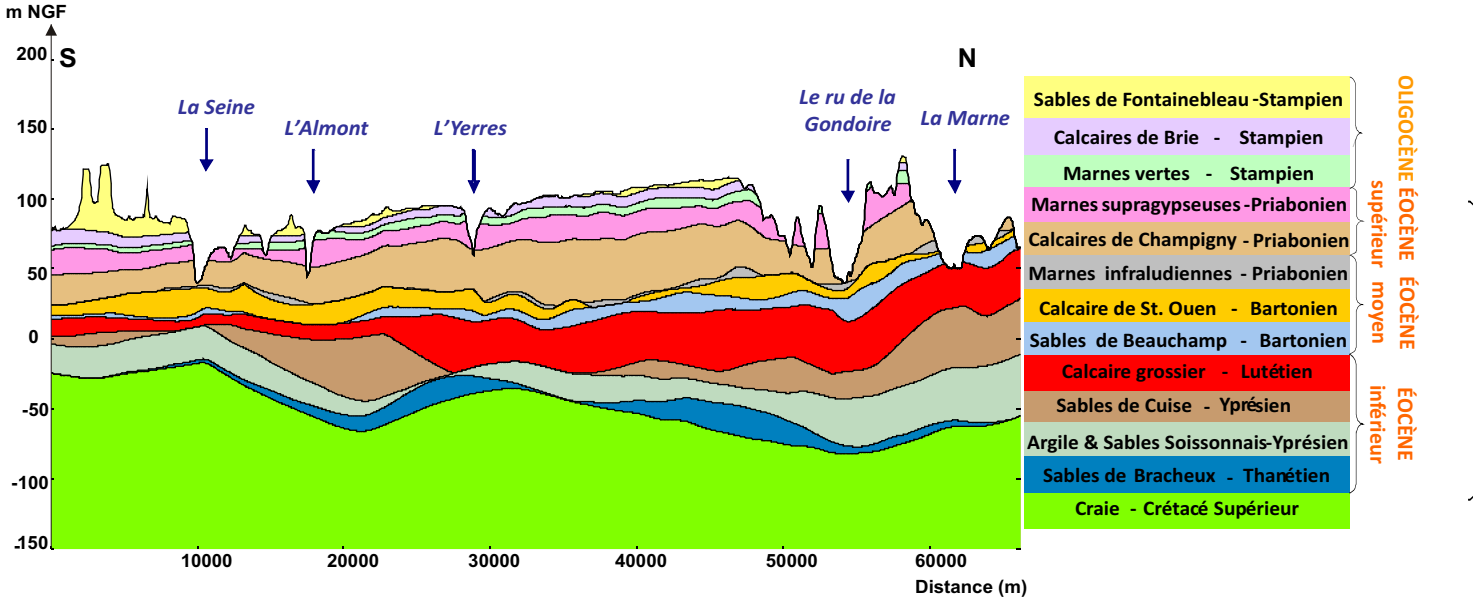


FIGURE 3.10: Coupe des formations géologiques allant du sud de Melun à Lagny-Sur-Marne à partir des données structurales du BRGM (source : DRIEE)

3.2.2 Principaux aquifères

On distingue sur la zone étudiée trois principales nappes se développant dans l'Oligocène, dans l'Éocène supérieur et moyen et dans l'Éocène inférieur.

En parlant de la nappe de l'Oligocène on considère à la fois la nappe des Calcaires de Brie, la nappe des sables de Fontainebleau et celle des calcaires d'Étampes.
La nappe des Calcaires de Brie est perchée et libre au dessus des marnes du Stampien inférieur. Elle est alimentée par percolation à travers les formations limoneuses quaternaires. En hiver, le niveau de la nappe remonte jusqu'à la surface du sol ce qui a conduit à l'implantation de nombreux drains agricoles. Elle alimente elle-même, par drainance verticale à travers les marnes du Stampien, la nappe des Calcaires de Champigny. Le fonctionnement hydrodynamique de cette nappe a été très étudié et suivi de longue date dans le bassin versant de l'Orgeval situé en rive droite du Grand Morin mais très peu en Brie Française. Ce bassin présente verticalement l'ensemble des formations rencontrées au centre de la Brie sur notre zone d'étude.

La nappe des Calcaires de Champigny est un système aquifère multicouche complexe. En raison de la discontinuité des marnes infraludiennes, les nombreuses variations de faciès des formations aquifères et les extensions des formations semi-perméables entre l'est et l'ouest permettent de comptabiliser douze schémas possibles de répartition des niveaux aquifères d'après Mégnien et al. (1976). Cependant, en considérant la limite d'extension des marnes infraludiennes, on peut délimiter deux grands ensembles aquifères. D'après la figure 3.11, on distingue à l'est que les niveaux calcaires se superposent et peuvent former localement un aquifère "unique" constitué des calcaires lacustres du Ludien, Bartonien et Lutétien. Au nord-ouest, l'augmentation de l'épaisseur des marnes infraludiennes permet de différencier les calcaires du Champigny *stricto sensu* de l'aquifère du Bartonien comprenant le calcaire de St-Ouen et les sables de Beauchamp, qui est drainée au nord par le Grand-Morin et la Marne et à l'ouest par la Seine.
La nappe des Calcaires de Champigny est généralement libre sauf au nord de la Visandre et en rive gauche de la Seine. Elle est alimentée directement à partir de ses affleurements à l'est, par drainance depuis la nappe de l'Oligocène et par infiltration des cours d'eau (Yvron, cours moyen de l'Yerres, Visandre, Almont, ...).

La nappe de l'Éocène inférieur du Lutétien-Yprésien est alimentée par drainance des formations supérieures quand celles-ci sont individualisées comme au nord-ouest de la zone d'étude.

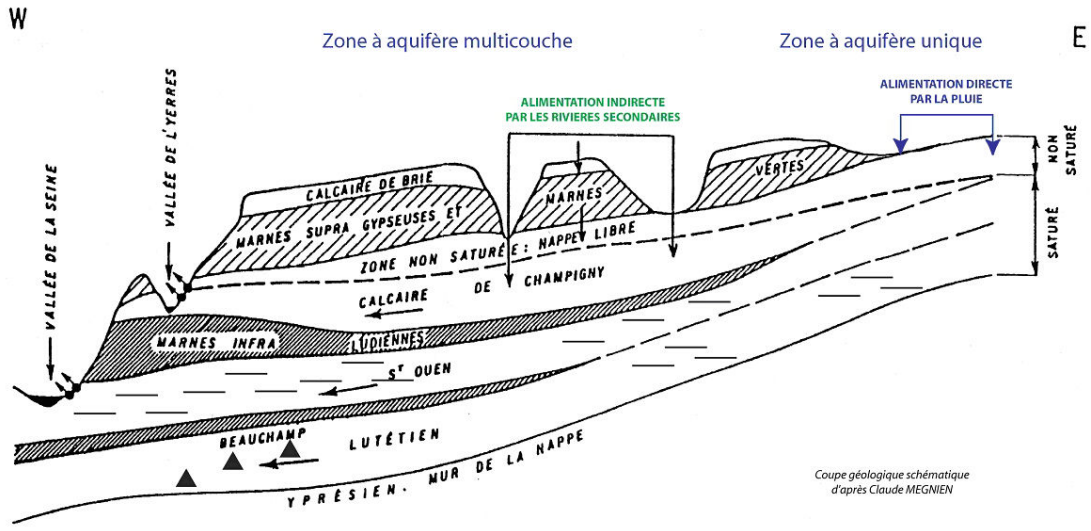


FIGURE 3.11: Coupe géologique schématique de l'aquifère des calcaires de Champigny d'après Claude Mégnien (source : DRIEE).

3.3 Synthèse

La zone d'étude, d'une superficie de 3648 km^2, est située au sud-est de Paris plus particulièrement dans le département de Seine-et-Marne. Les bassins versants de l'Yerres, de l'Aubetin et de l'Almont représentent presque la moitié de la superficie totale de la zone concernée. Les principaux cours d'eau du même nom, entaillent les formations du Tertiaire qui forment une structure multicouche complexe. On y distingue trois nappes principales situées dans l'Oligocène, l'Éocène supérieur et moyen et dans l'Éocène inférieur.

Les zones agricoles occupent plus de 55 % de la zone d'étude et sont majoritairement dans la Brie Française, Centrale et Champenoise. Les surfaces agricoles utiles sont souvent drainées à cause de la présence de formations quaternaires très peu perméables. Les zones artificialisées se trouvent essentiellement au nord-ouest et le long de la Seine et se sont principalement développées à partir de 1970.

Chapitre 4

Grandeurs caractéristiques

Ce chapitre a pour objectif de présenter les données spatialisées disponibles sur la zone d'étude comme détaillé dans le sommaire ci-dessous, tout d'abord par les données de forçage (prélèvements, débits aux stations d'épurations) et les données utilisées pour ajuster le modèle (piézométrie, débits aux stations hydrométriques). Nous aborderons également les gouffres et les pertes en rivières présents sur la zone étudiée. En tout dernière partie, sera présentée la contamination nitrique actuelle et passée des eaux superficielles et des eaux souterraines.

Sommaire

4.1 Prélèvements anthropiques en nappes 42

4.1.1 Prélèvements en nappes entre 1970 et 1988 42

4.1.2 Prélèvements en nappe de 1988 à l'actuel 44

4.1.2.1 Distribution spatiale des points de prélèvements 44

4.1.2.2 Distribution géographique des volumes prélevés sur la zone d'étude 46

4.1.2.3 Distribution des volumes prélevés au cours du temps et selon leurs usages 47

4.2 Débits aux stations hydrométriques 48

4.3 Débits aux stations d'épuration 50

4.4 Piézométrie des différents aquifères 50

4.4.1 Cartes piézométriques de référence 50

4.4.2 Chroniques piézométriques 57

4.5 Particularités de l'hydrosystème étudié : gouffres et pertes en rivières 59

4.6 Contamination nitrique de l'hydrosystème 63

4.6.1 Eaux superficielles 63

4.6.2 Eaux souterraines 65

4.7 Synthèse 68

4.1 Prélèvements anthropiques en nappes

Nous distinguerons deux périodes pour présenter les prélèvements sur la zone d'étude. L'une comprise entre 1970 et 1988 et l'autre débutant de cette même année jusqu'à l'actuel.

4.1.1 Prélèvements en nappes entre 1970 et 1988

Avant 1980, les données sur les prélèvements sont relativement mal connues et les études réalisées (Mégnien and Turland, 1967; Rampon, 1967; Diffre and Rambert, 1967; Berger, 1987; Vernoux, 1996) précisent qu'en moyenne les prélèvements référencés sont sous-estimés de 40 %. L'objectif de cette partie est de présenter, à partir des différentes références de la littérature, l'évolution générale des prélèvements dans les différentes nappes sur cette période.

Les forages datant de cette époque ont été référencés soit lors d'une déclaration au titre du Code Minier, soit lors des déclarations de prélèvements à des fins non domestiques à la Préfecture ou encore à l'Agence de l'Eau pour les redevances sur l'eau. Cette dernière ne comptabilisait que les ouvrages dont le débit d'exhaure est supérieure à 8 $m^3.h^{-1}$ et ne répertoriait que les captages d'adduction d'eau potable et d'eau industrielle.

La nappe de l'Oligocène est essentiellement exploitée pour l'alimentation en eau potable. Dans la Brie Française, les volumes prélevés issus de la nappe de l'Oligocène proviennent des captages de sources destinés à l'alimentation des réseaux ruraux d'adduction d'eau potable. Le volume estimé est de 1,8 $Mm^3.an^{-1}$. En rive gauche de la Seine, les usages sont plus diversifiés (irrigation, alimentation en eau potable) et ceux répertoriés prélèvent environ 3,6 $Mm^3.an^{-1}$.

Pour ce qui concerne la nappe des Calcaires de Champigny, plus de la moitié des nouveaux forages mis en place entre 1971 et 1986 est localisé en bordure de l'agglomération melunaise et dans le secteur situé entre l'Yerres et la Ville nouvelle de Marne la Vallée. L'étude menée par Berger (1987) détaillant les volumes prélevés par usages entre 1972 et 1984 est complétée par l'étude de Vernoux (1996) pour les années de 1987 à 1992 pour les trois secteurs suivants : la région melunaise, le secteur de la basse vallée de l'Yerres et la partie orientale du bassin de l'Yerres et de l'Almont (Fig. 4.1). Les volumes captés ne sont pas connus durant les années 1984, 1985 et 1986. Sur ces trois secteurs (Fig. 4.2), les volumes prélevés augmentent annuellement d'environ 1,3 $Mm^3.an^{-1}$ entre 1971 et 1984, hormis en 1974 et 1978 où les prélèvements annuels estimés sont supérieurs à 2 $Mm^3.an^{-1}$. Dans le secteur de la basse vallée de l'Yerres, les prélèvements augmentent de 68 % entre 1971 et 1984, pour atteindre les 21 Mm^3. A partir de cette date, ils diminuent de 0,4 $Mm^3.an^{-1}$et ils représentent à eux seuls près de la moitié des prélèvements pompés totaux des trois secteurs.

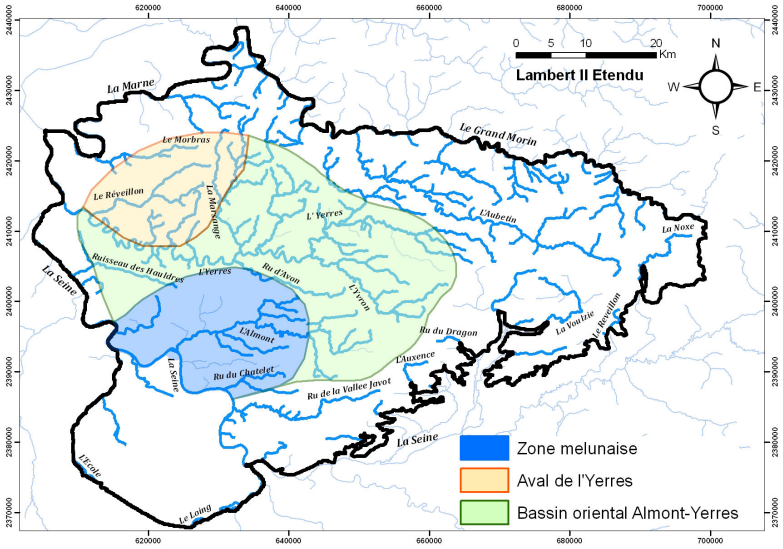


FIGURE 4.1: Délimitation des trois secteurs sur lesquels les bilans des prélèvements dans la nappe des Calcaires de Champigny ont été estimés.

Dans la zone melunaise, les prélèvements augmentent de 58 % entre 1974 et 1984 mais ils ne représentent seulement que 20 % des volumes captés sur cette période. A partir de 1984, ils passent de 9 Mm^3 à 16 Mm^3 soit presque le double. Tandis que dans la zone orientale du bassin de l'Yerres et de l'Almont, les volumes prélevés augmentent en moyenne chaque année de 0,3 Mm^3.

Les volumes cités ci-dessus concernent essentiellement les volumes captés pour l'alimentation en eau potable et l'industrie sur les trois secteurs dont les étendues sont présentées sur la figure 4.1. Ainsi, il faut également comptabiliser les 29,2 $Mm^3.an^{-1}$ captés aux environs de Provins (Rampon, 1967). Par ailleurs, les prélèvements à usage agricole n'ont pas été pris en compte car ils sont plus difficiles à estimer. Cependant d'après Berger (1987) la part de prélèvement pour l'irrigation ne représente que 10 % des volumes globaux captés en Brie Française.

Pour ce qui concerne l'Éocène inférieur, les données de prélèvements sont peu nombreuses entre 1970 et 1980. Les volumes prélevés dans les formations du Lutétien et de l'Yprésien ont été évalués dans la région de la Brie à 10 $Mm^3.an^{-1}$ (Diffre and Rambert, 1967). Il n'y a pas plus de détail sur la répartition et leur évolution dans le temps, car ces formations sont plutôt exploitées dans Paris et le Parisis.

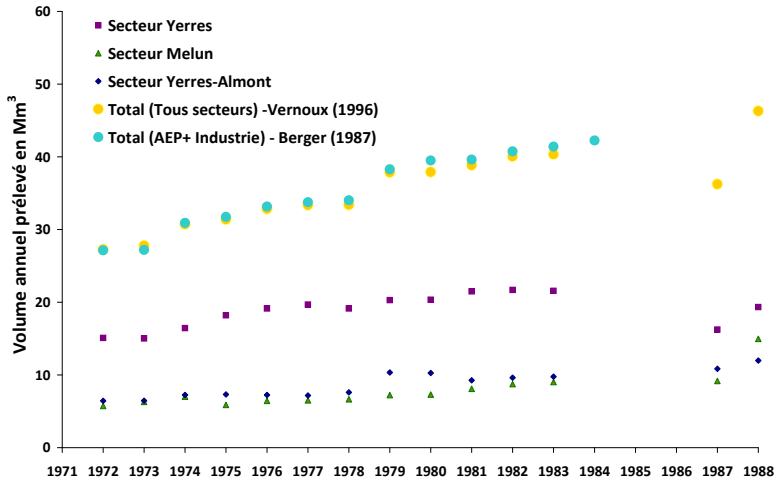


FIGURE 4.2: Évolution des volumes captés entre 1972 et 1988 (Berger, 1987; Vernoux, 1996) sur les secteurs définis.

4.1.2 Prélèvements en nappe de 1988 à l'actuel

Les données de prélèvements entre 1988 et 2011 ont été compilées à partir de plusieurs bases de données :

- les bases de données des prélèvements annuels pour l'alimentation en eau potable, l'irrigation et les industries ont été fournies par AQUI'Brie et ont été constituées par l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Ces données s'échelonnent de 1988 à 2007.
- les données de prélèvements mensuels des plus gros forages pour l'eau potable dans la fosse de Melun et la basse vallée de l'Yerres ont été fournies et constituées par AQUI'Brie et s'échelonnent dans l'ensemble de l'année 1999 à l'année 2009.
- les données de prélèvements mensuels des forages pour l'eau potable exploités et gérés par Veolia et répartis sur la zone d'étude et en particulier dans la fosse de Melun. Ces données ont été fournies par l'exploitant lui-même et couvrent en majorité la période de 2000 à 2009.
- les données de prélèvements journaliers des forages pour l'eau potable exploités par la Lyonnaise des Eaux et Eau du Sud Parisien dans la fosse de Melun et la basse vallée de l'Yerres. Ces données ont été fournies par les exploitants et couvrent en majorité la période de 2000 à 2009.

4.1.2.1 Distribution spatiale des points de prélèvements

Un même forage peut prélever de l'eau dans les différentes formations qu'il traverse. La quantification de la distribution entre aquifères n'est cependant pas connue.

A partir de la base de données d'AQUI'Brie, on peut déterminer le nombre de forages par formation aquifère prélevées sur la zone d'étude et l'utilisation qui en est faite

(l'alimentation en eau potable, industrie, agricole, divers). Plus de la moitié des points de prélèvement capte l'ensemble des formations de l'Éocène (EOS, EOS+, ESM, EOS/SO+, EOC). Le ratio de forages captant les formations de l'Éocène inférieur est de 11 % alors que les captages prélevant uniquement dans le calcaire de Champigny *stricto sensu* représentent 18 %. D'après le tableau 4.1, 49 % des captages servent à alimenter la population en eau potable, 19 % sont pour les industries, 23 % pour l'irrigation et les 9 % restant sont utilisés pour divers usages. L'eau pour le domaine agricole est prélevée essentiellement dans les formations les plus superficielles (Oligocène et Éocène supérieur).

	Total	AEP	Industrie	Agricole	Divers
ALL	15	8	7	-	-
OLI	62	19	5	38	-
EOS/CH	88	47	17	17	7
EOS	137	69	22	29	17
EOS +	44	18	4	15	7
EOS/SO	14	8	3	2	1
EOS/SO +	9	2	5	-	2
ESM	37	28	4	5	-
EOM	24	4	10	1	9
EMI	12	8	4	-	-
EOI	18	8	9	-	1
EOC	19	15	1	3	-
TOTAL	479	234	91	110	44

TABLE 4.1: Nombre de points de prélèvements selon les aquifères captés et leurs usages entre 1988 et 2007. ALL : Nappe alluviale ; OLI : Nappe des Calcaires de Brie, EOS/CH : Nappe des Calcaires de Champigny *stricto sensu* ; EOS : Nappe des Calcaires de Champigny et de St-Ouen ; EOS + : Nappe des Calcaires de Champigny + Calcaires de St-Ouen + Lutétien ou Yprésien ; EOS/SO : Nappe du calcaire de Saint-Ouen *stricto sensu* ; EOS/SO+ : Nappe du calcaire de St-Ouen + formation de l'Éocène inférieur ; ESM : Nappe du calcaire lacustre indifférencié (Champigny, St-Ouen, Lutétien) ; EOM : nappe du Lutétien ; EMI : Nappe du Lutétien/Yprésien, EOC : Nappe du Champigny/St-Ouen/Lutétien/Yprésien

La répartition spatiale des formations captées par les forages dépend de l'extension des formations géologiques (Fig. 4.3). Dans la basse vallée de l'Yerres, au nord de ce cours d'eau et le long de la Seine les forages prélèvent essentiellement dans le calcaire de Champigny du fait d'une bonne individualisation avec les formations encaissantes. Dans la fosse de Melun, les ouvrages captent dans la partie supérieure (calcaires de Champigny) et moyenne de l'Éocène (calcaires de St-Ouen). Le long du Grand Morin c'est le calcaire de St-Ouen qui est majoritairement sollicité tandis que le long de la Marne ce sont les formations de l'Éocène inférieur qui sont concernées. Les prélèvements dans l'Oligocène (calcaires de Brie et Sables de Fontainebleau) se concentrent essentiellement sur la rive gauche de la Seine, zone où l'épaisseur de cette formation y est importante (20 m).

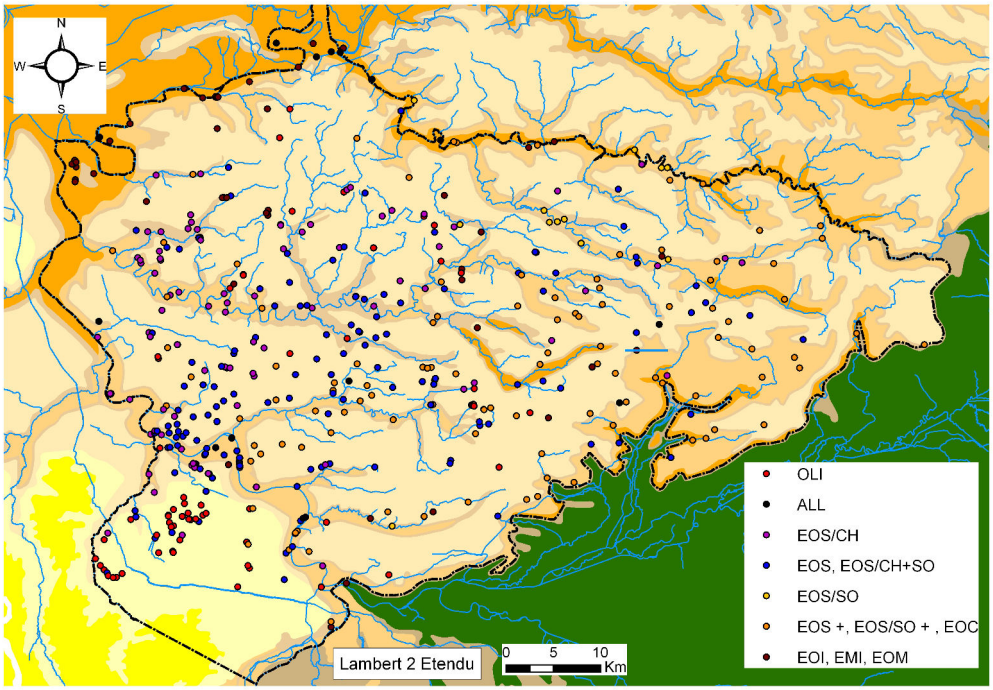


FIGURE 4.3: Répartition spatiale des forages en fonction des niveaux captés sur la zone d'étude délimitée en noir.

4.1.2.2 Distribution géographique des volumes prélevés sur la zone d'étude

Dans la fosse de Melun se concentrent de nombreux forages ayant prélevé durant l'année 2007 environ 18 Mm^3 (Fig. 4.4). Dans la basse vallée de l'Yerres, les forages sont principalement localisés sur les communes de Périgny et de Mandres-les-Roses et ont prélevé 4,8 Mm^3 en 2007. Le long de la Seine, on observe d'importants prélèvements à Morsang-sur-Seine dans les calcaires de Champigny (3,4 Mm^3 en 2007) et à Livry-sur-Seine (6,1 Mm^3 en 2007). Au centre du domaine d'étude, ils sont localisés à Grandpuits-Bailly-Carrois et à l'est au niveau des sources de la Voulzie. Ce dernier incluant à la fois les volumes issus des sources de la Voulzie, du Dragon et du Durteint. Le long du Grand Morin et de la Marne, les plus importants prélèvements sont situés près de grandes villes telles que Coulommiers, Voulangis et la Ferté-Gaucher.

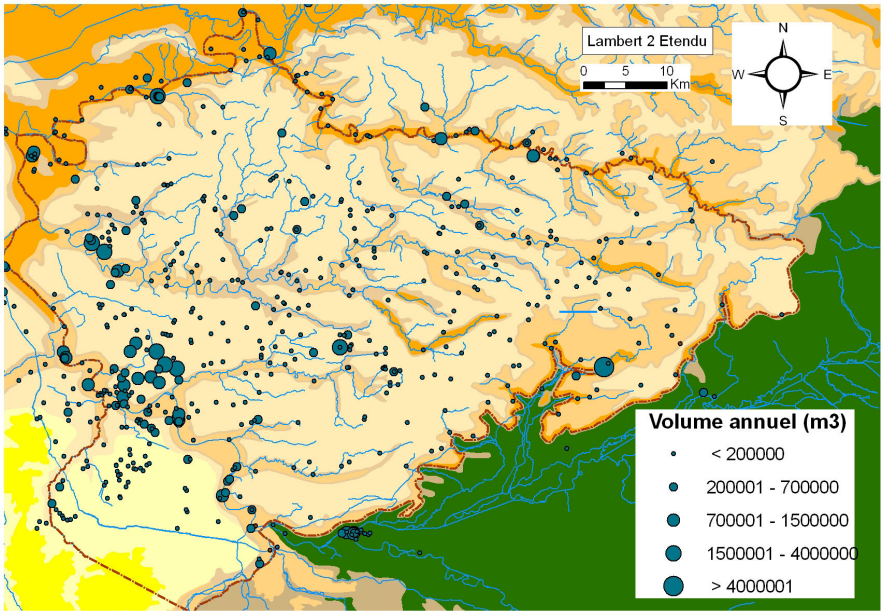


FIGURE 4.4: Volumes moyens annuels (m^3) entre 1988 et 2007 spatialisés sur la zone d'étude quelque soit les usages.

4.1.2.3 Distribution des volumes prélevés au cours du temps et selon leurs usages

Les prélèvements moyens entre 1989-2007 sont de 98 $Mm^3.an^{-1}$ pour l'ensemble de la zone modélisée (Fig. 4.5). Sur le volume totale prélevé, 84 % est pour l'alimentation en eau potable 10 % pour l'industrie, 2 % pour l'irrigation et 4 % pour le reste.

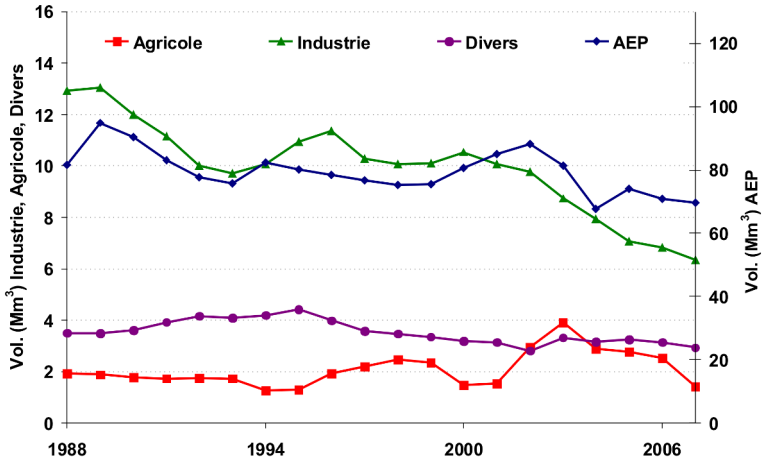


FIGURE 4.5: Volumes en $Mm^3.an^{-1}$ prélevés selon leurs usages entre 1988 et 2009

Les volumes agricoles déclarés à l'Agence de l'Eau Seine Normandie sont relativements constants jusqu'en 1999 car les agriculteurs étaient autorisés à prélever un volume annuel

prédéfini dépendant de la superficie cultivée (Berger, 1987). A l'heure actuelle, l'installation de compteurs permet de relever leur consommation réelle. En 2003, les prélèvements pour cette usage ont été les plus importants du fait des conditions climatiques.
Les prélèvements pour l'industrie ont diminué de moitié entre 1988 et 2009. Ceci peut s'expliquer par l'amélioration de la gestion de l'eau dans les process industriels et par une diminution de l'activité industrielle (- 37 % en Seine-et-Marne, - 39 % en Val de Marne et - 26 % en Essonne entre 1990 et 1999 d'après la Chambre de Commerce d'Île-de-France).

Depuis 2005, les arrêtés sécheresse sont récurrents et conduisent à des restrictions d'usages de l'eau. En 2009, la nappe des Calcaires de Champigny est placée par l'État en Zone de Répartition des Eaux afin de mieux gérer la ressource quantitativement en limitant les prélèvements à 140 000 $m^3.jour^{-1}$ sur la zone la plus exploitée.

En Annexe 1.1 est présentée la répartition des prélèvements par formations aquifères selon les usages entre 1988 et 2007. On constate que les plus importants volumes prélevés pour l'eau potable sont à la fois dans la formation supérieure et moyenne de l'Éocène.

4.2 Débits aux stations hydrométriques

La base HYDRO (http ://www.hydro.eaufrance.fr) référence les stations implantées le long des cours d'eau (données descriptives de la station, qualité des mesures, statistiques).

Dix neuf stations référencées dans cette base ont leur bassin versant situé totalement dans la zone étudiée. Elles sont situées à l'ouest et plusieurs se positionnent sur une même rivière (Fig. 4.6a).

Les stations localisées sur la Seine, le Grand Morin et la Marne n'ont pas été utilisées car le secteur investiguée ne prend en compte qu'une partie de leur bassin versant et ne permet pas d'en reproduire les débits globaux. Pour toutes les stations, les débits sont renseignés au pas de temps journalier mais les chroniques sont souvent très courtes et bon nombre de stations localisées sur l'Yerres ont été arrêtées (Fig. 4.6b). Actuellement il n'y a plus que cinq stations où les débits sont mesurés (l'Yerres à Courtomer et à Boussy-Saint-Antoine, l'Ancoeur à Blandy-les-Tours, le ru du Gondoire à Gouvernes et l'Aubetin à Pommeuse). Cette discontinuité des mesures dans le temps et dans l'espace à partir des années 1990 sera un handicap pour la calibration du modèle.
Sur le tableau 4.2 sont présentés pour quatre stations les débits suivants : le $QMNA_{1/5}$ (le débit mensuel sec de récurrence 5 ans), le $VCN30_{1/5}$ (débit minimal des débits moyennés par période de 30 jours consécutifs de période de retour 5 ans), le $QIX_{1/5}$ (débit instantané maximal de crue quinquennale) et enfin le débit maximal journalier (Débit max.) mesuré sur la période.
On constate que le débit des rivières en période estivale est très peu soutenu par les nappes en particulier pour l'Almont et pour l'Yerres avec un $QMNA_{1/5}$ et un $VCN30_{1/5}$ inférieurs à 20 $l.s^{-1}$.

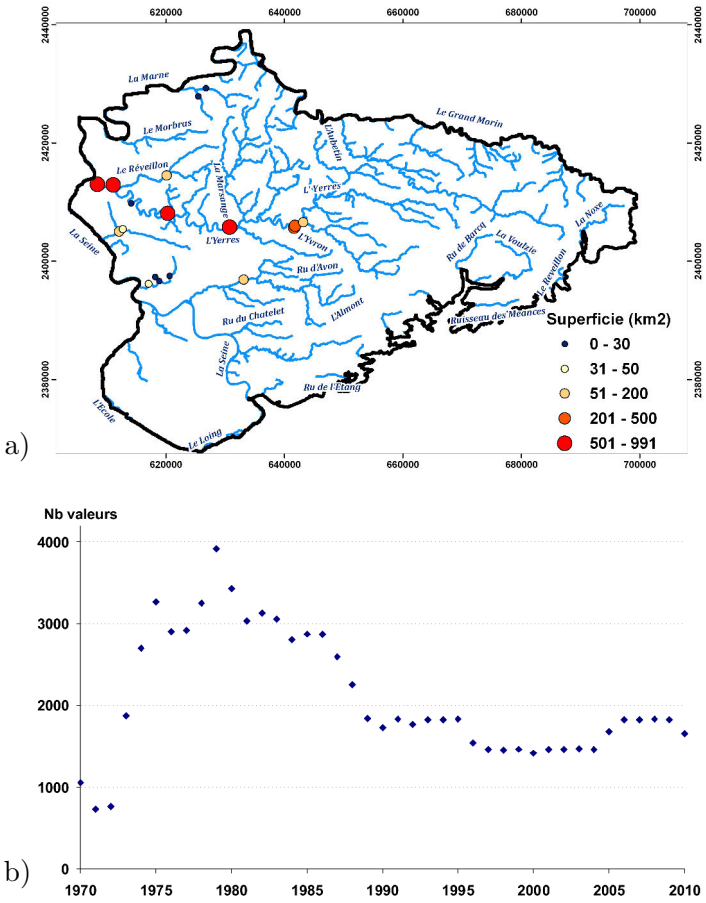


FIGURE 4.6: a) Localisation des stations hydrométriques et leurs surfaces drainées ; b) Nombre de mesures par année hydrologique de 1970 à 2010

Cours d'eau	Station	Période	Superficie(km^2)	Module	$QMNA_{1/5}$	$VCN30_{1/5}$	$QIX_{1/5}$	Débit max.
Yerres	Courtomer	1967-2013	429	1.39	0.016	0.013	32	62.5
Almont	Blandy-les-Tours	1982-2013	181	0.497	0.01	0.007	11	18.5
Réveillon	Férolles-Atilly	1975-2013	55.4	0.298	0.054	0.023	6.6	10.2
Gondoire	Gouvernes	1979-2012	19.6	0.107	0.024	0.014	3.6	5.08

TABLE 4.2: Débits ($m^3.s^{-1}$) calculés statistiquement à quatre stations hydrométriques afin de caractériser les étiages et les crues (source : banque HYDRO)

4.3 Débits aux stations d'épuration

Les stations d'épuration (STEP) situées sur la zone d'étude ont été référencées à partir du travail réalisé par le SATESE en Seine-et-Marne et les données fournies par AQUI'Brie (2006-2009). Les points de rejets des stations d'épuration sont les plus nombreux le long de l'Almont et de l'Yerres et se concentrent dans la partie nord-ouest de la zone d'étude du fait de l'urbanisation (Fig. 4.7). Actuellement, on peut constater qu'il n'y a plus de station d'épuration à l'aval de l'Yerres, zone fortement urbanisée, car l'ensemble des rejets est redirigé progressivement vers la station d'épuration de Valenton (Val de Marne).

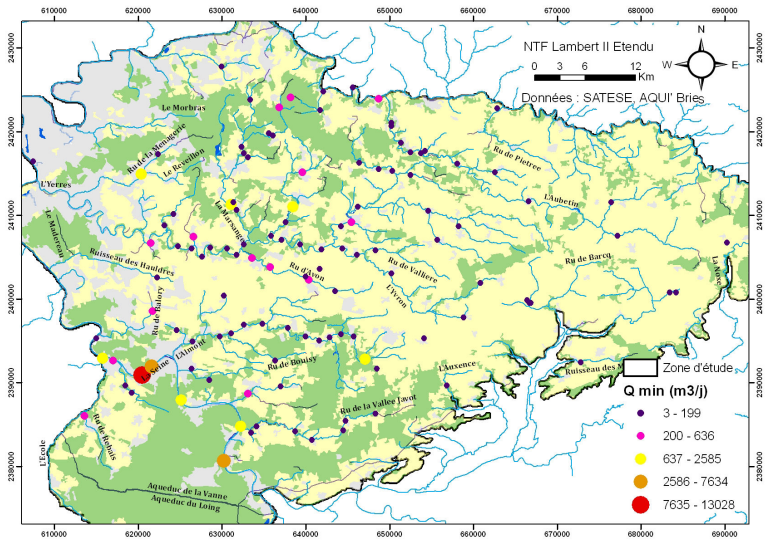


FIGURE 4.7: Localisation des points de rejets des stations d'épuration et des débits moyens minimum par temps sec (2006-2009). Les terres artificielles sont représentées en gris, les terres agricoles en jaune et les zones forestières en vert.

Au cours de ces quarante dernières années, le nombre de stations d'épuration et leur localisation ont évolué en fonction de l'évolution de la population et des contraintes environnementales. Par exemple, dans les années 70, la présence de stations d'épuration dans la partie aval de l'Yerres impactait la qualité des cours d'eau tel que la Marsange, le Réveillon et l'Yerres (Berger and Rampon, 1970). C'est encore le cas actuellement pour certains d'entre eux (la Marsange).

4.4 Piézométrie des différents aquifères

4.4.1 Cartes piézométriques de référence

Les cartes piézométriques des nappes permettent de nous renseigner sur le fonctionnement général des aquifères tels que le sens des écoulements souterrains, les lieux de recharge et les interactions entre les rivières et les nappes. Ces cartes résultent d'une in-

terprétation de mesures issues de campagnes piézométriques qui ont pu évoluer au cours du temps. Ainsi la comparaison des cartes réalisées par différents auteurs et à plusieurs dizaines d'années d'intervalle peut être difficile. Il faut également tenir compte du fait que le système étant parfois semi-karstique, l'interprétation de la direction d'écoulement à partir d'une carte piézométrique peut être localement erronée.

Nappe de l'Oligocène

Actuellement il n'existe pas de carte piézométrique de référence de la nappe de l'Oligocène en Brie Française. L'unique carte piézométrique dans cette région a été établie dans le cadre de la réalisation de l'Atlas des nappes du district de la région parisienne (Mégnien and Turland, 1967). La description du fonctionnement de cette nappe, détaillée ci-dessous provient de cette étude.

La nappe de l'Oligocène est très étendue sur le plateau briard mais avec une faible épaisseur mouillée (en moyenne entre 5 et 6 m) estimée en 1967. La surface piézométrique est très proche du sol et suit la topographie. Le niveau piézométrique peut varier de 200 m NGF au nord-est à 80 m NGF dans la forêt de Sénart. L'exutoire de cette nappe est constitué de nombreuses sources dans les petites vallées qui découpent les plateaux. Le gradient de la nappe est en moyenne estimé à 2 ‰. La nappe réagit rapidement en hiver, saison durant laquelle les zones basses sont souvent inondées du fait de la remontée des eaux jusqu'au sol.

Sur la rive gauche de la Seine, les formations de l'Oligocène sont drainés par la Seine, l'École et le Loing (Fig. 4.8).

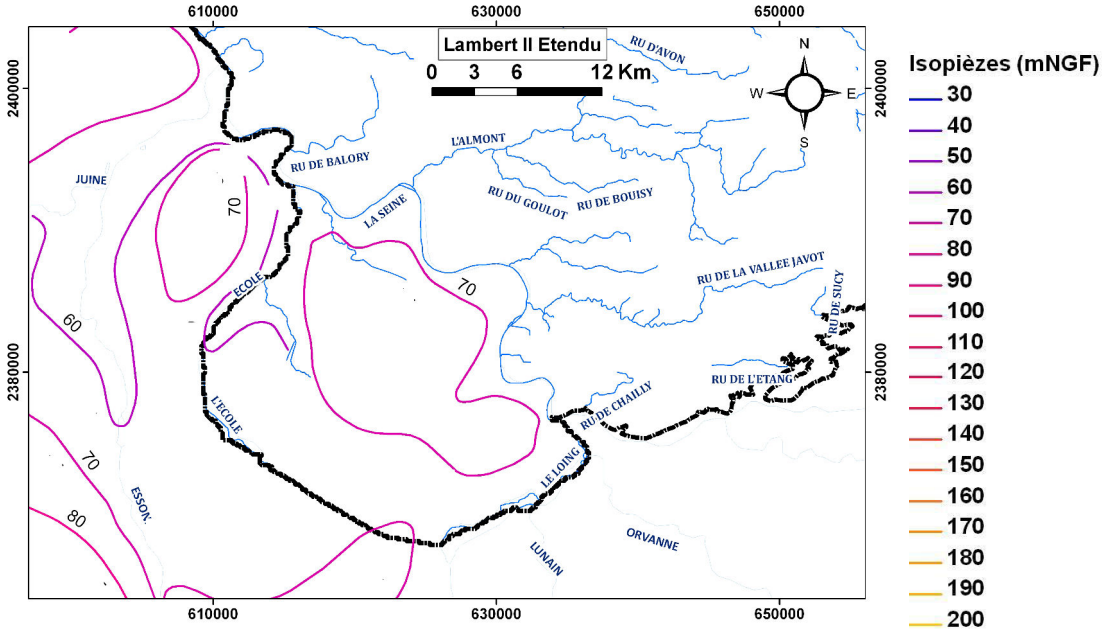


FIGURE 4.8: Carte piézométrique de l'Oligocène sur la rive gauche de la Seine en basses eaux (1994).

Nappes de l'Éocène

Les cartes piézométriques de références sont établies pour la nappe des Calcaires de Champigny (Éocène supérieur et moyen) et la nappe de l'Éocène inférieur (Lutétien/Yprésien).

Nappe de l'Éocène supérieur et moyen

Les cartes piézométriques de référence de la nappe de l'Éocène ont été réalisées à trois périodes :

1. En 1967. Cartes en période de basses eaux (Fig. 4.9b, Annexe 1.2) et de hautes eaux (Fig. 4.9a, Annexe 1.2) effectuées dans le cadre de la réalisation de l'atlas des nappes aquifères dans la région de Paris (Rampon, 1967) ;
2. En 1973 et 1974. Carte piézométrique en hautes eaux (mois de mars) réalisée par le BURGEAP-BRGM (Mégnien et al., 1976) et présentée sur la figure 4.10 ;
3. En 2003 et 2004. Cartes piézométriques en période de hautes eaux (Fig. 4.9c, Annexe 1.2) et en période de basses eaux (Fig. 4.9d, Annexe 1.2) réalisées par AQUI'Brie.

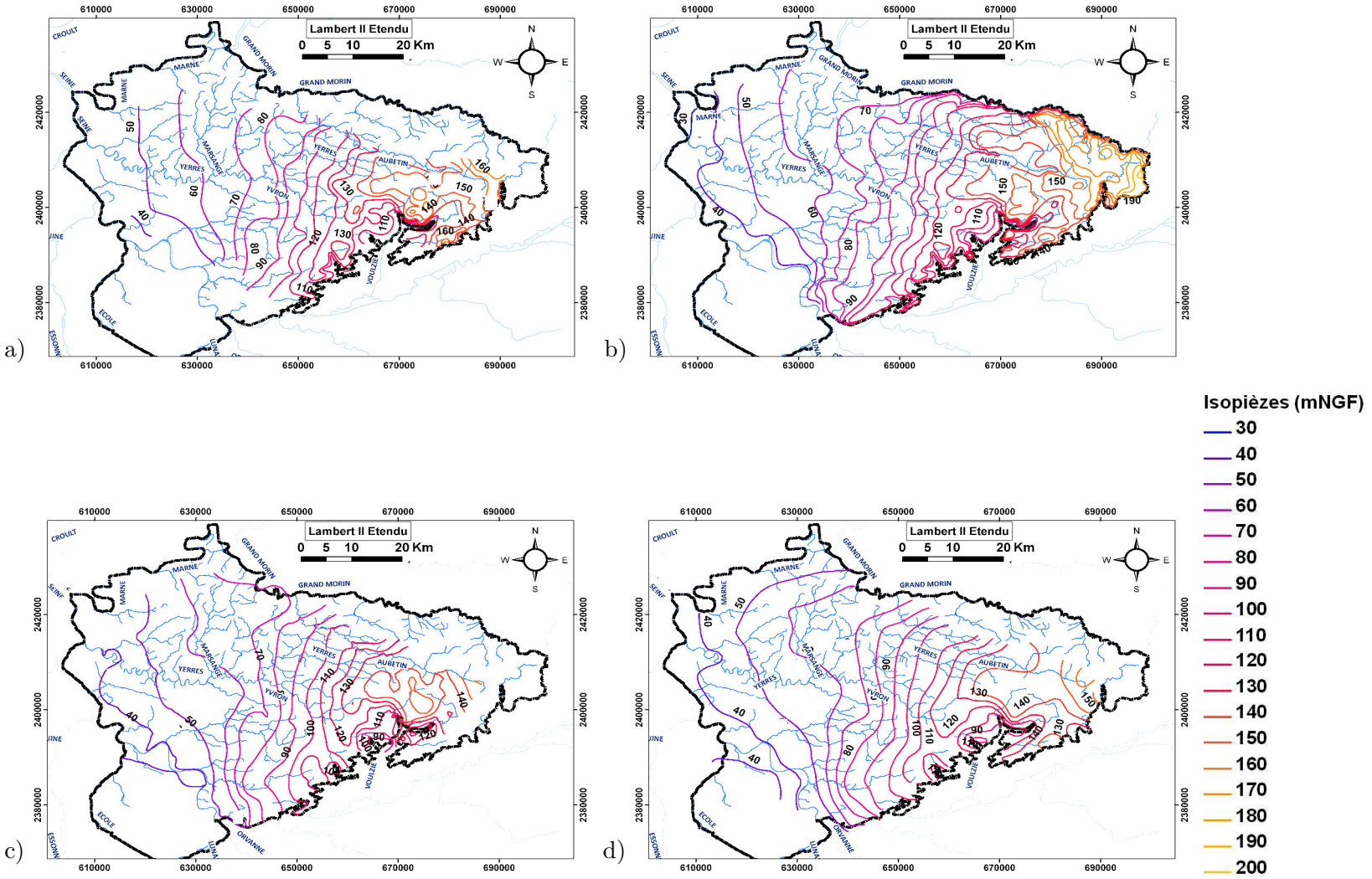


FIGURE 4.9: Cartes piézométriques de l'Éocène supérieur et moyen au printemps 1967 (a), à l'automne 1967 (b), au printemps 2004 (c) et à l'automne 2003 (d)

Sur la carte piézométrique de l'aquifère de l'Éocène supérieur et moyen de 1973-1974 a été reportée les neufs grands bassins souterrains d'écoulement.

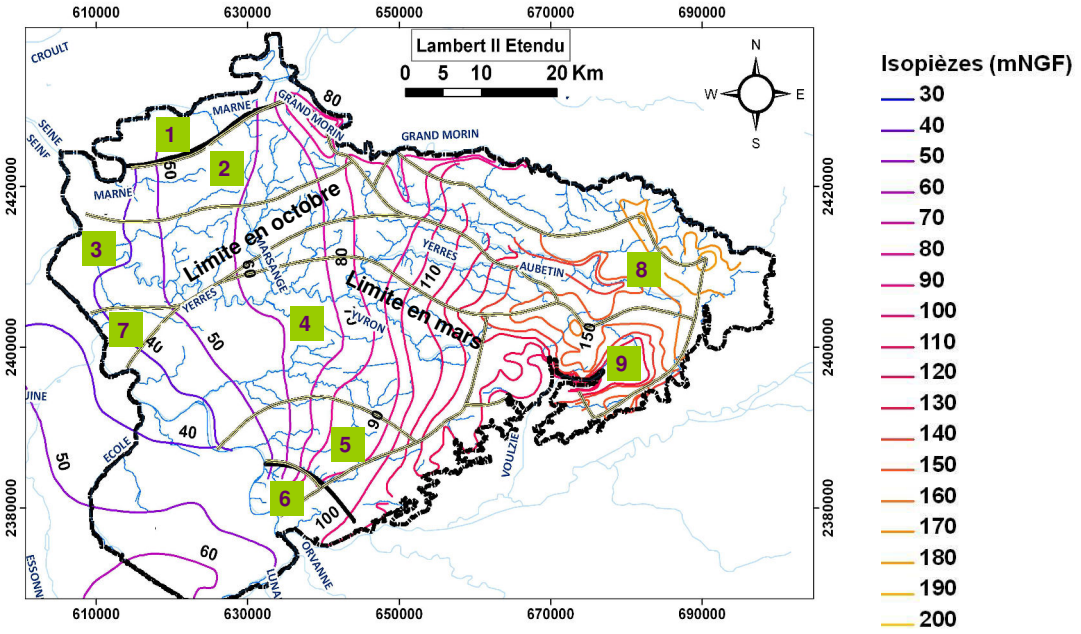


FIGURE 4.10: Carte des niveaux piézométriques de l'aquifère de l'Éocène supérieur et moyen en 1973-1974 avec la délimitation des bassins souterrains d'écoulement.

Les caractéristiques des principaux bassins étant détaillés ci-après :

- **Le bassin du Provinois (bassin 9)**. Très escarpé, ce bassin draine les formations de la cuesta d'Île-de-France. Les niveaux piézométriques passent de 160 mNGF sur les plateaux à 110 mNGF au niveau des sources du Dragon, de la Voulzie et du Durteint.

- **Le bassin de l'Aubetin (bassin 8)**. La carte piézométrique de 1967 en hautes eaux est moins précise que celle établie en basses eaux mais les niveaux piézométriques renseignés au nord de l'Aubetin sont les seuls disponibles. On peut constater que l'écoulement général est sud-est nord-ouest, le niveau piézométrique passant de +190 mNGF dans la région de Sézanne à +70 m NGF à la confluence de l'Aubetin et du Grand Morin. Le gradient d'écoulement, faible est de 2,6 ‰. La nappe est alimentée en amont par les pertes de l'Aubetin puis est drainée par cette même rivière vers le Grand Morin. La délimitation avec le bassin du Provinois n'est pas très certaine et des pertes en amont de l'Aubetin pourraient alimenter les sources de Provins.

- **Le bassin du Chatêlet et de la vallée Javot situé au sud-ouest (bassin 5)**. Il est délimité au sud par la crête piézométrique fixant les sens d'écoulement des eaux le long de la cuesta d'Île-de-France et au nord par celle délimitant les eaux vers le bassin de l'Almont. Le gradient hydraulique augmente vers l'aval et est dû à la

diminution de l'épaisseur de la formation. Cette zone est marquée par les pertes en rivières du ru Chatêlet et du Javot.

– **Au centre se délimite deux grands bassins dont l'écoulement se dirige respectivement vers la Seine et la basse vallée de l'Yerres**. La nappe s'écoule d'abord d'est en ouest jusqu'à Ozouer-le-Voulgis puis bifurque vers le sud-ouest pour se diriger vers la Seine, marquée par des résurgences entre Seine-Port et Livry-sur-Seine (**bassin 4**). Quelles que soient les années, la nappe est alimentée par des pertes sur le cours de l'Yvron, de l'Almont et de la partie médium de l'Yerres. La délimitation au nord fluctue en fonction des saisons. Ainsi, en période de hautes eaux, les pertes qui se produisent sur la partie médiane de l'Yerres font monter le niveau piézométrique conduisant à rediriger l'écoulement vers le nord. Ce bombement piézométrique est observable sur toutes les cartes de hautes eaux de 1974 et 2004. En 2004 un abaissement est observé de la piézométrie à la confluence du ru d'Avon et de l'Yerres. Les eaux souterraines situées au nord de l'Yerres (Bréon) se dirigent vers la fosse de Melun et non plus vers la basse vallée de l'Yerres comme en 1974. Cette modification de la direction d'écoulement peut être liée à un changement de localisation et de quantité d'eau prélevée entre les deux bassins. Cependant, la recharge étant faible dans les années 2003-2004, les différenciations des niveaux piézométriques ont été moins marquées dans cette zone. Dans la fosse de Melun, les niveaux piézométriques sont relativement proches de ceux de 1974.
  Au nord de l'Yerres, le sens des écoulements est dépendant des pertes de cette même rivière. Partant du haut plateau au sud-est, les eaux se dirigent vers le nord puis bifurquent vers le sud vers la basse vallée de l'Yerres (**bassin 3**). La nappe est alimentée par les pertes en rivières le long de la Visandre, de la Marsange, du ru du Cornillot, de la Barbançonne et de l'Yerres notamment lorsque le calcaire du Champigny affleure (entre Ozouer-le-Voulgis et Combs-la-Ville). En aval, le gradient hydraulique augmente et des résurgences à partir de Mandres-les-Roses ont lieu. Entre 1974 et 2004, les niveaux piézométriques ont peu varié tout en aval de l'Yerres mais on peut constater un recul de l'isopièze 50 m de plus d'un kilomètre .
  Les cartes de 1974 et de 2004 sont très différentes au niveau de la confluence du Grand Morin et de la Marne mais toutes les études relatent le manque de points de données dans cette zone. La carte de 1974 indique l'existence d'un bombement piézométrique longeant le Grand Morin mais aucune des cartes de 1967 et de 2004 ne le confirme.

D'après la figure 4.11, l'épaisseur mouillée le long de la cuesta d'Île-de-France (aquifère unique) ne dépasse pas les 40 m et augmente vers le nord-ouest le long des synclinaux de l'Yprésien (Villiers, Nangis) (Mégnien et al., 1976). Lorsque la nappe des Calcaires de Champigny est séparée des formations sous-jacentes par les marnes infraludiennes, l'épaisseur mouillée est supérieure à 30 m ; ceci se produit au nord-ouest de Rosay-en-Brie et à la

confluence du ru d'Avon et de l'Yerres. Dans la zone de Melun, celle-ci est en moyenne de 20 m. Plus on se dirige vers l'aval de l'Yerres, plus l'épaisseur mouillée diminue (inférieure à 15 m à partir de Brie-Comte-Robert) et devient nulle suivant une ligne parallèle au cours de la Marne et du Grand Morin **(bassin 1)**. Cet amincissement correspond à l'augmentation de l'épaisseur des marnes infraludiennes sous-jacentes. Au niveau de l'anticlinal de Corbeil, la nappe des Calcaires de Champigny est asséchée.

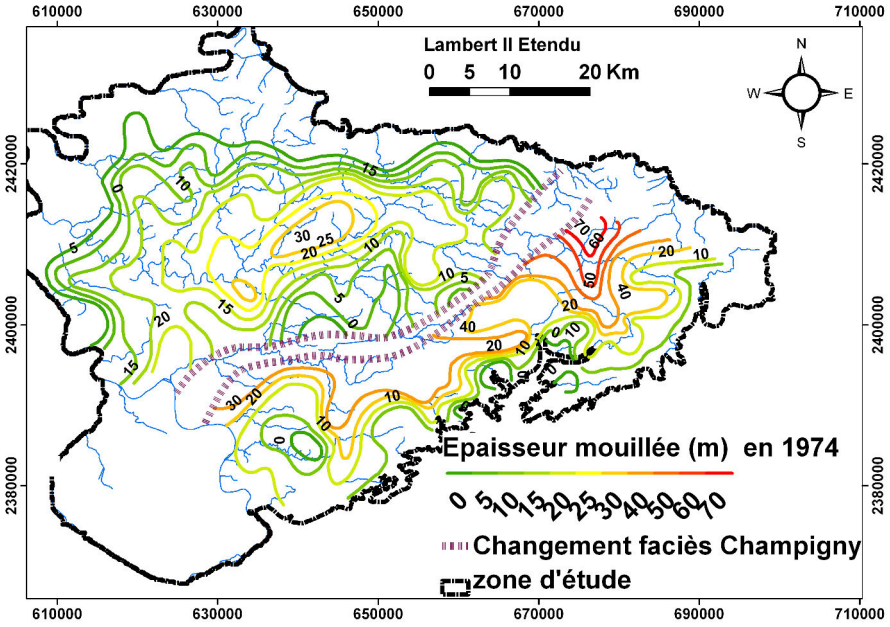


FIGURE 4.11: Épaisseur mouillée (en m) de la nappe des Calcaires de Champigny. La limite indiquée en noir indique le passage du calcaire de Champigny *stricto sensu* (au nord) à un aquifère unique dans la partie sud-est (Mégnien et al. (1976)).

Dans l'ensemble la nappe est dénoyée[1] sauf vers Rosay-en-Brie où elle est captive. Le niveau piézométrique se situe en moyenne entre 5 et 15 m sous le fond des rivières (1973-1974, 2003-2004). Cependant les deux campagnes piézométriques ont été réalisées durant des années de faible recharge et ne permettent donc pas de connaître la profondeur de la nappe sous les rivières lors d'une année humide. Les cartes établies en hautes eaux (2003) et en basses eaux (2004) montrent de faibles fluctuations du niveau piézométrique dues à un faible contraste saisonnier de la recharge (Reynaud, 2012). En 1973-1974, les fluctuations les plus importantes sont localisées le long de l'Yerres, de la Visandre (de 3 m à 4 m), de l'Almont (de 3 m à 5 m), dans la vallée Javot et de l'Yvron (de 2 m à 3 m). Plus on s'éloigne des rivières, plus les fluctuations s'amortissent ce qui témoigne d'une alimentation de la nappe par les rivières.

1. Aquifère dénoyé : le niveau piézométrique de la nappe est inférieur à la cote du mur de la formation sus-jacente

Nappe de l'Éocène inférieur

Mégnien and Turland (1967) et Reynaud (2012) relatent la difficulté de connaître les niveaux piézométriques dans la Brie à cause du faible nombre de forage captant uniquement l'Éocène inférieur. Les quelques niveaux piézométriques connus sont trop peu nombreux et trop espacés pour être sûr de la carte piézométrique tracée. D'après le rapport de Mégnien and Turland (1967), cette nappe serait captive sous les vallées du Grand Morin, de l'Aubetin et de l'Yerres d'après la carte piézométrique réalisée par ces auteurs et présentée sur la figure 4.12. Le sens d'écoulement général étant est-ouest.

a)

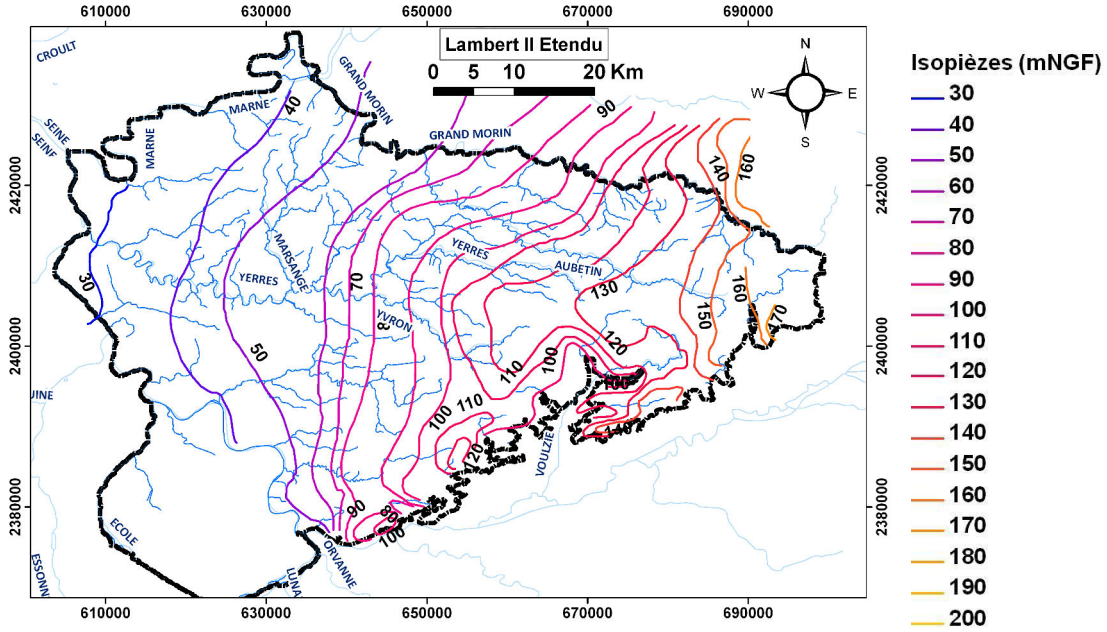


FIGURE 4.12: Carte piézométrique de la nappe de l'Éocène inférieur estimée en 1974 par Mégnien (1979).

4.4.2 Chroniques piézométriques

Sur la zone d'étude quarante neuf piézomètres localisés essentiellement au centre et au nord enregistrent les fluctuations piézométriques de la nappe de l'Éocène. La moitié des piézomètres capte simultanément plusieurs formations aquifères (Fig. 4.13). Concernant la nappe de l'Oligocène, un seul piézomètre situé en rive gauche de la Seine à Fontainebleau enregistre son niveau piézométrique.

Les niveaux piézométriques de la nappe des Calcaires de Champigny à Montereau-sur-le-Jard (Fig. 4.14a) et à Saint Martin-Chennetron (Fig. 4.14b) sont utilisés par les services de l'État pour définir les restrictions d'usage en fonction des différents seuils : seuil de vigilance, seuil d'alerte, seuil de crise, seuil de crise renforcée. Or depuis l'année 2005, le niveau piézométrique de la nappe n'est pas remonté au dessus du niveau du seuil de vigilance (Fig. 4.14).

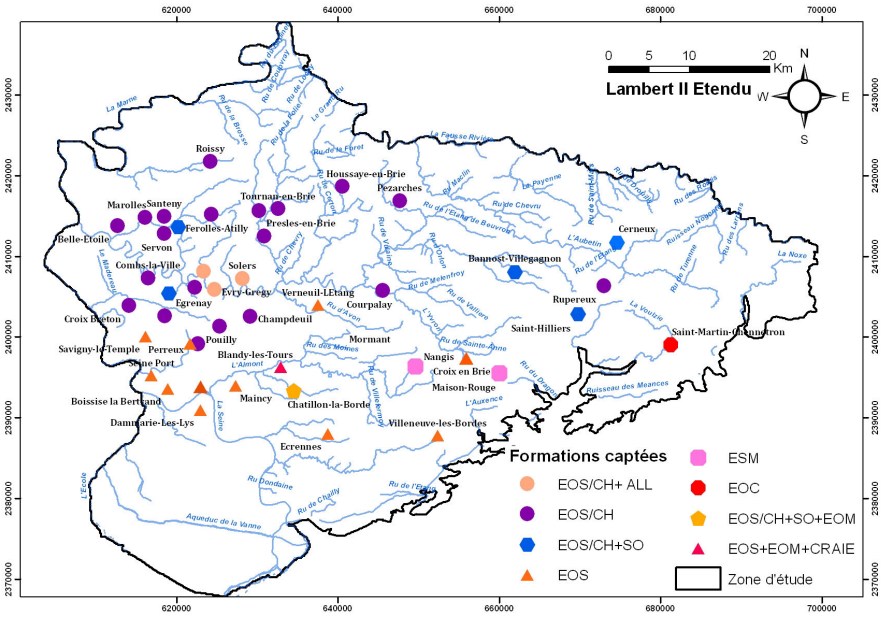


FIGURE 4.13: Localisation des piézomètres et des formations captées (EOS/CH : Nappe des Calcaires de Champigny *stricto sensu* ; EOS/CH+ALL : Nappe des Calcaires de Champigny *stricto sensu* + Nappe alluviale ; EOS/CH+SO : Nappe des Calcaires de Champigny + Nappe des Calcaires de Saint-Ouen ; EOS : Nappe des Calcaires de Champigny au sens large (Champigny+Saint-Ouen) ; EOS/CH+SO+EOM : Nappe des Calcaires de Champigny + Nappe des Calcaires de Saint-Ouen + Nappe du Lutétien ; ESM : Nappe du calcaire lacustre indifférencié (Champigny, St-Ouen, Lutétien), EOC : Nappes de l'Eocène (Nappe du Champigny/Saint-Ouen/Lutétien/Yprésien) ; EOS+EOM+CRAIE : Nappes de Éocène supérieur + Nappe du Lutétien + Nappe de la Craie

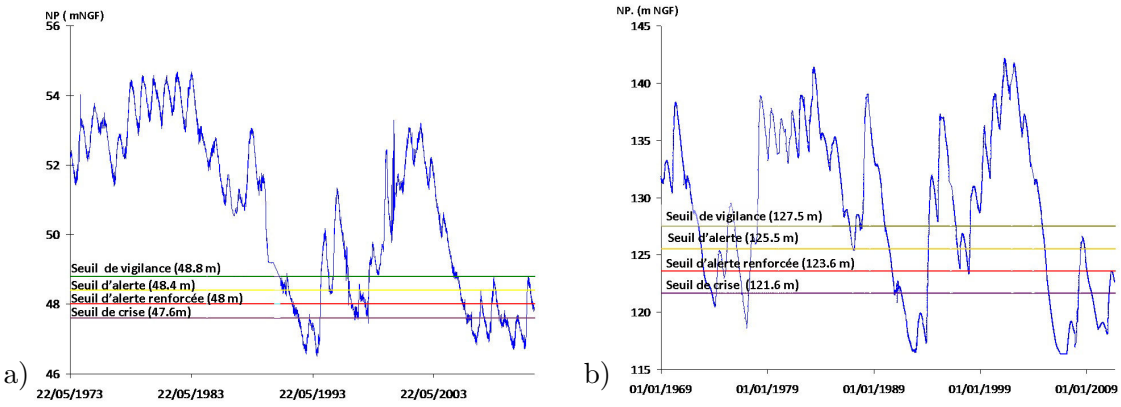


FIGURE 4.14: Niveaux piézométriques à Montereau-sur-le-Jard (a) et à Saint Martin Chennetron (b) et leurs seuils de vigilance associés (source : ADES)

4.5 Particularités de l'hydrosystème étudié : gouffres et pertes en rivières

Un gouffre est une ouverture naturelle dans le fond ou sur le coté d'une dépression topographique vers lequel s'écoule, en partie ou entièrement, un cours d'eau vers le domaine souterrain. Ce type de configuration est fréquent dans les systèmes karstiques. Les aquifères affleurants sur la zone d'étude sont essentiellement calcaires et sont donc susceptibles de subir des phénomènes de karstification. La position et le nombre de gouffres sur le secteur d'étude varie dans le temps passant de 70 dans les années 1973 à une cinquantaine en 1996 (IAURIF, 1996) suite au colmatage artificiel ou naturel de ces structures. A l'heure actuelle, 42 gouffres ont été référencés sur le terrain par AQUI'Brie (Fig. 4.15). L'emplacement des gouffres variant au cours du temps selon les aménagements des rus et le transport sédimentaire, leur dénombrement doit être régulièrement mis à jour.

a) b)

FIGURE 4.15: Photographies prises le 24/06/2011 : a) Gouffre en rivière du Courtenain au Plessier, un affluent de l'Ancoeur ; b) Gouffre de plateau à Maison Rouge

Les gouffres dans la partie est de la zone d'étude sont situés le long des rus ou cours d'eau, là où l'épaisseur des marnes est localement très faible (Gouffre du Plessier, Gouffre du Courtenain). Ceux localisés le long de la Marsange se sont créés sur des zones où l'épaisseur des marnes est en moyenne de 20 m. Le long de la cuesta d'Île-de-France et dans le Provinois on en rencontre également sous forme de dépression (doline) sur les zones d'affleurements des calcaires de Champigny.
En dépit des nombreuses marques de dissolution du calcaire, Berger et al. (1975) ont es-

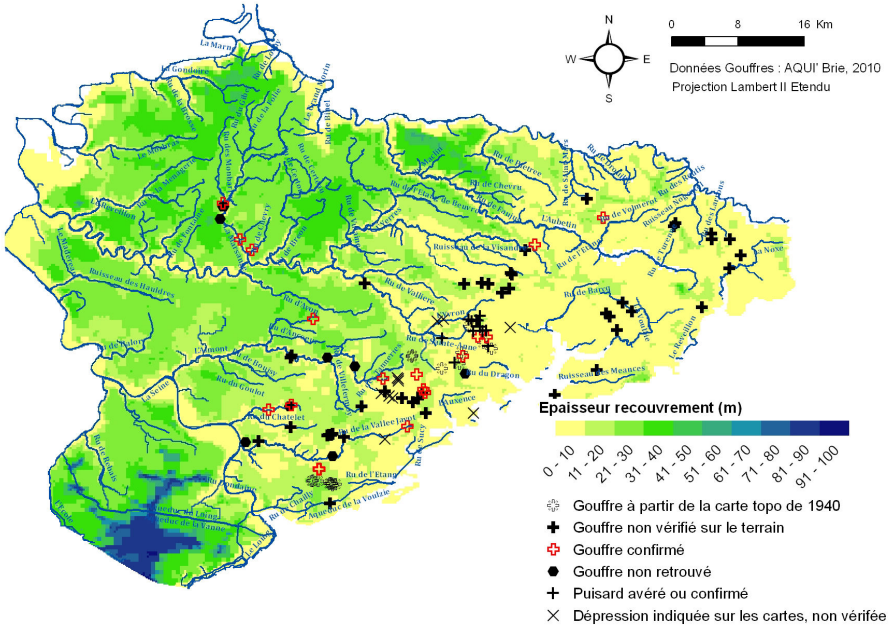


FIGURE 4.16: Localisation des gouffres et classification réalisées par AQUI'Brie (au cours de l'année 2010)

timé que les circulations karstiques sont limitées dans le temps et dans l'espace bien que les quelques essais de traçages effectués n'ont pas permis de caractériser précisément la géométrie de ces chenaux et conduits karstiques. Les fractures de tailles moyennes sont donc négligeables en comparaison de l'ensemble de la masse de l'aquifère considérée.

Les pertes en rivières peuvent avoir lieu de manière plus diffuse le long d'un cours d'eau. On peut déjà localiser ces zones à partir des cartes piézométriques comme précisé dans la section 4 de ce chapitre. Deux études, menées l'une entre 1973 et 1974 par le BRGM (Berger et al., 1975) et l'autre entre 2005 et 2010 par AQUI'Brie (Reynaud, 2012), ont eu pour objectif d'évaluer ces pertes en rivières sur la Brie occidentale et dans la vallée de l'Aubetin. Pour cela, des mesures de jaugeage ponctuelles ont été réalisées sur 43 stations réparties sur la zone étudiée. Pour la première étude, les mesures ont été mensuelles alors que pour la seconde elles ont été réparties sur 12 campagnes. Les résultats de ces deux études ont été représentés en terme de débit spécifique par bassin défini selon les stations de mesures par Reynaud (2012). Ils sont calculés selon la méthodologie des bassins additionnels et par rapport à des bassins de référence sur lesquels il n'y a ni perte ni rejet de stations d'épurations. Les résultats pour ces deux études sont présentés sur la figure 4.17. On distingue bien les zones de résurgences de la nappe des Calcaires de Champigny comme après Crosne et en aval de l'Aubetin et sur le tronçon de l'Yerres entre la station 180 et 140, partie où la nappe est en charge. On retrouve bien les zones d'infiltrations des cours d'eau mises en évidence par les cartes piézométriques tel qu'en amont de l'Aubetin, sur le bassin de la Visandre, de l'Yvron, de la Marsange, en amont de l'Ancoeur et plus

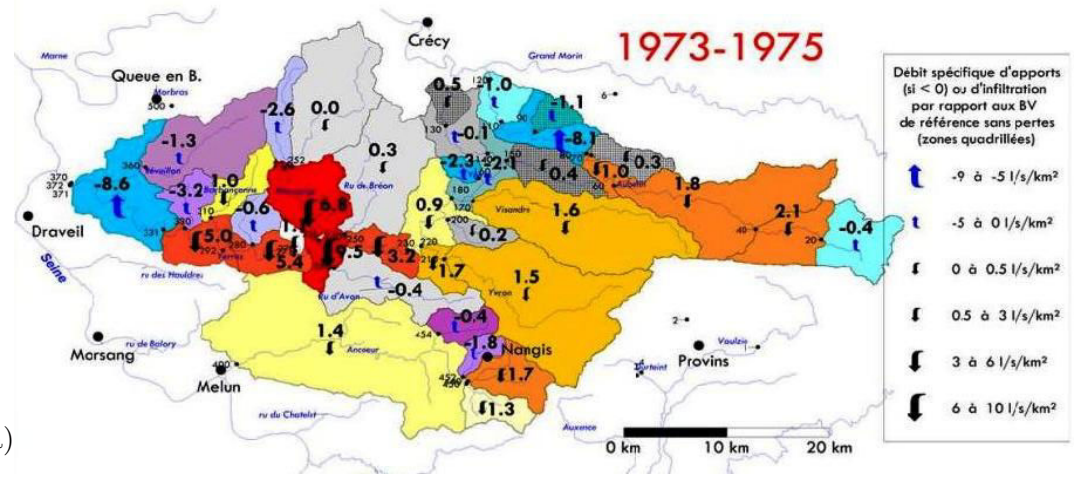
particulièrement de la partie médiane jusqu'en aval de l'Yerres.

Ces deux campagnes de mesures ont eu lieu cependant durant des années de très faible recharge et donc les débits spécifiques moyens sont sous-évalués par rapport à ceux obtenus durant un contexte climatique moyen. Notons qu'en 1973, certaines portions de cours d'eau et de nombreuses sources de la nappe des Calcaires de Brie se sont taries, phénomènes non observés entre 2005 et 2010. On constate que les valeurs des débits spécifiques diffèrent entre les deux études comme le contexte dans lequel ses campagnes ont été effectuées. En effet les prélèvements en nappes, les stations d'épurations et le nombre de gouffres "fonctionnels" étaient très différents de ceux actuels que cela soit en terme de quantité que de répartition géographique. Ainsi il n'est pas étonnant que les valeurs des débits spécifiques soient inversées pour quelques bassins tel que celui du ru d'Avon et du Réveillon.

A partir des mesures de jaugeage réalisées dans les années 70 et de la méthode d'interpolation utilisée (bassin additionnel), les pertes en rivières en Brie occidentale (Bassin de l'Yerres, de l'Ancoeur, du Chatêlet, du Javot) sont évaluées à $5 m^3.s^{-1}$ alors que la drainance à travers les marnes vertes et supragypseuses est estimée à $1{,}5 m^3.s^{-1}$. Cette dernière est calculée sur des bassins versants pour lesquels un déficit de débit de l'ordre de 0,5 à 1,5 $l/s/km^2$ a été attribué à la drainance d'une partie de la nappe du Brie au travers des marnes supragypseuses. La généralisation de ces débits de drainance sur les 1980 km^2 de la Brie occidentale est cependant trop simplificatrice. En effet l'épaisseur des marnes vertes et supragypseuses est environ de 20 m sur les bassins de référence alors que cette formation s'amincie le long de la cuesta d'Île-de-France, dans certaines vallées et dans certains bassins versants comme celui de la Visandre. Les déversements de la nappe de Brie sur les versants peuvent avoir lieu notamment dans des zones où les marnes ont été amincies et disloquées par l'érosion. Des vidanges "occultes" de la nappe de Brie ont même été évoqués par (Mégnien, 1979) dans le secteur de Brie-Comte-Robert (Basse vallée de l'Yerres). Tous ces éléments montrent que la drainance de la nappe du Brie à travers et les marnes est bien plus complexe et que son évaluation ne peut être simplifiée à l'ensemble de la zone d'étude.

Cette méthodologie basée sur les jaugeages différentiels par bassin ne permet donc pas de distinguer si les pertes se produisent uniquement sur le linéaire du cours d'eau où de manière diffuse sur le bassin. L'un des objectifs de ce travail est donc de pouvoir discerner et de quantifier ces deux phénomènes afin de déterminer leur importance dans le fonctionnement de la nappe des Calcaires de Champigny.

a)



b)

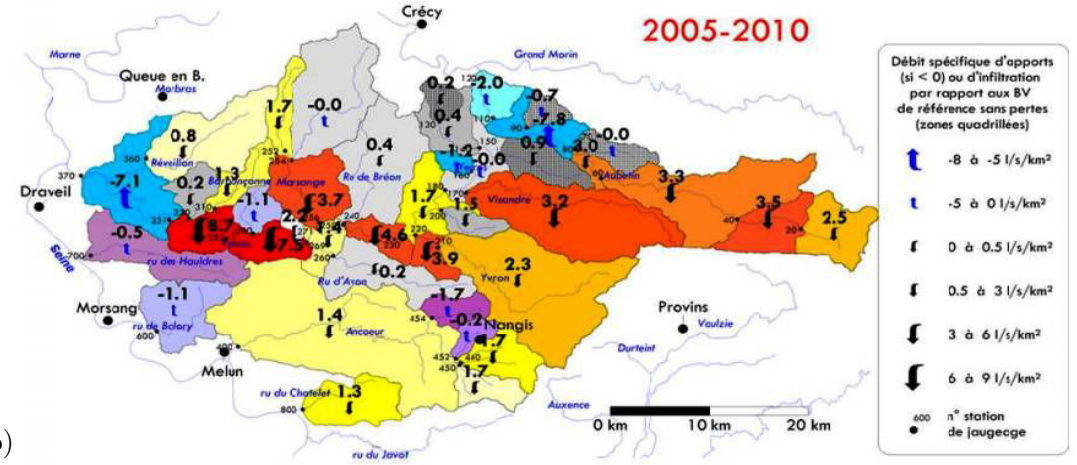


FIGURE 4.17: Estimation des arrivées (en bleu si naturelles, en violet si une partie est d'origine anthropique) et des infiltrations (du jaune au rouge selon leur importance) par bassins versants délimitées par la position des stations de jaugeages. Les bassins versants de référence sur lesquels il n'y a pas ni pertes, ni rejets en rivières sont indiqués en gris rayé (Reynaud, 2012)

4.6 Contamination nitrique de l'hydrosystème

4.6.1 Eaux superficielles

Dans le cadre de la DCE, un état des milieux à été réalisé par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. La caractérisation du bon état global d'une masse d'eau est basée sur les critères du Système d'Évaluation de la Qualité de l'eau (SEQ-eau). Pour les eaux superficielles la notion de bon état global dépend du bon état chimique et écologique des cours d'eau alors que pour les eaux souterraines cette notion recouvre le bon état chimique et quantitatif.

La qualité chimique des cours d'eau seine-et-marnais est dégradée par des substances organiques de synthèse, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des produits phytosanitaires et par les nitrates. Les différentes molécules quantifiées sont cohérentes avec leurs utilisations dans les pratiques agricoles et urbaines (Conseil Général de Seine-et-Marne, 2010). Du fait d'un état actuel très dégradé, tant écologiquement que chimiquement, le bon état écologique des eaux superficielles ne pourra être atteint avant 2021 ou 2027.
La qualité des eaux superficielles vis a vis des nitrates des cours d'eau de Seine-et-Marne (Fig. 4.18a) et du nord de l'Essonne (Fig. 4.18b) est évaluée de "moyenne" à "mauvaise". Les petits cours d'eau sont les plus impactés avec des concentrations en nitrates comprises entre 25 et 50 $mg.L^{-1}$ (DIREN, 2008).

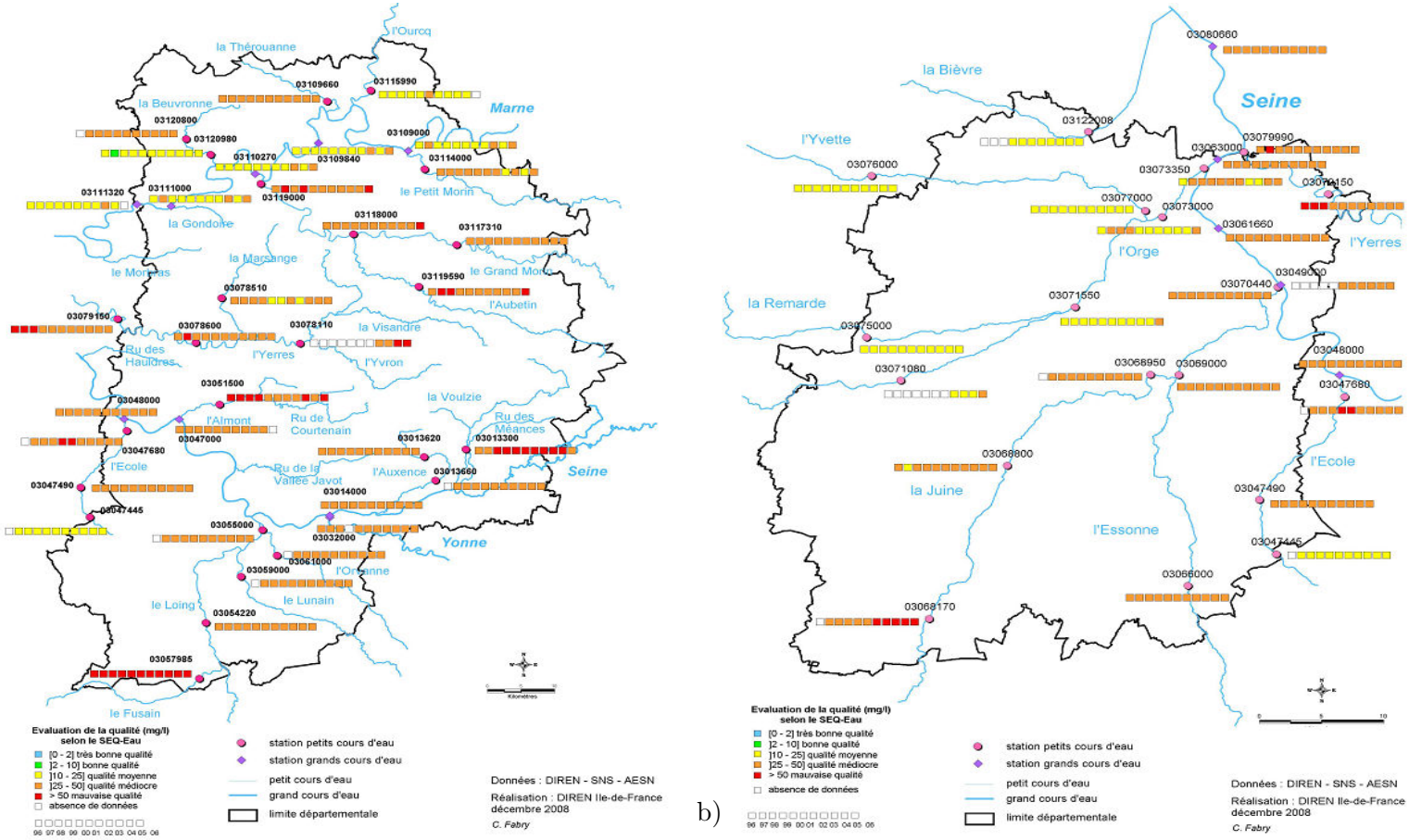


FIGURE 4.18: Évaluation de la qualité des eaux superficielles vis a vis des nitrates selon le SEQ-Eau dans le département de Seine-et-Marne (a) et de l'Essonne (b) de 1996 à 2006 (source : DIREN (2008)).

Les chroniques de mesures des concentrations dans les eaux superficielles sont souvent peu nombreuses et très discontinues dans le temps.

Les concentrations en nitrates de l'Yerres suivent un cycle saisonnier au contraire de celles de l'Ancoeur (Fig. 4.19). Elles augmentent en hiver de novembre à avril et diminuent en été de juin à octobre. Les concentrations varient généralement entre 55 mg.L^{-1} et 10 mg.L^{-1} selon les saisons entre 1990 et 2010. On remarque une très faible diminution des teneurs entre le cours moyen et l'aval de l'Yerres. De même les analyses effectuées entre 1973 et 1975 (Berger et al., 1975) ont montré une teneur médiane de 29 mg.L^{-1} à Courtomer (amont) et de 25,5 mg.L^{-1} à Crosne (aval). Les teneurs en nitrates dans l'Yerres fluctuent aussi en fonction des conditions de recharge interannuelle puisque pendant des années de fortes recharges (2000-2002), les variations saisonnières des concentrations ne dépassent pas les 20 mg.L^{-1}.

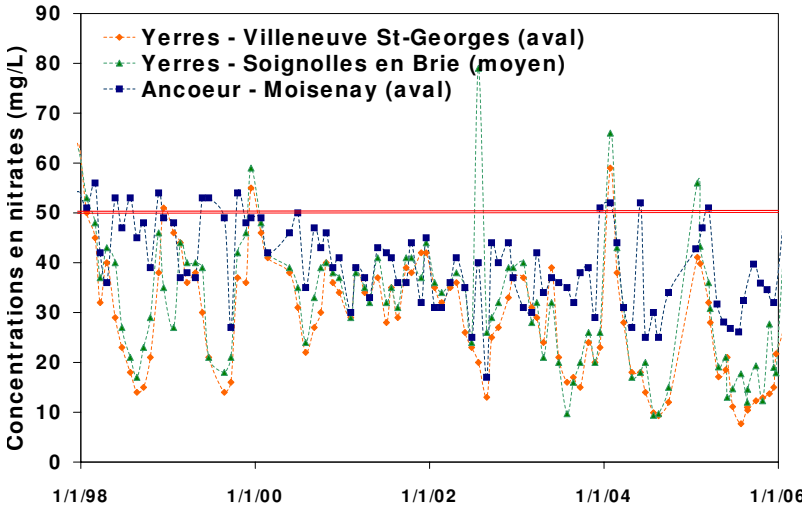


FIGURE 4.19: Mesures des concentrations en nitrates (mg.NO_3^{-1}L^{-1}) dans les eaux superficielles sur l'Almont à Moisenay et sur l'Yerres à Soignolles-en-Brie et à Villeneuve St-Georges entre le 01/01/1996 et le 01/01/2006

4.6.2 Eaux souterraines

Les trois quarts de la zone investiguée de la nappe des Calcaires de Champigny appartiennent à la masse d'eau souterraine ME [2] 3103 (Brie Soissonnais Champigny) dont l'état chimique est médiocre, les paramètres les plus dégradants étant les nitrates et les pesticides. Un quart des points de suivis du Réseau patrimonial Eaux Souterraines de l'Agence de l'Eau Seine Normandie présente des concentrations moyennes sur 10 ans supérieures à 50 mg.L^{-1}. Soixante deux pour cent des captages ont des concentrations dépassant le seuil de vigilance de 25 mg.L^{-1} (Fig. 4.20a) et 18 % dépassent les 50 mg.L^{-1} (DIREN,

2. Définie comme un volume distinct d'eau souterraine à l'intérieur d'un ou de plusieurs aquifères (Directive Cadre, article 5)

2013). Les plus fortes teneurs en nitrates sont mesurées en amont des bassins versants et à l'est de la zone d'étude, là où les calcaires de champigny affleurent. En amont du bassin versant de l'Yerres, les concentrations mesurées sont comprises entre 40 et 50 mg.L^{-1} et dans la fosse de Melun et la basse vallée de l'Yerres celles-ci sont comprises entre 20 et 40 mg.L^{-1}(Fig. 4.20b).

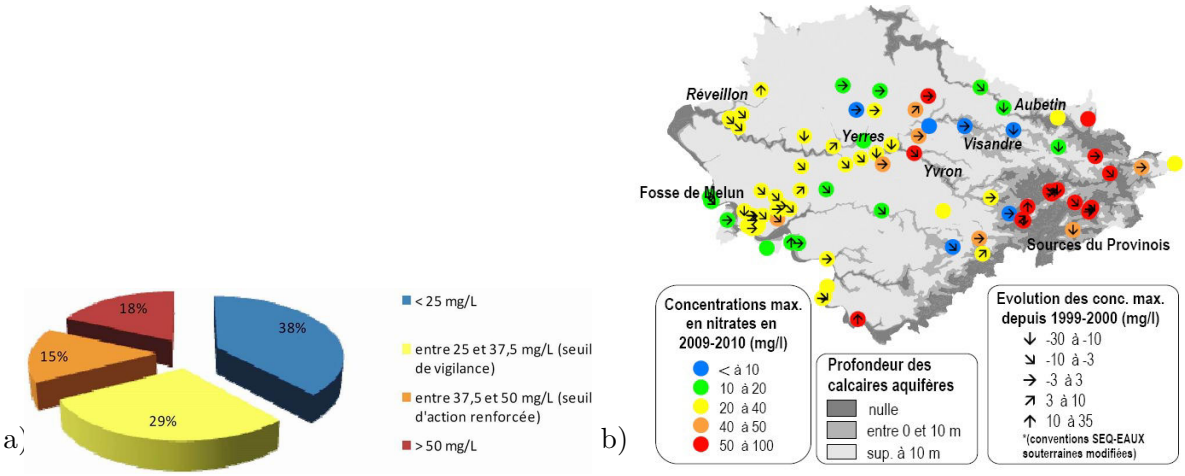


FIGURE 4.20: a) Répartition des captages AEP en Seine-et-Marne selon les seuils d'actions définis par le SDAGE Seine-Normandie entre 1996 et 2011 (DIREN, 2013), b) Concentrations maximales en nitrates dans la nappe entre 2009 et 2010 et ses variations depuis 1999 (Reynaud et al., 2012)

.

Dans le bassin de la Seine, l'augmentation de la valeur médiane des concentrations en nitrates mesurées est en moyenne de 0.64 mg.L^{-1}.an^{-1} depuis les 30 dernières années (Viennot, 2008). L'évolution des teneurs dans les aquifères dépend des propriétés de transferts du milieu, de la répartition et de la nature des pressions polluantes en surface. Le temps de réponse à la contamination nitrique des aquifères est aussi variable selon leur profondeur (Billen et al., 2001).

Sur la zone d'étude, Landreaux and Roux (1984) ont constaté que vers 1930 les concentrations en nitrates étaient en moyenne de 25 mg.L^{-1} dans les calcaires de Brie, de 15 mg.L^{-1} dans les calcaires de Champigny et de 5 mg.L^{-1} dans les calcaires de St-Ouen. Ces concentrations restent à peu près stables jusqu'en 1955. Puis entre 1955 et 1975 les concentrations en nitrates dans les eaux de la source Traconne drainant les calcaires de Brie ont augmenté de 28 à 68 mg.L^{-1} soit une croissance moyenne de 1,5 mg.L^{-1}an^{-1} (Fig. 4.21). De même entre 1960 et 1975 les concentrations en nitrates des eaux des calcaires de Champigny ont augmenté de 15 mg.L^{-1} à 35 mg.L^{-1} avec localement une croissance pouvant atteindre 4 mg.L^{-1}an^{-1} (Berger and Mazenc, 1983).

Une carte des isoteneurs de la nappe des Calcaires de Champigny a été réalisée par Landreaux and Roux (1984) en 1977 (Fig. 4.22). On peut remarquer que le long de l'Yerres les concentrations en nitrates sont d'environ 30 mg.L^{-1}. Au nord de l'Yerres et dans la

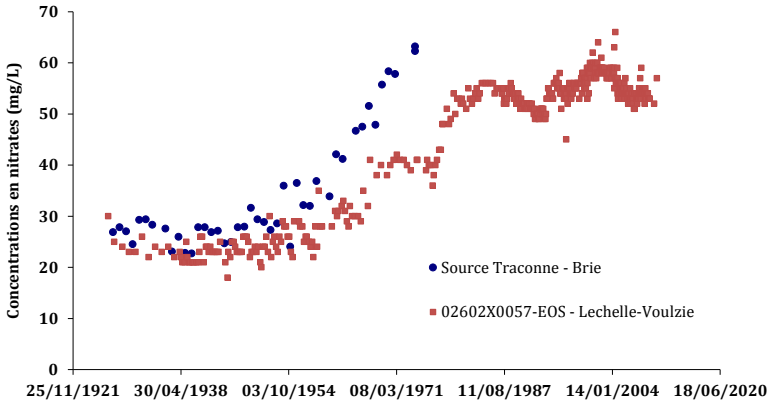


FIGURE 4.21: Évolution des teneurs en nitrates de la source de la petite Traconne qui draine les calcaires de Brie dans la régions de Provins d'après Landreaux and Roux (1984) et des teneurs des eaux prélevées dans les sources de Voulzie drainant les formations de l'Éocène.

partie sud de Châtelet-en-Brie celles-ci sont inférieures à 15 mg.L^{-1} tandis que le long de l'Yvron et à l'est de la zone d'étude elles dépassent 40 mg.L^{-1}.

Dans les années 70, les eaux souterraines étaient moins minéralisées que les eaux de surface mais leurs compositions reflétaient celles des eaux de surface d'après l'étude hydrogéologique réalisée dans la vallée de l'Yerres, de la Marsange, du Réveillon et du ru d'Ancoeur (Berger and Rampon, 1970). De plus, des polluants observés dans les eaux de surface ont été retrouvés dans la nappe des Calcaires de Champigny tels que des phénols, des détergents et des éléments traces. Si cette étude et celle effectuée par Mégnien et al. (1976) concluent que la nappe des Calcaires de Champigny est très vulnérable du à une communication rapide avec les eaux de surface, ils évoquent aussi la présence d'une dilution importante de ces polluants dans la nappe.

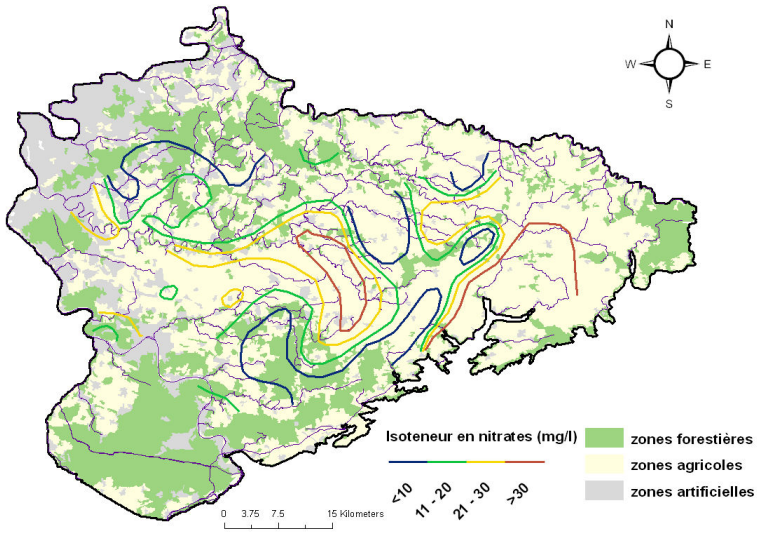


FIGURE 4.22: Isoteneurs en nitrates (mg.L^{-1}) de la nappe des Calcaires de Champigny en 1977. Géoréférencées à partir de la carte de Landreaux and Roux (1984).

4.7 Synthèse

Sur la zone d'étude, les aquifères sont exploités essentiellement pour l'alimentation en eau potable. Plus de la moitié des captages prélève dans plusieurs niveaux aquifères dont la répartition suit l'extension des formations géologiques. Les volumes prélevés les plus élevés en 2007 sont dans la fosse de Melun, dans la basse vallée de l'Yerres à Nangis et dans le bassin du Provinois (sources de la Voulzie). La répartition géographique et les volumes prélevés ont évolué depuis les années 70 selon l'urbanisation de la zone d'étude. Par exemple, entre 1970 et 1986, les volumes prélevés ont presque doublé dans la fosse de Melun.

En Brie Française, la nappe de l'Oligocène semble être de très faible puissance d'après les études menées dans les années 70. Elle est donc susceptible de s'assécher lors de période de faible recharge a contrario de celle située en rive gauche de la Seine. La nappe des Calcaires de Champigny est essentiellement dénoyée sous les formations semi-perméables du Stampien inférieur et du Ludien supérieur. Localement elle peut être asséchée lors de structures géologiques particulières. Les niveaux piézométriques sont dans la partie occidentale de la Brie influencés par les infiltrations se produisant en rivières et plus localement par la présence de gouffres. La quantification de ces pertes en rivières n'est pas aisée mais ces dernières ont un rôle important dans le fonctionnement de l'hydrosystème.
Sur l'ensemble du système hydrogéologique étudié, les zones de fractures sont relativement rares et on considérera donc que le milieu est continu.

La contamination des eaux souterraines par les nitrates est suivie depuis de nombreuses décennies. La nappe de l'Oligocène étant la plus superficielle, elle est aussi la plus vul-

nérable et présente des teneurs supérieures à 50 mg.L^{-1} dès 1970 avec un accroissement commençant depuis les années 50. L'aquifère des calcaires de Champigny présente une augmentation plus lente des teneurs en nitrates sauf dans les zones d'affleurement (partie est) et à proximité des pertes en rivières où des concentrations supérieures à 35 mg.L^{-1} sont mesurées dès 1977. Cette contamination en nitrates est aussi observable dans les eaux superficielles puisque dès les années 70, les concentrations dans l'Yerres et l'Almont sont supérieures à 25 mg.L^{-1}. Si on remarque une baisse des concentrations dans les eaux de l'Almont depuis les années 90, les nitrates restent un paramètre dégradant pour la qualité des eaux de surface notamment pour les petits cours d'eau.

Deuxième partie

Conceptualisation et modélisation hydrodynamique du système

Chapitre 5

Les outils de modélisation des hydrosystèmes

L'objectif de ce chapitre est de présenter de manière synthétique les différents types de modèles existants et en détaillant particulièrement les concepts et les processus pris en compte dans le modèle MODCOU avant sa mise en œuvre sur la zone d'étude.

Sommaire

5.1 Les modèles 73
5.1.1 La classification des modèles 74
5.1.2 Les modèles hydrologiques 75
5.2 Modèle couplé MODCOU 76
5.2.1 Représentation du système modélisé 76
5.2.2 Écoulements en surface : MODSUR 77
5.2.2.1 Bilan hydrique par les fonctions production 77
5.2.2.2 Routage du ruissellement 78
5.2.3 Écoulements en rivières 79
5.2.4 Interception des lames d'eau ruisselées vers les gouffres 79
5.2.5 Prise en compte d'entrées/sorties en rivières 80
5.2.6 Transfert des lames d'eaux à travers la zone non saturée : NONSAT 80
5.2.7 Écoulements en aquifères 81
5.2.8 Échanges surfaces-souterrains 82
5.3 Synthèse 83

5.1 Les modèles

Un modèle est défini comme une représentation simplifiée, relativement abstraite de processus élémentaires, d'un système en vue de le décrire et de l'expliquer (Dictionnaire de l'Environnement). La construction et le choix d'un modèle sont déterminés par la question posée initialement (Leite, 1990). C'est pour cela que s'est construit une multitude de modèles souvent spécifiques d'un objectif précis. Quand la question posée concerne plusieurs domaines de l'hydrosystème, des outils traitant d'une gestion intégrée sont nécessaires.

5.1.1 La classification des modèles

Les nombreux modèles utilisés dans l'étude des hydrosystèmes permettent de les regrouper en trois grandes catégories (Ambroise, 1999).
On peut distinguer trois grands types de modèles :

- *les modèles mécanistes*. Ils englobent les modèles à base physique. A partir d'une bonne connaissance de la structure physique du système et à partir de lois qui le décrivent (physiques ou biologiques), les processus sont représentés de manière phénoménologiques.
- *les modèles conceptuels*. Ils englobent les modèles paramétriques, les modèles boîtes grises et les modèles synthétiques. Ils permettent de représenter simplement le système et les processus quand ceux-ci sont inconnus ou que la mise en œuvre d'un modèle mécaniste est trop compliqué.
- *les modèles empiriques*. Ils englobent les modèles boîte noire et d'entrée-sortie. Ils établissent des relations entre les variables de sortie et d'entrée du modèle sans référence aux processus qui sont mis en jeu.

Les modèles mécanistes et conceptuels peuvent être distribués géographiquement. L'inconvénient de ces modèles est qu'il faut renseigner une multitude de données qui sont rarement disponibles à la fois en terme de qualité et de quantité. Certains de ces modèles sont nommés stochastiques quand ceux-ci prennent en compte le caractère aléatoire de certaines variables sous la forme d'une fonction de distribution de probabilités. Dans un même modèle, les processus peuvent être représentés selon une approche mécaniste ou conceptuelle. C'est le cas du modèle MODCOU qui représente les processus de manière conceptuelle pour le calcul du bilan hydrique et de manière mécaniste pour les écoulements souterrains. Cette représentation des processus s'est développée à partir des années 70. L'utilisation de ce type de modèle pose un certain nombre de problèmes et de questions dont il faut avoir conscience lors de l'interprétation des résultats et leur utilisation ultérieure par des gestionnaires.

Les concepts modélisés

Le choix d'un modèle plutôt qu'un autre s'établit en fonction de la question posée initialement. D'après Ambroise (1999) les modèles mécanistes sont entachés d'incertitudes provenant soit d'un point de vue théorique, soit d'un point de vue des approches numériques et de la discrétisation spatiale et temporelle. Du point de vue théorique, certains processus restent à ce jour mal connus ou trop complexes pour être pris en compte dans les modèles à base physique et sont donc simplifiés ou négligés. Les approximations numériques sont induites par les algorithmes (différences finies ou éléments finis) utilisés pour trouver une solution analytique aux équations à résoudre. La discrétisation spatiale et temporelle des calculs choisie pour résoudre les équations doit être adaptée à celle du processus simulé. De même que la discrétisation spatiale du système doit être adaptée à

la description de l'hydrosystème étudié.

L'ajustement des modèles

Il ne peut y avoir une structure de modèle et un jeu de paramètres unique qui permettent de représenter de manière optimale le régime hydrologique d'un bassin versant (problème d'équifinalité).

On peut distinguer plusieurs incertitudes types liées à différentes erreurs dues aux données de validation ou aux données utilisées pour l'ajustement des paramètres (Beven and Binley, 2006) :

- données de forçages
- structure interne et paramètres de structure
- valeurs d'initialisations

L'ajustement des paramètres peut être automatique, manuel ou hybride. La méthode d'ajustement s'effectue habituellement sur deux périodes temporelles distinctes (Refsgaard and Knudsen, 1996; Refsgaard, 1997). La phase de calibration permet de déterminer un jeu de paramètres du modèle et une phase de validation permet de tester le comportement du modèle face à des contraintes différentes. Cette séparation doit limiter la surparamétrisation du modèle. Dans le cas d'une disponibilité suffisante de données, une troisième phase appelée "test" est même recommandée par certains auteurs pour s'assurer de la robustesse du modèle. Cependant les prédictions réalisées avec un modèle même validé sous des contraintes données pour une utilisation prospective est à prendre avec précaution (Gomez, 2002).

5.1.2 Les modèles hydrologiques

Les modèles qui nous intéressent plus particulièrement dans le cadre de ce sujet sont les modèles mécanistes distribués. L'objectif n'est pas d'en donner une liste exhaustive car ils sont bien trop nombreux. Certains ont été classés selon leurs formalismes des processus pris en compte et ont fait l'objet de revues bibliographiques (Ambroise, 1999; Flipo, 2005; Beven, 1989). Les modèles peuvent être notamment classés selon leur gestion de l'interface surface-souterrain, de la zone non saturée ou bien encore des échanges nappes-rivières.

Comme précisé dans le chapitre 3, le fonctionnement des nappes dans la zone étudiée est fortement dépendant des échanges nappes-rivières qui se déroulent le long du corridor fluvial.

La distribution des échanges nappes-rivières est soumise à des facteurs multi-échelle qui modifient l'épaisseur de la zone hyporhéique à l'échelle locale et les écoulements souterrains au travers du lit de la rivière (Ellis et al., 2007). Les échanges nappes-rivières à une échelle régionale sont contrôlés par les écoulements régionaux dans les systèmes aquifères proches (Malard et al., 2002; Rushton, 2007; Frei et al., 2009; Kalbus et al., 2009), à une échelle locale par la perméabilité du lit du cours d'eau (Calver, 2001; Hester and Doyle, 2008; Koch et al., 2011; Kaser et al., 2009) et par la morphologie du fond de la rivière

(Frei et al., 2010; Kasahara and Wondzell, 2003; Sawyer and Cardenas, 2009; Cardenas et al., 2004).
Les échanges nappes-rivières sont simulés soit selon un modèle de conductance soit selon un modèle de continuité des champs de pressions aux interfaces. Le type d'approche utilisé dépend de l'échelle géographique de l'étude envisagée. A l'échelle régionale, c'est le modèle de conductance qui est le plus utilisé notamment dans des modèles distribués car il demande moins de temps de calcul que pour l'approche de continuité des champs de pressions. Cette approche suppose implicitement que les flux échangés entre la rivière et la nappe ont lieu verticalement. Ceux-ci sont calculés comme le produit de la différence de charge entre la nappe et la rivière par un coefficient de conductivité du lit de la rivière, ce dernier étant lui-même le plus souvent estimé comme le produit de la conductivité hydraulique du matériau du lit du cours d'eau par le ratio entre la superficie du tronçon de la rivière et l'épaisseur du lit du cours d'eau.

Le modèle MODCOU calcule les échanges nappes-rivières selon une approche de conductance. L'évaluation de la charge en rivière utilisée pour le calcul peut être évaluée à partir d'un modèle numérique de terrain. Dans ce cas de configuration la cote de drainage en rivière est une condition aux limites constante dans le temps. Cette approche a été utilisée sur la nappe alluviale du Rhin et a permis de modéliser régionalement son comportement mais aussi d'évaluer l'importance des échanges nappes-rivières pour son fonctionnement (Thierion, 2011). D'autre part le modèle MODCOU permet de modéliser des zones d'infiltrations préférentielles tel que des gouffres qui sont présents sur notre zone d'étude.

5.2 Modèle couplé MODCOU

MODCOU est un code de modélisation hydrogéologique qui permet de simuler de façon couplée les écoulements de surface et en nappes. Développé par Ledoux (1980) au Centre de Géosciences de l'École des Mines de Paris (MINES ParisTech), il a été mis en œuvre sur des systèmes hydrologiques à l'échelle régionale tels le bassin du Rhône (Habets, 1998; Golaz-Cavazzi, 1999), le bassin de la Seine (Gomez, 2002), la nappe du Rhin (Thierion, 2011) et le bassin de la Somme (Korkmaz et al., 2009). Ce modèle utilise la méthode des différences finies pour la résolution des équations régissant les écoulements souterrains en milieu poreux. Les écoulements superficiels sont quant à eux simulés grâce à une modélisation paramétrique (Fig. 5.1). Il comprend un certain nombre de modules régissant les écoulements en surface, les écoulements en rivières, les écoulements dans la zone non saturée et dans domaine souterrain. Ces modules sont détaillés ci-dessous.

5.2.1 Représentation du système modélisé

La représentation des écoulements nécessite d'abord de définir la structure du système hydrologique à partir de données d'observation. La zone investiguée contient un domaine de surface englobant un ou plusieurs bassins versants et un domaine souterrain représentant

une ou plusieurs formations géologiques qui peuvent interagir ou non avec le domaine de surface. Ces domaines sont discrétisés en mailles carrées de tailles variables (Fig. 5.1).

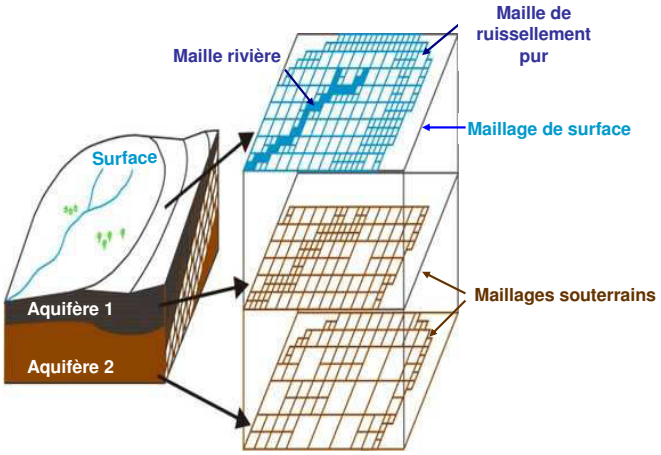


FIGURE 5.1: Schématisation de la représentation du système par des maillages carrés emboitées

5.2.2 Écoulements en surface : MODSUR

Dans le domaine de surface, le bilan hydrique est calculé grâce une modélisation paramétrique exprimée par les fonctions production. On y distingue des mailles de ruissellement pur et des mailles rivières en se basant sur l'arborescence du réseau hydrographique que l'on souhaite modéliser.

5.2.2.1 Bilan hydrique par les fonctions production

Les fonctions production sont basées sur un modèle à réservoir simulant la répartition de la lame d'eau disponible au sol entre l'infiltration, le ruissellement et l'évapotranspiration réelle à partir des précipitations (pluie et/ou neige) et de l'évapotranspiration potentielle. La figure 5.2 présente les 7 paramètres à renseigner pour une fonction production.

Dans le premier réservoir (réservoir de bilan), à partir des précipitations globales (P en mm) et de l'évapotranspiration (ETP en mm), est calculé à chaque pas de temps des données météorologiques (typiquement journalier) un apport d'eau en fonction du stock d'eau (R en mm) que l'on compare au niveau moyen et minimal DCRT (mm) et CRT (mm). On en déduit une lame d'eau disponible pour l'écoulement et une lame d'eau stockée dans le sol.

Dans le deuxième réservoir (réservoir de répartition) la lame d'eau disponible pour l'écoulement est répartie entre le ruissellement et l'infiltration en fonction d'une lame d'eau maximale d'infiltration FN ($mm.j^{-1}$).

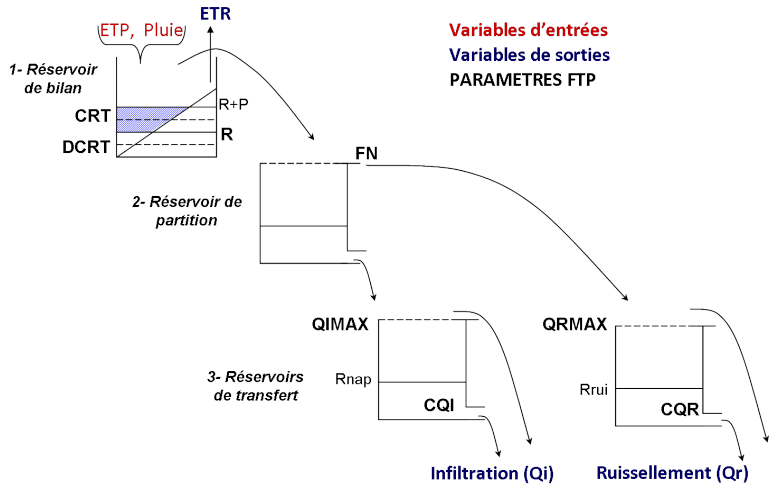


FIGURE 5.2: Schéma du fonctionnement d'une fonction production

Les réservoirs de transfert reçoivent respectivement l'infiltration et le ruissellement. Ils sont vidangés ensuite selon un modèle exponentiel contrôlé par les paramètres CQI ($j.^{-1}$) et CQR ($j.^{-1}$). Ils permettent d'induire un retard à l'infiltration et au ruissellement afin de représenter les composantes lentes des écoulements. Les écoulements rapides sont déterminés par les paramètres QIMAX (mm) et QRMAX (mm) qui sont respectivement les capacités maximales stockables dans les réservoirs d'infiltration et de ruissellement. La lame d'eau sortant du réservoir simulant l'infiltration Qi ($mm.j^{-1}$) est ensuite introduite dans la zone non saturée simulée par le module NONSAT. La lame d'eau ruisselée Qr ($mm.j^{-1}$) est routée vers la rivière selon la méthodologie présentée ci-dessous.

Les paramètres des fonctions productions expriment les caractéristiques des sols et de leur occupation intervenant dans le calcul du bilan hydrique. La méthodologie pour les définir est présentée dans la chapitre 6, section 1.2.

5.2.2.2 Routage du ruissellement

Les lames d'eau ruisselées produites par les fonctions productions sur les zones de ruissellement pur (Fig. 5.1) sont transférées au réseau hydrographique par isochronisme (Golaz-Cavazzi et al., 1998). Chaque zone isochrone d'un sous bassin est caractérisée par le temps que met la lame d'eau ruisselée sur cette zone pour atteindre la maille rivière exutoire du sous-bassin. La lame d'eau ruisselée arrivant à une maille rivière au temps t est alors égale à :

$$Qr(t) = \sum_{k=0}^{K-1} (\sum_{j=1}^{Nk} qr_j(t - kdt)) \tag{5.1}$$

Où K est le nombre de zones isochrones du sous-bassin, Nk le nombre de mailles de la zone isochrone k, et qr_j *(t-kdt)* la lame d'eau ruisselée sur la maille j au temps *t-kdt* avec

dt le pas de temps de calcul, typiquement un jour.

5.2.3 Écoulements en rivières

Le transfert des lames d'eau au sein du réseau hydrographique est assuré par un découpage en biefs de ce réseau. Chaque bief est constitué d'une zone isochrone, c'est-à-dire d'un ensemble de mailles rivières dont l'eau va mettre le même temps à atteindre l'exutoire du bassin. A un instant donné, le volume d'eau s'écoulant d'un bief vers le bief aval est donné par l'expression V x xib où xib représente le coefficient de vidange d'un bief vers le bief aval et V le volume d'eau contenu dans le bief. Le volume d'eau dans un bief i au temps $t+dt$ est donc égal au volume dans ce bief au temps t diminué du volume vidangé entre t et $t+dt$ et augmenté du volume vidangé au niveau des biefs situés en amont immédiat du bief de i, auquel on rajoute les apports sur le pas de temps par ruissellement et par échange avec la nappe. Ce volume est donné par la formule :

$$V_i(t+dt) = (1-x_{ib})*(V_i(t)+Q_{ri}(t)+Q_{napi}(t)+\sum_{j=1}^{N}(x_{ibj}*(V_j(t)+Q_{rj}(t)+Q_{napj}(t)) \quad (5.2)$$

Avec $V_i(t)$ le volume d'eau contenu dans le bief i au temps t, $Q_{ri}(t)$ la lame d'eau ruisselée parvenant au bief i entre t et $t+dt$, et $Q_{nap}\ i(t)$ la lame d'eau échangée avec le domaine souterrain sur le bief i entre t et $t+dt$. Le volume d'eau dans un bief est ensuite réparti dans les mailles rivières. Le module de simulation des écoulements en rivières ne permet pas de calculer les hauteurs d'eau sur les mailles rivières. Le niveau d'eau est donc imposé constant et ne dépend pas des débits en rivière.

5.2.4 Interception des lames d'eau ruisselées vers les gouffres

Une lame d'eau qui ruisselle sur une zone de ruissellement pur va par hypothèse entièrement s'infiltrer vers l'aquifère lorsqu'elle rencontre une maille gouffre. Le ruissellement est alors interrompu au détriment de la maille rivière auquel il était destiné.

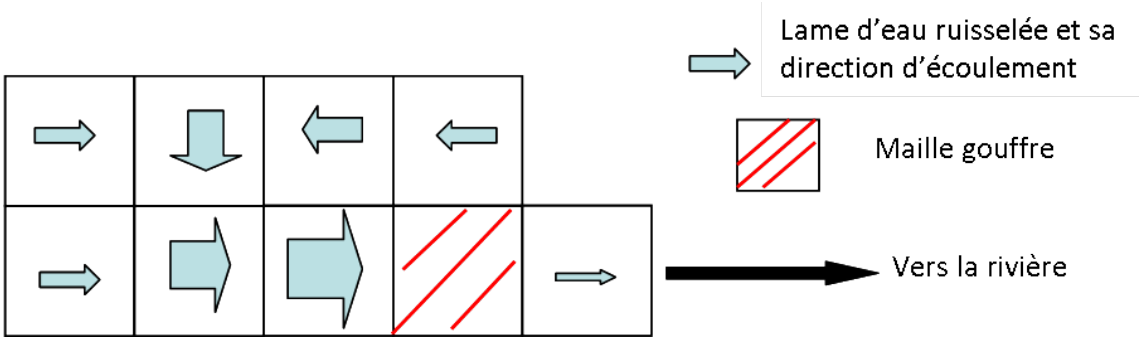


FIGURE 5.3: Schématisation des mailles gouffres

5.2.5 Prise en compte d'entrées/sorties en rivières

Pour représenter les éventuels prélèvements en rivières ou les apports (STEP, débit imposé aux limites du système), un débit ($m^3.s^{-1}$) affecté à une maille rivière peut être renseigné. Celui positif (apport) ou négatif (pompage) est ajouté au débit disponible pour la maille à laquelle il est appliqué.

5.2.6 Transfert des lames d'eaux à travers la zone non saturée : NON-SAT

La lame d'eau infiltrée calculée par le module de surface est transmise au domaine souterrain après avoir traversé la zone non saturée. La conceptualisation de ce transfert est basée sur l'approche de Besbes (1978) qui à partir d'étude à l'échelle du bassin versant, a conclu que les écoulements dans la formation non saturée pouvaient être décrits par une cascade de Nash. La zone non saturée est donc assimilée à une série de réservoirs de même épaisseur se déversant les uns dans les autres selon une loi exponentielle (Fig. 5.4). Cette représentation des écoulements dans la zone non saturée dépend de deux paramètres qui sont N le nombre de réservoirs et τ (j) la constante de vidange qui traduit le temps de percolation verticale de l'eau au sein d'un réservoir.

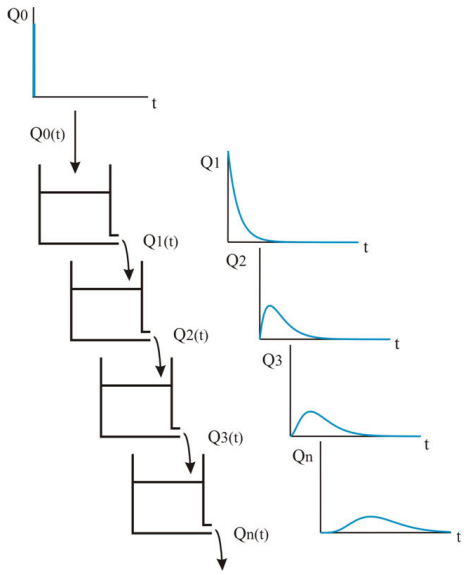


FIGURE 5.4: Modèle de transfert de l'eau dans la cascade de Nash

La lame d'eau entrant *Qin* dans le réservoir *i+1* au pas de temps t provient de la vidange *Qout* par le réservoir i au même pas de temps t. Elle est calculée comme le produit de $V_i(t)$, le volume contenu dans le réservoir i et du coefficient de vidange $1-e^{\frac{-dt}{\tau}}$ dépendant de la constante de vidange τ.

$$Qin_{i+1}(t) = Qout_i(t) = V_i(t).(1 - e^{\frac{-dt}{\tau}}) \tag{5.3}$$

D'après ce schéma conceptuel, le volume d'un réservoir n'est pas limité ce qui est peu représentatif du comportement d'un système notamment dans le cas de fortes infiltrations. Le nombre de réservoirs est invariant dans le temps ce qui ne permet pas de prendre en compte une variation de l'épaisseur de non saturée liée aux fluctuations piézométriques parfois importantes de la nappe phréatique.

5.2.7 Écoulements en aquifères

La conceptualisation d'un système aquifère est la représentation d'un ensemble d'unités hydrogéologiques superposées et en liaison hydraulique entre elles. Ceci suppose que l'on connaisse les extensions et que l'on sache en décrire les flux. Une couche est donc la représentation d'un aquifère ou d'un aquitard dans sa dimension sub-horizontale. L'extension verticale d'un aquifère est considérée négligeable par rapport à son extension horizontale ce qui autorise une représentation en deux dimensions (hypothèse de Dupuit). Pour les aquitards, des transferts d'eaux ont lieu perpendiculairement aux plans d'écoulements par drainance et sont donc monodimensionnels.
La simulation des écoulements pour une nappe captive (dont la transmissivité est supposé constante) est régie par l'équation de diffusivité qui est intégrée numériquement :

$$div(\overline{\overline{T}}\overrightarrow{gradh}) = S\frac{\partial h}{\partial t} + q + q_{sup} + q_{inf} \tag{5.4}$$

avec h la charge hydraulique (m), $\overline{\overline{T}}$ le tenseur de la transmissivité ($m^2.s^{-1}$), S le coefficient d'emmagasinement, q le débit pompé ou injecté par unité de surface ($m.s^{-1}$), q_{sup} le débit échangé supérieur et q_{inf} le débit échangé avec les couches sous-jacentes ($m.s^{-1}$) définis par les relations suivantes :

$$q_{sup} = \frac{K_{sup}}{e_{sup}}(h - h_{sup}) \text{ et } q_{inf} = \frac{K_{inf}}{e_{inf}}(h - h_{inf}) \tag{5.5}$$

avec K la perméabilité verticale de l'aquitard ($m.s^{-1}$) et son épaisseur e.

L'équation de diffusivité est résolue par la méthode des différences finies. La discrétisation des équations doit permettre de trouver un nombre fini de fonctions du temps H_i représentant la valeur moyenne de la charge sur chacune des mailles. Pour chacune des mailles l'équation résolue est :

$$\sum_{j=1}^{nv} T_{ij}(H_j - H_i) + \sum_{j=1}^{nh} Tv_{ij}(H_j - H_i) = a_i^2 S_i \frac{dH_i}{d(t)} + q_i \tag{5.6}$$

avec a_i le coté de la maille i (m), S_i le coefficient d'emmagasinement de cette maille,n_h

le nombre de mailles voisines horizontalement avec la maille i, n_v le nombre de mailles voisines verticalement avec la maille i, T_{ij} la moyenne harmonique des transmissivités des mailles i et j, Tv_{ij} le produit du coefficient de drainance Cd_{ij} (s^{-1}) avec la surface des mailles i et j. Le coefficient de drainance étant défini comme :

$$Cd_{ij} = \frac{2 * Ki * Kj}{ei * Ki + ej * Kj} \tag{5.7}$$

avec ei, ej, Ki, Kj respectivement les épaisseurs des mailles (m) et les perméabilités verticales ($m.s^{-1}$) des mailles i et j.

La résolution des équations peut se faire selon une méthode implicite ou explicite en fonction du pas de temps de calcul. L'équation 5.6 correspond à la formulation standard du logiciel MODCOU. Dans le cas de cette étude, des modifications ont été apportées pour permettre de modéliser des aquifères libres qui peuvent s'assécher et des nappes captives qui peuvent se dénoyer.

5.2.8 Échanges surfaces-souterrains

Les échanges entre la surface et le souterrain ont lieu d'une part au niveau de toutes les mailles souterraines connectées à une maille de surface sus-jacente lorsque la nappe déborde et d'autre part au niveau des mailles rivières par la prise en compte des échanges nappes-rivières.

Ainsi dans le cas où la charge hydraulique de la nappe atteint la cote du sol (cas d'une source diffuse par exemple), la quantité d'eau drainée est proportionnelle entre le niveau piézométrique et la cote topographique modulée par un coefficient de transfert Tp ($m^2.s^{-1}$). Cette eau drainée est transférée immédiatement via le domaine de surface à la maille rivière la plus proche.

Pour ce qui concerne les échanges nappes-rivières, deux cas se présentent selon l'état hydraulique du système.
Dans le cas où la nappe et la rivière sont connectées hydrauliquement, sans présence d'une zone non saturée les séparant, le débit passant de l'une à l'autre est proportionnel à la différence de charge entre la rivière et la nappe modulé par un coefficient Tp ($m^2.s^{-1}$) nommé coefficient de transfert nappe-rivière (Fig. 5.5).

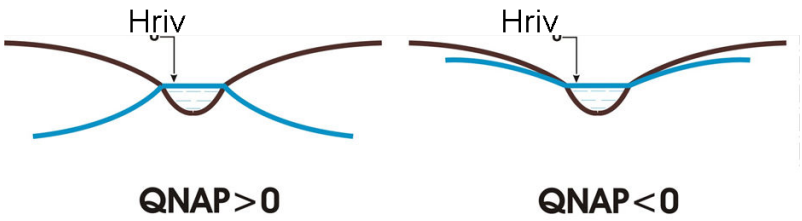


FIGURE 5.5: La nappe et la rivière sont hydrauliquement connectées.

La rivière va donc imposer son niveau à la nappe. Le sens des échanges peut varier au

cours du temps en fonction des niveaux calculés pour les nappes. Le débit échangé sur une maille Q_{nap} ($m^3.s^{-1}$) entre la rivière et la nappe est calculé par :

$$Q_{nap} = Tp(H_{nap} - H_{riv}) \tag{5.8}$$

avec Tp le coefficient de transfert dépendant des matériaux au fond de la rivière ($m^2.s^{-1}$), de la largeur et de la profondeur du cours d'eau (m), H_{nap} la cote piézométrique de la nappe (m) et H_{riv} la cote de la rivière (m).

Lorsque la nappe n'est pas connectée à la rivière (Fig. 5.6), c'est à dire qu'il existe une zone non saturée les séparant, le transfert s'effectue dans le sens de la rivière vers la nappe avec un débit maximum d'échange entre les deux appelé Q_{lim} ($m^3.s^{-1}$).

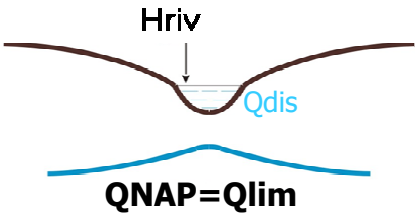


FIGURE 5.6: La nappe et la rivière sont hydrauliquement déconnectées

La quantité d'eau s'infiltrant de la rivière à la nappe est limitée de surcroît par le débit disponible en rivière Q_{dis} ($m^3.s^{-1}$). Le débit échangé est finalement calculé comme :

$$Qnap = min \begin{cases} Q_{lim} \\ Q_{dis} \\ Tp(H_{riv} - H_{nap}) \end{cases} \tag{5.9}$$

5.3 Synthèse

Le modèle MODCOU a été choisi pour simuler le fonctionnement hydrogéologique des aquifères présents sur la zone d'étude. On distingue le domaine de surface dans lequel le bilan hydrique est calculé à partir d'un modèle conceptuel (les fonctions productions) et le domaine souterrain dont les écoulements en milieu poreux sont régis par des équations à base physique (équation de diffusivité). L'interface entre les deux domaines s'effectue notamment aux niveaux des cours d'eaux lorsque la nappe et la rivière sont connectées ou non hydrauliquement entre elles.

De même le modèle permet de prendre en compte des gouffres situés en plateaux et les débits des stations d'épurations imposés en rivières.

Cependant il ne permet pas de bien prendre en compte les écoulements souterrains dans le cas d'un aquifère libre ou d'un aquifère dénoyé. Des modifications ont donc été apportées au modèle et sont présentées dans le chapitre suivant.

Chapitre 6

Mise en œuvre

L'objectif de ce chapitre est de présenter le modèle mis en œuvre pour décrire le fonctionnement de l'hydrosystème sur la zone étudiée. Le modèle est subdivisé en deux grands domaines, le domaine de surface sur lequel le bilan hydrique est calculé et le domaine souterrain avec la description des formations aquifères.

Sommaire

6.1 Domaine de surface 86

6.1.1 Du réseau hydrographique à la construction du maillage de surface 86

6.1.1.1 Le réseau de drainage 86

6.1.1.2 Maillage de surface 86

6.1.2 Définition des fonctions productions 87

6.2 Domaine souterrain 90

6.2.1 Aquifères modélisés 90

6.2.1.1 Limites du domaine souterrain modélisé 90

6.2.1.2 Construction du maillage des aquifères 91

6.2.1.3 Géométrie des aquifères 92

6.2.1.4 Paramètres hydrodynamiques initiaux 94

6.2.2 Conditions aux limites 96

6.2.3 Prélèvements en nappe 96

6.3 Interfaces du domaine surface-souterrain 98

6.3.1 Interfaces nappes-rivières 98

6.3.2 Gouffres et pertes ponctuelles en rivières 98

6.3.3 Zone non saturée 98

6.4 Modifications conceptuelles apportées dans le modèle 99

6.5 Synthèse 102

6.1 Domaine de surface

6.1.1 Du réseau hydrographique à la construction du maillage de surface

6.1.1.1 Le réseau de drainage

Le réseau de drainage a été obtenu par l'analyse du Modèle Numérique de Terrain (MNT) au pas de 50 m au moyen du logiciel HydroDEM développé par Irstea (anciennement Cemagref) à Lyon (Leblois, 2008). Le schéma de drainage est déduit pour chaque cellule de 50 m d'après la différence des altitudes des quatre cellules ayant un bord en commun avec elle. On obtient pour chaque cellule une description de la direction d'écoulement dans les quatre directions de l'espace ainsi que la surface drainée par cette cellule et la pente locale. Les erreurs dans le schéma de drainage sont indiquées dans le cas où les directions d'écoulement sont contradictoires, ou lorsque la direction ne peut être définie (zones planes). Afin de les limiter, le MNT de 50 m a été agrégé au pas de 125 m.

Les cellules drainant une surface supérieure à un seuil de 11 km^2 seront considérées comme des mailles "rivières" c'est-à-dire des mailles sur lesquelles coule une rivière et où des échanges pourront s'effectuer entre les formations aquifères modélisées et le réseau hydrographique ainsi défini. Le réseau hydrographique initial ainsi construit peut différer du réseau réel (du fait de l'imprécision du MNT) et la correction des erreurs peut être alors effectuée par comparaison avec le réseau hydrographique issu de la base de données Carthage. Une ultime vérification est effectuée en comparant les surfaces de bassin versant référencées aux stations hydrométriques renseignées dans la banque de données HYDRO ou dans la banque de données de l'AESN aux surfaces calculées.

6.1.1.2 Maillage de surface

Les fichiers créés en sortie d'HYDRODEM sont utilisés par le programme SIGMOD (Golaz-Cavazzi, 1999) qui permet de construire le maillage du modèle de surface de MODCOU en regroupant des mailles lorsque cela est possible. L'objectif est de limiter le nombre de mailles de la couche de surface tout en gardant une bonne précision de représentation des limites des bassins versants et des cours d'eaux.

Une maille appartient soit au réseau hydrographique principal soit à la zone de ruissellement pur. Les mailles appartenant au réseau hydrographique dites "mailles rivières" sont le lieu où les échanges à double sens avec le domaine souterrain sont réalisés.
Le regroupement n'est possible que si au final une maille a pour voisine une maille de même taille, une maille de côté "2 a" ou "a/2". Le regroupement de mailles rivières est interdit de même que si elles appartiennent au même sous bassin de calcul. Au final, le nombre de mailles de surface obtenu est de 57199, avec des tailles allant de 125 m à 1 km de côté (Fig. 6.1).

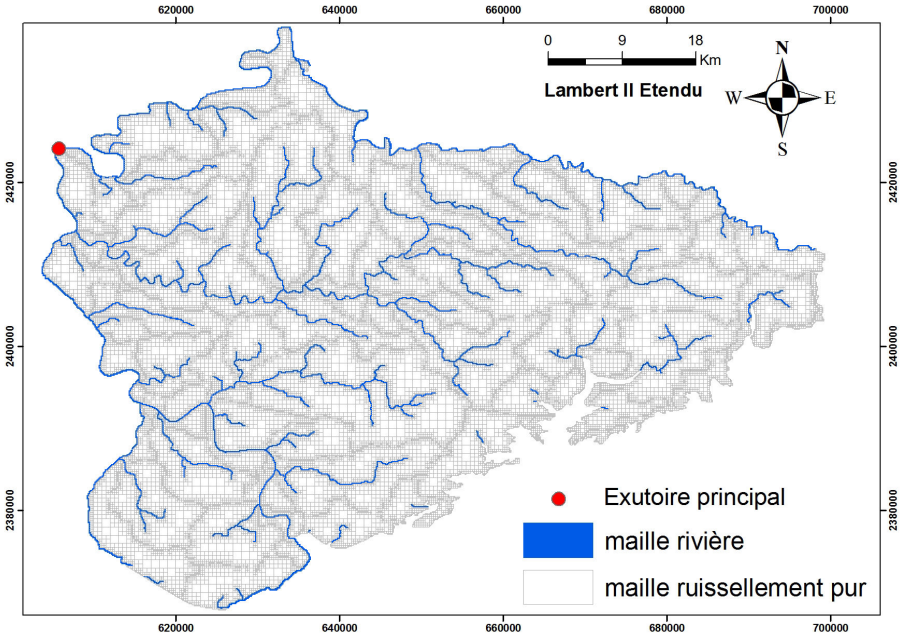


FIGURE 6.1: Maillage de surface et réseau hydrographique

6.1.2 Définition des fonctions productions

Les fonctions productions permettent d'exprimer les caractéristiques des sols et de leur occupation intervenant dans le calcul du bilan hydrique. Les paramètres des fonctions productions dépendent donc des caractéristiques lithologiques des sols ainsi que des modes d'occupation des sols.

Pour les construire quatre types de données ont été croisés sous SIG [1] :

1. *l'occupation du sol.* Les données sont issues de la base de données Corine Land Cover datant de 2006. Les caractéristiques retenues de cette base sont les quatre principaux types d'occupation du territoire (référencés selon l'onglet "clc06") à savoir les territoires agricoles, anthropisés, forestiers et semi-naturels, et eau libre (Chapitre 3, section 1.4).
2. *les types de sols.* La base de données géographiques des sols de France de l'INRA au 1/1 000 000 a été utilisée. Le territoire est découpé en unités cartographiques de sols (UCS) dans lesquelles est défini un certain nombre d'unités typologiques des sols (UTS) dont sont précisés les pourcentages respectifs en surface. On ne prend ici en compte que les unités cartographiques de sol définies à partir des matériaux dominants (Fig. 6.2) que sont les dépôts alluvionnaires, les roches carbonatées, les matériaux argileux et les matériaux limoneux. Les UTS seront considérées par la suite pour la modélisation des flux d'azote sous-racinaires.

1. Système d'Information Géographique (ArcGis^{Tm})

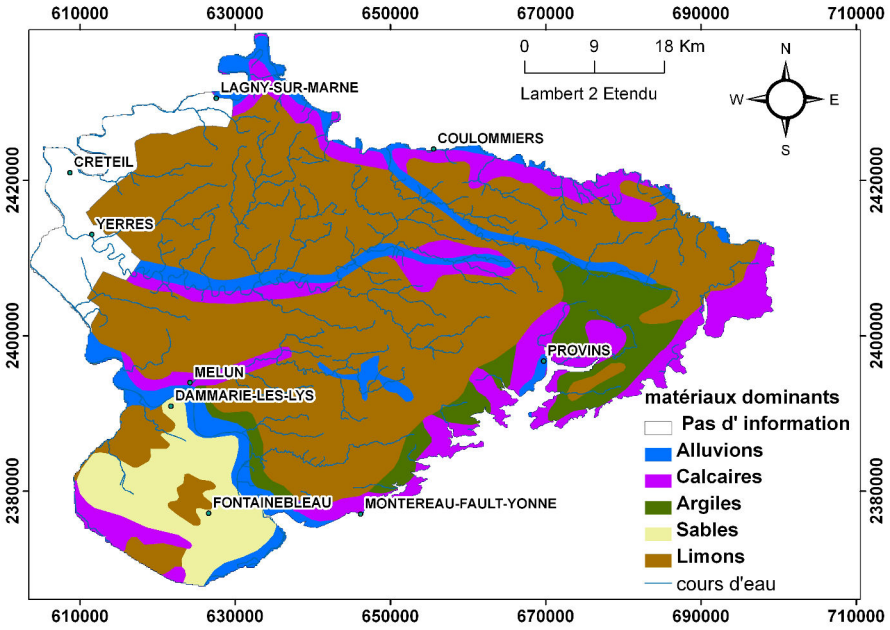


FIGURE 6.2: Spatialisation des matériaux dominants des sols

3. *les matériaux parentaux géologiques*. Ils sont obtenus à partir de l'extension des couches géologiques présentes sur la zone d'étude tels que le calcaire et les marnes. Ceux-ci complètent les données pédologiques lorsqu'elles sont inexistantes.

4. *le pourcentage de surface drainée par commune*. Il est issu du Recensement Général Agricole (RGA) de l'année 2000 fourni par l'INRA de Mirecourt. Le pourcentage de drainage des zones agricoles est déterminé par le rapport entre la surface drainée et la surface agricole utile (SAU) par commune lorsque les données existent. Pour les communes où les données ne sont pas disponibles, une interpolation a été effectuée à partir des valeurs des communes situées tout autour et du contexte géologique (Chapitre 3, Fig. 3.7). Les communes dont le pourcentage de drainage des sols agricoles est important se situent au centre de la Brie Française et plus particulièrement dans des zones où les limons sont épais.

Chaque polygone obtenu par croisement au moyen du SIG des quatre types de données déterminent une unique fonction production. Cette opération conduit à 16 types de fonctions productions distinctes. Au final pour chaque maille de surface, les fonctions productions qui la concernent sont affectées au prorata des surfaces occupées sur cette maille.

Trois fonctions productions occupent plus de 50 % de la superficie de la zone (Tab. 6.1). Les deux fonctions dominantes concernent un sol limoneux occupé soit par des terres agricoles drainées (21 %) soit par des forêts (19 %). Elles sont essentiellement situées en Brie Française et en Brie humide. Les zones urbanisées représentent 14 % de la superficie et sont localisées essentiellement dans la partie nord-ouest (Fig. 6.3).

N °FP	Description	Superficie (%)
FP1	Zones anthropisées	14
FP2	Eau libre	1
FP3	Zones de forêts sur alluvions	1
FP4	Zones de forêts sur calcaires	2
FP5	Zones de forêts sur limons	19
FP6	Zones de forêts sur sables	5
FP7	Zones de forêts sur marnes	2
FP8	Zones agricoles sur alluvions	1
FP9	Zones agricoles sur calcaires	6
FP10	Zones agricoles sur limons	14
FP11	Zones agricoles sur sables	1
FP12	Zones agricoles sur marnes	4
FP13	Zones agricoles sur calcaires drainés	3
FP14	Zones agricoles sur limons drainés	21
FP15	Zones agricoles sur sables drainés	1
FP16	Zones agricoles sur marnes drainés	5

TABLE 6.1: Pourcentage de la superficie occupée par chaque fonction production sur le domaine modélisé

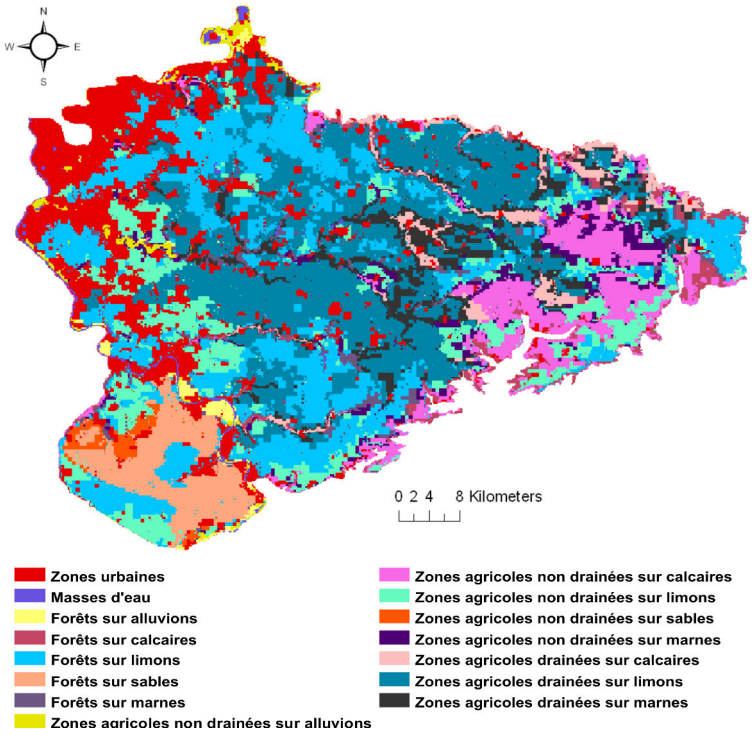


FIGURE 6.3: Fonctions productions dominantes par maille de surface

6.2 Domaine souterrain

6.2.1 Aquifères modélisés

La construction du maillage doit être réalisée selon la schématisation de la structure et selon la conceptualisation du fonctionnement hydrogéologique. Compte tenu de la description des formations géologiques sur la zone d'étude (Chapitre 3, section 2), on peut distinguer deux grands ensembles aquifères délimités par deux formations semi-perméables qui sont les marnes vertes et supragypseuses (Stampien inférieur et Ludien supérieur) et les marnes infraludiennes (Ludien inférieur). Les argiles sableuses de la formation de Beauchamp sont considérées ne pas former une barrière hydraulique à l'échelle régionale entre la nappe du Lutétien et celle des calcaires de St-Ouen (AESN, 1974). Ceci permet d'adopter un modèle en cinq couches avec de haut en bas :

- couche 1 : la nappe de l'Oligocène : calcaires de Brie et Sables de Fontainebleau
- couche 2 : les marnes vertes et supragypseuses
- couche 3 : la nappe de l'Éocène supérieur dans les calcaires de Champigny *stricto sensu*
- couche 4 : les marnes infraludiennes
- couche 5 : la nappe de l'Éocène moyen et inférieur dans les calcaires de Saint-Ouen, les calcaires grossiers du Lutétien et les formations sableuses de l'Yprésien.

Les nappes alluviales ne sont pas représentées explicitement car leurs extensions sont négligeables à l'échelle du modèle. Elles seront prises en considération dans le calcul du bilan hydrique par la fonction production alluvions. L'ensemble des formations modélisées reposent sur la Craie dont elles sont séparées par des Argiles Plastiques du Sparnacien. Cette formation peu perméable est considérée comme le substratum de la zone d'étude. Cependant à l'échelle régionale des échanges entre la Craie et les formations sus-jacentes peuvent avoir lieu notamment dans la région de Provins. Nous en tiendrons compte en imposant un débit d'alimentation ou de drainance profond issu d'un modèle régional (Viennot, 2009).

6.2.1.1 Limites du domaine souterrain modélisé

Les limites des couches modélisées sont établies à partir de limites hydrographiques et de limites géologiques. L'extension des Argiles Plastiques du Sparnacien le long de la cuesta d'Île-de-France marque la limite du modèle du nord-est au sud-ouest. Au nord, les formations de l'Éocène moyen affleurent dans la vallée du Grand Morin puis de la Marne et dans la vallée de la Seine à partir de Villeneuve-St-Georges. Ces trois cours d'eaux délimitent ainsi la limite hydraulique nord et nord-ouest. En aval de Villeneuve-St-Georges, la Seine draine la formation des Calcaires de Champigny. Au niveau de la fosse de Melun, les pompages induisent des venues d'eaux de la part de la Seine et un rabattement de la nappe en rive gauche. Il est donc nécessaire de modéliser les aquifères situés en rive gauche qui sont très étendus (Vallée de l'Essonne, Beauce). Pour limiter l'extension de

la zone modélisée, les cours d'eaux de l'École et du Loing ont été utilisés comme limites hydrographiques naturelles dans la partie sud-ouest. Une limite "fictive" d'environ 16 km (sans réel sens hydrodynamique) considérée à flux nul a été tracée entre ces deux cours d'eaux.

6.2.1.2 Construction du maillage des aquifères

Les maillages souterrains sont déduits dans un premier temps à partir du maillage de surface en prenant les extensions horizontales des formations géologiques.

Pour cela les cartes géologiques au 1/50 000ème recoupant la zone d'étude ont été vectorisées sur SIG afin de tracer la limite des différentes formations géologiques (Fig. 6.4).

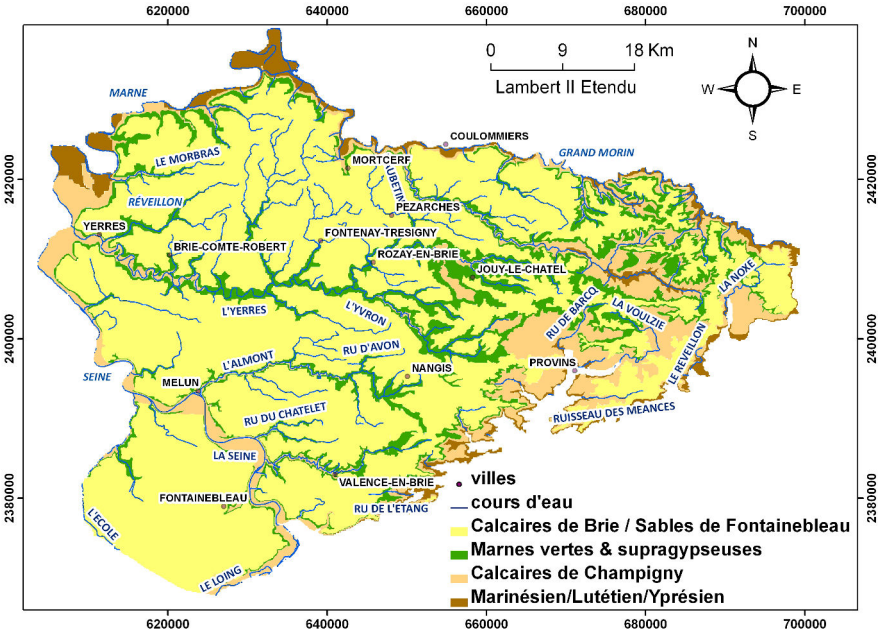


FIGURE 6.4: Délimitation des formations modélisés à partir des cartes géologiques au 1/50 000 vectorisées sous SIG

L'extension des marnes infraludiennes non figurée sur les cartes géologiques, a été choisie identique à celle des calcaires de Champigny.

La capacité de résolution du modèle est d'autant meilleure que l'espace est discrétisé finement. Cependant la disponibilité de données (géométriques, hydrodynamiques) à cette échelle étant insuffisante et les temps de calculs associés à cette représentation trop fine étant plus élevés, un compromis entre efficacité et précision doit être trouvé.
L'agrégation des mailles est effectuée d'après des critères typologiques et hydrologiques en partant de la couche la plus superficielle jusqu'à la plus profonde. Le critère typologique est identique à celui utilisé par SIGMOG pour la couche de surface. Le regroupement est

correct si une maille d'ordre n a des voisines d'ordre n-1, n ou n+1 au sein d'une couche mais aussi dans la couche supérieure. Ces règles de voisinage doivent être suivies dans les trois directions de l'espace. Le critère hydrologique vise à représenter au mieux les échanges surface/souterrain en conservant la résolution du maillage de la couche de surface lorsque les mailles affleurantes d'une couche souterraine sont connectées à des rivières (125 m).

L'agrégation des mailles souterraines permet de diminuer de 56 % leur nombre avec au total 132 091 mailles réparties dans les cinq couches selon le tableau 6.2. Au final, la taille des mailles est comprise entre 125 m et 1 km.

Couche	Surface(km^2)	Avant agrégation	Après agrégation	Taille moyenne (m)	Écart type (m)
1	2469.3	31602	24066	288	140
2	2978.8	41020	31572	274	139
3	3473.8	51554	38100	270	135
4	3473.8	51554	17490	415	157
5	3648.8	57199	20863	375	185

TABLE 6.2: Caractéristiques du maillage de chaque couche souterraine (surface totale, taille moyenne, écart type).

6.2.1.3 Géométrie des aquifères

L'information relative au cotes de mur et de toit des différentes formations géologiques modélisées est issue partiellement des cartes structurales géoréférencées du BRGM fournies par la DRIEE [2] et complétée par des données d'AQUI'Brie obtenues à partir de l'interprétation des coupes géologiques référencées par forages dans la Banque du Sous Sol (BSS). Une interpolation par krigeage à ensuite été réalisée par le logiciel de géostatistique Isatis (MINES ParisTech, Géovariances). La méthodologie suivie est précisée dans l'Annexe 1.3. A partir de cette géométrie l'épaisseur de chaque formation a été calculée (Annexe 1.4). Ceci permet d'établir la coupe NW-SE des couches modélisées (Fig. 6.5).

2. Appelée anciennement DIREN Île-de-France

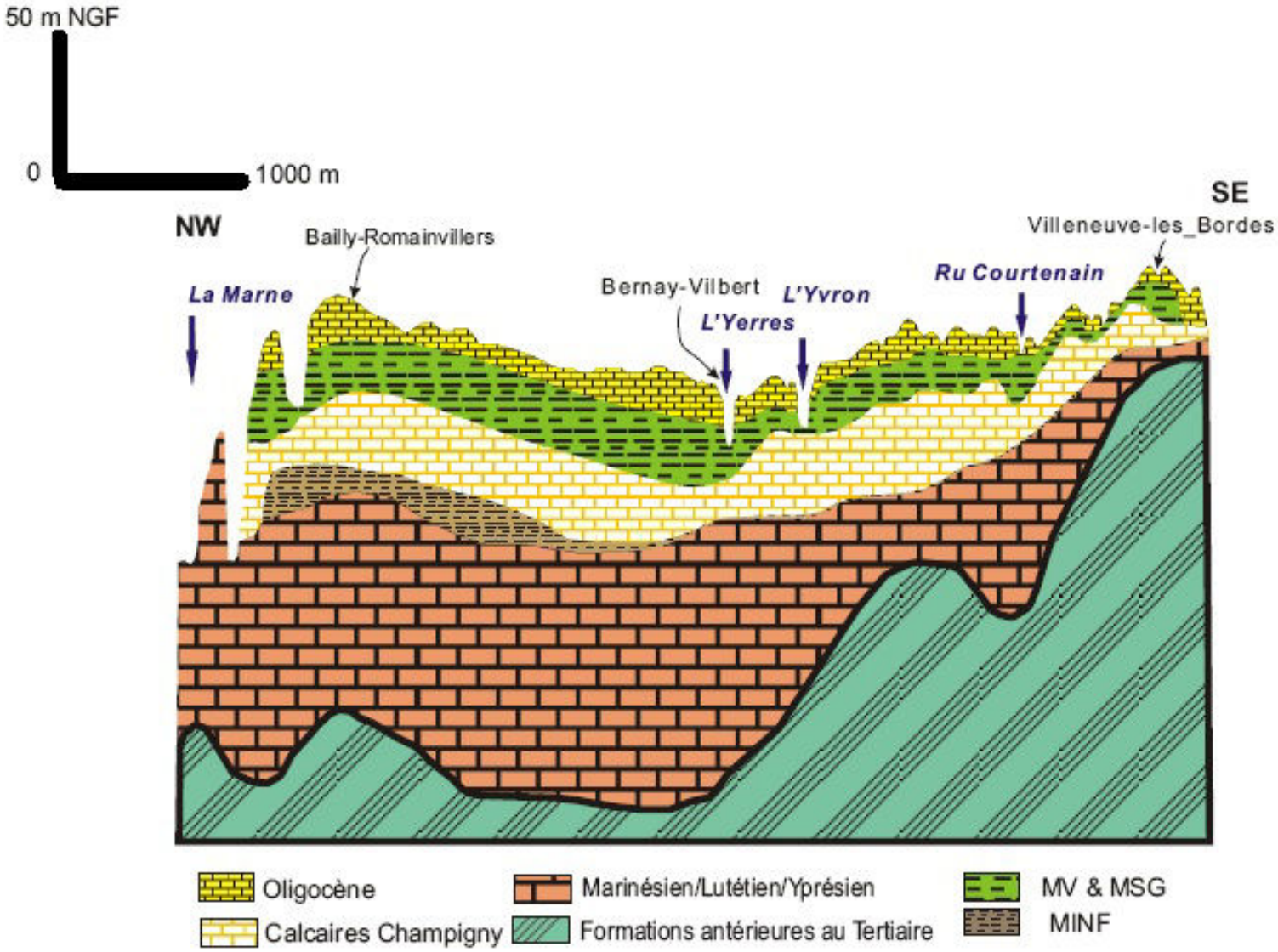


FIGURE 6.5: Coupe des formations modélisées du nord au sud

On constate sur la figure 6.6 que l'épaisseur du recouvrement des Calcaires de Champigny est inférieure à 10 m le long de l'Yerres, de l'Almont, de l'Aubetin, du Javot et de l'Yvron et dans la partie est du modèle. Au nord de l'Yerres, celle-ci peut aller de 20 m à 50 m du fait de l'épaisseur des marnes vertes et supragypseuses (> à 20 m). Au sud-ouest, l'épaisseur élevée de Sables de Fontainebleau ainsi que celle des Calcaires d'Étampes conduit à un recouvrement supérieur à 50 m.

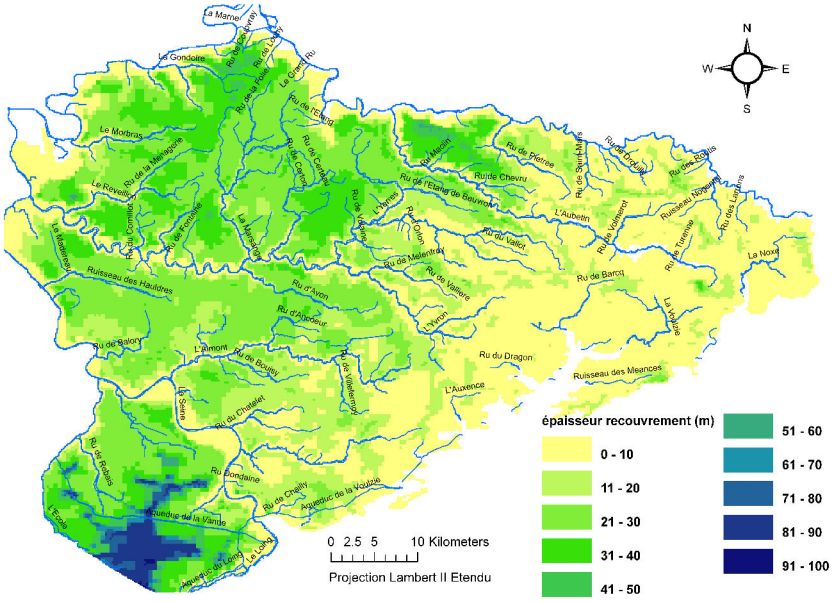


FIGURE 6.6: Épaisseur du recouvrement des calcaires de Champigny

6.2.1.4 Paramètres hydrodynamiques initiaux

Transmissivités et perméabilités.

Mégnien et al. (1976) relataient la difficulté de déterminer les transmissivités des aquifères et cela pour les raisons suivantes :

- l'incertitude résultant des essais de pompage qui permet de déterminer ce paramètre ;
- le fait que les forages captent souvent plusieurs aquifères ce qui ne permet pas d'estimer la valeur de transmissivité de chaque horizon ;
- l'inégalité de la répartition des forages. Beaucoup de données sont disponibles à l'ouest (forte pression anthropique) mais sont bien moins nombreuses à l'est ;
- la variabilité des valeurs estimées. De faibles transmissivités peuvent avoisiner de fortes valeurs. Ceci s'explique par le caractère semi-karstique des aquifères calcaires.

Pour ce qui concerne l'Oligocène, d'après l'étude de Martin et al. (1999a) la transmissivité des sables de Fontainebleau est de l'ordre de 10^{-3} $m^2.s^{-1}$ avec une perméabilité de 10^{-5} $m.s^{-1}$ en rive gauche de la Seine. Pour les calcaires de Brie, les transmissivités moyennes sont comprises entre 10^{-4} $m^2.s^{-1}$ et 10^{-5} $m^2.s^{-1}$.

Il existerait deux familles de transmissivités pour l'Éocène supérieur. La première allant de 1 à 3.10^{-3} $m^2.s^{-1}$ localisée dans la partie est du modèle et la seconde allant de 1 à 3.10^{-2} $m^2.s^{-1}$ dans la partie centrale de la Brie et à l'ouest. D'après Vernoux and Martin (2003) les transmissivités estimées sont supérieures à 5.10^{-2} $m^2.s^{-1}$ dans la basse vallée de l'Yerres, dans la zone centrale de la Brie Française, dans la fosse de Melun et dans la région de Provins. Elles sont inférieures à 5.10^{-3} $m^2.s^{-1}$ dans la partie sud-est (en aval de l'Yvron), dans le bassin de la Marsange, le long de l'Aubetin, du Grand Morin et de la Marne.

Les mesures de transmissivités de l'Éocène moyen et inférieur, quand ils sont individualisés, sont encore moins nombreuses. Par conséquent, les transmissivités initiales ont été modulées en fonction de la répartition de la perméabilité (Fig. 6.7) décrite par Mégnien (1973) et de l'épaisseur totale de la formation de l'Éocène moyen et inférieur. Ainsi dans le cas d'un faciès à dominance calcaire, la perméabilité initiale a été fixée à 10^{-4} $m.s^{-1}$, lorsqu'il devient marneux à 10^{-5} $m.s^{-1}$ et à 5.10^{-5} $m.s^{-1}$ lorsqu'il est mixte.

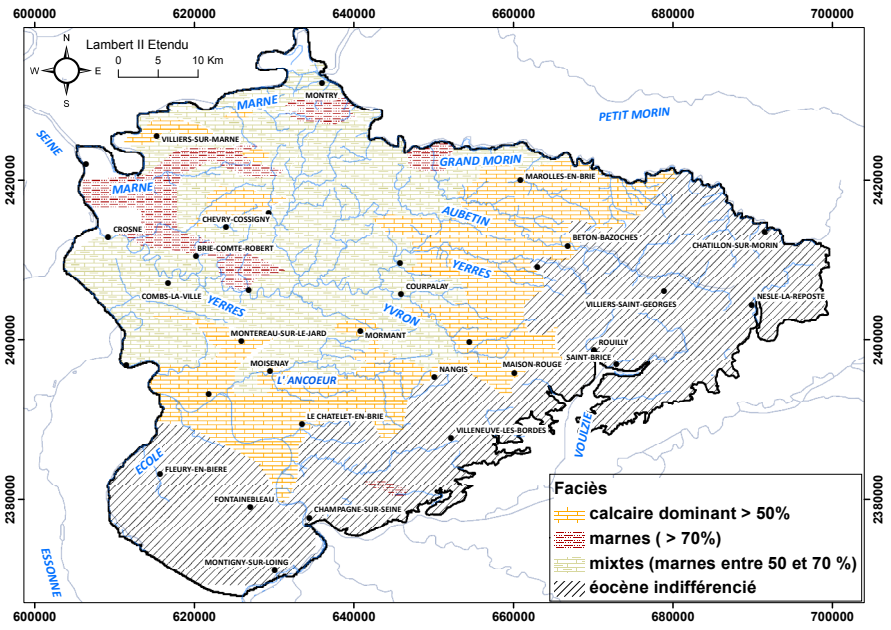


FIGURE 6.7: Faciès du calcaire de St-Ouen d'après Mégnien (1973)

Coefficient d'emmagasinement et porosité de drainage.
Sur le plateau briard, la nappe de l'Oligocène qui comprend une nappe libre a donc un coefficient d'emmagasinement similaire à la porosité de drainage. Lorsqu'il s'agit des plateaux briard meuliérisés et chargés d'argiles il est de 1 % (Mégnien and Turland, 1967) et supérieur à 10 % pour les Sables de Fontainebleau. Les valeurs du coefficient d'emmagasinement pour les couches de l'Éocène sont peu fréquentes et les valeurs mesurées soulèvent les mêmes questions que pour l'estimation des transmissivités. Les valeurs s'échelonnent entre 0,1 % et 0,2 % lorsque la nappe est semi-captive et entre 2 % et 8 % lorsqu'elle est

libre (Mégnien et al., 1976).

L'initialisation des paramètres a été basée sur les valeurs trouvées dans les différentes publications citées ci-dessus et en comparant les paramètres renseignés dans d'autres modèles hydrogéologiques de la nappe des Calcaires de Champigny (Reynaud, 2009) et des aquifères Tertiaire du bassin de Paris (Viennot, 2009).

6.2.2 Conditions aux limites

Les pourtours des couches délimitées par des cours d'eau ont une cote piézométrique imposée par la cote topographique issue du MNT. Il en est de même pour les limites le long de la cuesta d'Île-de-France. La limite artificielle tracée entre l'École et le Loing est à flux nul.

A l'intérieur de la zone modélisée est imposée sur l'ensemble de la surface d'affleurement des aquifères une cote de drainage dans le but de représenter le débordement des nappes. Dans les vallées les couches aquifères peuvent être entaillées au-delà de leur substratum. En imposant une cote de drainage égale à celle de leur mur, l'eau drainée est alors routée vers la maille rivière la plus proche. Ces conditions créent des lignes de sources perchées au dessus des rivières (Fig. 6.8).

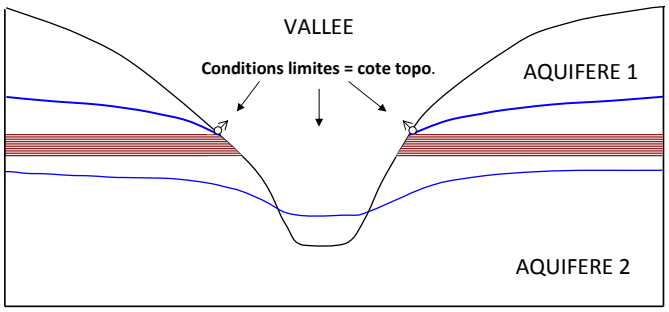


FIGURE 6.8: Représentation des nappes perchées

6.2.3 Prélèvements en nappe

Comme détaillé dans le chapitre 4 (section 1), les ouvrages peuvent capter plusieurs formations aquifères et la répartition par formation des volumes prélevés n'est pas connue. Selon les formations géologiques retenues dans la modélisation, les débits prélevés ont été répartis arbitrairement par aquifère en tenant compte de la productivité des formations et sont présentés dans le tableau 6.3.

Les prélèvements attribués aux couches modélisées (Chapitre 4) entre 1985 et 2010 sont tracés sur la figure 6.9. Entre 1985 et 1988, les volumes prélevés doublent passant de 57 $Mm^3.an^{-1}$ à 112 $Mm^3.an^{-1}$, puis diminuent progressivement jusqu'à 80 $Mm^3.an^{-1}$ en

2007. Les prélèvements dans la nappe des Calcaires de Champigny *stricto sensu* représentent 51 % des prélèvements totaux, ceux dans la nappe de l'Éocène moyen et inférieur 47 % et ceux dans l'Oligocène 2 %.

Formations géologiques	couches aquifères 1	3	5
Calcaires de Brie	100		
Calcaires de Champigny		100	
Calcaires du St-Ouen			100
Champigny + St-Ouen		60	40
Champigny + St-Ouen + Lutétien		40	60
Lutétien			100
Lutétien/Yprésien			100
Yprésien			100
Toutes les formations de l'Éocène		50	50

TABLE 6.3: Formations principales exploitées et répartition en pourcentage des volumes prélevés par couche modélisée 1) Oligocène, 3) Calcaires de Champigny, 5) Éocène moyen et inférieur

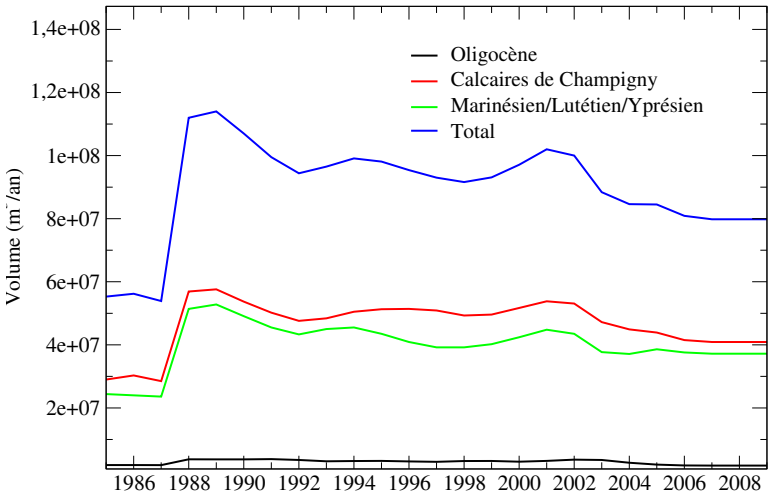


FIGURE 6.9: Volumes annuels ($m^3.an^{-1}$) totaux prélevés par aquifère entre 1985 et 2009 sur la surface modélisée.

Cette distribution arbitraire des volumes prélevés par couche modélisée lorsque les forages prélèvent plusieurs couches est susceptible d'introduire des biais dans la modélisation dont est difficile de s'affranchir. La piézométrie modélisée pourra être donc localement différente de celle observée.

6.3 Interfaces du domaine surface-souterrain

6.3.1 Interfaces nappes-rivières

Les échanges entre le domaine souterrain et la surface, soit dus au débordement de la nappe (lignes de sources), soit dus aux interactions par les échanges nappes-rivières sont contrôlés par un coefficient de transfert Tp (Chapitre 5, section 9.8). Initialement fixé à 0,1 $m^2.s^{-1}$ sur toutes les mailles souterraines affleurantes et celles en interaction avec les mailles rivières, cette valeur sera modifiée par tronçon de cours d'eaux. Cette valeur initiale de 0,1 $m^2.s^{-1}$ est supérieure aux valeurs de transmissivités au voisinage des rivières permettant d'assurer le calcul à un niveau piézométrique proche de la cote de la rivière. La modification du paramètre Tp sera fonction du type de matériau du fond du cours d'eau car à l'échelle locale ce paramètre influence les échanges nappes-rivières. Dans le cas des mailles rivières, il faut renseigner en plus le débit limite $Qlim$. Pour un tronçon de cours d'eau délimité par deux stations de jaugeages, nous avons choisi de multiplier par deux le débit maximal de perte estimé par l'étude de Berger et al. (1975) et de Reynaud (2012). Ne connaissant pas la répartition de l'infiltration linéaire de ce tronçon de cours d'eau, on applique un débit limite similaire sur l'ensemble des mailles rivières le représentant.
Dans les bassins versants non renseignés par ces études, un débit limite uniforme de 100 $l.s^{-1}$ a été imposé initialement sur les mailles rivières.

6.3.2 Gouffres et pertes ponctuelles en rivières

Les gouffres identifiés sur la zone d'étude seront modélisés différemment selon leur localisation. Ceux situés sur les plateaux sont représentés au moyen de maille gouffre fonctionnant comme précédemment expliqué dans le chapitre 5, section 2.4. Tout ruissellement aboutissant à une maille gouffre est considéré s'infiltrer vers le domaine souterrain. Trente deux gouffres ont été identifiés et modélisés comme tels. Les pertes ponctuelles en rivières sont simulées en modifiant les paramètres contrôlant les échanges nappes-rivières. Les débits limites sont alors fixés à 1000 $l.s^{-1}$ et les coefficients d'échanges imposés à 1 $m^2.s^{-1}$. Seuls les gouffres et les pertes ponctuelles en rivières avérés ont été pris en compte. De cette sorte leur présence est supposée pérenne pendant toute la période de simulation.

6.3.3 Zone non saturée

Le module NONSAT (Chapitre 5, section 2.6) assure le transfert de la lame d'eau infiltrée (Qi) sur une maille de surface vers le domaine souterrain. Les deux paramètres à définir sont le nombre de réservoirs (N) sur chaque maille de surface et la constante de vidange τ (j). Pour chacune des mailles de surface, l'épaisseur de non-saturé est calculée par la différence entre la cote topographique et le niveau piézométrique moyen de la nappe phréatique. Initialement le nombre de réservoirs a été estimé après le calcul en régime permanent d'une piézométrie moyenne calculée entre 1985-2009. Le nombre de réservoir

est donc susceptible d'être modifié au fur et à mesure du calage du modèle. La constante de vidange est dépendante du matériau géologique (Gomez, 2002). La répartition spatiale de ce paramètre sera calquée sur celle des fonctions productions qui sont regroupées selon le matériau géologique parental qui les caractérise (Tab. 6.4).

Fonction production	Constante de vidange(j)
FP1	8
FP3-FP8	1,5
FP5-FP20-FP14	2
FP4-FP9-FP13	2
FP6-FP11-FP15	1
FP7-FP12-FP16	5

TABLE 6.4: Choix de la constante de vidange selon les matériaux parentaux caractérisant les fonctions productions

6.4 Modifications conceptuelles apportées dans le modèle

Le système modélisé comporte des aquifères de plusieurs types. La nappe de l'Oligocène est perchée et libre sur la formation semi-perméable rassemblant les marnes vertes et supragypseuses alors que la nappe des Calcaires de Champigny est soit semi-captive, soit dénoyée sous la formation semi-perméable qui la recouvre. L'équation de la diffusivité est ainsi différente selon les cas et nous avons adapté la composante souterraine de MODCOU de la façon suivante :

1. Cas d'une nappe semi-captive (Fig. 6.10) : l'aquifère de niveau piézométrique h (m) et d'épaisseur E (m) est limité en haut par une couche de faible conductivité hydraulique verticale K' ($m.s^{-1}$) et d'épaisseur E' (m) sur laquelle repose un aquifère supérieur libre ou captif de charge hydraulique h' (m). Si on considère que les variations d'emmagasinement sont négligeables dans l'aquitard, le flux échangé entre les deux couches par unité de surface est :

$$Q = -\frac{K'}{E'}(h' - h) \tag{6.1}$$

ce qui permet d'écrire l'équation de la diffusivité en un point de l'aquifère comme :

$$div(\overline{\overline{T}}\overrightarrow{grad}h) + \frac{K'}{E'}(h' - h) = S\frac{\partial h}{\partial t} \tag{6.2}$$

avec h la charge hydraulique (m), $\overline{\overline{T}}$ le tenseur de la transmissivité ($m^2.s^{-1}$), S le coefficient d'emmagasinement

2. Cas d'une nappe libre (Fig. 6.11) : l'équation de diffusivité est semblable par sa forme à l'équation qui est valable dans le cas d'une nappe captive, cependant l'épaisseur

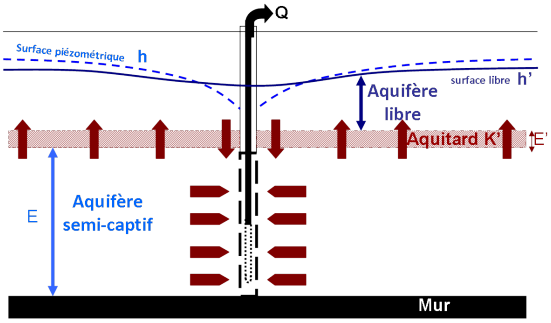


FIGURE 6.10: Schématisation d'une nappe semi-captive

saturée (m) est définie comme $E = h - z_{mur}$ qui dépend de la charge hydraulique h (m) et de la cote du mur de l'aquifère correspondant au toit du semi-perméable z_{mur} (m). Cette équation est non linéaire.

$$div(KE\overrightarrow{grad}h) + qi = (S + \eta)\frac{\partial h}{\partial t} \tag{6.3}$$

avec S le coefficient d'emmagasinement, η (sans dimension) la porosité de drainage qui est normalement très supérieure à S, qi le débit de recharge entrant dans l'aquifère à travers sa surface libre et K la perméabilité de l'aquifère libre.

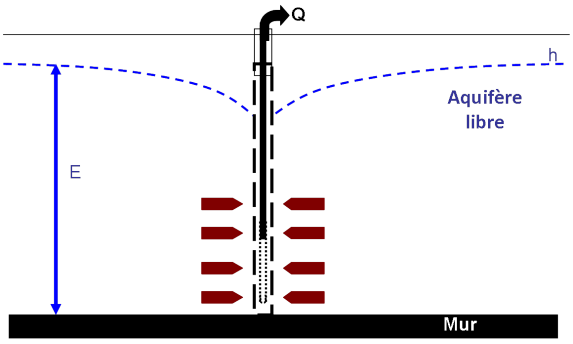


FIGURE 6.11: Schéma d'une nappe libre

3. Cas d'une nappe captive dénoyée (Fig. 6.12) : quand le niveau piézométrique d'un aquifère localisé sous un semi-perméable se situe en dessous de la cote de son toit (z_{toit}), il existe entre les deux un milieu non saturé. Il y a donc un écoulement de drainance descendante à travers l'aquitard. L'équation devient :

$$div(KE\overrightarrow{grad}h) + \frac{K'}{E'}(h' - z_{toit}) = \eta\frac{\partial h}{\partial t} \tag{6.4}$$

avec comme précédemment E définit comme $E = h - z_{mur}$, K la perméabilité et η (sans dimension) la porosité de drainage de l'aquifère dénoyé, E' (m) et K' (m.s^{-1}) l'épaisseur et la perméabilité de l'aquitard.

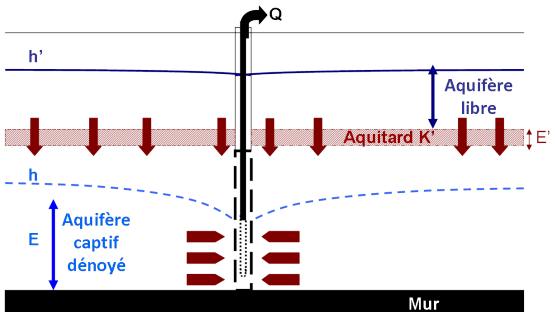


FIGURE 6.12: Schéma d'une nappe captive dénoyée

A chaque pas de temps et pour chaque maille de chaque aquifère (nappe, aquitard), le code de calcul teste la différence entre le niveau piézométrique et la cote du substratum pour déterminer quelle est l'équation de diffusivité à résoudre.
En fonction des situations, le coefficient d'emmagasinement est soit l'emmagasinement en nappe captive soit la porosité de drainage en nappe libre. Pour les équations 6.3 et 6.4, la transmissivité apparente est fonction de l'épaisseur de la zone saturée qui varie selon la charge hydraulique au cours du temps. Cette fonctionnalité du code a été testée mais n'a pas été retenue par la suite.

La carte de l'épaisseur mouillée datant de 1974 montre que les calcaires de Champigny s'assèchent le long de la Marne, du Grand Morin et dans le secteur de l'anticlinal de Corbeil et de Valence en Brie. Le niveau piézométrique se trouve dans l'aquifère du Marinésien (Fig. 6.13). Pour simuler cette configuration, le calcul de la drainance a été modifié en rendant localement le coefficient de drainance vers le bas infini (multiplié en pratique par un facteur 100). Ceci permet de faire coïncider le niveau fictif de l'aquifère asséché avec le niveau réel de l'aquifère inférieur. Cet artifice introduit des instabilités numériques que l'on régule aux endroits jugés nécessaires par un indicateur qui autorise ou non l'assèchement des mailles sur lesquelles il est affecté.

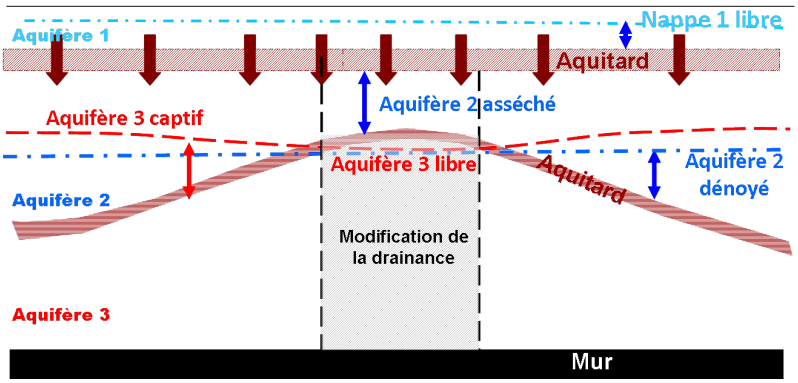


FIGURE 6.13: Schématisation des zones d'assèchement des calcaires de Champigny

6.5 Synthèse

Le maillage du domaine de surface a été construit à partir du schéma de drainage établi par l'analyse du MNT. Les fonctions productions obtenues par le croisement du mode d'occupation des sols, des matériaux des sols et des matériaux géologiques ont ensuite été renseignées pour chacune des mailles. Les extensions et les données structurales des formations géologiques ont permis d'établir les cinq maillages souterrains des couches géologiques retenues pour la modélisation. Les paramètres hydrodynamiques renseignés proviennent de la compilation des données issues de plusieurs études antérieures.

Les modifications apportées au code de calcul MODCOU doivent permettre de simuler des écoulements souterrains en fonction de la configuration dans laquelle se trouve la nappe (captive, semi-captive, dénoyée, libre).

Chapitre 7

Calibration et validation du modèle hydrogéologique

Les débits aux stations hydrométriques et les niveaux piézométriques obtenus à l'issue des premières simulations effectuées à partir des paramètres initiaux sont peu représentatifs des observations. La phase de calage a donc pour objectif d'optimiser ces jeux de paramètres pour reproduire au mieux le fonctionnement de l'hydrosystème au cours du temps. La phase de validation permet de vérifier les paramètres sur une période différente. La méthodologie employée et les résultats obtenus sont présentés dans ce chapitre comme détaillés dans le sommaire suivant.

Sommaire

7.1 Méthodologie de calibration du modèle 104
7.1.1 Période de calage et de validation 105
7.1.2 Calibration du module de surface 106
7.1.3 Calibration du modèle souterrain 107
7.1.4 Évaluation de la calibration du modèle par des critères statistiques 108
7.1.4.1 Critère de Nash-Sutcliffe 108
7.1.4.2 L'erreur quadratique moyenne (RMSE) 108
7.1.4.3 Biais 108
7.1.4.4 Coefficient de corrélation 109
7.2 Période de calage : 1985-2011 109
7.2.1 Données de forçage 109
7.2.2 Résultats du calage 110
7.2.2.1 Débits aux stations hydrométriques 110
7.2.2.2 Chroniques piézométriques 113
7.2.3 Zones d'assèchement de la nappe 118
7.3 Paramètres finaux 121
7.3.1 Transmissivités 121
7.3.2 Échanges entre les formations 121
7.3.3 Coefficient d'emmagasinement et porosité de drainage 123
7.3.4 Échanges nappes-rivières 125
7.3.5 Zone non saturée 126

7.4 Période de validation 126
7.4.1 Forçage entre 1970 et 1985 126
7.4.2 Résultats de la phase de validation 127
7.4.2.1 Débits aux stations hydrométriques 127
7.4.2.2 Chroniques piézométriques 130
7.5 Discussion 133

7.1 Méthodologie de calibration du modèle

Pour le calcul du bilan hydrique, il y a 16 fonctions productions avec chacune 7 paramètres à renseigner soit en totalité 112 paramètres. Pour le transfert de la lame d'eau dans le domaine non saturé huit constantes de vidange sont à préciser sur l'ensemble des mailles de surface qui sont en relation avec le domaine souterrain. Pour le domaine souterrain, la transmissivité, le coefficient d'emmagasinement, la perméabilité verticale, les paramètres d'échanges entre la surface et le domaine souterrain (T_p, Q_{lim}) sont à renseigner.

Ce grand nombre de paramètres impose d'établir une méthodologie pour permettre de calibrer le modèle le plus efficacement possible. Sur notre zone d'étude le domaine de surface est en interaction avec toutes les mailles souterraines, donc l'ajustement des paramètres ne peut se faire que de manière couplé car toute modification des paramètres dans l'un des domaines modifiera les résultats dans l'autre et réciproquement (Fig. 7.1).

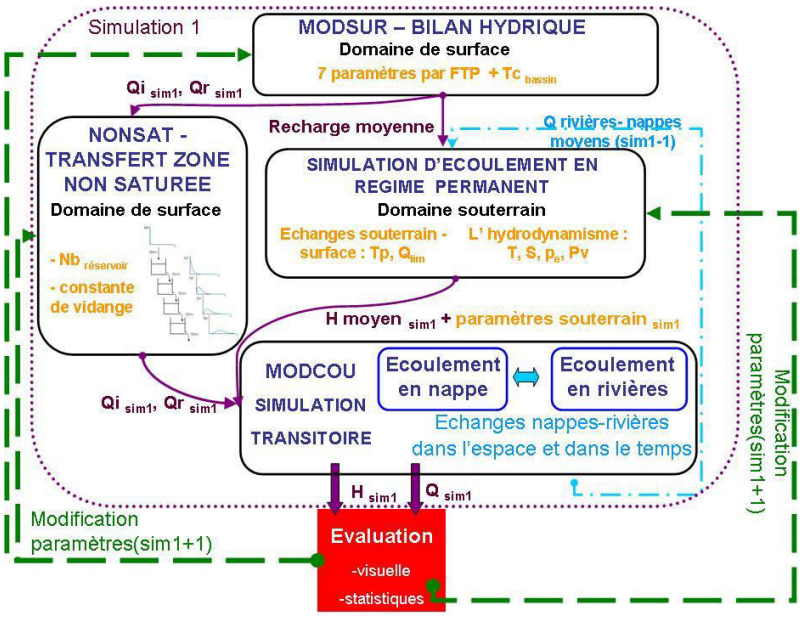


FIGURE 7.1: Schéma de la méthodologie de calibration. Pour une simulation donnée (*sim 1*), les paramètres renseignés sont en orange, les sorties des différents modules sont en violet, les résultats nécessaires à la calibration de la simulation suivante sont en bleu. Après l'évaluation des résultats issus de la simulation 1, les schémas possibles d'aménagements des paramètres sont indiqués par des flèches vertes pour une nouvelle simulation (*sim1+1*).

7.1.1 Période de calage et de validation

La calibration s'effectue en comparant les débits aux stations hydrométriques et les niveaux piézométriques simulés avec les observations. Le calage des paramètres est mené en priorité sur une période où les données de forçage (prélèvements, précipitation) et les données de calage sont les plus nombreuses et les plus "validées". Le choix de la période de calage est donc fonction de la quantité et de la qualité de ces données. Nous désignerons par période de calibration, le laps de temps sur lequel on calibre les paramètres du modèle et par période de validation le laps de temps sur lequel on vérifie le comportement du système.

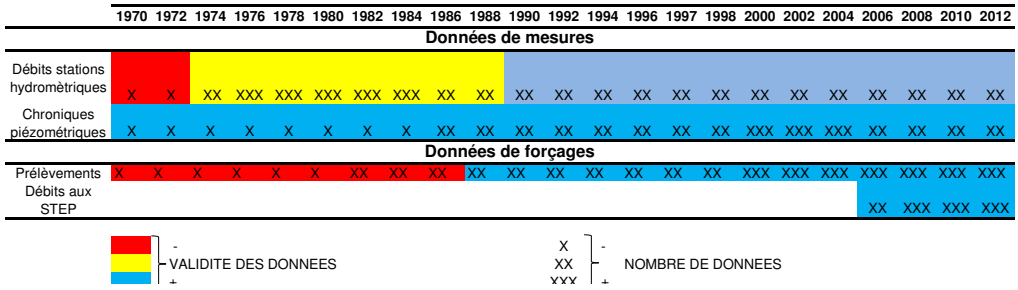


FIGURE 7.2: Schématisation de la validité et du nombre de données entre 1970 et 2012 pour les données de forçages et de mesures

En fonction des données dont nous disposons il est difficile de définir une période de calage et une période de validation tout en ayant un même degré de qualité des données d'entrée pour les deux périodes. Le nombre de mesures de débits aux stations hydrométriques est le plus élevé entre 1980 et 1985 alors que le nombre de chroniques piézométriques est plus important sur la période entre 2000 et 2010. D'après la figure 7.2, si on veut disposer d'un certain nombre de chroniques de débits aux stations hydrométriques et de niveaux piézométriques tout en ayant des données de forçage suffisamment fiables, la période de calage pourrait débuter entre 1984 et 1988.

On peut constater que le niveau piézométrique à Montereau-sur-le-Jard est relativement stable jusqu'en 1987 puis varie d'environ 6 m après cette date (Fig. 7.3). Ce changement dans la dynamique de la nappe est dû à la fois à une modification des prélèvements et une modification de la recharge. Pour intégrer cette évolution piézométrique contrastée dans la phase de calage, la simulation en transitoire doit débuter en 1985.

Nous avons choisi une période de validation comprise entre 1970 et 1985. Cependant les données de forçage sont très incertaines ce qui pourrait limiter la portée de la validation. Nous avons continué la simulation entre 1985 et 2011 afin de s'assurer que le modèle ne dérive pas au cours du temps.

Initialisation du système hydrologique

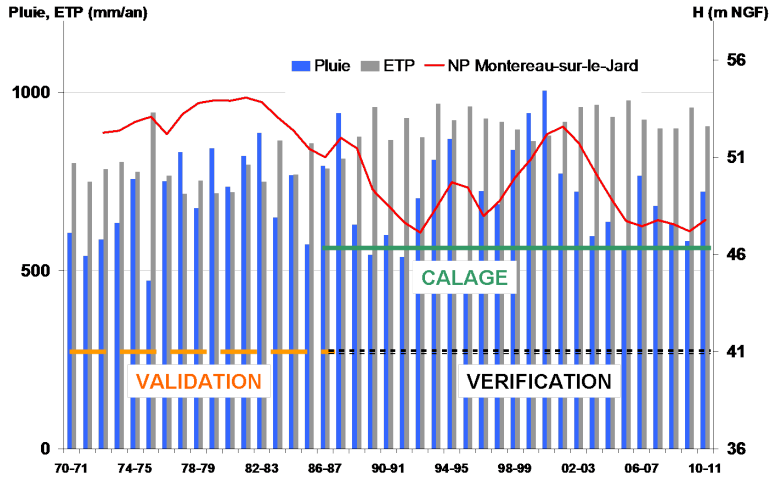


FIGURE 7.3: Précipitations et ETP moyennes annuelles sur la zone d'étude entre 1970 et 2011 ; Niveaux piézométriques moyens annuels à Montereau-sur-le-Jard entre 1973 et 2011

En absence de carte de référence piézométrique précise pour l'ensemble des formations aquifères, le niveau piézométrique initial de chaque aquifère est calculé en régime permanent avant chaque simulation en régime transitoire. Cet état permanent est établi avec le modèle NEWSAM présenté dans la quatrième partie (Chapitre 9) en considérant des données de forçage moyennes sur la période investiguée. Les interactions nappes-rivières étant importantes pour l'hydrodynamisme du système, elles seront prises en compte dans le calcul en régime permanent en imposant la moyenne des débits échangés sur l'ensemble de la période de calage.

7.1.2 Calibration du module de surface

Sur le domaine de surface s'effectue le répartition de l'eau disponible à l'infiltration et au ruissellement grâce à une modélisation paramétrique exprimée par les fonctions productions.

La calibration est effectuée uniquement pour les fonctions productions qui occupent plus de 1 % de la superficie totale de la zone modélisée. A chaque station hydrométrique sont identifiées les fonctions productions majoritaires en prenant en compte le pourcentage de la superficie de chaque fonction production correspondant à leur bassin versant (Fig. 7.4). Les stations étant généralement situées sur le même cours d'eau et géographiquement proches, les fonctions productions dominantes sont les mêmes. De fait, les paramètres seront calibrés pour les fonctions 14 et 10 (limons drainés et non drainés), 5 (forêts sur limons) et 16 (zones agricoles sur marnes). Pour les autres fonctions productions, les paramètres proviennent initialement d'autres modèles et pour des matériaux comparables (Gomez, 2002; Flipo, 2005; Thierion, 2011; Viennot, 2009) puis ont été modifiés pour certains en comparant la dynamique des niveaux piézométriques.

Pour les fonctions productions majoritaires, la première étape consiste à déterminer les

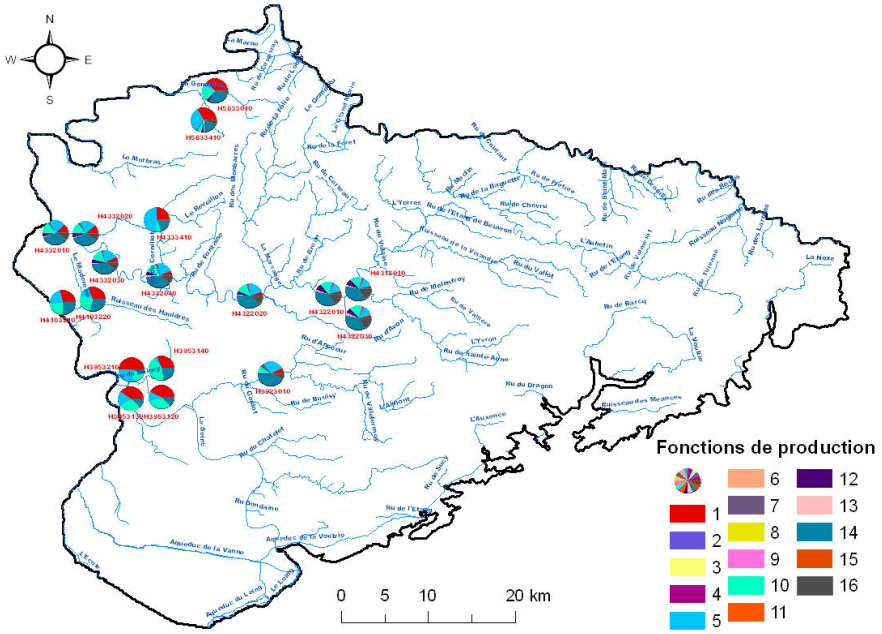


FIGURE 7.4: Répartition des fonctions productions par station hydrométrique

paramètres DCRT et CRT qui règlent le volume d'eau disponible à l'exutoire du modèle. Ceux-ci sont estimés en comparant l'ensemble des lames d'eaux infiltrées et ruisselées sur le bassin versant au volume s'écoulant à l'exutoire. Puis le paramètre FN qui répartit la lame d'eau disponible pour l'écoulement en lame d'eau infiltrée ou ruisselée est ajusté. Plus la valeur de FN est faible plus la lame d'eau ruisselée est importante et inversement. Les deux paramètres CQI et CQR sont calés conjointement avec les paramètres du souterrain car ils règlent la réactivité de la dynamique du bassin. Le paramètre CQR influence l'intensité des pics des crues par ruissellement et la dynamique de la décrue.

7.1.3 Calibration du modèle souterrain

Le calage des paramètres hydrodynamiques du domaine souterrain dépend de la distribution de la recharge. L'ajustement des paramètres hydrodynamiques souterrains modifie la répartition des charges hydrauliques et donc par la suite les échanges surface-souterrain. Lors de l'ajustement des paramètres, certaines valeurs ne sont pas retenues quand elles sont jugées aberrantes par rapport aux ordres de grandeurs connus dans la littérature.

Dans un premier temps, en régime permanent, les transmissivités et les perméabilités verticales sont ajustées sur de larges secteurs afin d'obtenir un niveau piézométrique satisfaisant. Par la suite, en régime transitoire, en fonction de la réactivité du domaine souterrain, la transmissivité, le coefficient d'emmagasinement ou la porosité de drainage sont ajustés localement.
Le coefficient d'échange surface-souterrain (Tp) et le débit limite ($Qlim$) seront modifiés

par tronçon de cours d'eau pour ajuster spatialement les échanges nappes-rivières.

7.1.4 Évaluation de la calibration du modèle par des critères statistiques

L'ajustement des paramètres du modèle est effectué manuellement. Une première comparaison visuelle des débits aux stations hydrométriques et des hauteurs piézométriques simulées avec les observations permet d'évaluer la qualité globale de la simulation. L'utilisation de critères statistiques permet de préciser la qualité des ces évaluations.

7.1.4.1 Critère de Nash-Sutcliffe

Le critère de Nash est utilisé pour évaluer les résultats en terme de débits aux stations hydrométriques.
Le critère de Nash (Nash and Sutcliffe, 1970) est une mesure de la variance entre les valeurs observées et mesurées (Eq. 7.1). La valeur optimale de ce critère est de 1 et tend vers -∞ lorsque la simulation se dégrade. La simulation est considérée comme acceptable pour un critère de Nash supérieur à 0,5 et très satisfaisant au dessus de 0,7.

$$Nash \text{ (sans dimension)} = 1 - \frac{\sum_{t=1}^{n}(X_{obs}(t) - X_{sim}(t))^2}{\sum_{t=1}^{n}(X_{obs}(t) - \overline{X_{obs}})^2} \tag{7.1}$$

Avec n le nombre de mesures observées, $X_{obs}(t)$ et $X_{sim}(t)$ respectivement la valeur observée et calculée à la date t et $\overline{X_{obs}}$ la moyenne arithmétique des mesures.

7.1.4.2 L'erreur quadratique moyenne (RMSE)

Le calcul de la RMSE (Root Mean Square Error) permet d'estimer l'écart moyen entre les données simulées et observées (Eq. 7.2). Elle est utilisée essentiellement pour comparer les niveaux piézométriques et sa dimension correspond à celle des variables étudiées.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^{n}(X_{sim}(t) - Xobs(t))^2}{n}} \tag{7.2}$$

Avec n le nombre de mesures, $X_{obs}(t)$ la valeur observée à la date t, $X_{sim}(t)$ la valeur calculée au pas de temps t. La valeur optimale est de 0. La limite à partir de laquelle on considère que la simulation est correcte dépend de la précision souhaitée.

7.1.4.3 Biais

Le biais permet d'évaluer l'écart relatif moyen entre les données observées et celles simulées (Eq. 7.3). Ce critère est utilisé à la fois pour qualifier les débits mais aussi les niveaux piézométriques simulés. La dimension du biais est égale à celle des variables com-

parées.

$$Biais = \frac{1}{n}\sum_{t=1}^{n}(X_{sim}(t) - X_{obs}(t)) \tag{7.3}$$

Avec n le nombre de mesures, $X_{obs}(t)$ la valeur observée au temps de t et $X_{sim}(t)$ la valeur calculée.
Lorsque le biais est positif, la variable est surestimée et lorsque celui-ci est négatif celle-ci est sous-estimée.

7.1.4.4 Coefficient de corrélation

Celui-ci évalue la cofluctuation entre les séries simulées et celles observées. Plus la valeur est proche de 1 plus le calage est considéré satisfaisant. Ce critère est utilisé pour qualifier les niveaux piézométriques.

$$\rho = \frac{1}{N}\frac{\sum_{t=1}^{n}(X_{obs}(t) - \overline{X_{obs}})(X_{sim}(t) - \overline{X_{sim}})}{\sigma_{Xobs}\sigma_{Xsim}} \tag{7.4}$$

Avec n le nombre de mesures, $X_{obs}(t)$ et $X_{sim}(t)$ respectivement la valeur observée et calculée à la date t, σ_{Xobs} l'écart type des valeurs observées et σ_{Xsim} l'écart type de la variable simulée.

7.2 Période de calage : 1985-2011

7.2.1 Données de forçage

1. *Prélèvements*
   Dans le chapitre 6 est détaillé la répartition par aquifères des prélèvements. La distribution des prélèvements au cours du temps se base sur les valeurs annuelles. Nous les avons réparties uniformément sur l'année pour ce qui concerne l'alimentation en eau potable, l'industrie ou les usages divers. Pour l'agriculture, le détail des prélèvements dans l'année n'étant pas connue, ils sont répartis entre le mois de mai et d'août en fonction de coefficients de pondération qui sont respectivement sur cette période de : 0,2 - 0,3 - 0,3 - 0,2. Atteignant un maximum entre juin et juillet, ils sont nuls entre septembre et avril.
2. *Débits rejetés par les stations d'épurations (STEP)*
   Les débits de rejet des STEP sont affectés à la maille rivière la plus proche du point de rejet de la station d'épuration. Les valeurs des débits rejetés sont très peu nombreuses. Elles ont été considérées par défaut constantes dans l'année. Les débits renseignés dans le modèle sont les débits moyens minimum par temps secs entre 2006 et 2009.
3. *Les données météorologiques*
   Elles proviennent de la base SAFRAN mises à disposition par METEO-FRANCE.

La précipitation et l'évapotranspiration potentielle journalières sont utilisées pour le modèle hydrologique.

4. *Les échanges entre les formations du Tertiaire et la Craie*
   Les échanges entre les deux formations sont issus du modèle des formations Tertiaire du bassin de Paris (Viennot, 2009). Les échanges sont renseignés comme des débits imposés constants sur toute la période de simulation.

7.2.2 Résultats du calage

7.2.2.1 Débits aux stations hydrométriques

Les critères statistiques tel que le critère de Nash et le biais (Chapitre 7, section 1.4) ont été calculés à chaque station hydrométrique lorsque des données observées étaient disponibles sur la période de calage.

Rivières	S_{obs}(km^2)	S_{sim}(km^2)	Données	Nash	biais	écart(%)	$\overline{X_{obs}}$	$\overline{X_{sim}}$
L' Yerres (Courtomer)	429	434	7777	0.7	0.10	5	1.44	1.53
L' Yerres (Boussy-St-Antoine)	902	901	1449	0.7	-0.32	-9	3.46	3.17
L' Yerres (Yerres)	889	1007	1870	0.6	0.09	5	1.75	1.85
L' Yerres (Crosne)	991	1016	1248	0.4	-0.94	-37	5.98	4.34
Almont (Blandy)	186	181	7799	0.4	-0.06	-16	0.56	0.48
Ru du Réveillon (Férolles-Atilly)	55	54	7491	0.3	0.03	11	0.28	0.31
Ru de la Brosse (Saint-Martin)	24	23	4153	0.03	-0.03	-53	0.10	0.06
Ru du Gondoire (Gouvernes)	20	19	7088	0.4	-0.02	-15	0.11	0.09

TABLE 7.1: Résultats des critères statistiques calculés au pas de temps journalier sur les débits aux stations hydrométriques. Avec le critère de Nash, le biais (m^3.s^{-1}), l'écart relatif entre les volumes calculés et observés (%), la moyenne des débits observées ($\overline{X_{obs}}$) et mesurées ($\overline{X_{sim}}$)

Les résultats sont assez contrastés selon les stations. Dans l'ensemble, le modèle a tendance à sous-estimer les débits. C'est le cas notamment pour les rus du Gondoire et de la Brosse qui sont très urbanisés et dont la superficie de leur bassin versant est faible ($<$ à 50 km^2). Sur le bassin de l'Yerres, les volumes en amont et en aval du bassin versant sont assez cohérents avec ceux observés à la station de Courtomer (+ 5 %) et ceux de Boussy-Saint-Antoine (-9 %). Les mesures de débits à Crosne (exutoire du bassin de l'Yerres) qualifiées de douteuses dans la banque HYDRO n'ont pas été prises en compte dans l'évaluation du modèle.

Les critères de Nash calculés en amont et en aval du bassin de l'Yerres sont stables et égaux à 0,7. On peut donc considérer que les débits simulés sont satisfaisants.
La répartition du débit est influencé le long du cours d'eau par les pertes en rivières. Dans le bassin de l'Yerres, de l'Almont ou du Réveillon les débits présentent une forte réactivité indiquant une contribution importante des processus de surface et de subsurface aux écoulements de crue. Cette forte réactivité à une échelle journalière est mal prise en compte par le modèle d'où de mauvais critères statistiques.

De plus, l'évolution sur la période de calage de l'occupation du sol ainsi que la superficie de la surface agricole drainée n'est pas pris en compte. Or l'évolution des territoires entre l'ouest et l'est de la zone d'étude est bien différente au cours de ces vingt dernières années. La répartition des surfaces drainées peut être aussi un paramètre important qui influence les débits obtenus aux stations hydrométriques. L'absence de données sur certaines communes et le fait de considérer qu'une zone est drainée si la commune dans laquelle elle appartient a une superficie agricole drainée supérieure ou égal à 50 % est aussi une limitation du modèle dans la reproduction des débits. De plus, le drainage agricole a été simulé de manière simplifié en modifiant la répartition de l'écoulement de l'eau entre l'infiltration et le ruissellement (FN).

Dans l'ensemble, certains pics de crue sont sous-estimés mais synchronisés dans le temps avec les mesures. Ainsi les pics de crue ayant lieu pendant avril 2001 sont sous-estimés que cela soit en aval de l'Yerres à Courtomer (Fig. 7.5a), sur le cours médian de l'Almont (Fig. 7.5b) ou dans le bassin du Réveillon (Fig. 7.5c). Le modèle a tendance à surestimer les débits d'étiages comme montré par l'hydrogramme de Boussy-Saint-Antoine (Fig. 7.5d). Cependant cette surestimation est très variable selon les tronçons de cours d'eau. Si en amont de l'Yerres et dans le bassin de l'Almont cette surestimation est faible et dépend essentiellement de la contribution du Brie par les lignes de sources, dans le bassin du Réveillon les débits en période d'étiage sont satisfaisants.

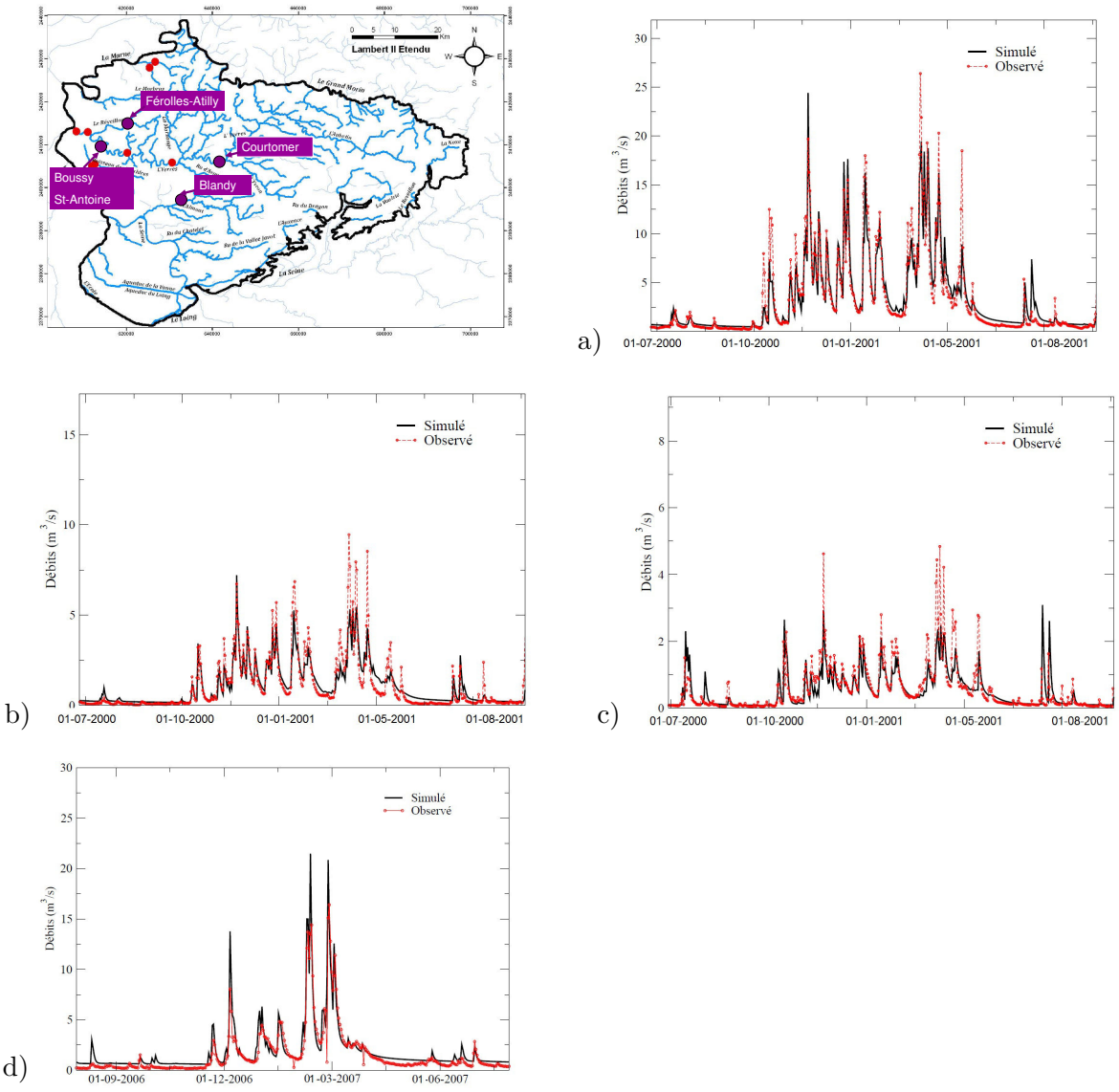


FIGURE 7.5: Débits simulés et observés aux stations hydrométriques entre 2000 et 2001 sur l'Yerres à Courtomer Paradis (a), sur l'Almont à Blandy-les-Tours (b), sur le Réveillon à Férolles-Atilly (c). Les débits sur l'Yerres à Boussy-Saint-Antoine (d) ont été tracés entre 2006 et 2007

7.2.2.2 Chroniques piézométriques

Les critères statistiques tels que le biais, la RMSE et le coefficient de corrélation (Chapitre 7, section 1.4) ont été calculés pour chaque piézomètre lorsque des données observées étaient disponibles sur la période de calage (Fig. 7.6a à Fig. 7.6c).

Ainsi entre 1985-2010, la RMSE moyenne est de 1,74 m, le biais absolu de 0,48 m et le coefficient de corrélation de 0,67. Chaque critère statistique peut être aussi caractérisé par sa distribution spatiale.

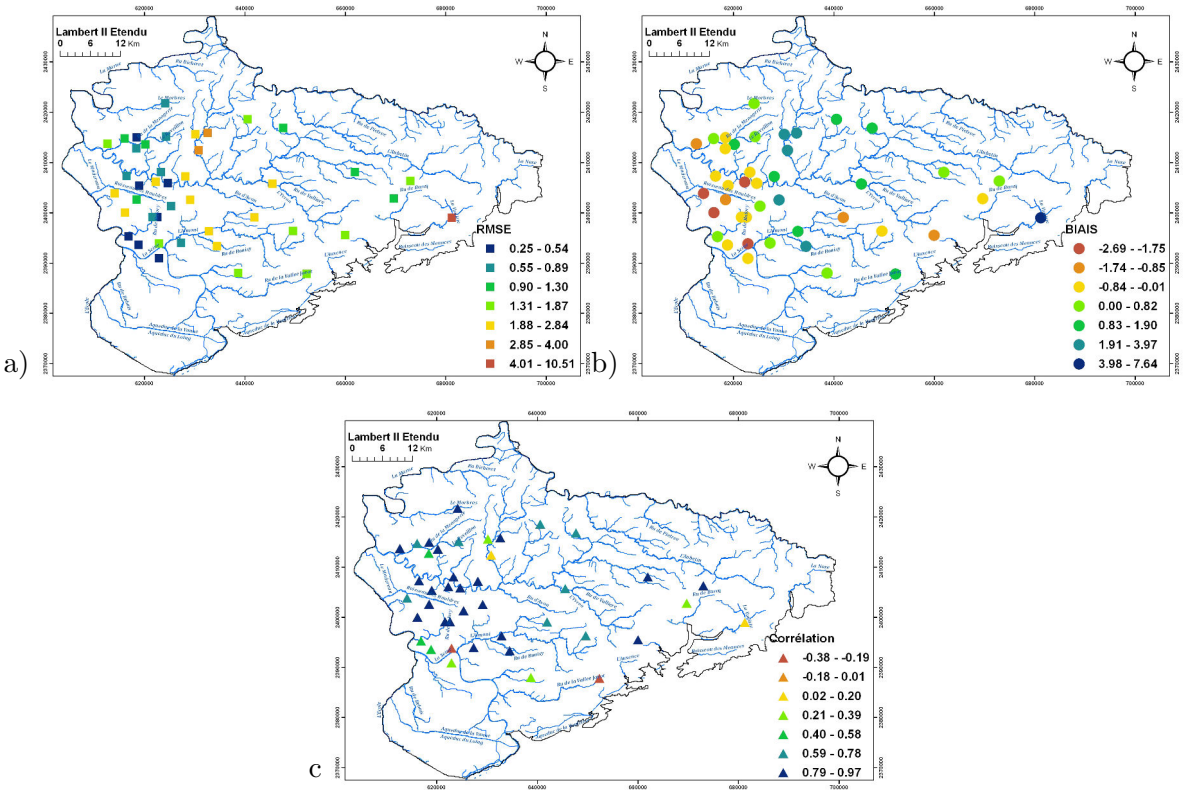


FIGURE 7.6: Distribution des RMSE (a), des biais (b) et du coefficient de corrélation(c) calculés sur les niveaux piézométriques simulés et observés dans les Calcaires de Champigny entre 1985 et 2011

Dans la zone de la fosse de Melun et le long du cours aval de l'Yerres, la RMSE moyenne est de 1,10 m et le coefficient de corrélation de 0,80. Les niveaux piézométriques sont légèrement sous-estimés avec un biais moyen de -0,26 m. Les variations annuelles sont dans l'ensemble bien reproduites. Cependant on peut constater que pour des années de faible recharge, le modèle surestime la piézométrie telle qu'à Montereau-sur-le-Jard (Fig. 7.7c) et à Pouilly (Fig. 7.7d) sur les périodes 1990-1992 et 2005-2007. Les piézomètres localisés à proximité de l'Yerres ont un niveau piézométrique moyen satisfaisant sur ces périodes comme à Évry-Grégy-Sur-Yerres (Fig. 7.7b) et à Brie-Comte-Robert (Fig. 7.7a). Bien que

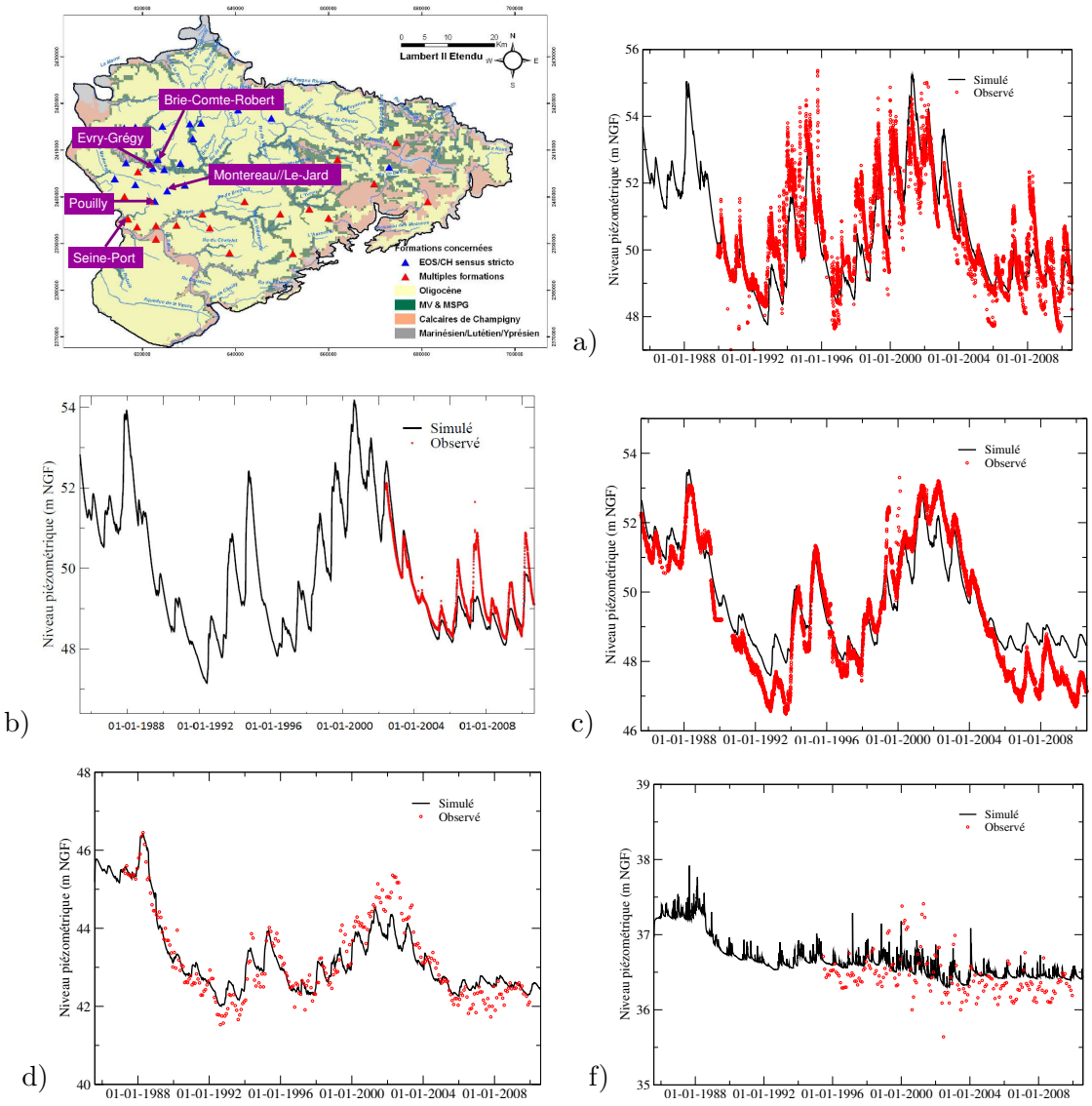


FIGURE 7.7: Hauteur piézométrique simulée et observée entre 1986 et 2010 situées à Brie-Comte-Robert (a), à Évry-Grégy-Sur-Yerres (b), à Montereau-sur-le-Jard (c), à Pouilly (d) et à Seine-Port (e).

les coefficients de corrélation soient inférieurs à 0,5 pour les piézomètres situés à proximité de la Seine comme à Seine-Port (Fig. 7.7e), le biais est inférieur à 0,2 m indiquant une faible sous-estimation des niveaux piézométriques dans cette zone. Les niveaux piézométriques simulés à Seine-Port sont marqués par des variations pluriannuelles non observées sur les mesures réalisées mensuellement et dont l'amplitude est plus élevée (entre 0,5 et 1 m). Ces piézomètres sont situés à proximité des champs captants de Boissise-la-Bertrand et de Champigny Sud, proches de la Seine. Le cône de rabattement déprime la nappe par rapport à la Seine qui la réalimente. Les débits échangés entre la nappe et la Seine dépendent de la cote du fleuve fixée en amont de Livry-Sur-Seine par le barrage La Cave et en aval de Melun par la barrage des Vives eaux. Dans ce modèle, la cote de la Seine est supposé constant dans le temps.

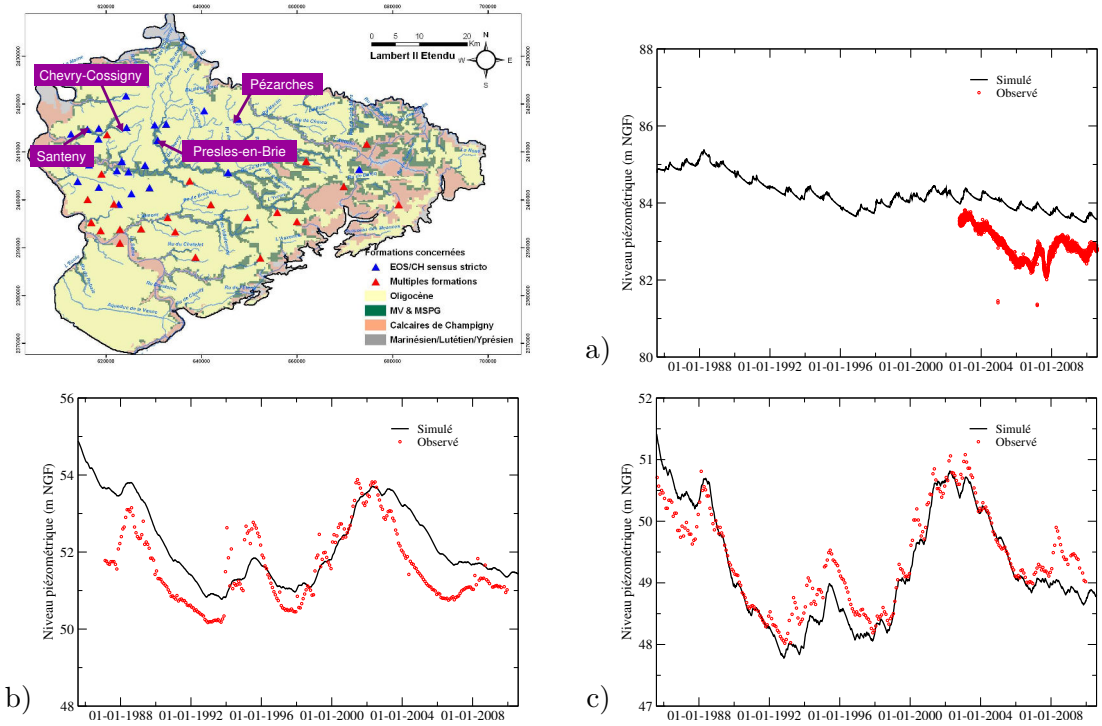


FIGURE 7.8: Hauteur piézométrique simulée et observée entre 1986 et 2010 à Pézarches (a), à Chevry-Cossigny (b) et Santeny (c). Ces piézomètres captent l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu*

Au nord de l'Yerres, les niveaux piézométriques sont bien simulés dans le bassin du Réveillon avec des biais dans l'ensemble inférieurs à 1 m et des RSME inférieures à 1 m. Le calage des piézomètres situés à proximité du Réveillon s'effectue en ajustant les paramètres des échanges nappes-rivières comme pour celui localisé à Santeny (Fig. 7.8c). Les piézomètres de Chevry-Cossigny (Fig. 7.8b) et de Férolles-Atilly situés bien en amont de cette rivière montrent des variations annuelles bien que ceux-ci soient localisés dans des secteurs où l'épaisseur de la formation semi-perméable du Stampien dépasse 25 m. Ces variations sont de fait difficilement reproductibles.

Dans le bassin de la Marsange, les niveaux piézométriques sont dans l'ensemble surestimés entre 1 et 3 m avec un coefficient de corrélation inférieur à 0,5 tel qu'à Presles-en-Brie, dont les variations piézométriques dépendent des gouffres localisés à proximité. Pour les piézomètres de Tournan-en-Brie et de Gretz-Armainvilliers, les fluctuations annuelles des hauteurs piézométriques sont peu marquées à cause de l'épaisseur des marnes vertes supérieures à 25 m. D'autant que dans cette zone est indiquée la présence d'argile à meulière (Ménillet, 1987) pouvant modifier l'écoulement de l'eau. Les hauteurs simulées représentent bien les faibles variations annuelles mais avec un décalage dans le temps. De plus les fluctuations interannuelles sont simulées avec une variabilité trop importante. La nappe des Calcaires de Champigny est donc connectée à celle des calcaires de Brie et dépendante des variations de cette nappe. Comme aucune donnée piézométrique n'est disponible sur la nappe des calcaires de Brie dans cette zone, le calage n'a pas pu être amélioré.

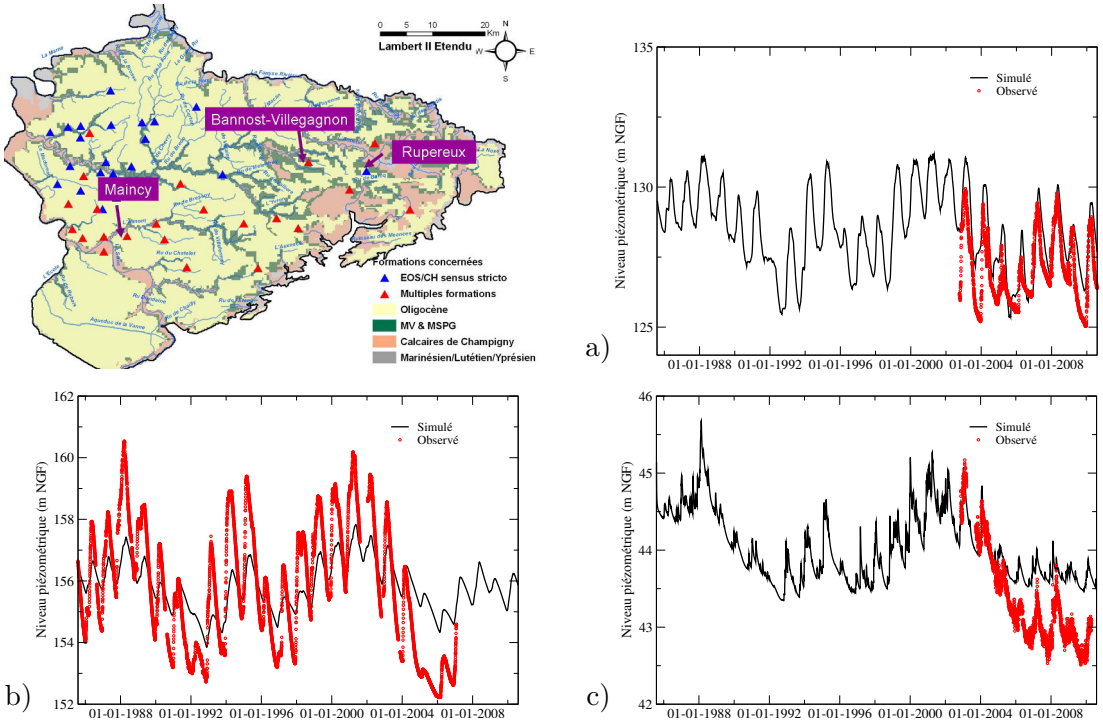


FIGURE 7.9: Hauteur piézométrique simulée et observée entre 1986 et 2010 à Bannost-Villegagnon (a), à Rupereux (b) et à Maincy (c). Ces piézomètres captent à la fois les calcaires de Champigny et le calcaire de St-Ouen

Dans la partie médiane de l'Yerres et dans le bassin de l'Almont, les RMSE sont comprises entre 1,88 m et 3 m alors que dans la partie orientale elles varient entre 1 m et 1,87 m (Fig. 7.9a à c) hormis à Saint-Martin-Chennetron où elles dépassent les 4 m.

Plus de la moitié des piézomètres sont crépinés sur plusieurs formations aquifères notamment ceux situés à l'est de la zone d'étude. Le niveau piézométrique mesuré mélange les charges hydrauliques des aquifères captés. Pour le piézomètre de Blandy-les-Tours cré-

piné sur l'ensemble des formations de l'Éocène, on peut observer qu'en période de hautes eaux les niveaux piézométriques mesurés sont proches de ceux simulés dans les calcaires de Champigny *stricto sensu*, alors qu'en période de basses eaux le niveau piézométrique observé chute et tend vers un niveau qui se rapproche d'une moyenne des niveaux piézométriques simulés entre les calcaires de Champigny et l'aquifère de l'Éocène moyen et inférieur.

Les charges hydrauliques observées sur ces piézomètres sont donc très variables au cours du temps. Les critères statistiques sont cependant calculés uniquement en prenant en compte le niveau piézométrique des calcaires de Champigny, ce qui a pour conséquence de surestimer la RMSE et le biais.

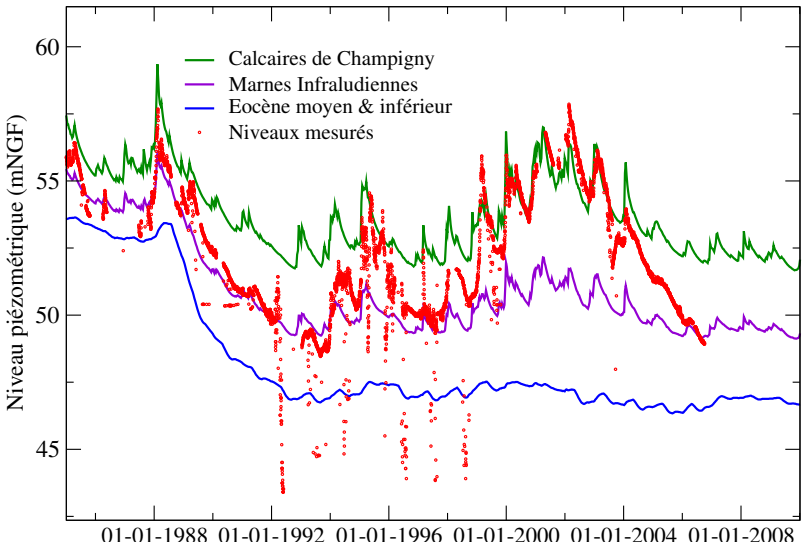


FIGURE 7.10: Comparaison des niveaux piézométriques simulés dans les différentes formations à celui mesuré à Blandy-les-Tours entre 1986 et 2010

Sur des années de recharge contrastées, les niveaux moyens piézométriques sont bien simulés avec un coefficient de corrélation en période de basses eaux (2005-2007) et en période de hautes eaux (2000-2002) respectivement de 0,99 et 0,98 (Fig. 7.11).

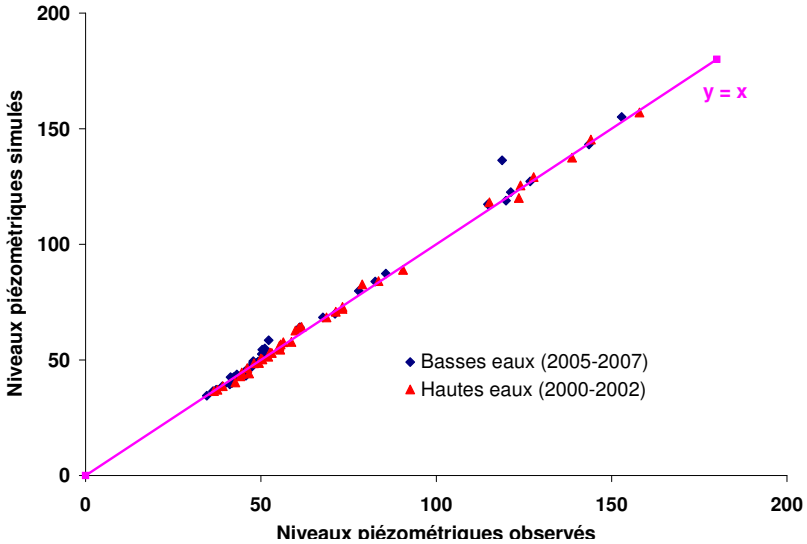


FIGURE 7.11: Comparaison des niveaux piézométriques moyens simulés à ceux mesurés entre des années de faible recharge (2005-2007) et de forte recharge (2000-2002).

7.2.3 Zones d'assèchement de la nappe

Pour mettre en évidence le comportement des niveaux piézométriques simulés dans les zones d'assèchement, nous avons tracé l'évolution des niveaux piézométriques calculés dans les différentes formations aquifères sur une même verticale en deux points.

La premier point se situe à proximité du piézomètre des Ecrennes localisé sur la figure 4.13 (Chapitre 4, section 4.2). D'après la figure 7.12a, la nappe de l'Oligocène est libre et repose sur les marnes vertes et supragypseuses. Les niveaux piézométriques dans les Calcaires de Champigny, dans les marnes infraludiennes et dans l'aquifère de l'Éocène moyen et inférieur sont quasiment identiques. Ceci montre que les calcaires de Champigny sont localement asséchés. On observe dans le détail une différence de quelques centimètres entre les aquifères de l'Éocène. Ceci traduit le fait que la couche des calcaires de Champigny alimente par drainance les couches profondes bien qu'il soit asséché. Cette configuration simule bien la présence d'un aquifère unique qui reçoit par drainance les eaux des aquifères supérieurs dans cette zone.

Le deuxième point se situe au niveau de l'anticlinal de Corbeil (Fig. 7.13a). Entre 1985 et 1988, on observe que l'Éocène inférieur est en charge et alimente les formations sus-jacentes par drainance. Puis à partir de 1988, la hauteur piézométrique de l'Éocène inférieur diminue et la formation des Calcaires de Champigny s'assèche. Le niveau piézométrique passe sous la cote de son substratum, celui-ci se confond avec le niveau piézométrique des marnes infraludiennes (Fig. 7.13b).

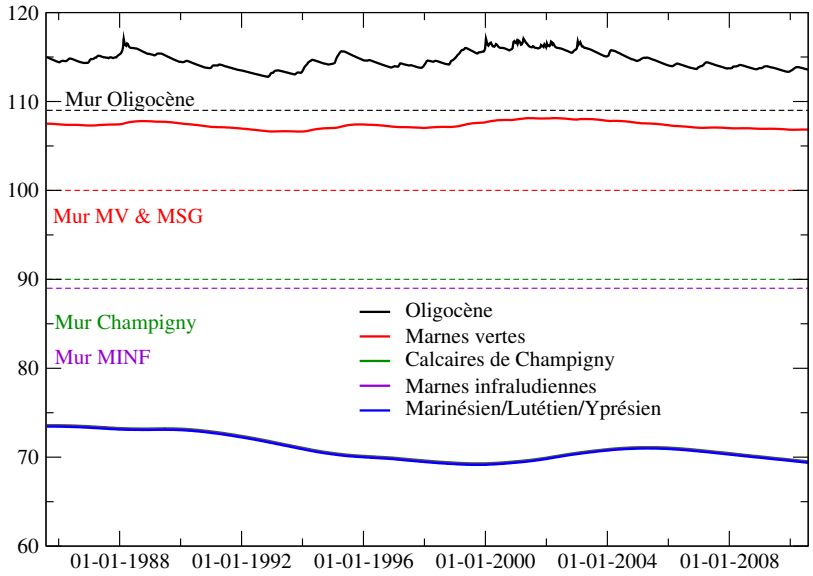


FIGURE 7.12: Représentation des niveaux piézométriques calculés de toutes les formations entre 1986 et 2010 aux Ecrennes. Le substratum de chaque formation est représenté en pointillé.

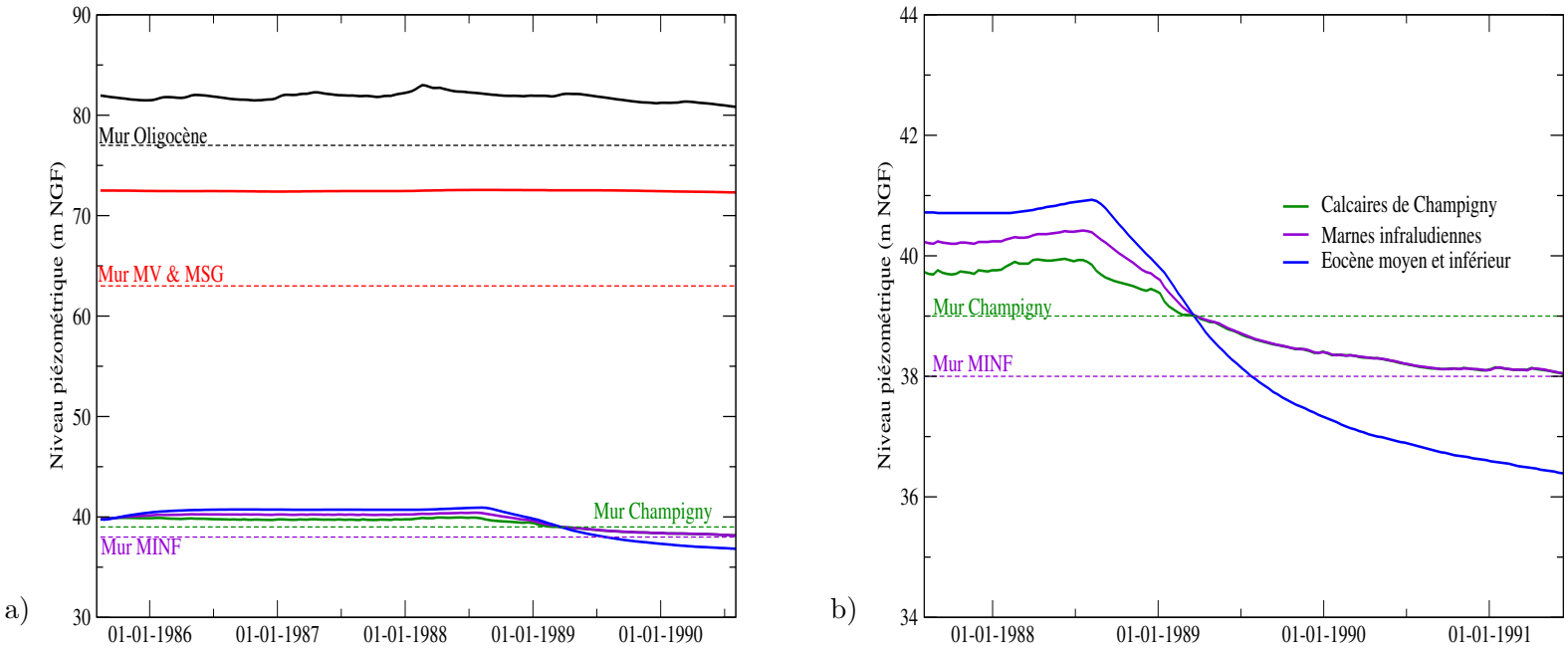


FIGURE 7.13: Représentation des niveaux piézométriques calculés de toutes les formations entre 1985 et 1992 dans l'anticlinal de Corbeil (a). Un zoom représente les niveaux piézométriques de l'Éocène supérieur à celui inférieur entre 1987 et 1992 (b). Le substratum de chaque formation est représenté en pointillé

7.3 Paramètres finaux

Pour le calcul du bilan hydrique, les paramètres renseignés pour chaque fonction production sont détaillés dans l'annexe B.1. Seuls les paramètres hydrodynamiques sont présentés ci-dessous.

7.3.1 Transmissivités

Pour ce qui concerne l'Oligocène, les transmissivités sont comprises entre 1.10^{-4} et $1{,}3.10^{-1}$ $m^2.s^{-1}$ en Brie Française.
Dans la couche des calcaires de Champigny, on peut remarquer trois zones de fortes transmissivités. Dans la basse vallée de l'Yerres et dans la vallée de l'Almont les transmissivités supérieures à 0,04 $m^2.s^{-1}$ permettent de drainer les eaux vers la Seine. Dans la région de Provins les transmissivités supérieures à 0,1 $m^2.s^{-1}$ permettent de drainer les eaux rapidement vers l'exutoire de la Voulzie. Ces fortes transmissivités locales permettent de représenter les zones de circulation rapide liées à la présence de fissures. Dans la partie sud-ouest et nord-est, les valeurs sont comprises entre 1.10^{-3} et 2.10^{-4} $m^2.s^{-1}$.

Les transmissivités des semi-perméables sont comprises entre 4.10^{-9} $m^2.s^{-1}$ et 4.10^{-8} $m^2.s^{-1}$ hormis sur quelques cours d'eau drainés par les marnes vertes et supragypseuses où les valeurs peuvent être jusqu'à 4.10^{-7} $m^2.s^{-1}$.

7.3.2 Échanges entre les formations

Le coefficient de drainance est calculé entre deux couches modélisées à partir de leur perméabilité verticale et de leur épaisseur respective. Les formations semi-perméables étant intercalées entre chaque couche aquifère, ce sont leurs perméabilités verticales qui vont contrôler en majorité les échanges entre les aquifères. Celles-ci sont comprises entre 1.10^{-10} $m.s^{-1}$ et 1.10^{-9} $m.s^{-1}$.

Entre les calcaires de Brie et les marnes vertes et supragypseuses, le coefficient de drainance est compris entre 5.10^{-11} s^{-1} (notamment au nord de l'Yerres où l'épaisseur des marnes vertes et supragypseuses est supérieure à 20 m) et à $3{,}8\ 10^{-9}$ s^{-1} sur la bordure sud-ouest du fait de la diminution des épaisseurs des formations.

Le coefficient de drainance entre les marnes vertes et supragypseuses et la formation sous-jacente des calcaires de Champigny est compris entre $1{,}5\ 10^{-7}s^{-1}$ et $4.10^{-11}s^{-1}$. Le long des zones d'affleurements des marnes vertes et supragypseuses, la perméabilité verticale (comme horizontale) a été fixée uniformément à 1.10^{-7} $m.s^{-1}$ au lieu de 1.10^{-9} $m.s^{-1}$ lorsqu'elles sont sous couverture. On estime que dans ces zones, les marnes vertes et supragypseuses de faibles épaisseurs sont érodées et plus perméables que sur les plateaux.

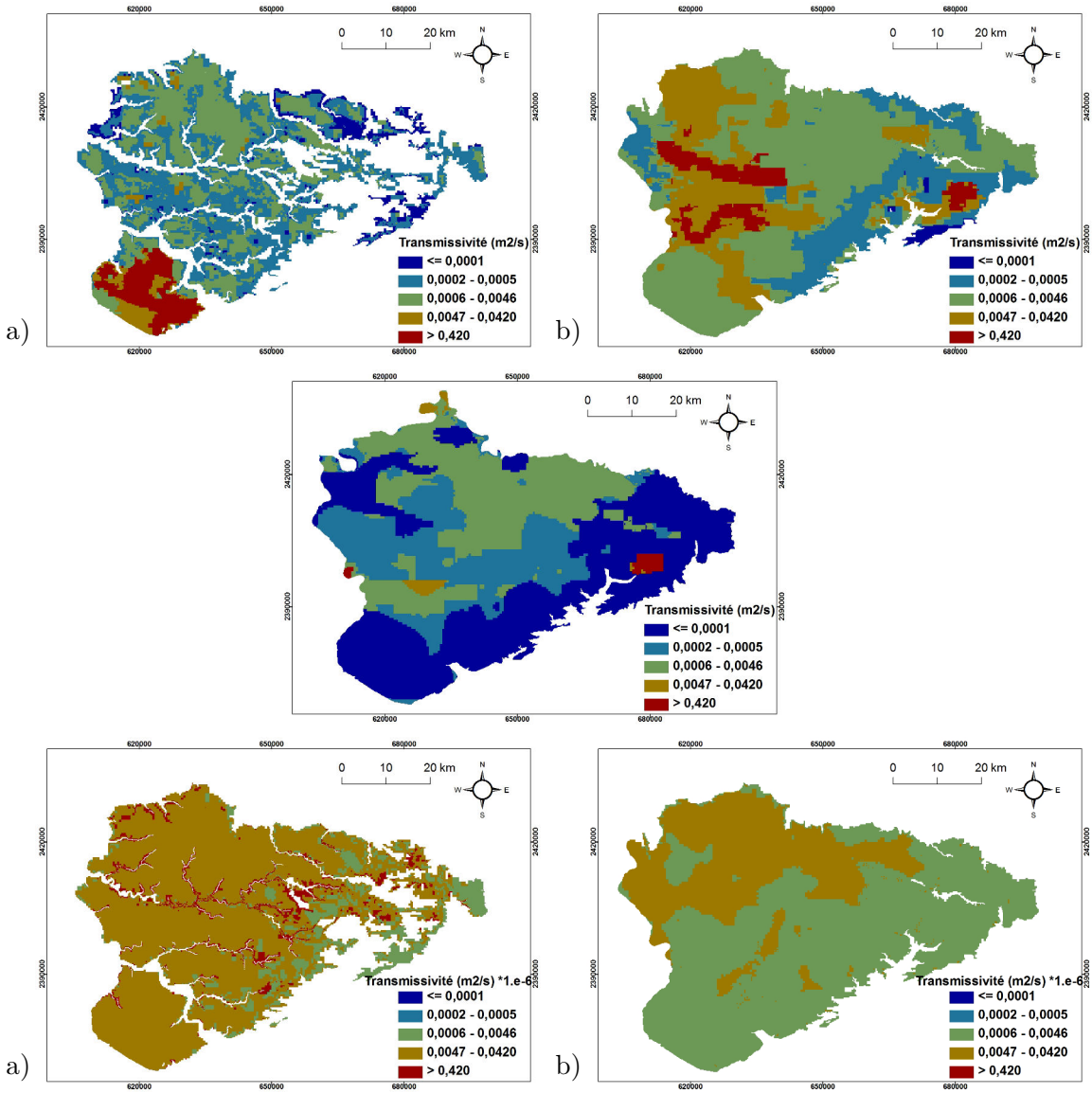


FIGURE 7.14: Distribution de la transmissivité ($m^2.s^{-1}$) pour a) l'Oligocène, b) Marnes vertes et supragyspeuses, c) Calcaires de Champigny, d) Marnes infraludiennes e) Marinésien/Lutétien/Yprésien.

Les coefficients de drainance entre les calcaires de Champigny et les marnes infraludiennes et entre cette même formation et la couche de l'Éocène inférieur sont similaires. C'est la perméabilité des marnes infraludiennes, fixée à 1.0^{-11} m.s^{-1} qui contrôle les échanges entre ces trois couches. Le coefficient de drainance varie ainsi entre 1.10^{-11}s^{-1} à 2.10^{-10}s^{-1}. Dans la région de Provins la drainance a été modifiée pour faciliter les échanges entre les formations de l'Éocène avec un coefficient de 2.10^{-9}s^{-1}.

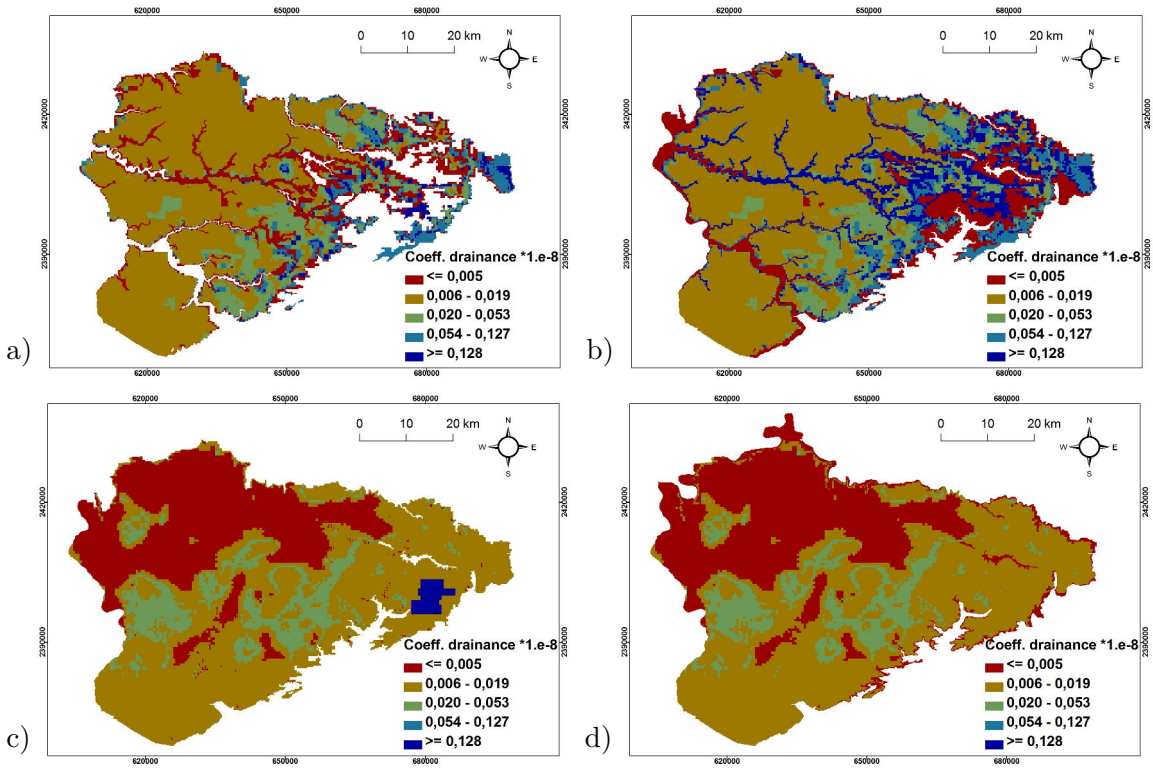


FIGURE 7.15: Distribution du coefficient de drainance (s^{-1}) calculé entre a) l'Oligocène et les marnes vertes et supragypseuses, b) les marnes vertes et les calcaires de Champigny, c) les Calcaires de Champigny et les marnes infraludiennes, d) les marnes infraludiennes et le Marinésien/Lutétien/Yprésien

7.3.3 Coefficient d'emmagasinement et porosité de drainage

Pour l'aquifère de l'Oligocène qui est toujours en situation de nappe libre, la porosité de drainage a été fixée sur les buttes résiduelles des sables de Fontainebleau en Brie Française et dans la forêt de Fontainebleau à 25 % (Fig. 7.16a). Les zones où les argiles à meulières sont présentes ont été affectées d'une porosité de 1,25 % .

L'aquifère des calcaires de Champigny étant pour la majorité à surface libre, c'est la porosité de drainage qui influence les variations piézométriques plus que le coefficient d'emmagasinement dont la valeur a été fixée uniformément à 5.10^{-4}. Dans les zones d'affleurement de la basse vallée de l'Yerres, la porosité de drainage est supérieure à 7 %

(Fig. 7.16b). Dans les vallées de la Seine et de l'Aubetin celle-ci est comprise entre 2 et 4 %. Sous couverture mais toujours en situation de nappe libre, elle est comprise entre 0,6 et 2 %. Dans la région de Provins, zone où l'aquifère du Champigny est confondu avec celui du Lutétien, la porosité de drainage est compris entre 7 et 10 %.

La porosité pour l'Éocène moyen et inférieur est comprise sous couverture entre 1 et 4 %, tandis que sur les zones d'affleurements elle est de 6 % (Fig. 7.16c). Lorsque le calcaire de St-Ouen présente un faciès plus marneux, au nord de la zone modélisée, la porosité de drainage est fixée à 1 %. Lorsque le calcaire de St-Ouen présente un faciès plus calcaire, celle-ci est comprise entre 4 et 5 %. Cependant la nappe de l'Éocène inférieur forme un aquifère unique avec le calcaire de Champigny dans la région de Provins qui devient ensuite captif sur une partie du modèle à l'ouest et donc c'est le coefficient d'emmagasinement qui a été calé dans cette zone (Fig. 7.17). Ces valeurs s'échelonnent entre 1.10^{-4} et 5.10^{-3}. La porosité de drainage des semi-perméables (marnes vertes et supragypseuses et marnes infraludiennes) a été fixée uniformément à 1 % et le coefficient d'emmagasinement à 1.10^{-4}.

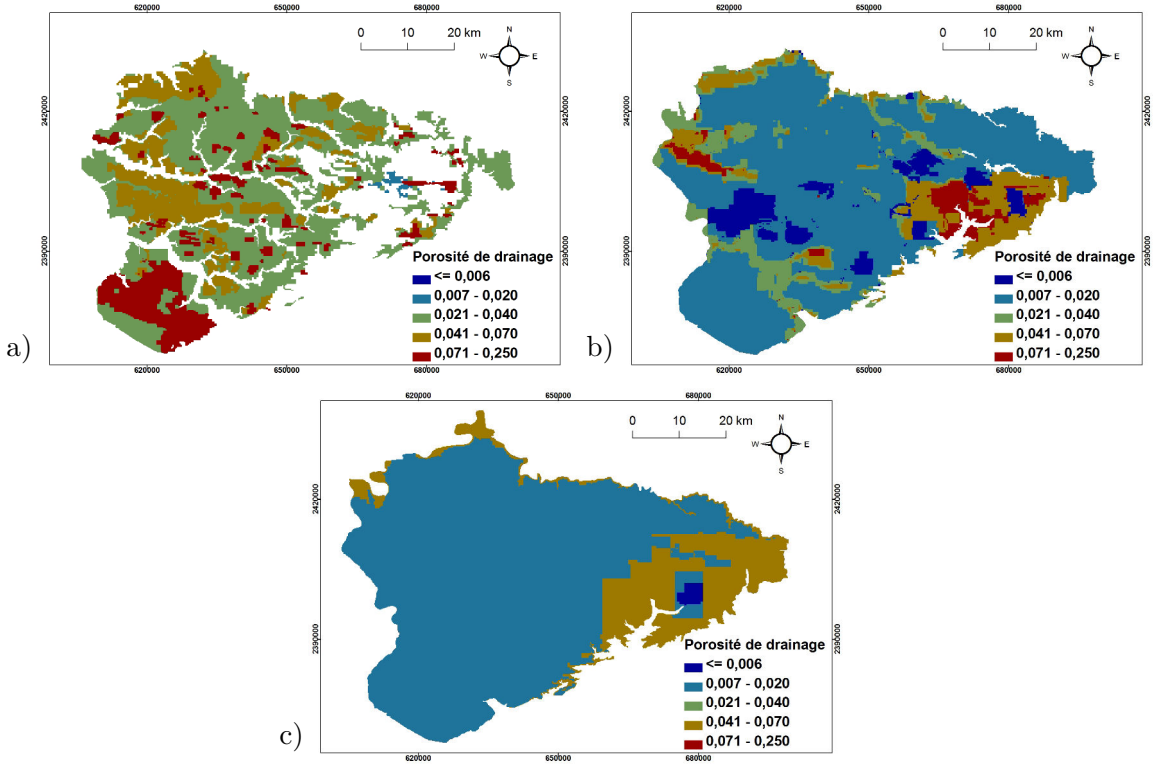


FIGURE 7.16: Distribution de la porosité de drainage pour a) l'Oligocène, b) les calcaires de Champigny c) le Marinésien/Lutétien/Yprésien

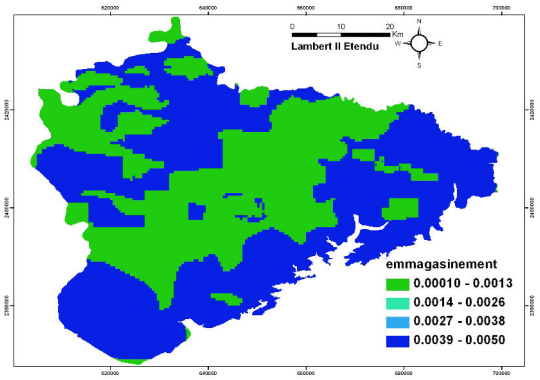


FIGURE 7.17: Coefficient d'emmagasinement de la couche du Mariné-sien/Lutétien/Yprésien

7.3.4 Échanges nappes-rivières

Deux paramètres contrôlent les échanges entre la surface et le domaine souterrain. Le coefficient de transfert Tp ($m^2.s^{-1}$) contrôle les débordements de la nappe sur les zones d'affleurements et les échanges nappes-rivières en rivières. Le paramètre $Qlim$ ($m^3.s^{-1}$), limite les débits s'infiltrant dans la nappe par les rivières.
Sur les zones d'affleurements les coefficients Tp sont fixés pour les semi-perméables à 0,01 $m^2.s^{-1}$, sur les Calcaires de Champigny et de St-Ouen à 0,3 $m^2.s^{-1}$ et sur les calcaires de Brie à 0,015 $m^2.s^{-1}$. En rivière, ce coefficient est ajusté par tronçon en fonction du type de matériau constituant le lit. Ainsi dans la partie médiane de l'Yerres le coefficient de transfert est supérieur à 0,6 $m^2.s^{-1}$ et inférieur à 0,001 $m^2.s^{-1}$ dans la partie aval de l'Yerres lorsque la rivière s'écoule sur les marnes vertes et supragypseuses. De même le paramètre $Qlim$ varie entre 10 et 1.10^{-4} $m^3.s^{-1}$. La valeur la plus élevée étant affectée aux mailles sur lesquelles des gouffres se situent dans le lit de la rivière. Pour les semi-perméables le débit limite varie entre 8 l/s/km à plus de 1000 l/s/km quand ceux-ci sont supposés érodés et de très faibles épaisseurs.

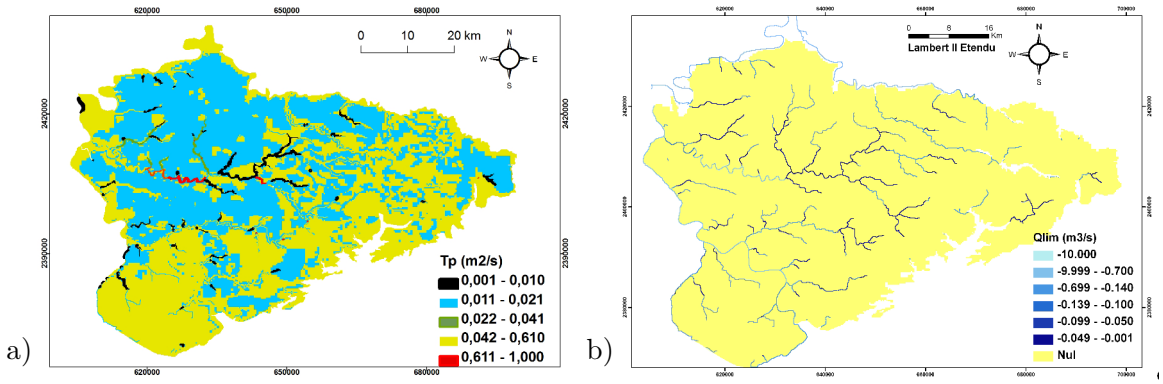


FIGURE 7.18: Distribution du coefficient de transfert pour les mailles affleurantes souterraines et du débit limite pour les mailles rivières

7.3.5 Zone non saturée

L'épaisseur de la zone non saturée est calculée comme la différence entre le niveau piézométrique des nappes phréatiques calculé en régime permanent et la cote topographique.

L'épaisseur de la zone non saturée est inférieure à 2 m sur les plateaux du calcaire de Brie et supérieure à 35 m dans la région de Provins et au sud de Fontainebleau (Fig. 7.19a). La constante de vidange τ est attribuée sur une maille dont le matériau parental fixe les caractéristiques. Nous avons été amené à distinguer une valeur particulière sur les zones recouvertes d'argiles à meulières provenant de l'altération des calcaires de Brie (τ=7 jours).

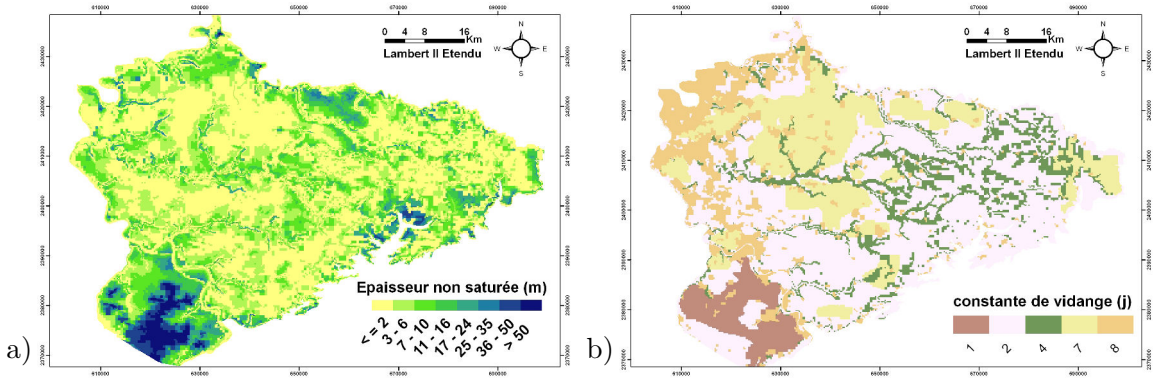


FIGURE 7.19: Distribution de l'épaisseur de la zone non saturée (a) et de la constante de vidange (b) sur le maillage de surface.

7.4 Période de validation

Nous avons choisi d'effectuer une simulation continue entre 1970 et 2011 en considérant la période entre 1970 et 1985 comme la phase de validation. Nous évaluerons la dérive du modèle en comparant les résultats entre 1985 et 2011 à ceux obtenus lors de la phase de calage.

7.4.1 Forçage entre 1970 et 1985

1. *Prélèvements en nappe entre 1970 et 1985.*
   Comme précisé dans le chapitre 4 (section 1.2), on possède une estimation de l'évolution des volumes prélevés dans le secteur de l'agglomération melunaise, dans la partie nord de l'Yerres et dans la partie orientale du bassin de l'Yerres et de l'Almont. Cependant la localisation des ouvrages et les aquifères captés associés est mal connue entre 1970 et 1988.

   Les forages référencés en 1985 ont été comparés à ceux renseignés en 1973-1975 par Berger (1987). Ainsi dans la basse vallée de l'Yerres, le nombre de forages est plus

faible mais le volume prélevé par ouvrage est supérieur. Entre 1971 et 1981, les forages retenus dans le modèle sont ceux référencés dans la figure 7.20. Notons que ceux situés dans la région de Provins n'y sont pas représentés.

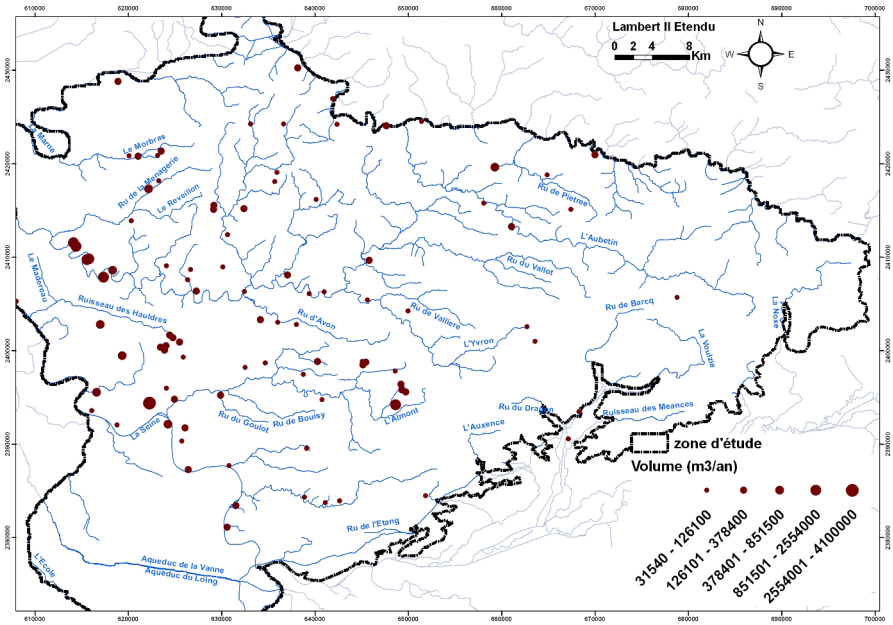


FIGURE 7.20: Prélèvements moyens annuels entre 1973 et 1975 d'après (Rampon, 1967)

2. *Débits rejetés par les stations d'épurations*
   N'ayant pas connaissance ni de la position ni du volume rejeté par les stations d'épuration entre 1970 et 1985, les débits renseignés sont ceux imposés lors de la phase de calage.

7.4.2 Résultats de la phase de validation

7.4.2.1 Débits aux stations hydrométriques

Dans le tableau 7.2 sont renseignés les critères statistiques (critère de Nash, le biais) calculés à chaque station hydrométrique lorsque des données observées étaient disponibles sur la période de validation (1970-1985).

Les critères statistiques se dégradent un peu par rapport à ceux calculés aux stations disponibles pendant la phase de calage. Les volumes simulés ont tendance a être surestimés par rapport à ceux observés sur le bassin de l'Yerres. Cependant les critères de Nash restent supérieures à 0,5 et atteignent même pour certains 0,7 excepté à Crosne où les mesures de débit sont qualifiées de douteuses. Les résultats s'améliorent même pour la station de Blandy-les-Tours sur l'Almont avec une sous-estimation plus faible par rapport à la phase de calage. Les critères statistiques restent faibles dans les bassins versants de petite

superficie et très urbanisés tel que celui du ru de la Brosse, du ru du Gondoire et du ru de Balory. Les stations drainant des bassins versants de superficie inférieure à 60 km^2 ont des critères de Nash faibles et les débits sont souvent sous-estimés.

Station	S_{obs}(km^2)	S_{sim}(km^2)	Données	Nash	Biais	Écart (%)	$\overline{X_{obs}}$	$\overline{X_{sim}}$
L' Yerres (Courtomer -Paradis)	429	434	713	0.61	0.37	17	1.6	1.95
L' Yerres (Courtomer)	427	432	4589	0.7	0.58	26	1.59	2.17
L' Yerres (Ozouer-le-Voulgis)	794	770	2680	0.58	1.55	23	2.07	3.7
L'Yerres (Évry-Grégy)	882	874	252	0.52	-0.06	1.3	4.27	4.33
L' Yerres (Yerres)	889	1007	1308	0.58	-0.7	-11	6.83	6.13
L' Yerres (Crosne)	991	1016	2556	0.036	2.08	32	3.42	5.5
Ru du Réveillon (Férolles-Atilly)	55	54	3647	0.25	-0.08	-26	0.38	0.3
Almont (Blandy)	186	181	952	0.61	0.07	6.5	0.77	0.82
Ru des Hauldres (Vignes)	53	53	4390	0.15	-0.04	-24	0.22	0.18
Ru des Hauldres (Parc)	46	45	1326	0.36	-0.06	-23	0.33	0.27
Ru de Balory	30	40	2645	0.1	0.007	4	0.18	0.187
Ru de la Brosse (Saint-Martin)	24	23	2120	0.01	-0.05	-30	0.16	0.11
Ru du Gondoire (Gouvernes)	20	19	2201	0.04	-0.01	-11	0.13	0.12

TABLE 7.2: Résultats des critères statistiques pour les débits aux stations hydrométriques calculés au pas de temps journalier sur la période de validation : le critère de Nash, biais (m^3.s^{-1}), écart relatif entre les volumes calculés et observés (%), moyenne des débits observées ($\overline{X_{obs}}$) et mesurées ($\overline{X_{sim}}$)

On observe comme pendant la phase de calage, une tendance à sous-estimer certains pics de crues et à surestimer les débits en période d'étiage.

Le modèle est très réactif lors des premières précipitations d'automne sous l'effet du ruissellement, tandis que les pics de crues sont sous-estimés après plusieurs successions pluvieuses (Fig. 7.21). Nous attribuons cette réactivité du système au drainage agricole qui est représenté de manière très sommaire dans le modèle. En effet celui-ci est assimilé à du ruissellement, qui est fonction de la valeur du paramètre FN. Renseigné faible pour les zones agricoles drainées, le ruissellement est donc privilégié mais celui-ci ne peut être assimilé à un écoulement de subsurface. Une modification des paramètres (CQR, FN, QRMAX) ne nous a pas permis d'améliorer les résultats. Les critères calculés entre 1985 et 2011 (Tab. 7.3) sont similaires à ceux estimés pendant la phase de calage. Notons que les débits de l'Almont sont mieux simulés avec un critère de Nash passant de 0,4 lors de la phase de calage à 0,58.

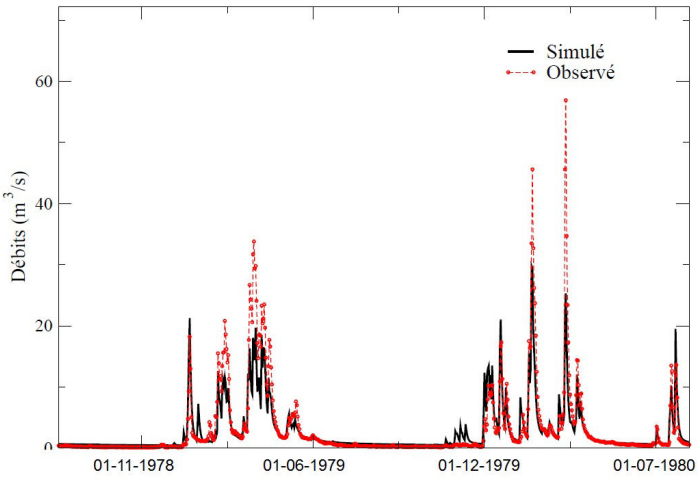


FIGURE 7.21: Comparaison du débit simulé et observé de l'Yerres à Ozouer-le-Voulgis entre 1978 et 1980

Station	S_{obs}(km^2)	S_{sim}(km^2)	Données	Nash	Biais	Écart(%)	$\overline{X_{obs}}$	$\overline{X_{sim}}$
L'Yerres (Courtomer-Paradis)	400	434	7777	0.69	0.13	8	1.44	1.56
L'Yerres (Boussy-St-Antoine)	902	901	1449	0.57	0.12	7	1.73	1.87
L'Yerres (Yerres)	940	1007	1870	0.38	1.58	-35	5.98	4.4
L'Yerres (Évry-Grégy)	882	874	1450	0.7	-0.15	-5	3.46	3.31
Almont (Blandy)	470	181	7800	0.48	-0.05	-15	0.56	0.48
Ru du Réveillon (Férolles-Atilly)	55	54	7491	0.26	-0.04	-18	0.28	0.23
Ru de la Brosse (Saint-Martin)	24	23	4153	0.03	-0.03	-48	0.1	0.06
Ru du Gondoire (Gouvernes)	20	19	7088	0.4	-0.02	-14	0.1	0.095

TABLE 7.3: Résultats des critères statistiques pour les débits aux stations hydrométriques calculés au pas de temps journalier sur la période de 1985 à 2011 : le critère de Nash, biais (m^3.s^{-1}), écart relatif entre les volumes calculés et observés (%), moyenne des débits observées ($\overline{X_{obs}}$) et mesurées ($\overline{X_{sim}}$)

7.4.2.2 Chroniques piézométriques

Les critères statistiques tel que le biais, la RMSE et le coefficient de corrélation (Chapitre 7, section 1.4) ont été calculés pour chaque piézomètre sur la période de validation (Fig. 7.22a à 7.22c). La RMSE moyenne sur la période est de 2,4 m et le biais de 1,1 m.

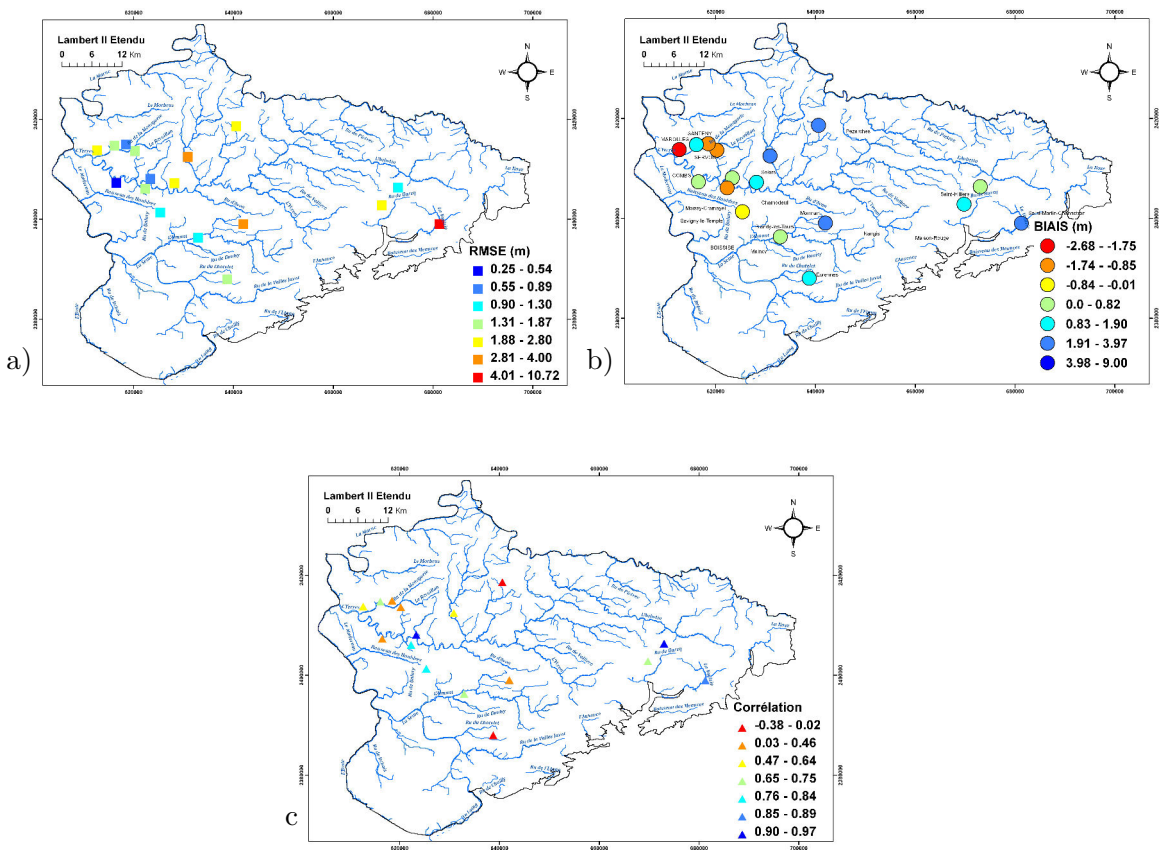


FIGURE 7.22: Distribution des RMSE (a), des biais (b) et du coefficient de corrélation (c) calculés sur les niveaux piézométriques simulés et observés entre 1971 et 1985

On constate comme pour la phase de calage, une sur-estimation des niveaux piézométriques simulés du centre à l'est de la zone modélisée. La RMSE est majoritairement supérieure à 2 m avec un biais pouvant aller jusqu'à 4 m tel qu'à Saint-Martin-Chennetron. Dans la partie nord-ouest du modèle, les niveaux sont légèrement sous-estimés avec une RMSE ne dépassant pas les 2 m et un biais compris entre -2,6 et 0,82 m. La corrélation des chroniques piézométriques simulées est plus faible que lors de la phase de calage puisqu'elle ne dépasse les 0,84 sauf à Évry-Grégy-Sur-Yerres et à Rupereux.

Dans l'ensemble, l'évolution des niveaux piézométriques calculés entre 1971 et 1985 est cohérente avec celle observée (Fig. 7.23a et d). Globalement sur la période de 1970 à 1980, le modèle a tendance à sous-estimer les niveaux piézométriques dans la partie ouest comme on peut le remarquer à Montereau-sur-le-Jard (Fig. 7.23c) et à Évry-Grégy-sur-l'Yerres (Fig. 7.23b) et les sur-estimer à l'est comme à Rupereux (Fig. 7.23d).

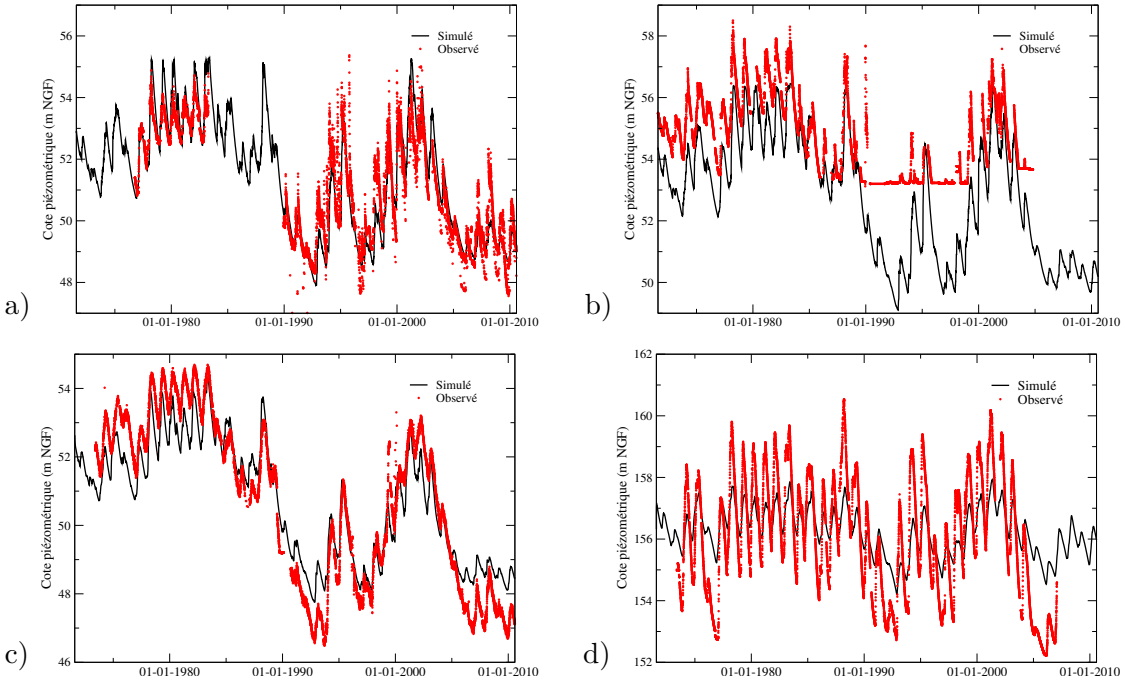


FIGURE 7.23: Hauteurs piézométriques simulées et observées entre 1970 et 2010 à Brie-Conte-Robert (a), à Évry-Grégy-Sur-Yerres (b), à Montereau-sur-le-Jard (c) et à Rupereux (d)

L'origine de ces différences peut-être multiple :

- l'évaluation des prélèvements à partir des rapports rédigés entre 1969 et 1992. La répartition à la fois géographique et par aquifère est sujette à caution.
- le nombre de gouffres en plateaux. Dans les années 70, il en était référencé 70 contre 42 actuellement.
- le changement d'occupation du sol entre 1970 et 1985 qui modifie le calcul du bilan hydrique et donc l'évaluation de la recharge des aquifères.
- les gouffres ponctuels en rivières. Leur positionnement est très variable et dépend des aménagements des rus et du transport sédimentaire.

L'évolution des niveaux piézométriques entre 1985 et 2011 après la phase de validation représentée sur les figures 7.23a à 7.23d semble être similaire à celle calculée durant la simulation de calage. Pour le vérifier on a comparé les niveaux piézométriques calculés à ceux observés pour la simulation entre 1985 et 2011 après la phase de validation et pour la simulation de calage. Ainsi on pu identifier que près de la moitié des chroniques piézométriques se sont dégradées entre 1985 et 2011 par rapport à la phase de calage. Il y a donc bien une légère dérive du modèle à l'issue de la phase de validation.

Les figures 7.25a et 7.25b représentent les niveaux piézométriques des niveaux aquifères entre 1970 et 2010 au cours du temps dans la fosse de Melun et à Combs-la-Ville

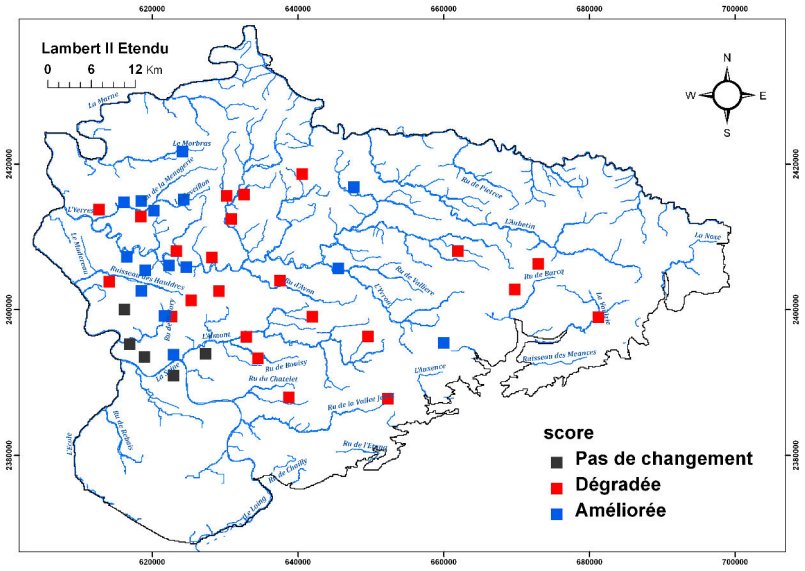


FIGURE 7.24: Évaluation de l'impact de la phase de validation sur les chroniques piézométriques entre 1985 et 2011 par rapport à celles obtenues durant la phase de calage

dans la basse vallée de l'Yerres. On observe que la nappe de l'Éocène moyen et inférieur (Marinésien/Lutétien/Yprséien) est captive (Fig. 7.25a). A partir de 1988 son niveau piézométrique baisse d'environ 3 m dû à l'augmentation des prélèvements initiée deux ans auparavant. Les variations annuelles sont très faibles notamment dans la basse vallée de l'Yerres puisque cette nappe est séparée de la nappe des Calcaires de Champigny par 15 m de marnes infraludiennes (Fig. 7.25b), contrairement pour l'aquifère des calcaires de Champigny, pour lequel les fluctuations sont saisonnières notamment lorsqu'elle affleure dans la basse vallée de l'Yerres.

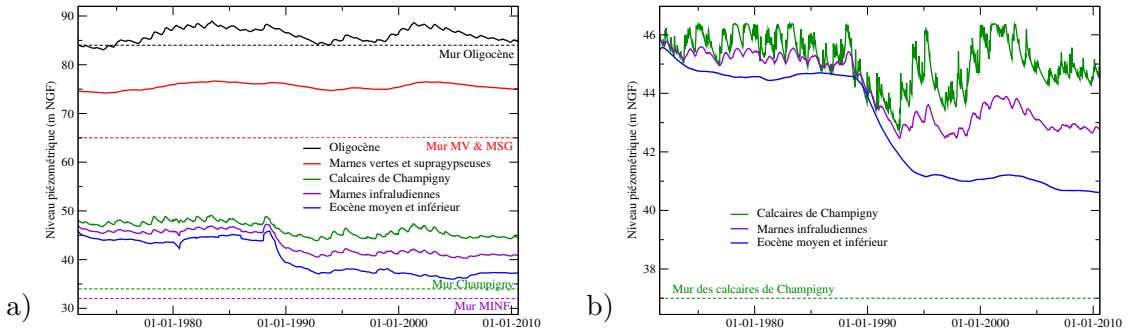


FIGURE 7.25: Évolution entre 1970 et 2011 des niveaux piézométriques simulés a) près du forage 02582X0190 dans la Fosse de Melun b) près de Combs-la-Ville dans la basse vallée de l'Yerres. Les substratum de chaque formation est représenté en pointillé.

7.5 Discussion

Deux causes d'incertitudes importantes rendent difficile l'ajustement des paramètres permettant de reproduire au mieux le fonctionnement de la nappe.

D'une part celle liée à la nappe de l'Oligocène car son fonctionnement est très mal connu en Brie Française. Les paramètres hydrodynamiques de la nappe des calcaires de Brie ne peuvent être réellement calés car il n'existe pas de carte de référence. De plus les nombreuses variations verticales et horizontales du faciès (calcaires silicifiés, argiles à meulières) engendrent des hétérogénéités des paramètres à l'échelle du bassin et dont on ne sait pas estimer les conséquences.
Cette nappe sert de "château d'eau" à la nappe des Calcaires de Champigny. Les variations du niveau piézométrique de la nappe des calcaires de Brie contrôlent la drainance de l'eau à travers les marnes vertes et supragypseuses et donc la réalimentation de la nappe sous-jacente.
De plus, les nombreuses lignes de sources qui se forment sur les flancs des vallées contribuent à alimenter les rivières. Ce débit influencera la quantité d'eau échangée entre les rivières et les calcaires de Champigny en aval du bassin.

D'autre part, les débits en rivières sont influencés par la présence de gouffres ponctuels dans les cours d'eau. Leur fonctionnement dans le temps est variable à cause des mécanismes de colmatage naturel ou artificiel. Ainsi les volumes engouffrés sont très difficiles à estimer et ne peuvent être comparés à ceux qui sont modélisés. Il peut en résulter une mauvaise estimation des débits en rivières et donc des échanges nappes-rivières.

La conceptualisation et la paramétrisation ainsi mises en œuvre permettent toutefois d'obtenir des résultats cohérents malgré la complexité de l'hydrosystème modélisé et de ses particularités. Cependant, le calage du modèle aurait été certainement amélioré si l'on avait pu disposer de meilleures connaissances de la nappe de l'Oligocène et de mesures de débits en rivières continues en plusieurs endroits dans les différents bassins (Yerres, Almont, Aubetin).

Chapitre 8

Fonctionnement hydrodynamique du système

L'objectif de ce chapitre est de décrire le fonctionnement global du système aquifère à partir des simulations effectuées sur la période de calage et sur la période de validation par la présentation du bilan hydrique de surface et du bilan global de l'hydrosystème. On s'attache particulièrement à décrire les échanges entre le domaine de surface et le domaine souterrain. La réactivité de la nappe face à une modification des prélèvements est détaillée à la fin de ce chapitre.

Sommaire

8.1 Bilan hydrique 135
8.1.1 Bilan de surface 135
8.1.2 Impact des gouffres de plateau sur la recharge de la nappe 139
8.2 Fonctionnement du système aquifère : bilan général 140
8.3 Échanges surface-souterrain 144
8.4 Impact des prélèvements sur la nappe 147
8.4.1 Concernant les débits aux stations hydrométriques 149
8.4.2 Concernant la piézométrie de l'Éocène 149
8.5 Synthèse 152

8.1 Bilan hydrique

8.1.1 Bilan de surface

Pour chaque maille de surface, le bilan hydrique est calculé par le module de surface MODSUR. On peut connaître ainsi la lame d'eau moyenne infiltrée et ruisselée entre 1971 et 2011 (Fig. 8.1a à Fig. 8.1c). La pluie efficace annuelle moyenne sur cette période est de 169 mm.an^{-1} avec une infiltration de 104 mm.an^{-1} et un ruissellement de 65 mm.an^{-1}.

L'infiltration est en moyenne comprise entre 80 et 120 mm.an^{-1} sur les zones agricoles (Fig. 8.1a). Dans les zones de forêts elle est comprise entre 160 mm.an^{-1} en Brie Humide et 140 mm.an^{-1} en Brie Française. Dans la partie est, zone d'affleurement des calcaires de Champigny, l'infiltration varie de 168 à 180 mm.an^{-1}. Le ruissellement est favorisé

au dépend de l'infiltration sur les affleurements des marnes vertes (Fig. 8.1b), dans les zones urbaines (entre 120 et 160 mm.an^{-1}) et sur les zones agricoles drainées (de 41 à 80 mm.an^{-1}).

L'évapotranspiration réelle représente plus des trois quarts des précipitations (Fig. 8.2) et, de ce fait, moins d'un quart de la pluie contribue à la lame disponible aux écoulements (infiltration, ruissellement). Au cours du temps, la variabilité de la recharge dépend de la variation de la pluviométrie mais aussi du stock d'eau issu de la recharge de l'année précédente.

Près de 73 % de la recharge par infiltration a lieu sur l'Oligocène, 5 % à partir des marnes vertes et supragypseuses, 17 % par les calcaires de Champigny, 5 % par les zones d'affleurements de l'Éocène moyen et inférieur. Il n'y a pas d'infiltration sur les marnes infraludiennes qui n'affleurent pas.

Le transfert à travers la zone non saturée induit un retard temporel de l'infiltration mais ne modifie pas les volumes d'eau transmis aux différentes formations. Ainsi à l'échelle annuelle, la différence entre les flux d'eau entrant et sortant de la zone non saturée est faible.

Sur la figure 8.3 on constate trois grandes périodes de faible recharge : 1971 à 1976, de 1989 à 1993 et de 2003 à 2010. Les périodes de forte recharge se situent entre 1977 et 1984 et entre 1997 et 2002.

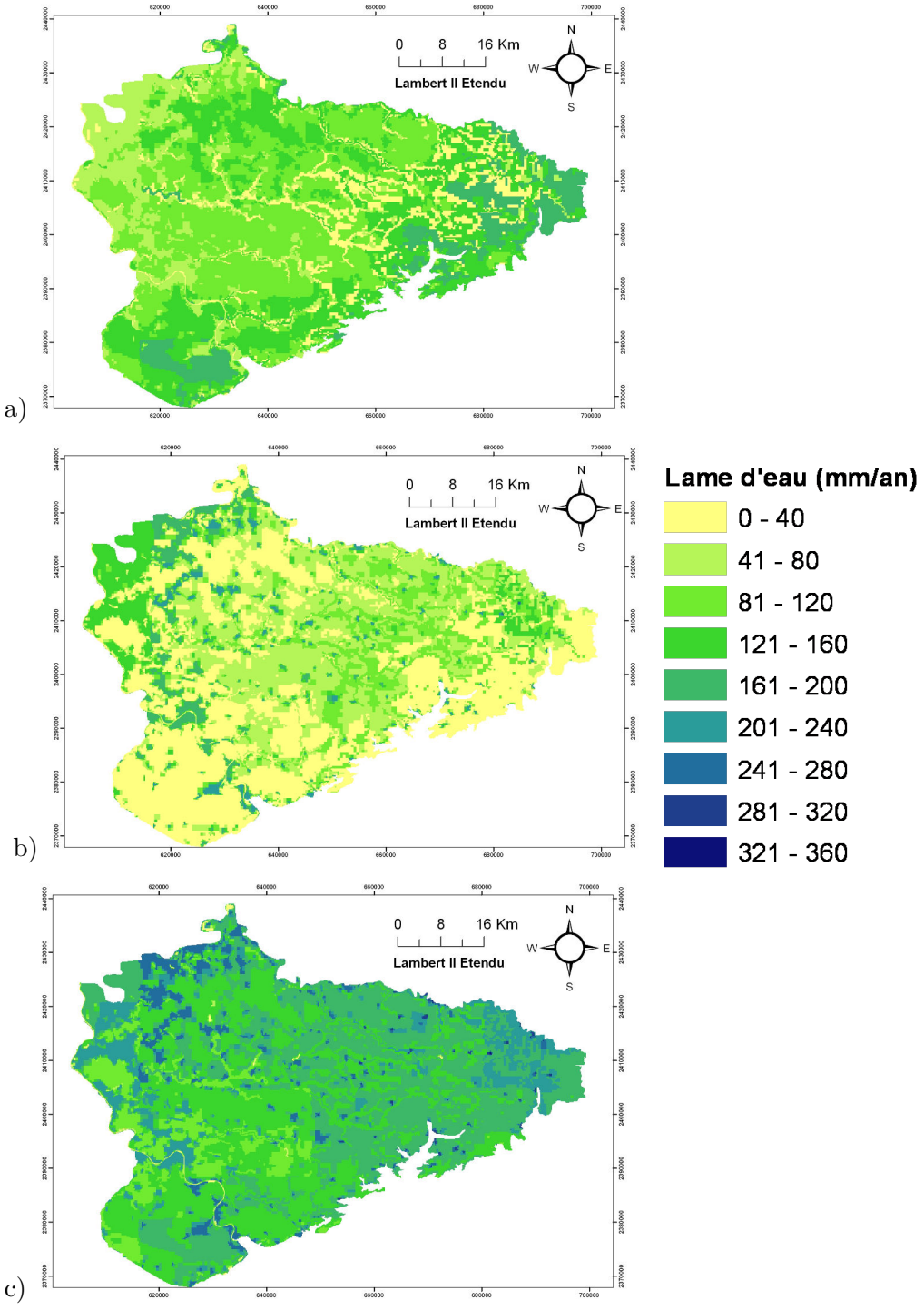


FIGURE 8.1: Spatialisation du bilan hydrique de surface. Lame d'eau annuelle moyenne entre 1971 et 2009 en mm.an^{-1} : a) l'infiltration, b) le ruissellement, c) la recharge efficace

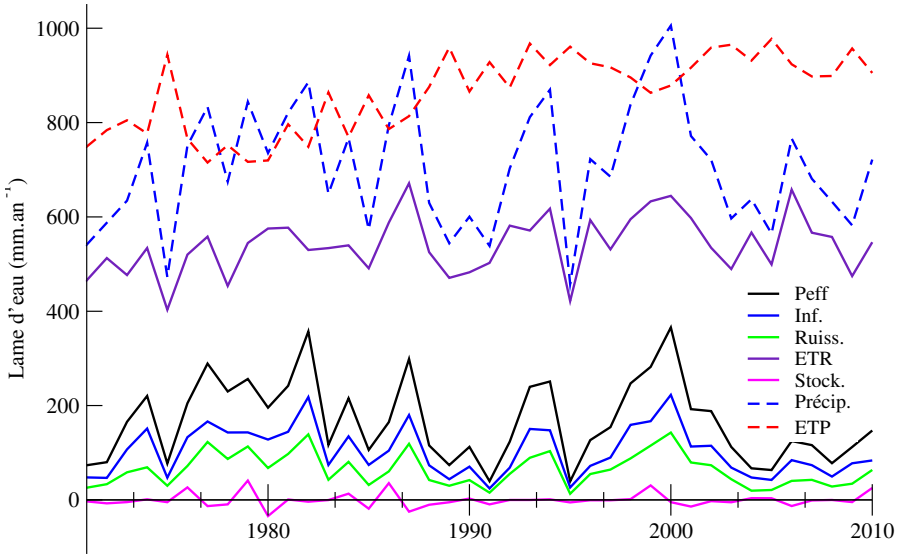


FIGURE 8.2: Bilan hydrique sur l'ensemble de la zone d'étude entre 1971 et 2010. Les lames d'eau en mm/an sont la pluviométrie (Précip), l'évapotranspiration potentielle (ETP), la pluie efficace (P_{eff}), l'évapotranspiration réelle (ETR), l'infiltration (Inf.), la lame d'eau ruisselée (Ruiss.) et celle stockée (Stock.).

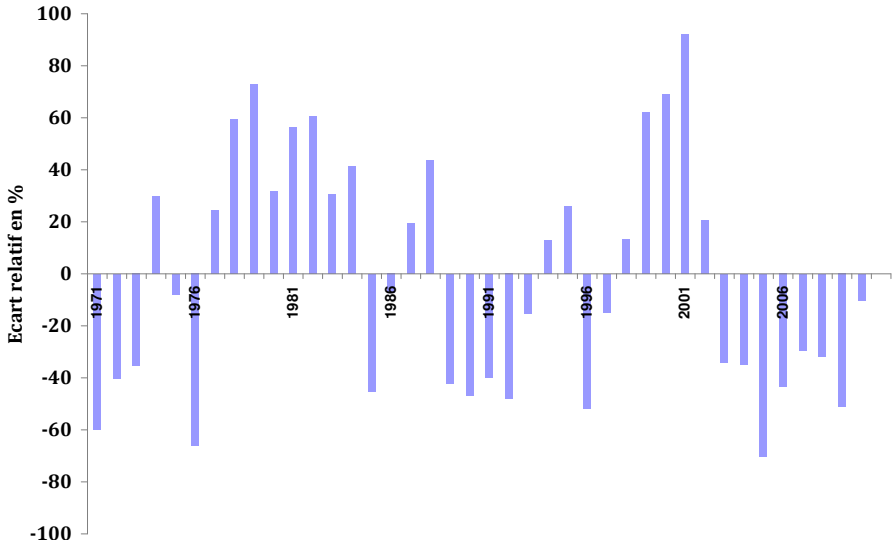


FIGURE 8.3: Écart relatif (%) de la pluie efficace annuelle par rapport à la moyenne calculée entre 1971-2011 (168 mm.an^{-1}).

8.1.2 Impact des gouffres de plateau sur la recharge de la nappe

Pour déterminer l'impact des gouffres sur le bilan hydrique, on compare les volumes ruisselés et infiltrés sur l'ensemble de la superficie du domaine entre une simulation avec ou sans gouffres. L'infiltration augmente lorsqu'on modélise des gouffres au détriment du ruissellement qui diminue (Fig. 8.4a). En moyenne entre 1971 et 2010, l'infiltration augmente de 1,21 % pour une lame d'eau de 105 mm.an^{-1} et le ruissellement diminue de 2,35 % pour une lame d'eau de 54 mm.an^{-1} (Fig. 8.4b). Ce changement de distribution de la recharge peut paraître faible en regard de l'ensemble du volume d'eau s'écoulant sur le bassin mais le nombre de gouffres de plateaux modélisés est faible (< à 100) et localisés principalement en tête de bassin donc interceptant une faible lame d'eau ruisselée.

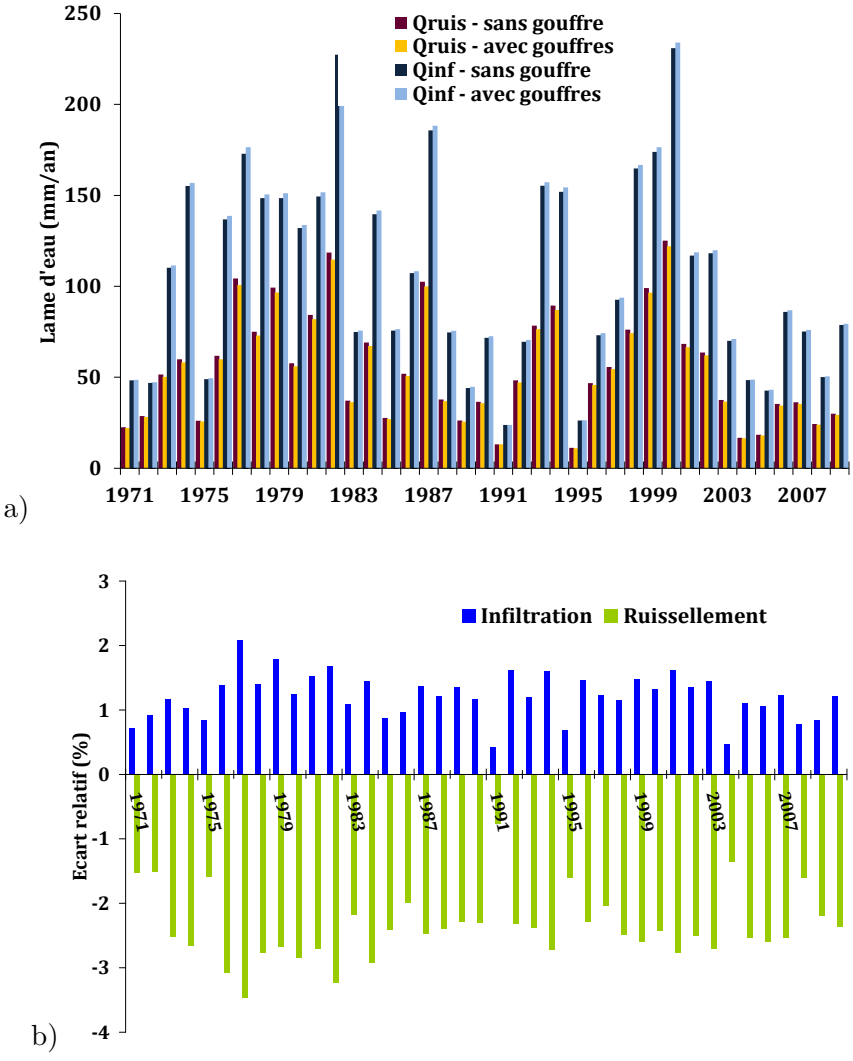


FIGURE 8.4: Comparaison de la répartition de la recharge sur l'ensemble du domaine entre une simulation sans et avec gouffres. a) Lames d'eau ruisselées et infiltrées en mm.an^{-1}, b) Écart relatif (%) des volumes infiltrés et ruisselés par année hydrologique.

8.2 Fonctionnement du système aquifère : bilan général

Le schéma 8.5 représente les différents postes du bilan en terme de volume moyen annuel échangé dans le système sur la période de validation.

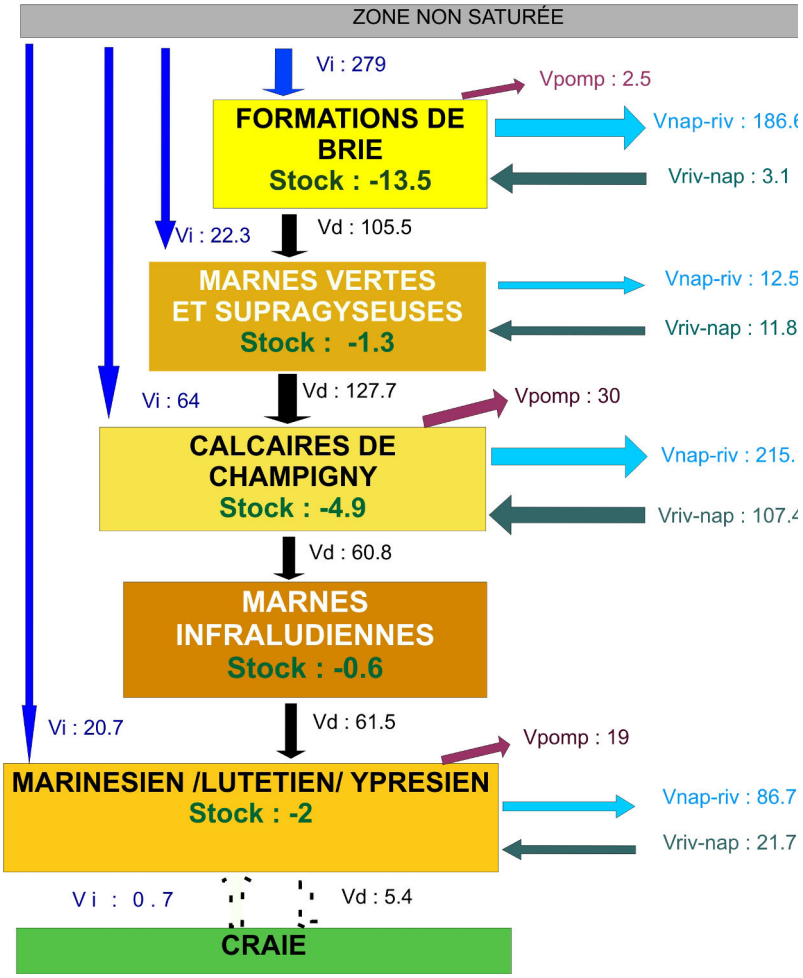


FIGURE 8.5: Bilan en $Mm^3.an^{-1}$ sur l'ensemble de la zone d'étude entre 1971 et 2011. V_i : volume provenant des zones d'affleurements, V_{pomp} : volume pompé, $V_{nap-riv}$ volume sortant par les rivières, $V_{riv-nap}$ volume échangé entre les rivières et les nappes, V_d : volume échangé par drainance descendante, V_{stock} volume d'eau déstocké (< 0) ou stocké dans l'aquifère (> 0).

Sur la période de validation, les infiltrations sur les zones d'affleurement représentent 94 % du volume d'eau total entrant dans l'aquifère de l'Oligocène alors que seulement 1 % provient de l'eau des rivières. Le complément provient du déstockage de l'eau de l'aquifère. Plus de 63 % de cette eau sont drainés par les cours d'eau, moins de 1 % sont prélevés et 36 % sont drainés vers la formation des marnes vertes et supragypseuses ce qui représente plus de 75 % des entrées d'eaux.

Pour la formation des marnes vertes et supragypseuses, près de 8 % de l'eau proviennent des rivières et tout autant sont drainées par elles. Près de 90 % de l'eau sont drainés de cette

formation vers les calcaires de Champigny pour lesquels cette entrée d'eau ne représente que 42 %.

Les infiltrations sur les zones d'affleurement des calcaires de Champigny ne représentent que 21 % et les rivières contribuent à alimenter cette formation pour 35 %. Près de 70 % sont drainés par les rivières, 20 % par drainance vers les marnes infraludiennes et près de 10 % exporté par prélèvement anthropique. Ramené à la superficie de l'aquifère, l'alimentation par drainance des calcaires de Champigny est de 1,35 l/s/km^2.
Les marnes infraludiennes sont le lieu d'écoulements essentiellement verticaux, avec un stockage quasi nul.

Sur l'ensemble des entrées d'eau dans la couche de l'Éocène moyen et inférieur, l'infiltration contribue pour 19 %, la drainance verticale en provenant des marnes infraludiennes pour 58 % et l'eau issue des rivières pour 20 %. Près de 82 % des flux d'eau sortants s'effectuent par drainage par les rivières et 12,5 % par les prélèvements. Des échanges constants dans le temps entre l'Éocène inférieur et la Craie ont lieu. Ils sont globalement descendants (5,4 Mm^3.an^{-1}) notamment le long des bords de la cuesta d'Île-de-France et dans la région de Provins. La part des flux ascendants (0,7 Mm^3.an^{-1}) s'effectue plus particulièrement le long de la Seine et dans la fosse de Melun.

Le système est alimenté à 70 % par l'infiltration des eaux météoriques sur les zones affleurantes et à 26 % par l'infiltration à partir des rivières. Plus de 90 % de cette eau sont drainés par les cours d'eau, 9 % sont prélevés pour les divers usages et en moyenne le stock des aquifères diminue de 4 % sur la période considérée.

Le bilan du fonctionnement de l'hydrosystème réalisé sur l'emprise des bassins d'alimentation des captages (BAC) de la fosse de Melun (FDM) et de la basse vallée de l'Yerres (BVY) est présenté sur la figure 8.6b. La délimitation des BAC établie par Reynaud (2008) selon la méthodologie définie par Vernoux et al. (2007) ne suit pas forcément le tracé des bassins souterrains hydrogéologiques notamment à l'ouest le long de la frontière entre le BAC de la fosse de Melun et le BAC de la basse vallée de l'Yerres (Fig. 8.6a). Des échanges horizontaux aux frontières des BAC ont lieu sur chacune des formations. Ils seront pris en compte dans le calcul du bilan sous le terme V_{lim}.

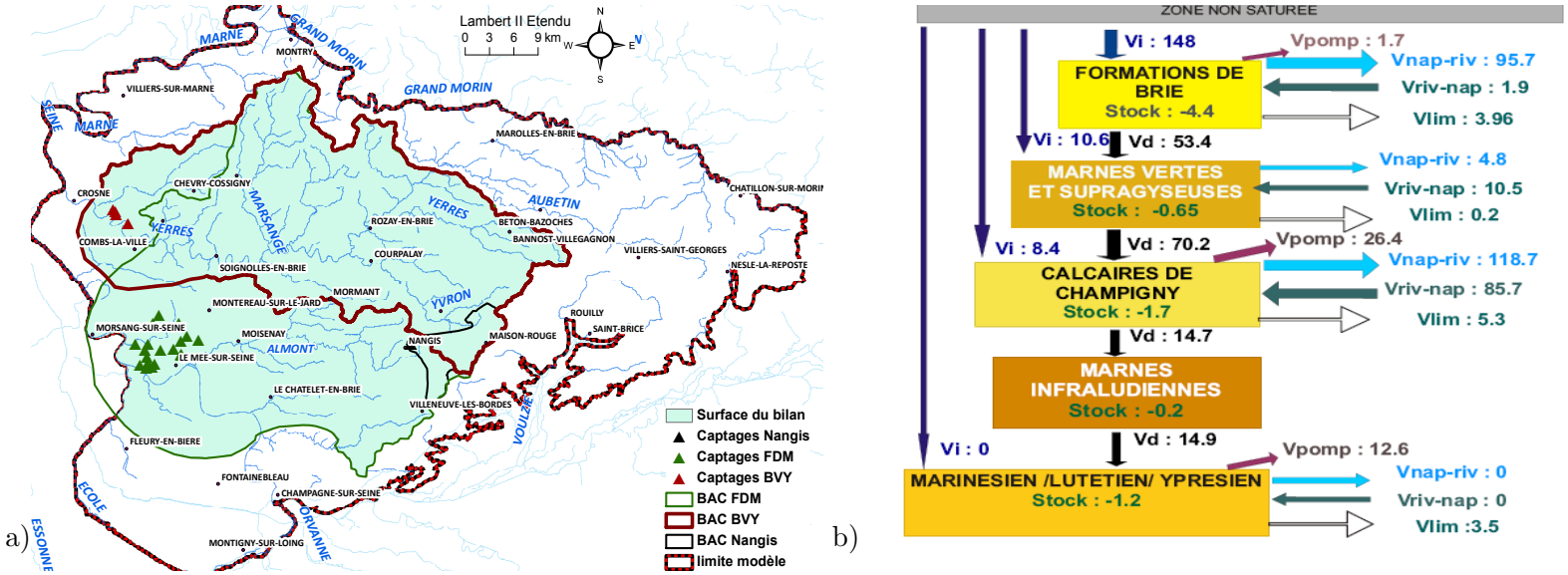


FIGURE 8.6: a) Surface correspondant à l'ensemble la superficie des BAC de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres, b) Bilan en $Mm^3.an^{-1}$ entre 1971 et 2011. V_i : volume provenant des zones d'affleurements, V_{pomp} : volumes pompés par les forages, $V_{nap-riv}$: volume sortant par les rivières, $V_{riv-nap}$: volume entrant quand la rivière alimente la nappe, V_d : volume échangé par drainance descendante, $V_{stock}>$ volume stocké (>0) ou destocké (<0) dans l'aquifère, V_{lim} : bilan des volumes échangés aux limites horizontales de la zone étudiée.

Pour une lame d'eau infiltrée moyenne équivalente (105 mm.an^{-1}), la drainance descendante vers les marnes vertes de 1,20 l/s/km^2 est plus faible que sur l'ensemble du secteur modélisé. L'alimentation par les rivières est plus importante sur l'emprise des BAC avec une contribution annuelle des pertes en rivières de 14 % pour les marnes vertes et supragypseuses et de 52 % pour les calcaires de Champigny. Sur cette emprise des BAC, l'interaction entre les nappes et les eaux superficielles est plus élevée. La vulnérabilité du système aquifère est donc plus importante dans ce secteur. Sachant que l'écoulement de l'eau est essentiellement monodimensionnel sub-vertical dans les marnes vertes et supragypseuses, on peut donc supposer qu'une partie de l'eau s'infiltrant par les rivières dans les zones où cette formation est érodée alimentera par la suite par drainance les calcaires de Champigny. Donc le pourcentage réel de la contribution de l'infiltration des rivières est en fait supérieur à 52 %.

La contribution des rivières évolue au cours du temps. Ainsi sur l'ensemble du domaine, les rivières contribuent en moyenne annuelle pour 35 % à l'alimentation du Champigny, 8 % pour les marnes vertes et supragypseuses, moins de 1 % pour l'Oligocène et 21 % pour l'Éocène inférieur et moyen. Cependant lors des années sèches la contribution des rivières augmente en moyenne de 25 % pour le Champigny et de 13 % pour l'Éocène inférieur et moyen (Fig. 8.7a).

On remarque que la distribution de l'apport des rivières à partir des marnes vertes est inversée par rapport à celle des aquifères. La contribution des rivières est plus forte durant les années de fortes recharges (1996-1998, 2000-2002). Le pourcentage de contribution de l'infiltration des rivières est estimé par le rapport du volume issu de l'infiltration des rivières sur le volume total entrant dans la formation (tenant compte aussi du volume issu de la drainance descendante). L'inversion du sens de contribution entre une année humide et sèche pour les semi-perméables est dû à une modification du rapport entre les deux principales recharges.

Ces mêmes tendances pour les différentes formations sont observables notamment sur l'emprise du BAC de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres (Fig. 8.7b).

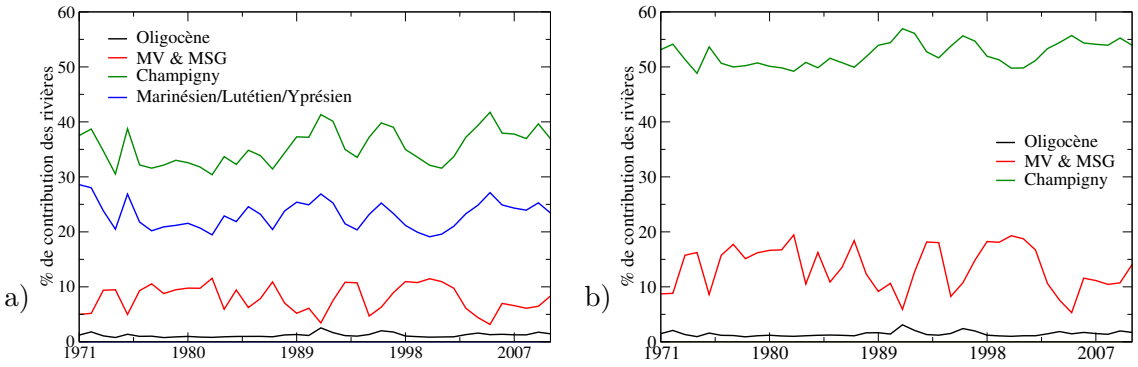
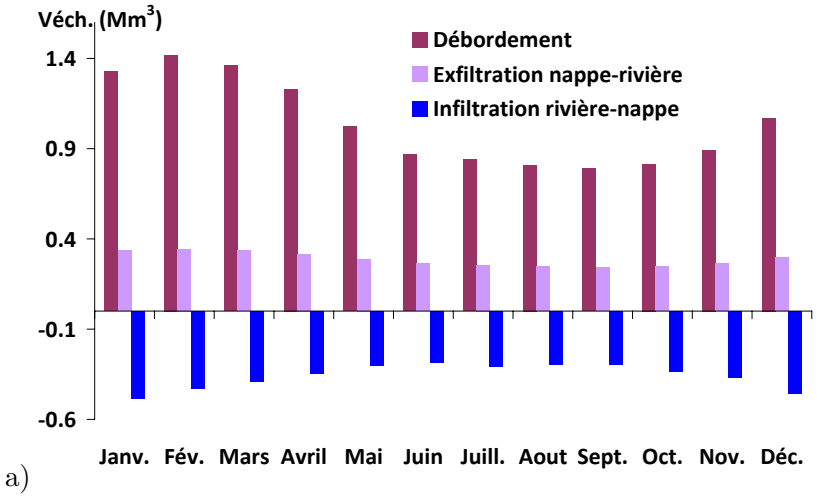


FIGURE 8.7: Évolution annuelle en pourcentage par aquifère de l'alimentation par les rivières entre 1971 et 2010 a) sur toute la zone d'étude entre 1985 et 2010, b) sur l'emprise de la superficie des BAC de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres entre 1970 et 2010.

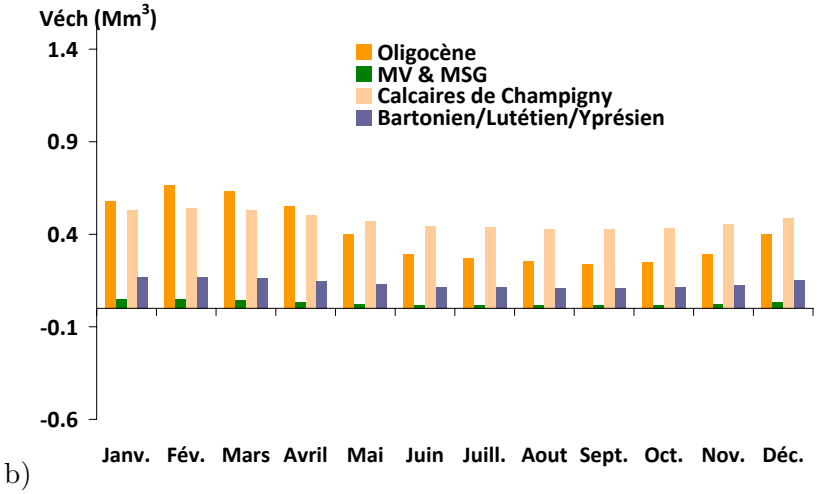
8.3 Échanges surface-souterrain

Les échanges entre le domaine souterrain et la surface au cours d'une année suivent une dynamique proche de celle de la recharge. Ils sont importants entre janvier et avril et faibles entre août et octobre (Fig. 8.8a). Les échanges entre la surface et le souterrain se font essentiellement par débordement notamment à partir des calcaires de Brie et des calcaires de Champigny (Fig. 8.8b). Les débordements provenant des calcaires de Brie se forment essentiellement le long des lignes de sources et sur les plateaux de la Brie quand la nappe remonte.

Les échanges nappes-rivières sont très variables à la fois en terme de répartition géographique et dans le temps. Les échanges nappes-rivières moyens entre 1985 et 2011 (Fig. 8.9) permettent de localiser les zones où en moyenne la nappe alimente la rivière (terme positif) et celles où la rivière alimente la nappe (terme négatif). On constate que les nappes alimentent les rivières au sud de la Seine avant Livry-sur-Seine, entre Boissy-la-Bertrand et Morsang-sur-Seine et à plusieurs endroits le long de la Marne et du Grand Morin ainsi qu'en aval de la Visandre. Les principales zones d'alimentations de la nappe par les rivières sont localisées sur la Seine entre Melun et Boissise-la-Bertrand, sur le cours moyen de l'Yerres à partir de Chaumes-en-Brie (station 160) jusqu'à Boussy-Saint-Antoine (entre les stations 370-331) et sur l'Almont.



a)



b)

FIGURE 8.8: Volumes moyens mensuels échangés entre la surface et les aquifères entre 1985 et 2011. a) Volume issu du débordement, de l'exfiltration de la nappe vers la rivière et de l'infiltration de la rivière vers la nappe ; b) Répartition du volume issu du débordement par aquifères

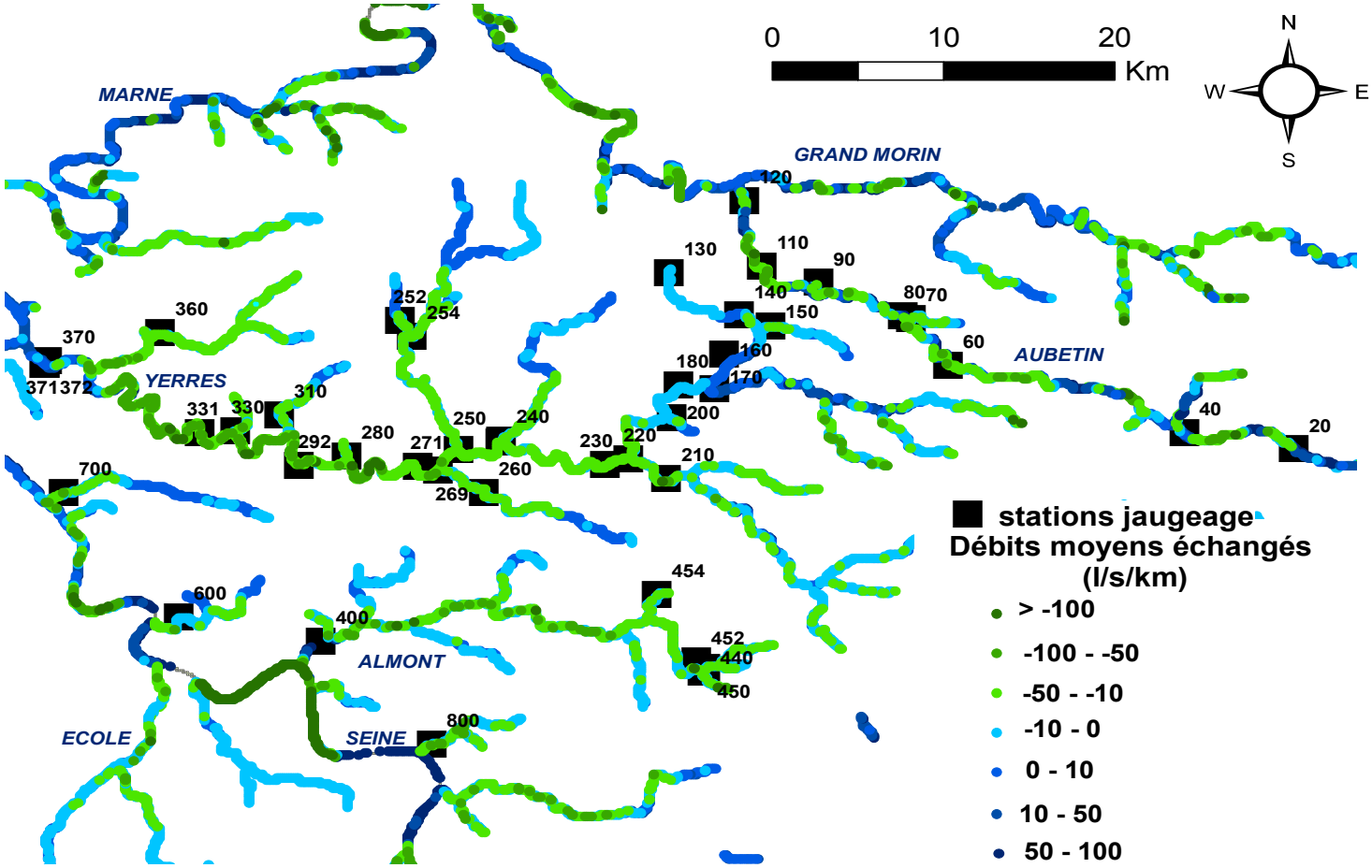


FIGURE 8.9: Débits moyens échangés calculés en l/s/km sur la période de 1985 et 2011. Les stations de jaugeage ponctuel utilisées pour l'estimation des pertes en rivières par AQUI'Brie sont représentées en noir

Sur un même linéaire le sens des échanges nappes-rivières peut varier. En effet pour le cours d'eau de l'Yerres, les nappes alimentent la rivière en tête de bassin versant (jusqu'à la station 180) tandis que plus on se dirige vers l'aval, plus les pertes en rivières augmentent jusqu'à être maximales entre Évry-Grégy-sur-Yerres et Combs-la-Ville (station 292 à 331). Après la ville de Crosne (station 370-371) l'aquifère des calcaires de Champigny alimente globalement l'Yerres.

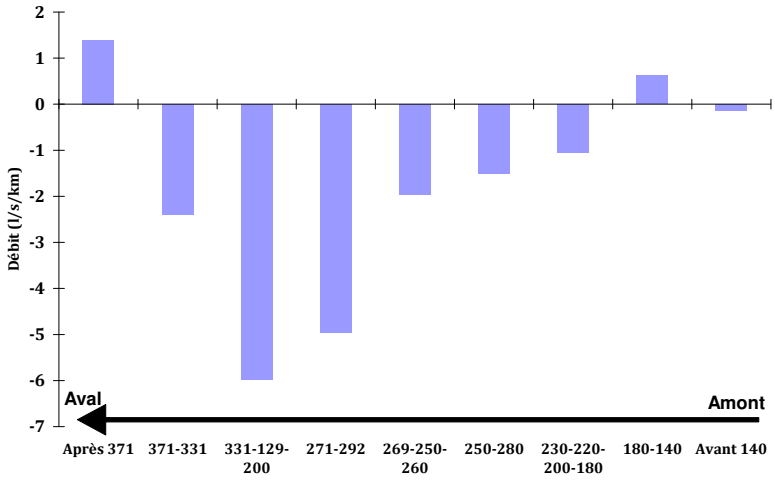


FIGURE 8.10: Débits échangés moyens sur le cours d'eau de l'Yerres d'amont en aval. Les stations de jaugeage ponctuel utilisées pour l'estimation des pertes en rivières par AQUI'Brie sont représentés en noir sur l'axe des abscisses

La comparaison des échanges nappes-rivières calculés par le modèle à ceux estimés lors des campagnes de 1973-1975 et de 2005-2007 est difficile. Les pertes en rivières calculées par le modèle correspondent à ce qui est échangé sur les mailles rivières représentant le réseau hydrographique tandis que les valeurs estimées par des jaugeages différentiels entre des stations intègrent les pertes par drainance qui ont lieu sur le bassin drainé entre les stations. Cependant on constate que les tronçons de cours d'eau où les débits échangés sont négatifs correspondent bien aux bassins versants sur lesquels des pertes en rivières ont été identifiées entre 2005 et 2010 (Chapitre 4, Fig. 4.17).

8.4 Impact des prélèvements sur la nappe

Pour évaluer la réactivité de la nappe vis à vis des prélèvements, trois simulations ont été réalisées sur la période 1985-2010 pour laquelle la recharge est très contrastée. En imposant la même recharge sur cette période, les prélèvements ont été dans un premier temps multipliés par deux puis divisés par ce même facteur et enfin mis à zéro. Les résultats de ces trois simulations ont été comparés à ceux de la simulation de référence correspondant à la phase de calage.

Dans l'ensemble, les prélèvements induisent surtout une réduction des apports des nappes aux rivières et augmentent les entrées d'eaux par les cours d'eau sur la zone d'étude, essentiellement sur l'aquifère des calcaires de Champigny et de l'Éocène inférieur (Tab. 8.11). Sur l'ensemble des aquifères, l'absence de pompage induit une augmentation de 12 % des apports des nappes aux rivières et une diminution de 14 % de leur alimentation par les rivières.
L'influence des prélèvements diffère selon les formations considérées.

	Calcaires de Brie				Marnes vertes et supragypseuses				Calcaires de Champigny				Marnes infraludiennes				Marinésien/ Lutétien/ Yprésien			
	Multiplié par 2	Divisé par 2	Nul	Réf.	Multiplié par 2	Divisé par 2	Nul	Réf.	Multiplié par 2	Divisé par 2	Nul	Réf.	Multiplié par 2	Divisé par 2	Nul	Réf.	Multiplié par 2	Divisé par 2	Nul	Réf.
Vi	-246	-246	-246	-246	-20	-20	-20	-20	-57	-57	-57	-57	0	0	0	0	-18	-18	-18	-18
V dsup.	0	0	0	0	-101	-101	-100	-101	-123	-120	-119	-121	-82	-52	-41	-63	-84	-52	-40	-64
V nap-surf	149	152	154	151	12	11	11	11	151	206	229	186	0	0	0	0	64	70	72	68
V riv-nap	-3	-3	-3	-3	-12	-10	-10	-11	-111	-97	-94	-101	0	0	0	0	-25	-20	-19	-21
V dbas.	101	101	100	101	123	120	119	121	82	52	41	63	84	52	41	64	0	0	0	0
V pomp.	4	1	0	2	0	0	0	0	68	17	0	34	0	0	0	0	69	20	5	37
Stock	-6	-5	-5	-5	0	0	0	0	-10	0	1	-2	-1	0	0	0	-6	0	0	-1
Erreur	-1	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	2	1	0	0	1	0	0	0	1

FIGURE 8.11: Volumes échangés en $Mm^3.an^{-1}$ entre 1985 et 2010 entre les différents aquifères et semi-perméables pour les différents tests sur les prélèvements. La simulation de référence (**Réf.**) correspond aux prélèvements "réels" entre 1985 et 2010. Puis les volumes prélevés sur toutes les couches ont été soit multipliés par 2 (**Multiplié par 2**) soit divisés par 2 (**Divisé par 2**) soit mis à zéro (**Nul**). Avec *Vi* : le volume infiltré sur les zones affleurantes en sortie de la zone non saturée, *Vpomp* : le volume pompé par les forages, $V_{nap-riv}$ le volume sortant par les rivières ,$V_{riv-nap}$ le volume entrant quand la rivière alimente la nappe, *Vd* le volume échangé avec la couche sous-jacente, *Stock* : le volume stocké

Pour l'Oligocène, les prélèvements ont peu d'impact sur le fonctionnement de cet aquifère. Le volume drainé vers la couche sous-jacente (101 $Mm^3.an^{-1}$) et la quantité d'eau infiltrée sur les cours d'eau (3 $Mm^3.an^{-1}$) sont peu modifiés. La quantité d'eau drainée en rivière ne diminue que de 3 % lorsque les volumes prélevés sont doublés.

Concernant l'aquifère des calcaires de Champigny, le doublement des prélèvements diminue de 18 % les échanges de la nappe vers les rivières, augmente entre 7 et 9 % les entrées d'eaux par les rivières et de 40 % la drainance vers la couche sous-jacente. Une augmentation de 31 % des venues d'eaux issues des couches sus-jacentes est observée dans la couche du Marinésien/Lutétien/Yprésien.

Plus les prélèvements sont élevés, plus les formations déstockent de l'eau (Stock < 0) notamment pour les calcaires de Champigny et pour l'Éocène inférieur.

Localement, l'impact des volumes prélevés peut être variable que cela soit en terme de débits en rivières ou de niveaux piézométriques.

8.4.1 Concernant les débits aux stations hydrométriques

Les prélèvements impactent peu les débits quand les rivières coulent sur l'Oligocène et les semi-perméables (Tab. 8.11). Plus les prélèvements augmentent, moins la nappe soutient les rivières en période d'étiage comme observé en aval de l'Yerres à Crosne (Fig. 8.12). En cas d'arrêt des pompages, le débit augmente en moyenne de 7 % à Courtomer Paradis et de plus de 19 % à partir de la station de Boussy-Saint-Antoine.

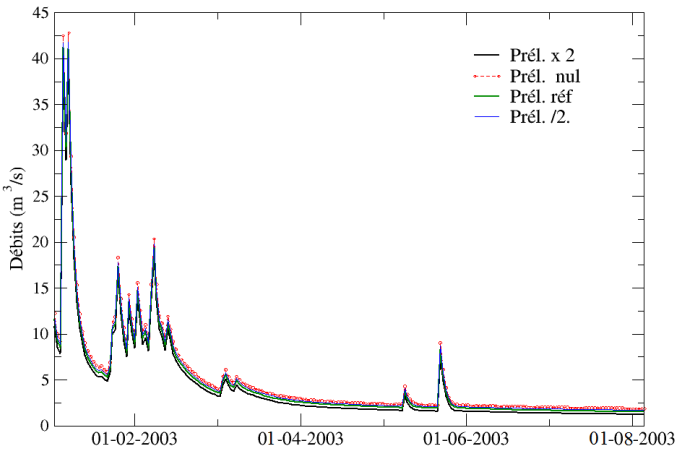


FIGURE 8.12: Débits aux stations hydrométriques à Boussy-Antoine entre le 01/01/2003 et le 01/08/2003

8.4.2 Concernant la piézométrie de l'Éocène

Un écart moyen entre 1985 et 2010 a été calculé entre la simulation de référence et celle sans prélèvement pour déterminer quantitativement la fluctuation du niveau piézométrique (Fig. 8.13). La remontée de la charge hydraulique ne dépasse pas 1 m pour les piézomètres situés à proximité de la Seine et ceux localisés dans la partie est de la zone modélisée. Elle est supérieure à 4 m pour ceux localisés à proximité de forages (Nangis, Perreux et Pouilly). Dans la basse vallée de l'Yerres, en amont de la FDM, dans le bassin du Réveillon et de la Marsange les variations s'échelonnent entre 2 et 3 m.

Dans la basse vallée de l'Yerres, on remarque que les piézomètres sont plus sensibles aux prélèvements comme à Évry-Grégy-sur-l'Yerres ou une augmentation de 100 % des prélèvements, fait diminuer de 4 m le niveau piézométrique et leur arrêt provoque une remontée de 2 m (Fig. 8.14b). Pour les piézomètres situés à proximité de la Seine comme qu'à Seine-Port (Fig. 8.14c), les niveaux piézométriques ne varient pas au-delà de 0,5 m sauf dans le cas d'une augmentation de 50 % des prélèvements actuels. Sur les plateaux dans la partie est, la nappe est moins sensible à ce paramètre tel qu'à Rupereux où les

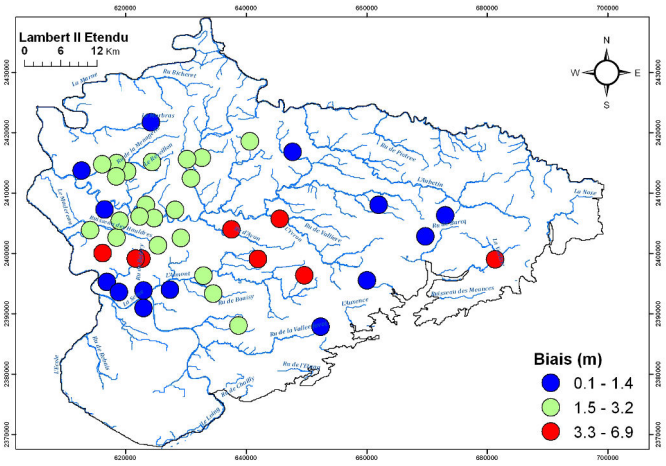


FIGURE 8.13: Écart du niveau piézométrique (m) de l'aquifère des calcaires de Champigny entre la simulation de référence et celle sans prélèvement

variations sont inférieures à 1 m (Fig. 8.14d). Notons aussi que même en divisant par deux les volumes prélevés actuels, on ne retrouve pas les niveaux piézométriques moyens antérieurs à 1985. En effet celui-ci est de 53,2 m avant 1985 et de 51,1 m entre 1985 et 2011 à Montereau-sur-le-Jard (Fig. 8.14a). Bien sûr la spatialisation des volumes prélevés a été modifiée mais dans l'ensemble la baisse piézométrique observé à partir de 1985 n'est pas due qu'aux prélèvements et une partie est induite par la variation interannuelle de la recharge.

Les variations piézométriques induites par le changement des prélèvements modifient la quantification et la répartition des échanges nappes-rivières. Ainsi le long du cours de l'Yerres, entre les villes d'Évry-Grégy-Sur-Yerres et de Yerres les débits échangés moyens sur la période sont positifs indiquant une alimentation par les rivières alors que dans la simulation de référence une perte en rivière en moyenne 0,2 l/s/km était calculée. Ce changement est attribué aux arrêts des champs captants de Mandres-les-Roses et de Périgny, situés à proximité de ce cours d'eau.

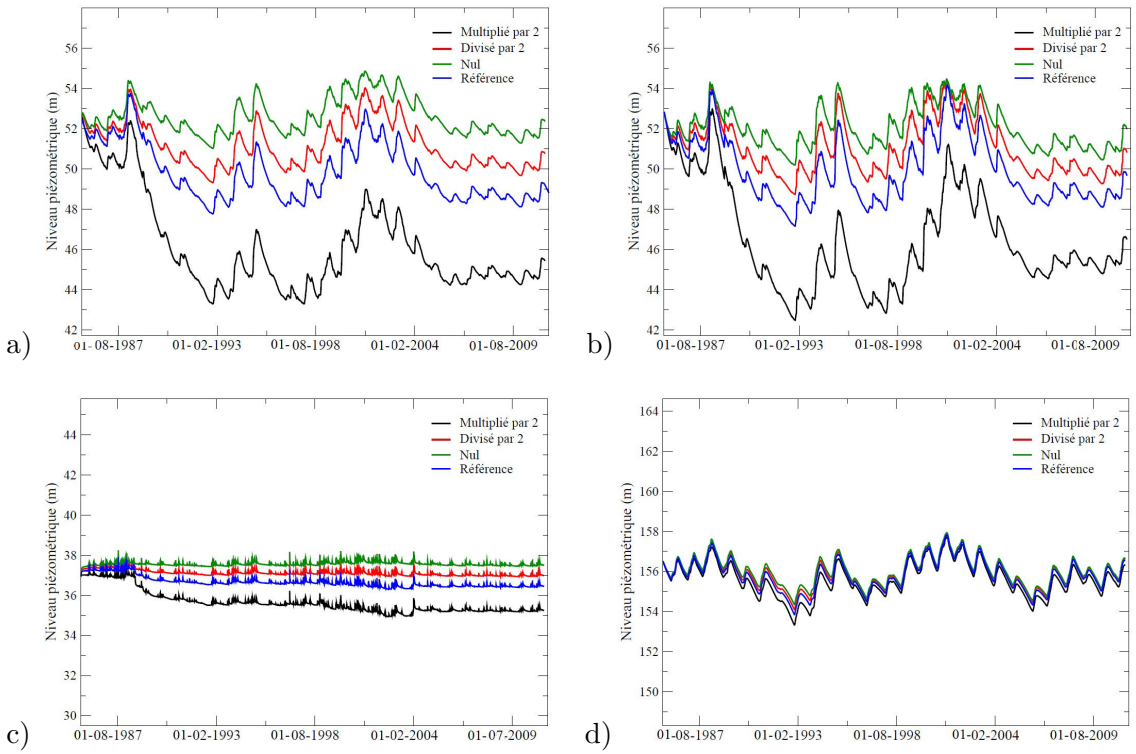


FIGURE 8.14: Niveaux piézométriques simulés avec des prélèvements totaux multipliés par 2 (noir), divisés par 2 (rouge), nul (vert) ou identiques à ceux de la phase de calage (référence en bleu) entre 1985 et 2010 à Montereau-sur-le-Jard (a), à Évry-Grégy-sur-Yerres (b), à Seine Port(c) et à Rupereux (d)

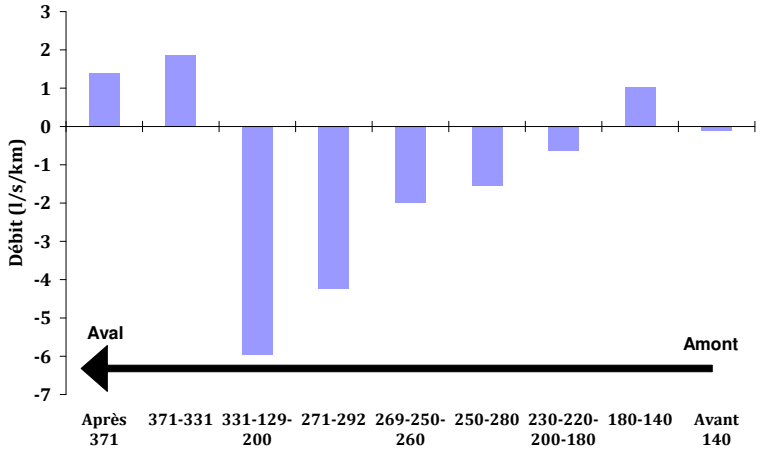


FIGURE 8.15: Échanges nappes-rivières moyens entre 1985 et 2010 sur le tronçon de l'Yerres d'amont en aval dans le cas d'une simulation sans prélèvement. Sur l'axe des abscisses sont indiqués les numéros des stations où sont effectuées les campagnes de jaugeage.

8.5 Synthèse

Entre 1970 et 2011 la pluie efficace est en moyenne de 169 mm.an^{-1} avec une infiltration de 104 mm.an^{-1} et un ruissellement de 65 mm.an^{-1}. La variation interannuelle de la pluie efficace est observable durant toute la période étudiée. La présence de gouffres sur les plateaux a peu d'influence sur la recharge à l'échelle de la zone étudiée mais peut localement modifier la piézométrie.

A l'échelle de la zone modélisée et sur la période étudiée, on constate en moyenne que l'hydrosystème est alimenté pour 70 % par les pluies météoriques à partir des zones d'affleurement, à 26 % par les rivières et 90 % est drainé par les rivières et moins de 9 % est prélevé. Cependant à une échelle plus locale et par aquifère, ce bilan peut être très différent. En effet sur la superficie des bassins d'alimentation des captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres, les infiltrations par les rivières représentent plus de 50 % de l'alimentation en eau des calcaires de Champigny sur cette zone. En tenant compte des pertes en rivières se produisant à partir des marnes vertes et supragypseuses, les pertes en rivières pourraient alimenter la nappe des Calcaires de Champigny pour plus de 65 %. Cette très forte interaction entre le domaine de surface et le domaine souterrain augmente la vulnérabilité de ces captages vis à vis des pollutions d'origines superficielles.

Le débit disponible en rivière en amont des bassins versants provient essentiellement des lignes de sources se formant au contact du niveau piézométrique de l'aquifère de l'Oligocène et des marnes vertes et supragypseuses mais aussi lors des remontées de cette nappe en hiver sur les plateaux.
Les échanges nappes-rivières sont très variables à la fois dans le temps et dans l'espace. Il est donc difficile de pouvoir comparer des observations aux résultats du modèle puisqu'ils n'ont souvent pas la même discrétisation spatiale et temporelle. Cependant, on constate une concordance entre les cours d'eau sur lesquels des pertes en rivières importantes ont été calculées avec les bassins versants sur lesquels des infiltrations par les rivières ont été évaluées à partir de jaugeages ponctuels.

Des tests de sensibilité ont permis de caractériser les impacts des prélèvements sur le fonctionnement des nappes de l'Éocène et en particulier celle des calcaires de Champigny. Un des effets engendrés par une augmentation des volumes prélevés est l'accroissement de l'infiltration par les rivières et la baisse des débits, qui sont particulièrement sensibles à l'abaissement des niveaux piézométriques dans un contexte où les nappes peuvent s'assécher.

Troisième partie

Modélisation du transfert de la contamination nitrique dans l'hydrosystème

Chapitre 9

Les Outils

L'objectif de ce chapitre est de présenter de manière synthétique quelques modèles permettant de simuler la production et le transfert des nitrates de la zone sous-racinaire à l'ensemble de l'hydrosystème et en détaillant particulièrement les concepts et les processus des différents modèles du couplage STICS-MODCOU-NEWSAM.

Sommaire

9.1 Modélisation de la pollution nitrique dans la littérature 155
9.1.1 Modélisation des transferts d'eau et de nitrates de la zone racinaire à la zone non saturée 156
9.1.2 Modélisation hydrogéologique 157
9.1.3 Modélisation des transferts d'eau et de nitrates dans le réseau hydrographique 157
9.1.4 Modèles couplés 158
9.2 Couplage STICS-MODCOU-NEWSAM 159
9.3 Modèle agronomique STICS 160
9.4 Données de structure 161
9.4.1 Données relatives aux plantes 161
9.4.2 Données pédologiques 162
9.5 Régionalisation des données pour le modèle STICS 163
9.6 Transfert de soluté dans la zone non saturée : NONSATvg . . 164
9.7 Modèle NEWSAM : module souterrain 166
9.7.1 Les transferts d'eau 166
9.7.2 Le transfert de solutés 167
9.8 Conclusion 168

9.1 Modélisation de la pollution nitrique dans la littérature

Pour modéliser la contamination nitrique dans l'hydrosystème, il faut représenter à la fois le cycle de l'eau dans les différents compartiments de l'hydrosystème ainsi que celui de l'azote. Un certain nombre de modèles n'abordent qu'une partie de ces deux cycles. D'autres sont couplés entre eux pour permettre de représenter dans son ensemble le transfert des nitrates dans l'environnement.

9.1.1 Modélisation des transferts d'eau et de nitrates de la zone racinaire à la zone non saturée

Les principaux processus à représenter dans le sol sont :

- les processus hydrologiques : la lame d'eau évaporée, celle prélevée par les plantes, l'eau ruisselée, infiltrée et stockée dans le sol ;
- les transformations biogéochimiques de l'azote dans le sol : minéralisation, nitrification, dénitrification, volatilisation et son absorption par les plantes.

Le cycle de l'azote et ses transformations dans le sol peuvent être représentés par des modèles mécaniques tels que DAISY (Hansen et al., 1991; Hansen and Djurhuus, 1996; Hansen et al., 2001; Hansen, 2002; Abrahamsen and Hansen, 2000) qui permet de modéliser les processus physiques et biologiques dans les sols cultivés tout en décrivant finement le développement de la plante selon les pratiques culturales et le type de sol.
D'autres modèles simulent de manière plus simplifiée le développement de la plante, tout en décrivant plus précisément les processus de transfert et de transformation de l'azote dans le sol et dans la zone non saturée comme RZWQM (DeCoursey and Rojas, 1990; Kumar et al., 1998; Ma et al., 2007), MACRO (Jarvis, 1994), WAVE (Vanclooster et al., 1995; Muñoz Carpena et al., 1998), SWAP-ANIMO (Dam, 2000) et SOILN (Johnsson et al., 1987; Bergström et al., 1991). Les modèles mécanistes permettent de représenter à partir des lois physiques et chimiques les mécanismes d'écoulements et des solutés dans les sols. Les équations de Richards, de Saint-Venant et de Boussinesq permettent de simuler les transferts d'eau et les équations de convection-dispersion fondées sur la loi de Fick permettent de représenter les transferts de solutés. Des processus chimiques d'oxydo-réduction et de sorption/désorption peuvent être couplés dans certains modèles. Si les modèles mécanistes permettent de mieux représenter les processus, ils nécessitent de renseigner de nombreux paramètres pour résoudre les équations. Or l'acquisition de ces données est difficile notamment à différentes échelles (de la parcelle agricole au domaine régional).

Ainsi à une échelle régionale, les modèles conceptuels tels EPIC (Williams et al., 1995; Chung et al., 2001), GLEAMS (Knisel, 1993; Leonard et al., 1986) ou semi-conceptuels comme STICS (Brisson et al., 1998) sont privilégiés. D'autres modèles représentent plus précisément certains processus et simplifient la représentation du cycle de la plante. C'est le cas du modèle LIXIM (Mary et al., 1999) qui simule la teneur en eau et de l'azote minéral sur plusieurs couches de sol et du modèle AGRIFLUX (Larocque and Banton, 1995; Banton et al., 1993) utilisé pour évaluer le risque de contamination des eaux suite à l'utilisation d'engrais, pour lequel l'évaluation des paramètres qui contrôlent les processus est établie selon une modélisation stochastique (approche de Monte-Carlo).

9.1.2 Modélisation hydrogéologique

Les modèles hydrogéologiques simulant le transport de solutés sont de type mécaniques. Le système est généralement discrétisé en mailles régulières sur lesquelles les équations régissant les écoulements et le transport des solutés dans le domaine souterrain sont résolues par la méthode des différences finies pour la plupart des modèles. Dans NEWSAM (Ledoux and Levassor, 1996) le transport des solutés s'effectue par advection ainsi que dans METIS (Goblet, 1989) qui tient compte en plus du processus de dispersion. Des processus de sorption et de désorption des solutés peuvent être aussi représentés comme dans le modèle MODFLOW-MTD/RTD (Cecan and Schneiker, 2010).

9.1.3 Modélisation des transferts d'eau et de nitrates dans le réseau hydrographique

Dans le réseau hydrographique, il faut à la fois modéliser le comportement hydraulique du système étudié, le transport des solutés et les réactions biogéochimiques qui se déroulent dans la colonne d'eau ainsi que dans le sédiment.
Le modèle PROSE (Even, 1995; Even et al., 1998) permet de simuler l'impact de pollution ponctuelle ou diffuse en rivière. Les apports des polluants peuvent être transitoires comme les rejets de temps de pluie ou permanents comme les rejets de station d'épuration. Le logiciel comprend :

- un module qui simule le comportement hydraulique en chaque point du système par la résolution monodimentionnelle des équations de Saint-Venant. L'adaptation du modèle à un chevelu hydrographique a nécessité de simplifier les écoulements pour les cours d'eaux inférieurs à l'ordre 3 de Strahler en les calculant selon l'équation de Manning-Strickler (Flipo, 2005).
- un module de transport. Il s'effectue par advection et dispersion dans la colonne d'eau et par sédimentation et érosion des espèces pour les échanges eau-sédiment et eau-périphyton (Even et al., 2000) ;
- un module biogéochimique basé sur les concepts du modèle RIVE (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995). Un tronçon de rivière est constitué de trois compartiments (la colonne d'eau, les sédiments et le périphyton) dans lesquels sont simulés les réactions biogéochimiques ainsi que leurs interactions entre eux.

Le modèle RIVE couplé au modèle hydrologique HYDROSTRAHLER est nommé RIVERSTRAHLER. Il a été développé dans le cadre du PIREN-Seine pour prédire les booms algaux dans le système hydrologique de la Seine (Billen et al., 1994; Garnier et al., 1995). Le réseau hydrographique est considéré comme la combinaison de trois objets (axes, bassins et milieux stagnants). Du point de vue de l'hydrologie, le module HYDROSTRAHLER est assimilé à un modèle pluie-débit simple à deux réservoirs "sol" et "aquifère". L'intégration d'un SIG au modèle RIVERSTRAHLER a permis de le mettre en œuvre de manière spatialisée en s'appuyant sur une base de données géoréférencées. Nommé SENEQUE (Ruelland

and Billen, 2003; Ruelland et al., 2007), ce logiciel permet le calcul des variations géographiques et saisonnières du fonctionnement écologique du réseau hydrographique.

D'autres modèles de simulation de la qualité de l'eau sont disponibles. On peut évoquer en autres comme modèle mécanique, MIKE11 (Havnø et al., 1995; Eisakhani et al., 2012) qui simule les écoulements d'eau par la résolution des équations de Saint-Venant en 1-D et la qualité de l'eau par le module ECO-Lab (http ://www.dhisoftware.com/ecolab) (Vanderborght et al., 2007) et AQUASIM (Reichert, 1998) dans lequel le milieu est défini en compartiments qui sont liés entre eux par des processus d'advection ou de dispersion.

9.1.4 Modèles couplés

Certains modèles permettent de représenter l'ensemble des processus à l'échelle d'un bassin versant. Le modèle mécanique distribué SHETRAN (Ewen et al., 2000) simule les transferts d'eau, de sédiments et de solutés à travers l'hydrosystème notamment pour des systèmes complexes. Nécessitant de renseigner de multiples paramètres qui sur une grande échelle sont peu disponibles, des modèles plus simplifiés se sont développés tels qu'ANSWERS (Bouraoui and Dillaha, 2000; Jha et al., 2005) ou INCA-N (Whitehead et al., 1998) qui est utilisé par exemple pour évaluer les conséquences des changements climatiques sur la qualité de l'eau des rivières à l'échelle de bassin versant comme en Angleterre (Whitehead et al., 2006; Wilby et al., 2006).

D'autres résultent du couplage de plusieurs modèles tels que le couplage du modèle mécanique hydrogéologique MIKE SHE (Refshaard et al., 1995; Refsgaard et al., 1999) avec DAISY, le modèle hydrogéologique GARDENIA (Roche and Thiery, 1984) avec le modèle de production et de transport de nitrates BICHE (Thiery, 1990), la plateforme CAWAQS (Flipo, 2005) qui résulte du couplage du modèle STICS avec un modèle de transport en rivière PROSE even1995modelisation,even1998river et d'un modèle hydrogéologique NEWSAM (Ledoux and Levassor, 1996) et le modèle hydrogéologique MODCOU couplé avec STICS (Gomez, 2002; Ledoux et al., 2007) pour ne citer qu'eux.

Le modèle STICS a été choisi pour être couplé avec des modèles hydrogéologiques car il permet à la fois de simuler des grandeurs agronomiques et des grandeurs environnementales ce qui correspond aux objectifs recherchés dans le cadre du transfert de la contamination nitrique à partir de zone agricole. Si son formalisme est proche du modèle EPIC, il est intéressant grâce à sa structure modulaire qui permet son adaptation pour des conditions particulières, son caractère générique par la description générique des processus tels que le développement et la croissance des plantes et sa robustesse vis à vis des différents systèmes de cultures simulés. Il permet aussi de simuler sur du long terme les différentes successions culturales en fonction de conditions pédologiques données. Cette durée des simulations est nécessaire dans le cas d'une modélisation de la contamination

nitrique à cause de l'inertie du système.

À une échelle régionale, les modèles simulant la qualité de l'eau dans les rivières représentent souvent les aquifères d'une manière simplifiée, ainsi que les échanges entre le domaine souterrain et le domaine de surface. Cette représentation ne correspondant pas au fonctionnement de l'hydrosystème étudié, nous avons choisi de ne pas les utiliser et de privilégier le couplage STICS-MODCOU-NEWSAM sachant que des modifications seront apportées à la fois pour tenir compte des interactions entre les rivières et les nappes et pour estimer des concentrations en nitrates en rivières.

9.2 Couplage STICS-MODCOU-NEWSAM

La modélisation de la contamination nitrique dans l'hydrosystème résulte du couplage entre les modèles STICS, MODCOU et NEWSAM (Fig. 9.1), qui a été précèdement appliqué à différentes échelles du bassin de la Seine (Gomez, 2002; Ledoux et al., 2007; Viavattene, 2006), d'une région telle que la Basse Normandie (Viennot et al., 1010), du bassin de la Marne (Gomez, 2002) et du Grand Morin (Flipo, 2005).

Le modèle agronomique STICS fournit au pas de temps journalier les flux d'azote sous-racinaires (Fns) ainsi que la lame d'eau drainée par unité de simulation sur laquelle sont définies des données pétrophysiques, météorologiques et agricoles homogènes. Une correspondance entre le maillage de surface utilisé par MODSUR et les unités de simulations STICS permet de calculer un flux d'azote sur chaque maille de surface qui est ensuite réparti au prorata de la lame d'eau infiltrée et ruisselée calculées lors du bilan hydrique. Le flux d'azote est acheminé vers la nappe en passant à travers la zone non saturée (NONSATvg) qui fournit par la suite les flux d'eau et les flux de nitrates entrant dans le module souterrain (NEWSAM) pour le calcul des niveaux piézométriques des aquifères et des concentrations.

Le couplage de ces modèles est séquentiel et ne permet donc pas de rétroactions entre les différents modules. Chaque module fonctionne sur une période donnée à partir de variables d'entrées définies pour certaines par les variables de sorties des modules précédents.
Le fonctionnement de STICS, NEWSAM, NONSATvg est présenté ci-dessous.

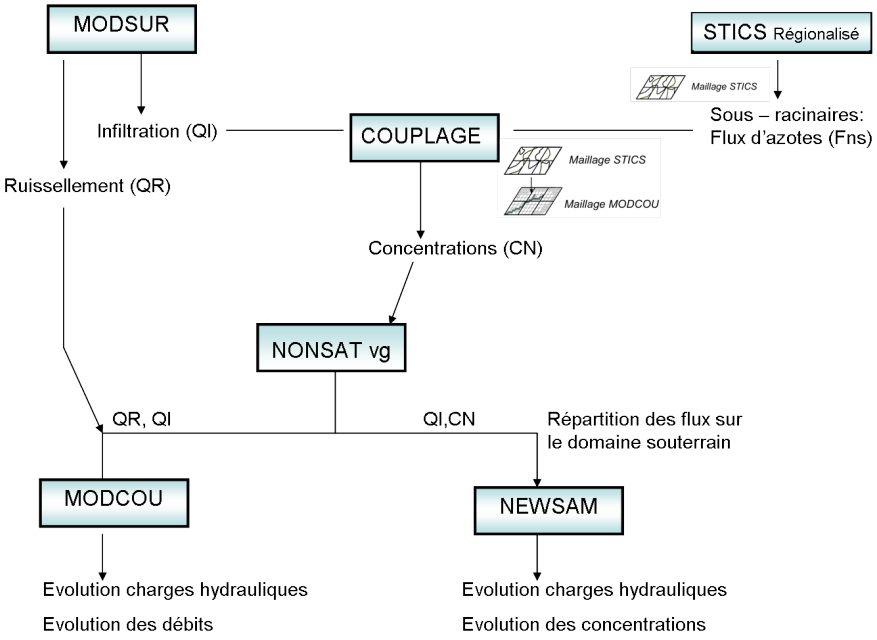


FIGURE 9.1: Représentation schématique du couplage STICS-MODCOU-NEWSAM

9.3 Modèle agronomique STICS

Le modèle agronomique STICS (Simulateur mulTIdisciplinaire pour les Cultures Standard) développé par l'INRA simule au pas de temps journalier le comportement sol-plante-atmosphère au cours d'une ou de plusieurs successions de cultures (Brisson et al., 1998, 2002, 2008). Le bilan en eau, en azote et en carbone est calculé au pas de temps journalier. La croissance d'une culture est caractérisée par sa biomasse aérienne, sa teneur en azote, son indice foliaire et sa biomasse dans les organes récoltés. Le modèle prend en compte pour simuler la croissance végétative l'effet de différents stress tel qu'hydrique, nutritif, de la température.

La limite inférieure du modèle correspond à la profondeur maximale du sol accessible aux systèmes racinaires. Le sol est décrit comme une succession de couches élémentaires de 1 cm dont les caractéristiques physico-chimiques sont déduites de celles des cinq horizons du sol tel que définis de la base de données pédologiques des sols (INRA d'Orléans). La minéralisation nette de l'azote (minéralisation de l'humus + minéralisation des résidus) est fonction du rapport C/N des résidus organiques, de la biomasse microbienne et de l'humus. Le transfert des nitrates au sein de ces couches suit un modèle de convection-dispersion.
La limite supérieure du système est l'atmosphère caractérisée par des variables climatiques journalières.

STICS est organisé en modules, simulant chacun des processus différents (Fig. 9.2).

Trois modules modélisent l'écophysiologie de la plante : développement, croissance aérienne, élaboration de rendement et quatre modules abordent l'interaction du sol avec les parties souterraines de la plante (croissance racinaire, bilan hydrique, bilan azoté, bilan hydrique et thermique). De plus, le module interfaçage techniques culturales/cultures/sol permet de prendre en compte l'impact des pratiques agricoles sur le système culture-plante telles que les travaux du sol et la fertilisation azotée. STICS simulant le bilan azoté, carboné et hydrique permet d'estimer des variables environnementales comme les flux d'azote lessivé et les flux d'eau drainée mais également des variables agronomiques telles que le rendement, la consommation d'intrants et l'indice foliaire.

Le modèle a été validé en comparant les variables agronomiques et environnementales calculées à celles mesurées pour des cultures et des conditions climatiques diverses (Brisson et al., 2003, 2002). L'état de validation est variable selon les cultures. L'analyse de sensibilité aux paramètres internes de chaque module (Ruget et al., 2002) fournit des éléments de choix des paramètres à estimer (littérature, mesures directes). Les sorties environnementales ont été validées lors d'études effectuées sur quelques années (Jégo et al., 2012) ou sur un plus long terme (Beaudoin et al., 2008; Constantin et al., 2012).

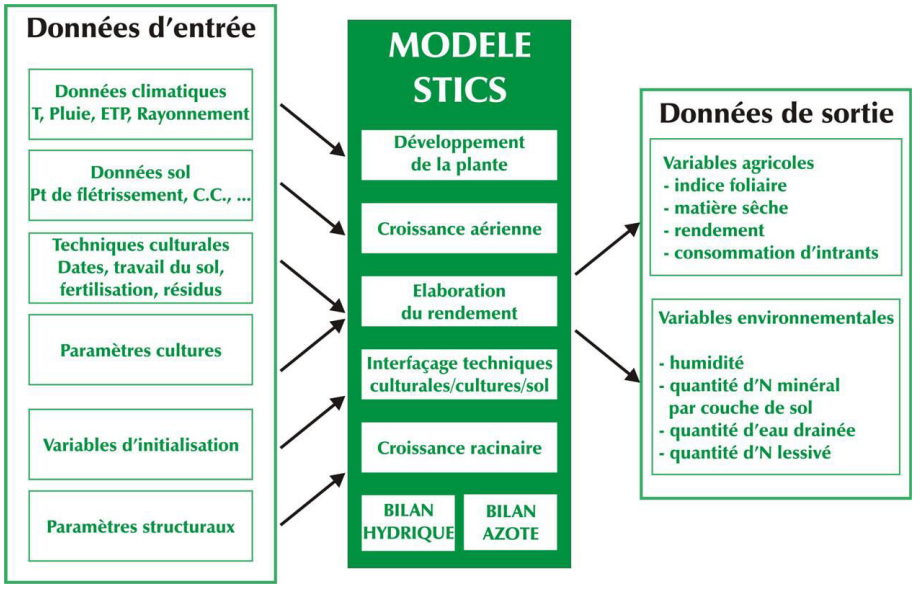


FIGURE 9.2: Organisation générale du modèle agronomique STICS (Gomez, 2002)

9.4 Données de structure

9.4.1 Données relatives aux plantes

Pour chaque type de culture, des paramètres agronomiques relatifs aux différents processus simulés tel que la germination, la levée, le développement, les effets de stress hy-

drique, thermique et azotée) sont renseignés. Ces données ont été estimées par l'INRA de Laon en comparant les résultats issus de STICS pour chacune des plantes avec des observations sur des parcelles agricoles ou dans le cadre d'essais en laboratoire (Brisson et al., 2003, 2002). Les paramètres culturaux sont validés notamment en comparant les rendements simulés à ceux observés tel que présentés sur la figure 9.3.

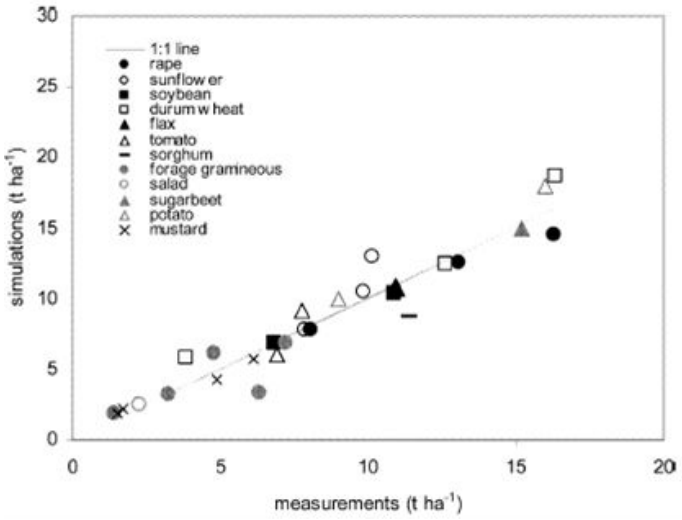


FIGURE 9.3: Synthèse de quelques études validées pour des cultures différentes (Brisson et al., 2002). Comparaison de la biomasse simulée à celle observée

Les plantes renseignées dans la version de STICS utilisée sont le tournesol, les pommes de terre, la féverole, le pois, l'orge, le lin, l'avoine, la betterave, le blé, la luzerne, la moutarde, le colza, l'escourgeon, la prairie et la vigne. Les cultures maraîchères ne sont pas modélisées dans cette version. Au cours du temps, la base de données des paramètres culturaux a évolué pour s'adapter à de nouvelles variétés étudiées, à de nouvelles données disponibles et à de nouvelles conditions climatiques diverses (Brisson et al., 2002). Notons qu'il n'existe pas de données pour simuler des forêts.

9.4.2 Données pédologiques

La base géographique des sols au 1/1 000 000, utilisée précédemment pour déterminer les fonctions de productions, a été complétée par l'INRA d'Orléans des paramètres nécessaires à la simulation du développement de la plante et du transfert en eau et en azote dans le sol par STICS. Comme précisé dans le chapitre 6, le territoire français est découpé en unités cartographiques de sols (UCS). Dans ces UCS sont définies des unités typologiques des sols (UTS) dont les pourcentages respectifs en surface sont précisés et caractérisés par des paramètres pédologiques particuliers. Pour chaque UTS sont renseignées des propriétés physiques tels que l'épaisseur des différents horizons et leur densité apparente, la teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement, la teneur en cailloux et des propriétés physico-chimiques telles que la teneur en argile, la teneur en

calcaire de l'horizon de surface, l'albédo et une estimation de la limite d'évaporation en sol nu.

La teneur en azote organique n'est pas renseignée directement dans cette base. Les valeurs que nous utiliserons sont celles estimées par Gomez (2002). L'origine de ces valeurs n'a pas pu être déterminée, alors que le modèle agronomique est très sensible à ce paramètre.

Sur la zone d'étude, il y 5 UCS comprenant en tout 12 UTS.

9.5 Régionalisation des données pour le modèle STICS

STICS est un modèle agronomique qui effectue des simulations à l'échelle de la parcelle. A l'échelle de la zone d'étude, une procédure de régionalisation des données est nécessaire (Gomez, 2002). Celle-ci est discrétisée en zones géographiques appelées unités spatiales de simulations (USS) pour lesquelles sont définies des conditions climatiques, pédologiques et des pratiques agricoles homogènes (Fig. 9.4).

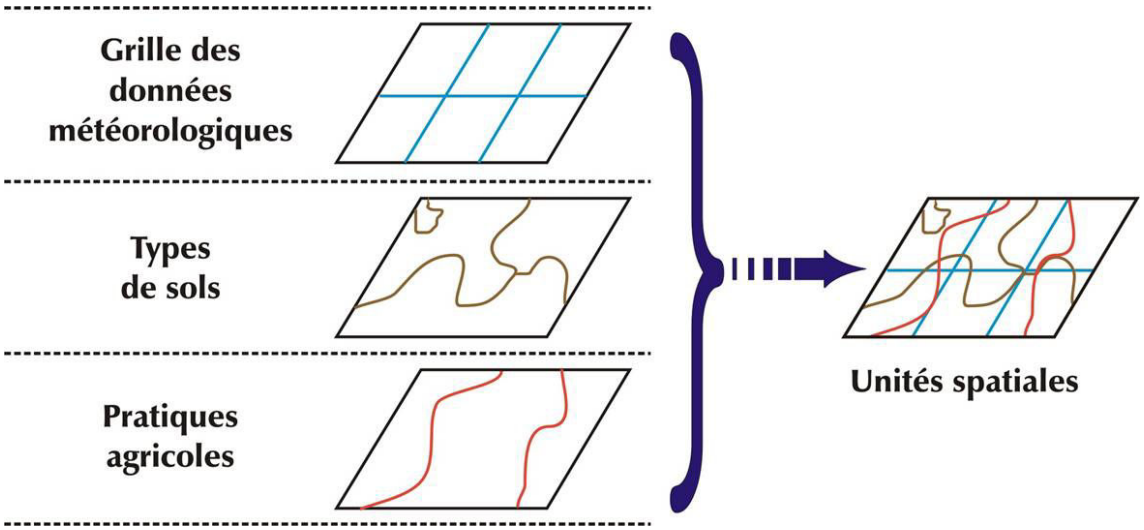


FIGURE 9.4: Croisement spatial des données météorologiques, pédologiques et agricoles et détermination des unités spatiales de simulation (USS) (Gomez, 2002)

Les unités de simulation sont obtenues par le croisement sous SIG des trois types de données :

- les données météorologiques : l'espace est découpé selon des zones météorologiques dont les variables climatiques sont homogènes ;
- les données pédologiques : prise en compte des unités typologiques des sols (UTS) ;
- Les zones agricoles : ce sont des zones dans lesquelles les successions culturales et les techniques associées sont homogènes.

Notons que n'est pas connue la véritable distribution spatiale des sols et des cultures au sein d'une même unité. Ce qui signifie que l'unité spatiale de simulation (USS) est la plus

petite surface sur laquelle on peut définir la distribution spatiale de l'azote lessivé.

9.6 Transfert de soluté dans la zone non saturée : NON-SATvg

Pour le modèle hydrogéologique, la zone non saturée est modélisée par une succession de réservoirs se déversant les uns dans les autres selon une loi exponentielle (modèle en cascade de Nash). La zone non saturée est divisée selon sa verticale en N réservoirs de même épaisseur et caractérisé par un temps de percolation τ dépendant de la nature lithologique des sols. En sortie, on dispose de lames d'eau infiltrées parvenant à la nappe après prise en compte du retard lors du transfert dans la zone non saturée.

Le transfert des nitrates est considéré conservatif dans la zone non saturée en faisant l'hypothèse que la dénitrification résultante de la présence de matière organique et de bactéries dénitrifiantes est négligeable. Pour simuler le transfert de solutés non réactifs, Gomez (2002) a introduit deux processus qui sont le stockage des solutions au sein du réservoir sous l'effet de l'eau retenue par capillarité dans les pores de la zone non saturée et un effet piston (Fig. 9.5). Pour ce faire, un réservoir est divisé en strates d'épaisseur variable représentant la hauteur d'eau introduite pendant un pas de temps.

En l'absence d'infiltration, les réservoirs se vidangent jusqu'au volume minimal (Vmin). Une fois atteint ce volume, il n'y a pas plus de transfert d'eau et de soluté et les quantités résiduelles restent stockées. Une quantité d'eau et de nitrates est alors stockée dans la zone non saturée.

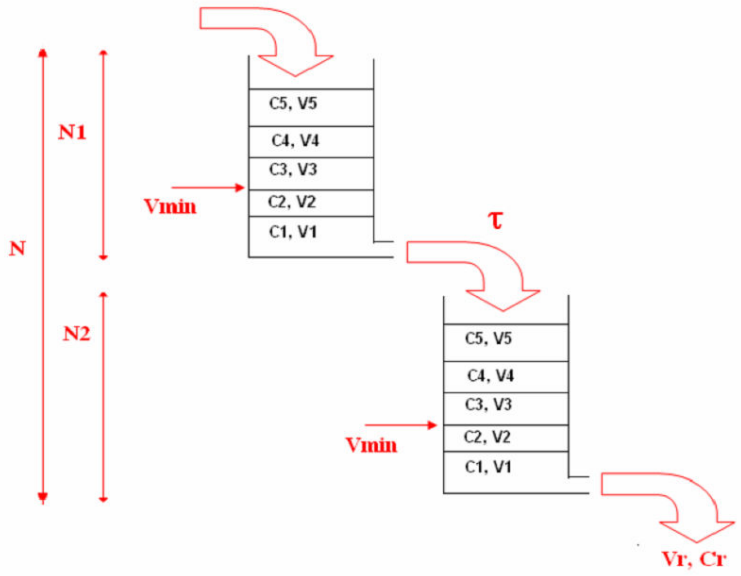


FIGURE 9.5: Représentation schématique des transferts de solutés conservatifs dans la cascade de Nash (Philippe, 2011)

Le modèle conceptuel NONSAT réalisé par Gomez (2002) a été amélioré par Philippe (2011) en intégrant un profil de saturation initial à l'équilibre hydrostatique basé sur la courbe de succion de Van Genuchten (Van Genuchten, 1980) et un coefficient modulant les transferts selon l'état de saturation du milieu.

Un apport d'eau dans un réservoir $i+1$ engendre la vidange du réservoir supérieur i selon la formule suivante :

$$Vin_{i(t+1)} = Vout_{i(t+1)} = (Vol_{i(t)} - V_{min(i)}) \times \delta \times coef \tag{9.1}$$

avec $V_{min(i)}$ le volume minimal d'eau dans le réservoir i (m^3), δ un coefficient de vidange défini comme $\delta = 1 - \exp \frac{-dt}{\tau}$ avec dt le pas de temps de calcul (en s) et $coef$ égal au rapport entre le volume d'eau dans le réservoir et le volume à saturation de ce réservoir comme définit dans l'équation 9.2.

$$(coef = \frac{Vol_{i(t)}}{\omega \times Surf \times l}) \tag{9.2}$$

avec $Vol_{i(t)}$ le volume d'eau dans le réservoir i, ω la porosité ($m.m^{-1}$), $Surf$ la surface de maille (m^2) et l est l'épaisseur du réservoir. Ainsi la vitesse de vidange dépend de l'état de saturation dans chaque réservoir.

Le volume minimal d'eau dans chaque réservoir est calculé selon la formule suivante :

$$V_{min(i)} = \sum \frac{1}{[1 + (\alpha \times \Phi)^n]^m} \times \omega \times Surf \times \Delta z \tag{9.3}$$

avec n (sans dimension) et α (m^{-1}) les paramètres de Van Genuchten décrivant la courbe de succion, $m = 1 - \frac{1}{n}$, ω la porosité ($m.m^{-1}$), $Surf$ la surface de maille (m^2), Φ la succion (m), Δz un pas d'espace fixé à 10^{-2} (m).

Lors d'une infiltration, une nouvelle strate j correspondant à l'apport volumique est créée dans le premier réservoir. Chaque strate j dans chaque réservoir i est affectée par un volume $V_{i,j}$ et une concentration en nitrates $C_{i,j}$. Dans les réservoirs les strates s'accumulent mais ne se mélangent pas sauf lors de la vidange du réservoir causée par l'apport d'eau. Durant ce processus, un mélange de strates intervient. Au volume d'eau vidangé est associée une concentration en nitrates définit comme :

$$Cout_{i(t)} = \frac{\sum_{i,j=1}^{i,j=nl} C_{i,j} V_{i,j}}{Vout_{i(t)}} \tag{9.4}$$

avec $Cout_{i(t)}$ la concentration ($kg.m^{-3}$) du volume d'eau $Vout_i$ sortant d'un réservoir i, $V_{i,j}$ le volume de la strate j dans le réservoir i (m^3), $C_{i,j}$ la concentration de la strate j dans le réservoir i ($kg.m^{-3}$), nl le nombre de strates à partir de la strate la plus profonde et contribuant au $Vout_i$ à la date t (s). Notons que la dernière strate concernée par ce mélange ne contribue pas forcément en intégralité.

Pour des raisons numériques, il a été fixé un nombre maximal de strates dans chaque réservoir. Dans le cas d'une nouvelle infiltration dans un réservoir pour lequel le nombre de strate maximal est déjà atteint, il se produit un mélange entre les deux strates les plus proches du Vmin. Cela entraîne une dispersion des solutés.

Pour simuler le transport de soluté dans la zone non saturée il faut donc renseigner sur tout le maillage de surface le temps de percolation τ, les paramètres de Van Genuchten (α et n) et la porosité (ω).

9.7 Modèle NEWSAM : module souterrain

Le modèle NEWSAM développé à MINES ParisTech simule à l'échelle régionale les transferts d'eau et de solutés conservatifs dans des systèmes multicouches. Les équations qui décrivent l'écoulement de l'eau et le transport de masse en solution sont résolues par la méthode des différences finies (Ledoux and Levassor, 1996) sur un réseau de mailles carrées emboitées dont l'ensemble constitue des couches souterraines qui peuvent être connectées hydrauliquement. Il a été utilisé dans le cas de modélisation hydrogéologique à de larges échelles (de Marsily et al., 1978), d'études sur le transport de chaleur et de masse dans les formations du Dogger (Wei et al., 1990) ou de l'écoulement selon la densité du soluté et de la température (de Hoyos A. et al., 2012). Le modèle simule à la fois les aquifères libres ou captifs en régime permanent et transitoire.

9.7.1 Les transferts d'eau

La simulation des écoulements est régie par l'intégration numérique de l'équation de diffusivité présentée dans le chapitre 5 comme pour le logiciel MODCOU. On distingue des niveaux aquifères dans lesquels des écoulements bidimensionnels ont lieu, des niveaux semi-perméables dans lesquels les écoulements sont monodimensionnels subverticaux.
Les modifications apportées dans MODCOU et détaillées dans le chapitre 6 ont été ajoutées de même dans le code NEWSAM.

Également comme dans le cas de MODCOU, lorsque la nappe et la rivière sont connectées hydrauliquement les échanges nappes-rivières sont régis par l'équation suivante :

$$Q_{nap} = Tp(H_{nap} - H_{riv}) \tag{9.5}$$

avec Tp le coefficient de transfert dépendant des matériaux au fond de la rivière ($m^2.s^{-1}$) , de la largeur et de la profondeur du cours d'eau (m), H_{nap} la cote piézométrique de la nappe (m) et H_{riv} la cote de la rivière (m).

Le programme NEWSAM ne simulant pas les débits disponibles en rivières, les échanges

nappes-rivières sont définies selon l'équation 9.6 lorsque la nappe et la rivière sont déconnectées.

$$Qnap = min \begin{cases} Q_{lim} \\ Tp(H_{riv} - H_{nap}) \end{cases} \tag{9.6}$$

Les échanges nappes-rivières ne sont pas limités par le débit en rivière mais seulement par le débit limite Q_{lim} fixé.

9.7.2 Le transfert de solutés

Pour représenter le transport d'un soluté conservatif en milieu poreux saturé, on utilise le plus souvent un modèle hydrodispersif dans lequel on considère un transfert convectif et un transfert dispersif (Eq. 9.7).

$$div(\bar{\bar{D}}\overrightarrow{gradC} - C\vec{V}) = \omega\frac{\partial C}{\partial t} + F \tag{9.7}$$

avec C la concentration en soluté, $\vec{V}$ la vitesse de Darcy, ω la porosité cinématique, $\bar{\bar{D}}$ un tenseur de dispersion lié au tenseur de dispersivité α par $\bar{\bar{D}}$=$\omega d+ \bar{\bar{\alpha}}|V|$ avec d le coefficient de diffusivité moléculaire en milieu poreux et F un flux de soluté représentant un terme source et un terme puits.

Le phénomène de dispersion est lié aux propriétés intrinsèques du milieu. Le coefficient de dispersivité est déterminé par des études aux laboratoires ou à l'échelle locale par des traçages. Les valeurs ainsi obtenues sont très peu utilisables à des échelles plus grandes (bassin versant) car le coefficient de dispersivité augmente avec la distance de parcours en fonction notamment de l'hétérogénéité du milieu (Lallemand-Barres and Peaudecerf, 1978).
A l'échelle de notre modèle et dans le cas de l'étude d'une pollution d'origine diffuse, les causes de dispersion d'un soluté proviennent essentiellement du phénomène de convection qui dépend de la vitesse de Darcy calculée sur les différentes mailles. Nous négligerons ainsi les phénomènes de dispersion qui ont un effet plus local.

Dans le cas d'un écoulement bidimensionnel pour lequel la loi de la conservation de la masse est respectée, le transport d'un soluté se faisant uniquement par convection en un point de l'aquifère de coordonnée (x,y) est décrit par l'équation suivante :

$$\frac{\partial}{\partial x}(-\vec{V}_x C) + \frac{\partial}{\partial y}(-\vec{V}_y C) = \omega\frac{\partial C}{\partial t} \tag{9.8}$$

9.8 Conclusion

La chaine de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM a été choisie pour modéliser l'évolution de la contamination nitrique dans l'hydrosystème étudié. Ce couplage a été précédemment appliqué à différentes échelles dans le bassin de la Seine.
Par rapport aux précédentes études, le transfert des nitrates dans la zone non saturée est mieux simulé grâce à l'intégration dans NONSATvg (Philippe, 2011) d'un profil de saturation initial à l'équilibre hydrostatique basé sur la courbe de succion de Van Genuchten et d'un coefficient modulant les transferts selon l'état de saturation du milieu. De plus, le modèle NEWSAM utilisé pour simuler les transferts d'eau et de solutés conservatifs dans des systèmes multicouches a été modifié en intégrant les changements conceptuels effectués dans MODCOU.

Cette chaîne de modélisation ne permettant pas de bien prendre en compte l'infiltration des rivières et les apports en nitrates provenant des pertes en rivières, des modifications ont donc été apportées et sont présentées dans le chapitre suivant.

Chapitre 10

Modélisation des flux d'azote dans la zone sous-racinaire

Les données de forçages telles que les pratiques agricoles et les données météorologiques détaillées ci-dessous permettent d'établir les unités de simulation sur lesquelles sont réalisées une modélisation agronomique entre 1971 et 2010.

Sommaire

10.1 Données de forçages 169
10.1.1 Pratiques agricoles 169
10.1.1.1 Les bases de données utilisées 169
10.1.1.2 Construction de la base de données pour le modèle agronomique STICS 170
10.1.2 Données météorologiques 174
10.2 Cartographie des unités de simulation du modèle agronomique 174
10.3 Modélisation agronomique entre 1971-2010 175
10.3.1 Rendements 175
10.3.2 Flux d'azote sous-racinaires 175
10.4 Synthèse 179

10.1 Données de forçages

10.1.1 Pratiques agricoles

Une base de données des pratiques agricoles a été réalisée par l'INRA de Mirecourt sur la zone d'étude sur la période de 1970 à 2011. Les résultats présentés ci-dessous proviennent essentiellement du rapport de Schott (2012) que nous synthétisons ci-après. Notre travail a été de les mettre en forme pour leur utilisation dans le programme agronomique STICS.

10.1.1.1 Les bases de données utilisées

Les données utilisées pour la construction des pratiques agricoles sur la zone d'étude peuvent être classées selon les renseignements principaux apportés. Les données sur l'as-

solement [1] et les successions de cultures sont renseignées par :

- Les Statistiques Agricoles Annuelles ou "SAA"
- Le Recensement Général d'Agriculture (RGA)
- Les données SISA (Système d'Information de Sources Administratives) et le Registre Parcellaire Graphique (RPG)
- L'enquête TERUTI

Les données sur les itinéraires techniques [2] sont renseignées par :

- L'enquête Pratiques culturales du SSP (Service de la Statistique et de la Prospective)
- Les enquêtes du Service Régional de la Protection des Végétaux Ile-de-France (SRPV)
- Les carnets de plaine des agriculteurs de l'Orgeval
- La base de données "Pratiques Culturales" du PIREN-Seine

10.1.1.2 Construction de la base de données pour le modèle agronomique STICS

Tout d'abord pour décrire les activités agricoles, il a fallu déterminer la taille des unités spatiales qui seront considérées comme homogènes du point de vue de l'occupation du sol (type d'occupation et pourcentage) ainsi que des itinéraires techniques mis en œuvre sur les cultures. Selon les données disponibles et l'objectif de cette étude, la maille spatiale unitaire la plus adaptée est la maille communale, car elle constitue un grain suffisamment fin (soit 391 unités spatiales) et suffisamment bien renseigné par les statistiques agricoles pour servir de base à un redécoupage de la zone d'étude en unités spatiales paraissant homogènes du point de vue des phénomènes étudiés. A partir de la moyenne des surfaces cultivées entre 1970 et 2008, une analyse en composante principale normée pondérée par la SAU communale moyenne a été réalisée par Schott (2012). A partir d'une classification ascendante hiérarchique, 6 grands types de surface agricole agronomiquement homogènes à l'intérieur de la zone d'étude ont été définis. La figure 10.1 représente cette typologie appliquée sur le réseau de la maille communale. Les caractéristiques de chaque type sont :

- Le 1^{er} type correspond essentiellement à des communes situées au sud du BAC (PRA [3] de la "Brie Humide" et de la "Forêt de Fontainebleau"). Il concerne des surfaces agricoles à potentiel agronomique globalement faible caractérisées par la présence de cultures " rustiques ", comme l'orge ou le tournesol ;
- Le $2^{ème}$ type correspond à des communes situées plutôt au nord du BAC (PRA "Brie Boisée", "Vallées de la Marne et du Morin", "Sud de la Brie Champenoise"). Il s'agit de surfaces où la présence de prairies permanentes, et de cultures fourragères, s'est mieux maintenue dans le temps ;
- Le $3^{ème}$ type correspond essentiellement à des communes urbaines et péri-urbaines,

1. Répartition spatiale des différentes productions végétales au sein d'une exploitation
2. Combinaison logique et ordonnée des différentes techniques appliquées à une culture, en vue d'atteindre un objectif donné de rendements
3. PRA : petite région agricole

avec des SAU très faibles dont les principales productions sont des cultures maraîchères ou horticoles (PRA Ceinture de Paris, mais également Forêt de Fontainebleau) ;

- Le $4^{ème}$ type correspond à un nombre très limité de communes situées à l'extrême est du BAC, caractérisées par la présence de vignes ;
- Le $5^{ème}$ type correspond à la plupart des communes du BAC situées sur le plateau, notamment sur la moitié est (PRA de la "Brie Champenoise", "Brie Est"," Brie Centrale"). Il se caractérise par la présence de grandes cultures comme les protéagineux, le maïs et le blé ;
- Le $6^{ème}$ type se répartit sur des communes situées essentiellement dans les PRA "Brie Française" et "Brie centrale" : il s'agit des communes où subsistent des quotas betteraviers importants. Cette classe, ainsi que la précédente, sont celles qui comportent les meilleurs potentiels agronomiques de la zone d'étude.

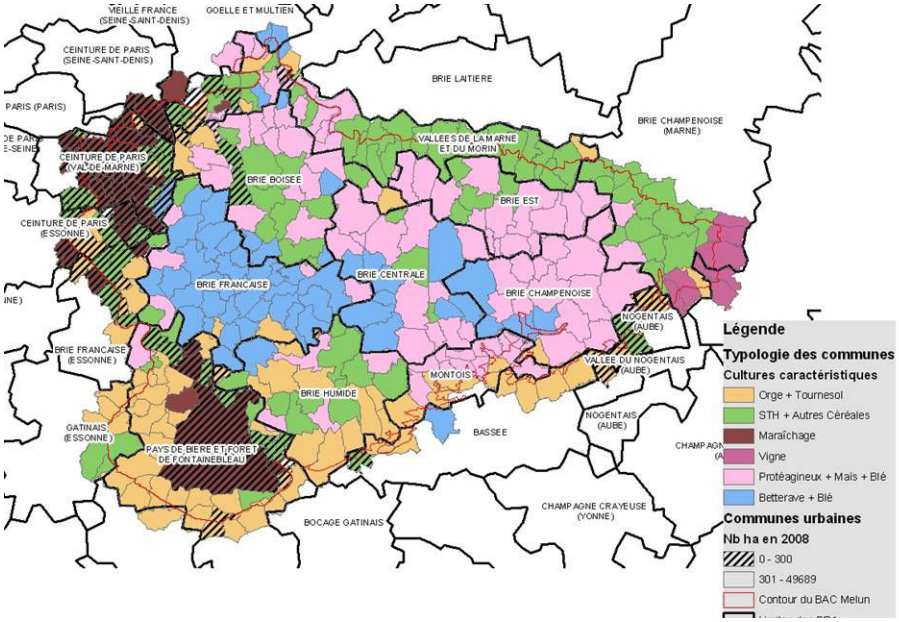


FIGURE 10.1: Représentation cartographie du zonage obtenu à l'échelle des communes de la zone d'étude d'après Schott (2012)

Sur ces surfaces culturales, il faut décrire à présent l'assolement et les successions de cultures sur ces zones homogènes. Pour la constitution de la base de données concernant les pratiques agricoles à l'échelle de la fosse de Melun, c'est l'organisation spatiale du territoire décrite par les systèmes de cultures qui a été privilégiée.

Les systèmes de culture sont décrits selon deux approches. L'une est basée sur l'identification des successions de cultures majoritaires par zone, et par grandes périodes, chacune étant décrite par les cultures qui la composent et leur numéro d'ordre, ainsi que par l'estimation de leur pourcentage dans la SAU. L'autre est basée sur l'assolement annuel moyen

sur la surface de chaque type cultural et décrit par l'entité " culture + précédente " et pondéré par sa surface dans la SAU pour une année donnée.

Contrairement à la base de données du bassin de la Seine ou de la région Basse-Normandie, les prairies permanentes ont été prises en compte dans la caractérisation des systèmes de culture, mais uniquement au niveau de la description de l'assolement et des successions de cultures. On sait quelles surfaces elles représentent dans la SAU sur la zone d'étude (elles passent de 8 % en moyenne en 1970 à 2,5 % à partir de 1988), mais leur gestion ne fait pas l'objet d'une description dans les tables relatives à l'itinéraire technique. En effet, il s'agit généralement de surfaces «récréatives» destinées à la pâture des chevaux et/ou des moutons. Elles ne reçoivent pas d'engrais (en dehors des déjections animales répandues lors de la pâture) et ne sont généralement pas fauchées. Il a été donc choisi de ne pas décrire d'itinéraire technique sur ces occupations du sol.

Les données sur l'assolement à l'échelle communale issues des différents recensements agricoles, ainsi que du RPG pour l'année 2008 ont été agrégées de ces 6 grands types culturaux pour calculer un assolement moyen. Cependant, les recensements sont très espacés dans le temps, ils ne permettent pas de connaître les variations annuelles qui peuvent être très importantes pour certaines cultures (ex. pois, tournesol, etc...). A partir des données départementales des SAA, les tendances d'évolution annuelle entre deux recensements ont été restituées (par exemple dans le cas des protéagineux) et des informations indisponibles parmi les données RGA (proportion d'orge de printemps orge d'hiver par rapport à l'orge total) ont été recréées (Fig. 10.2).

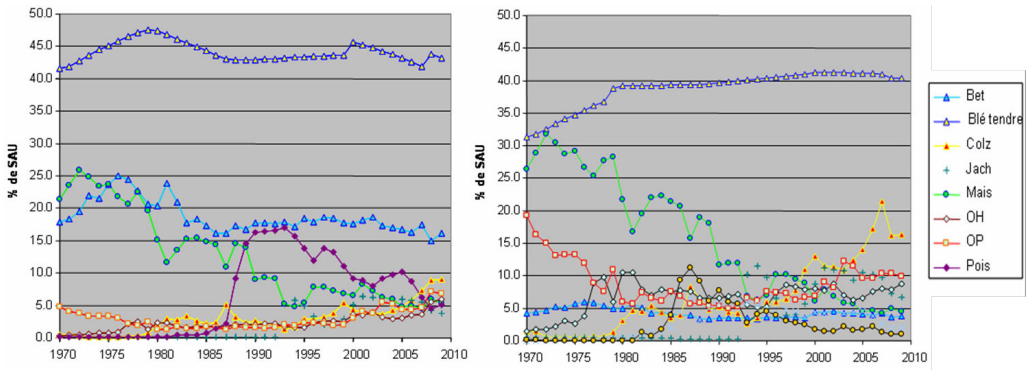


FIGURE 10.2: Évolution annuelle de l'assolement estimé entre 1970 et 2009 respectivement pour le type cultural 1 et 6 respectivement représentées à gauche et à droite de la figure (Schott, 2012)

Pour déterminer les précédents culturaux, les données Teruti de la Seine-et-Marne entre 1982 et 2003 ont été utilisées. Pour chaque culture ont été extraites la répartition de ces principaux précédents et leurs évolutions entre les années 80 et 90. A partir de 1990 les CIPAN se sont considérablement développées. Pour estimer un pourcentage annuel de chacune des cultures de printemps précédée par une CIPAN, les données d'enquête du

SSP ont été utilisées puis interpolées linéairement pour reconstituer les données annuelles manquantes (Fig. 10.3). Cependant les CIPAN n'ont pas été intégrées dans les successions de cultures. A partir de l'évolution temporelle de l'assolement ont été déterminées par

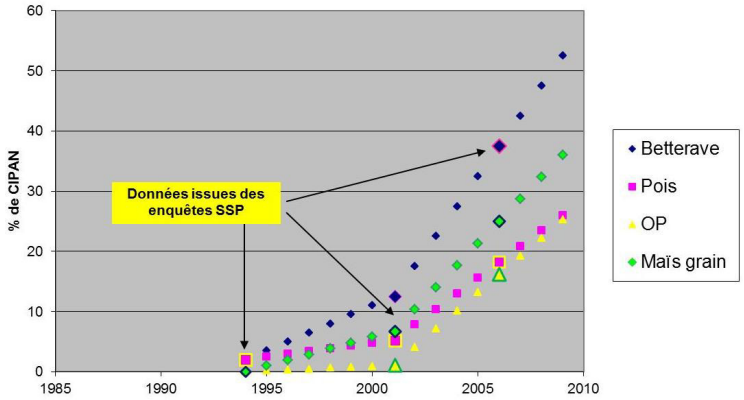


FIGURE 10.3: Estimation du pourcentage annuel de CIPAN implantée avant une culture de printemps en Seine-et-Marne (Schott, 2012)

zone de pratique homogène des périodes de "stabilité" sur lesquelles le pourcentage de la surface agricole utile est calculé pour chaque succession de cultures. Les périodes définies sur le tableau 10.1 sont similaires généralement sur toutes les surfaces cultivées sur les différents types.

Période	Type 1	Type 2	Type 3	Type 4	Type 5	Type 6
1	1970-1979	1970-1979	1970-1978	1970-1979	1970-1979	1970-1979
2	1980-1984	1980-1985	1979-1992	1980-1987	1980-1985	1980-1987
3	1985-1992	1986-1992	1993-1999	1988-1992	1986-1992	1988-1992
4	1993-1999	1993-1998	2000-2009	1993-1999	1993-2000	1993-2000
5	2000-2009	1999-2009		2000-2009	2001-2009	2001-2009

TABLE 10.1: Périodes pendant lesquelles les pratiques sont homogènes sur les types de surface agricole

A partir des différentes sources de données, les itinéraires techniques (ITK) renseignés par culture comportent la date et le type de travaux du sol, la date et le type de fertilisation azotée ainsi que la date et le nombre d'apports. Pour la période comprise entre 1970 et 1990, il s'agit essentiellement de données issues de la base de données PIREN-Seine sur les pratiques agricoles à l'échelle des PRA. Pour les périodes suivantes, il s'agit de moyennes issues des enquêtes du SSP et phytosanitaires du SRPV, quand elles sont disponibles. Enfin, certaines données inexistantes dans les autres sources d'informations sont issues de la base de données du bassin versant de l'Orgeval (77) comme les ITK du lin. Ces données ont permis de retranscrire les dynamiques temporelles de changement des ITK, bien décrites sous forme graphique depuis les années 90, mais moins connues sur les périodes plus anciennes. Les entretiens à dire d'experts ont permis de valider certaines

tendances observées. En revanche, il a été choisi de ne pas introduire de dimension spatiale dans la définition des ITK décrits dans la base de données. Même s'il existe naturellement des différenciations spatiales au niveau agronomique entre les différentes zones culturales, il est difficile d'en quantifier de manière fiable les variations locales.

En fonction des orientations choisies pour décrire les pratiques culturales à partir des données disponibles, une base a été construite par Schott (2012) selon une structure détaillée dans l'annexe C.

10.1.2 Données météorologiques

Les données météorologiques utilisées par le modèle agronomique proviennent comme pour le modèle hydrogéologique de la base de données SAFRAN. Les données renseignées au pas de temps journalier sont la précipitation, l'évapotranspiration potentielle, la température minimale et maximale et le rayonnement global sur la période de 1970 à 2011. Ces données sont discrétisées sur une grille régulière de 64 km^2 (Chapitre 3).

10.2 Cartographie des unités de simulation du modèle agronomique

Pour réaliser une simulation STICS sur l'ensemble de la zone, des zones homogènes sont définies selon les paramètres présentés au chapitre 9. Par croisement sous SIG des zones à pratiques agricoles homogènes (PRA), des unités cartographiques des sols (UCS) et de la grille météorologique SAFRAN on obtient 584 unités spatiales de simulation (USS) (Fig. 10.4).

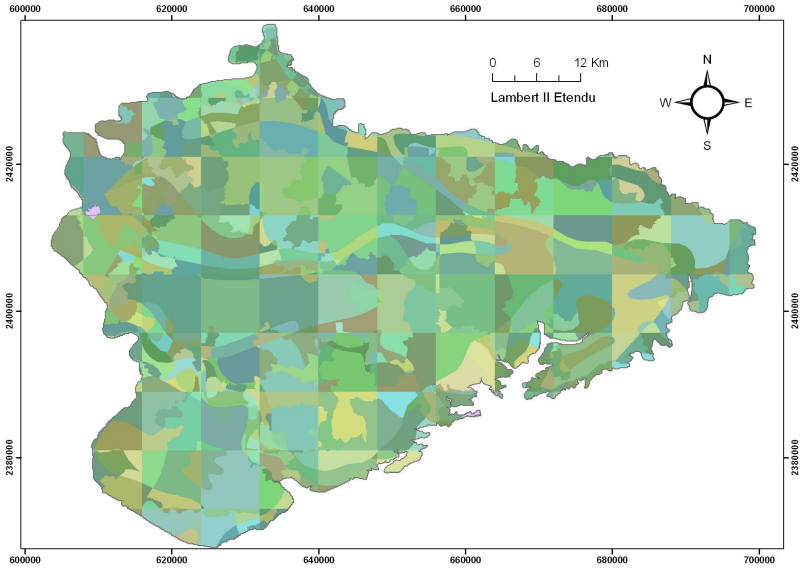


FIGURE 10.4: Cartographie des unités spatiales de simulation (USS) du modèle agronomique STICS

10.3 Modélisation agronomique entre 1971-2010

Le modèle STICS calcule le flux d'azote et la lame d'eau sous-racinaire au pas de temps journalier et cela après une phase d'initialisation de deux ans.

10.3.1 Rendements

La validation de la simulation agronomique est établie par la comparaison des rendements simulés à ceux renseignés dans la base de données des pratiques agricoles.

Les différences calculées peuvent être dues 1) au calage des paramètres culturaux ; 2) aux incertitudes liées à la base de données (date de semis et récolte, itinéraire technique) ; 3) aux rendements renseignés dans la base de données ; 4) au fait qu'aucune phytopathologie ne sont prises en compte dans le cadre de la modélisation agronomique et que celles-ci peuvent affecter le développement de la plante et par la suite son rendement.

On constate que pour les cultures dominantes (betterave, blé, maïs) les rendements moyens simulés sont proches de ceux estimés dans la base de données (Tab. 10.2). Cependant le rendement est sous-estimé pour l'orge, l'escourgeon et la luzerne. Cette difficulté à simuler le développement de ces plantes a été déjà remarquée lors de la modélisation des flux d'azote sur le bassin de la Marne par Gomez (2002). Ayant utilisé une version identique de STICS, on peut faire l'hypothèse que les paramètres des données culturales ne sont, soit pas optimums, soit réellement différents de la variété cultivée ou que les itinéraires techniques renseignés ne sont pas adaptés.

	rendement simulé	rendement observé	écart relatif (%)
blé	5.15	6.01	-14
mais	7.46	6.78	10
escourgeon	3.08	5.61	-45
orge	1.98	4.65	-57
betterave	13.63	12.36	10
tournesol	2.74	2.73	0
colza	2.46	2.76	-11
avoine	3.17	3.33	-5
pois	3.00	4.45	-33
féverole	2.78	3.90	-29
luzerne	2.26	8.40	-73

TABLE 10.2: Comparaison des rendements moyens simulés et observés (tonnes/ha) sur la zone d'étude entre 1971 et 2010

10.3.2 Flux d'azote sous-racinaires

La validation des flux d'azote sous-racinaires est plus difficile car il existe peu de mesures des concentrations sous-racinaires sur un terrain agricole ayant des successions culturales au cours du temps et des types de sols proches ou similaires à ceux présents sur

la zone d'étude. Les flux d'azote calculés par STICS seront validés *a posteriori* en comparant la concentration nitrique simulée dans les aquifères et en rivières à celle observée.

De manière générale, on peut constater que les flux d'azote lixiviés par unité spatiale de simulation (USS) suivent la répartition géographique des sols (Fig. 10.5a à Fig. 10.5d). Ceci souligne l'importance de la nature des sols sur la génération des flux sous-racinaires.

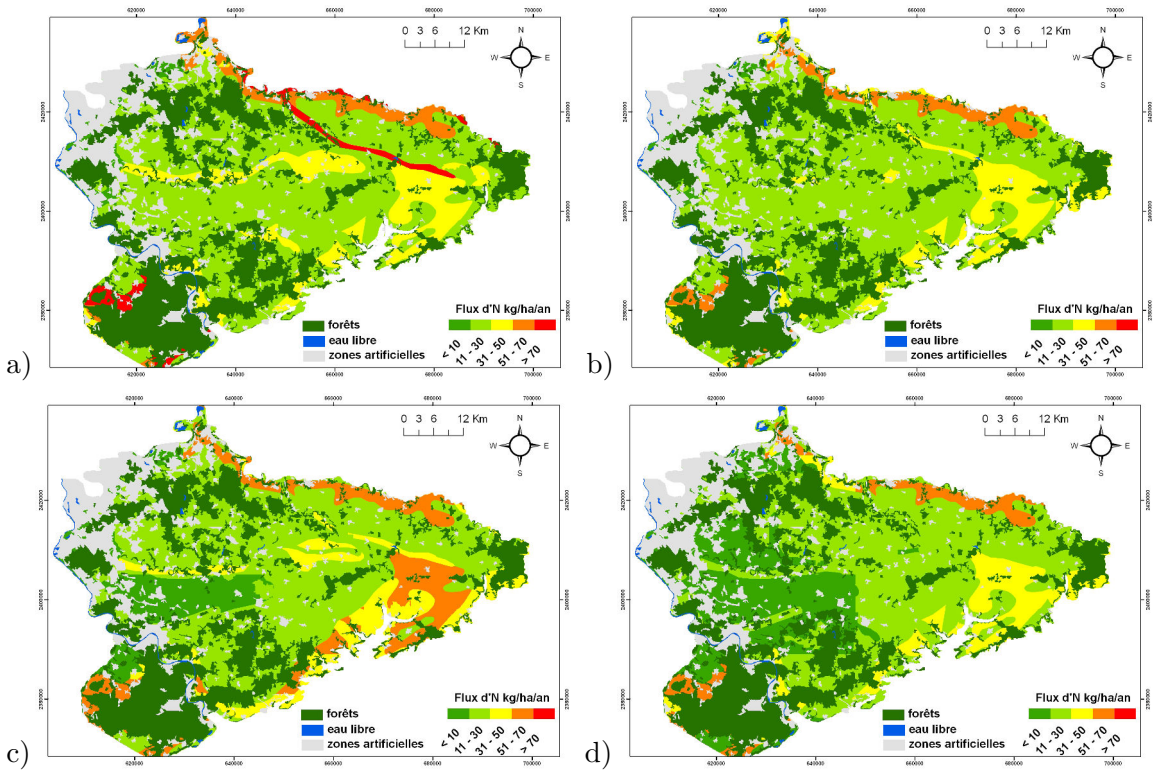


FIGURE 10.5: Flux d'azote annuels moyens sous-racinaires (kg.ha^{-1}.an^{-1}) sur les terrains agricoles calculés par STICS sur les unités de simulation entre : a) 1971-1980, b) 1980-1990, c) 1990-2000, d) 2000-2010

On peut observer pour les zones agricoles de type 5 et 6 une évolution similaire des flux d'azote dans le temps (Fig. 10.6a et 10.6b) et cela quelque soit le type de sol contrairement aux zones agricoles 1 et 2 (Fig. 10.6c et 10.6d). On remarque aussi que les flux d'azote sous-racinaires sont plus faibles sur un sol limoneux avec une moyenne de 15 kg.ha^{-1}.an^{-1} sur l'ensemble des types de zones agricoles entre 1971 et 2010 tandis que lorsque le sol est calcaire ou argileux celle-ci est supérieure à 40 kg.ha^{-1}.an^{-1}.

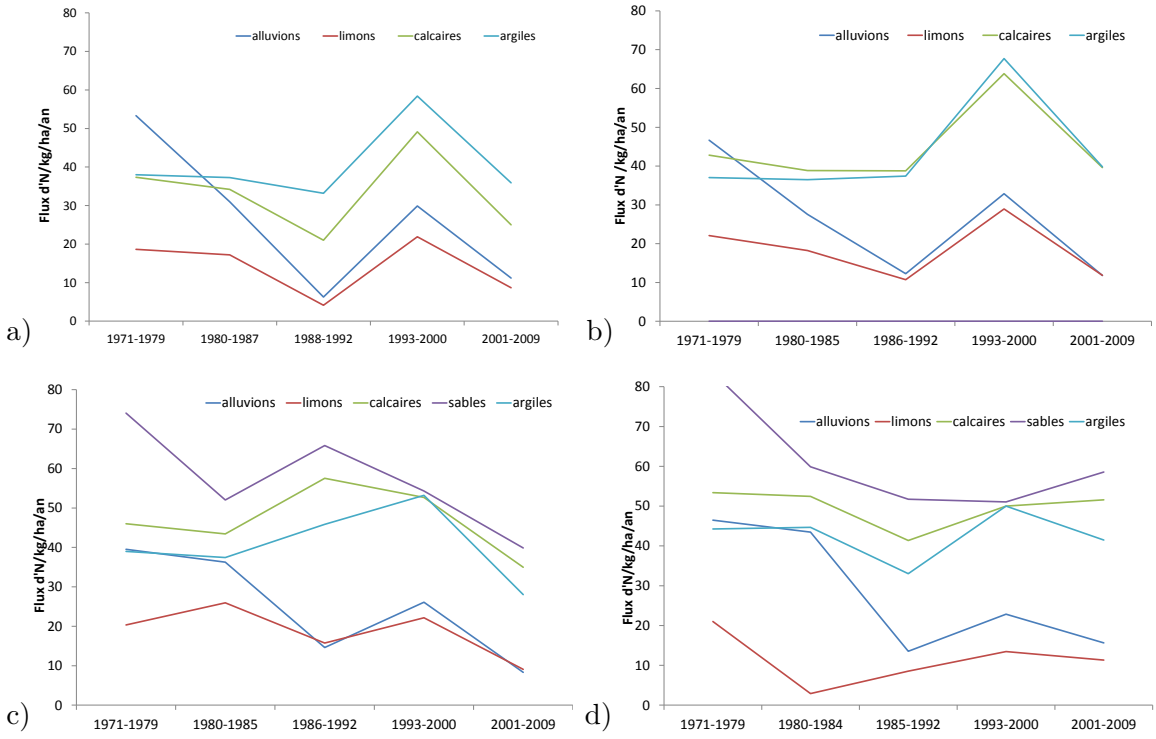


FIGURE 10.6: Flux d'azote annuels moyens sous-racinaires par zones de pratiques agricoles homogènes et par type de sols a) surface agricole de type 6 (Betterave + Blé), b) surface agricole de type 5 (Protéagineux + Maïs + Blé), c) surface agricole de type 2 (surface toujours en herbe + céréales), d) surface agricole de type 1 (Orge + Tournesol)

L'ion nitrate étant la forme de l'azote la plus soluble dans l'eau, il nous intéresse particulièrement comme entrée de la pollution pour la modélisation de son transfert dans les aquifères. D'après les conditions physico-chimiques en milieu tempéré, on considère que l'azote produit à la base du domaine sous-racinaire par STICS est essentiellement sous cette forme. Le flux d'azote sous-racinaire par unité de simulation est ramené au maillage de surface en prenant en compte la surface agricole utile par unité de simulation et la proportion d'occupation de celle-ci sur chaque maille de surface. Le pourcentage de surface agricole utile par maille de surface a été déterminé à partir des données issues de Corine Land Cover (de 1990 à 2006). L'utilisation de ces données permet de mieux spatialiser les zones agricoles. Comme le pourcentage de la SAU est nul dans les zones forestières et urbaines, les concentrations sous-racinaires sur ces surfaces sont considérées nulles. Les données les plus anciennes sur l'occupation du sol par Corine Land Cover datent de 1990 et les surfaces agricoles utiles ont évolué entre 1970 et 1990, sous l'effet de l'urbanisation de l'Île-de-France. Une sous-estimation des flux d'azote entre 1970 et 1990 est donc plausible. Sur la période de 1971 à 2010 le flux d'azote est en moyenne de 3 290 kgN.km^2.an^{-1}. Sur la période de 1977 à 1988 la moyenne des flux est de 3 127 kgN.km^2.an^{-1}, valeur très proche de celle estimée sur cette même période dans le bassin de l'Orgeval par Flipo (2005) avec

3 333 kgN.km^2.an^{-1}.

La quantité de nitrate sous-racinaire lessivée annuellement dépend en partie des précipitations puisque le coefficient de corrélation entre ces deux variables est de 0,85 sur la période de simulation (Fig. 10.7a). On constate sur la figure 10.7b que les deux périodes de fortes lixiviation ont lieu de 1977 à 1982 et de 1998 à 2002, périodes où la pluie efficace est supérieure à 200 mm.an^{-1}. En moyenne le flux de nitrates est de 25 000 tonnes par an avec un écart type de 13 800 tonnes sur la période de 1971 à 2010.

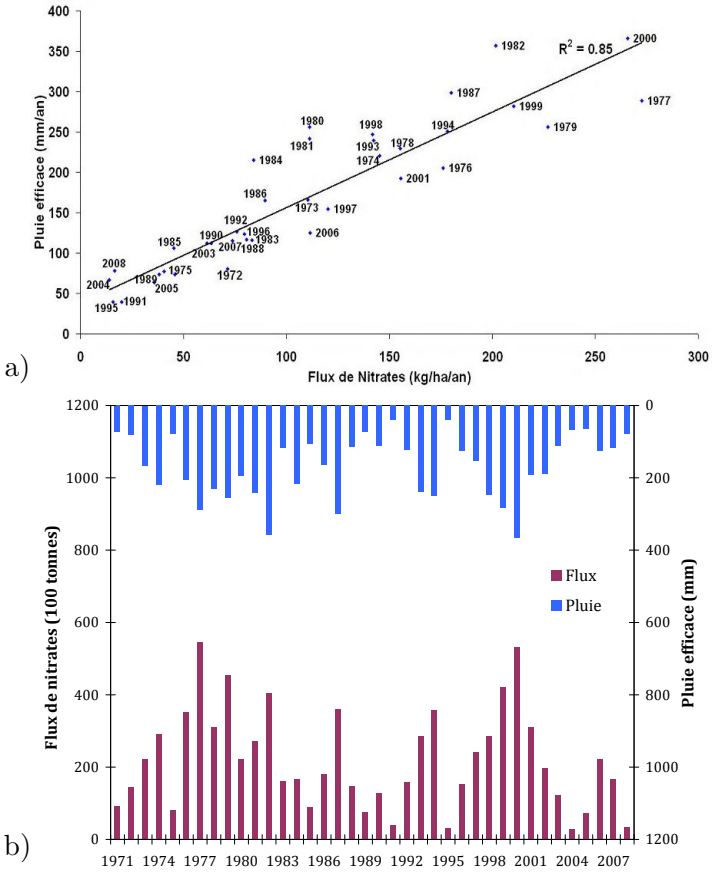


FIGURE 10.7: Relation entre les flux de nitrates sous-racinaires annuels et la pluie efficace calculée par MODSUR sur toute la zone d'étude (a). La distribution de ces deux variables entre 1971 et 2008 est présentée sur la figure b

Une concentration sous-racinaire est calculée à partir des flux de nitrates et des flux d'eau issus du modèle de surface. On prend en compte les flux d'eau issus du bilan hydrique de surface pour obtenir une même correspondance avec le bilan hydrique utilisé par le modèle hydrogéologique (Gomez, 2002). Le calcul des concentrations sous-racinaires ne peut être établi en journalier car le calcul de la lame d'eau drainée par STICS et celle calculée par MODSUR diffèrent à cette échelle temporelle. STICS tient compte de l'évolution des pratiques culturales et des itinéraires techniques au cours de la simulation alors que MODSUR établit un bilan hydrique à partir de fonction production paramétrée avec

des constantes invariables au cours du temps. Gomez (2002) avait notamment observé que les différences entre les deux bilans hydrique sont accentuées lors de fortes variabilités de régimes sec-humide.

A l'échelle décadaire le volume d'eau cumulé simulé par STICS et MODCOU sur l'ensemble de la zone d'étude peut être différent notamment durant les années de faible recharge tel qu'en 1990, 1992 et à partir de 2003 (Fig. 10.8). Cependant dans l'ensemble le bilan en eau entre STICS et MODCOU à ce pas de temps est cohérent.

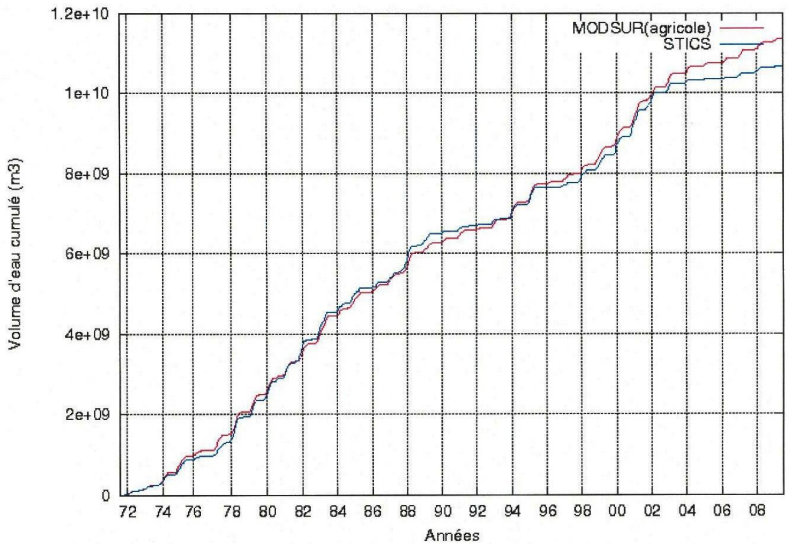


FIGURE 10.8: Comparaison du volume d'eau cumulé (m^3) entre 1972 et 2010 au pas de temps décadaire simulé par STICS et par MODCOU

Les faibles différences entre les flux d'eau calculés par STICS et MODCOU n'affectent pas ou très peu les flux de nitrates transférés dans les différents compartiments du couplage.

10.4 Synthèse

A partir des pratiques agricoles référencées par Schott (2012) sur les quarante dernières années, des zones de pratiques agricoles homogènes ont été définies et caractérisés (assolement, itinéraire technique). Celles-ci sont croisées avec les données météorologiques et pédologiques afin d'établir les unités spatiales de simulation du modèle agronomique STICS.

La simulation agronomique effectuée entre 1971 et 2010 a permis de calculer et de spatialiser les flux d'azote sous-racinaires journaliers sur l'ensemble de la zone étudiée. Ils sont en moyenne sur la période de simulation de 3 290 $kgN.km^2.an^{-1}$. En tenant compte des flux d'eau calculés par MODSUR et de l'occupation du sol, on calcule qu'en moyenne sur la période de simulation 25 000 tonnes de nitrates par an sont lessivés sur la zone

étudiée.

Chapitre 11

Transfert de la contamination nitrique dans les aquifères

Dans un premier temps, nous évoquerons les mesures dont nous disposons pour les eaux souterraines et superficielles. Puis il sera détaillé les différents scénarios de simulations envisagés ainsi que les paramètres à renseigner. Enfin les résultats seront présentés pour chaque scénario étudié.

Sommaire

11.1 Données nitrates 182
11.1.1 Eaux souterraines 182
11.1.2 Eaux superficielles 186
11.2 Prise en compte des échanges nappes-rivières dans le couplage STICS-MODCOU-NEWSAM 187
11.3 Construction des simulations 192
11.3.1 Bassins sur lesquels sont effectués le calcul des concentrations des nitrates en rivières 192
11.3.2 Conduite générale d'une simulation 192
11.3.3 Paramètres des simulations 193
11.3.3.1 La zone non saturée 193
11.3.3.2 Le domaine souterrain 194
11.4 Résultats des scénarios de simulation 194
11.4.1 Concentrations en nitrates simulées pour l'aquifère de l'Oligocène 198
11.4.1.1 Évaluation qualitative 198
11.4.1.2 Évaluation quantitative 199
11.4.2 Concentrations en nitrates simulées dans l'Éocène 202
11.4.2.1 Évaluation qualitative 202
11.4.2.2 Évaluation quantitative 206
11.4.3 Concentrations en nitrates calculées en rivière 209
11.4.4 Simulation des concentrations en nitrates en aquifères avec calcul des concentrations en rivières pondérées par un coefficient d'abattement 212
11.4.5 Retour sur les paramètres finaux du modèle 216

11.4.5.1 Paramètres de la zone non saturée 216
11.4.5.2 Paramètres du domaine souterrain 217
11.5 Bilan du transfert des nitrates dans l'hydrosystème 217
11.5.1 Bilan et évolution sur l'ensemble du domaine souterrain 217
11.5.2 Contamination nitrique de l'hydrosystème 222
11.6 Synthèse 224

11.1 Données nitrates

11.1.1 Eaux souterraines

La base de données constituée dans cette étude provient de plusieurs sources :

- Les données de la base ONQUES (Observatoire National de la Qualités des eaux Souterraines) gérées par le BRGM et renseignées sur l'ensemble du bassin de la Seine ont été utilisées dans le cas de nombreuses évaluations de la qualité nitrique des eaux (Viavattene, 2006; Flipo, 2005; Philippe, 2011). Ces données disponibles sont des moyennes annuelles pour la formation de la Craie, de l'Éocène et de l'Oligocène. Elles sont essentiellement utilisées dans cette étude pour caractériser la contamination nitrique dans l'Oligocène.
- La base de données d'AQUI'Brie plus complète et plus détaillée que la précédente. Elle renseigne notamment les teneurs en nitrates à des dates très anciennes (à partir de 1920) et chaque point est attribué à un aquifère donné. Cette base a été constituée en regroupant les données issues de différents producteurs (AQUI'Brie, BRGM, DRIEE, AESN, ESP).

Les teneurs en nitrates sont souvent mesurées dans des forages captant plusieurs formations aquifères. Les concentrations renseignées pour ces ouvrages dans les bases de données sont mesurées dans les eaux d'exhaures, issues donc d'un mélange entre des eaux de compositions chimiques différentes.
A partir des données BSS relatives aux points de prélèvements, on peut déterminer les formations aquifères captées. Ce travail a été effectué pour tous les points référencés dans la base ONQUES et une comparaison a été effectuée avec les points référencés dans la base d'AQUI'Brie. Les différences en terme d'affectation des formations apparaissent essentiellement dans la partie est, zone où la nappe de l'Éocène forme un aquifère unique. Ces points litigieux n'ont pas été pris en compte dans la base de données finale.
Selon la conceptualisation du modèle, les données ont été ensuite redistribuées par formation aquifère modélisée. En fonction de la disponibilité des données BSS, le pourcentage relatif de contribution de chaque formation a été calculé selon la profondeur de la crépine et la hauteur mouillée de la nappe. Lorsque ces données n'étaient pas disponibles, la répartition du pourcentage par couche est similaire à celle appliquée pour les prélèvements (Chapitre 6, section 2.3).

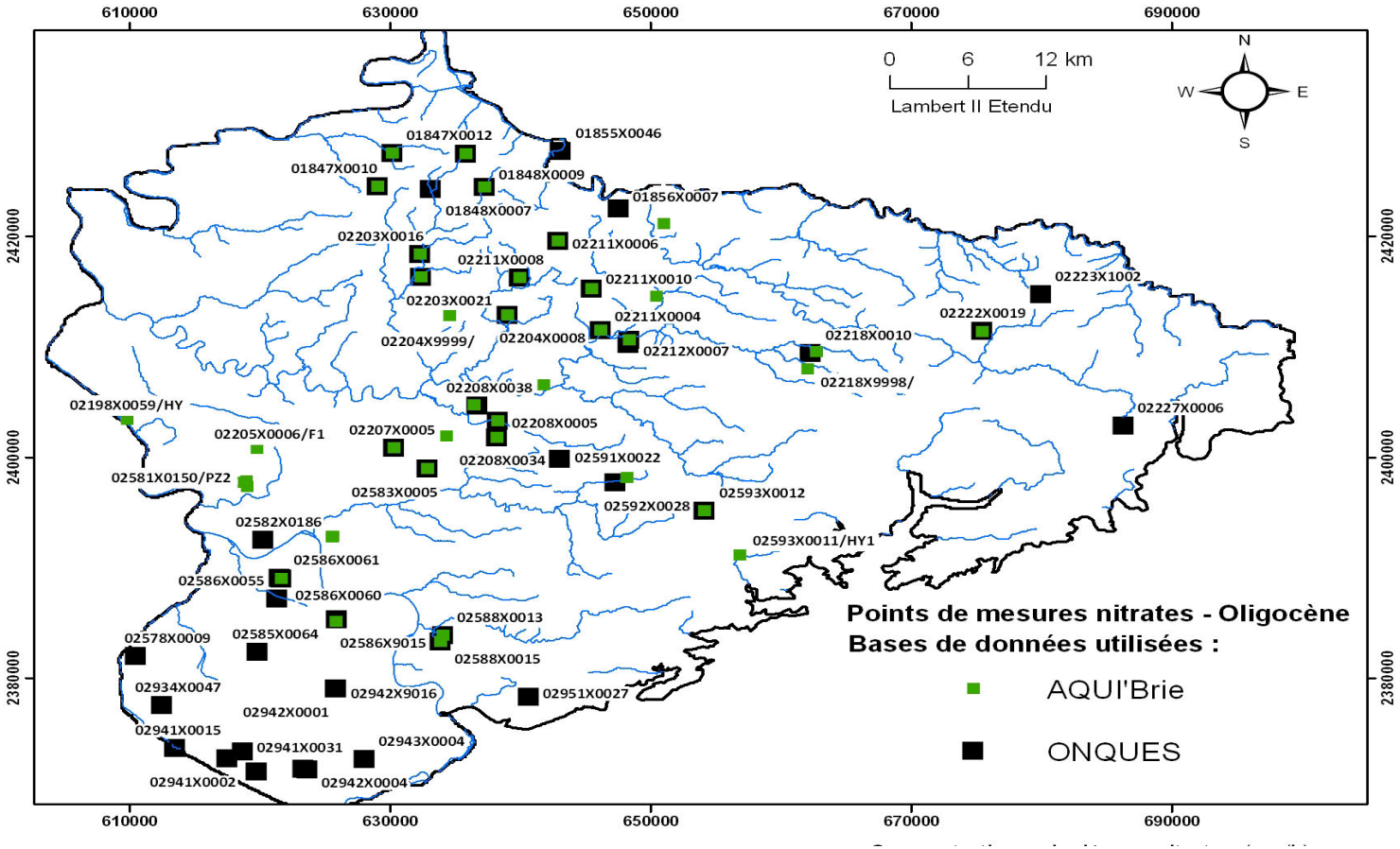


FIGURE 11.1: Localisation des points de mesures des nitrates dans l'aquifère de l'Oligocène

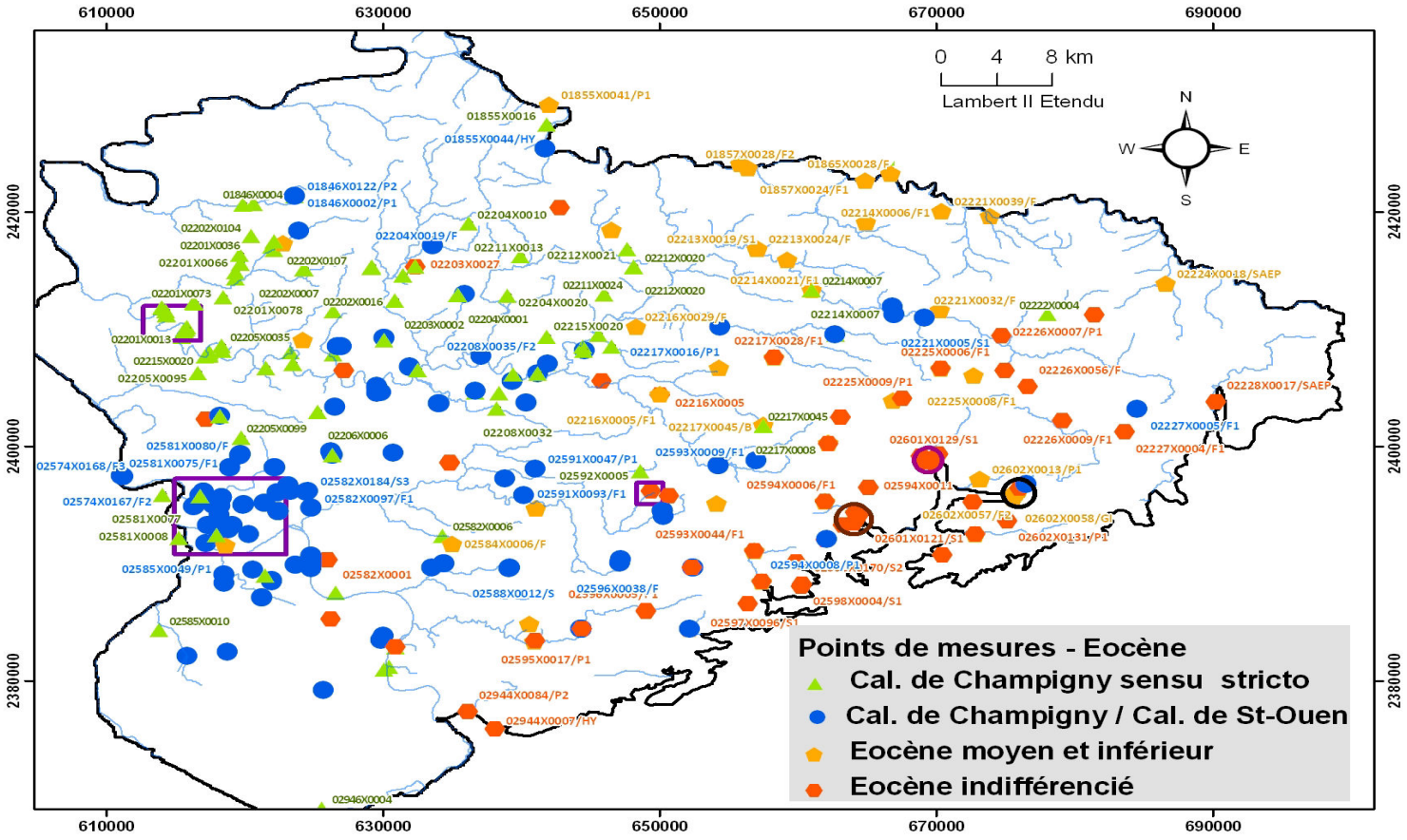


FIGURE 11.2: Localisation des points de mesures des nitrates dans les niveaux aquifères de l'Éocène. Dans les carrés violets sont situés les captages considérés prioritaires dans le cadre de cette étude. Dans le cercle marron, violet et bleu sont localisés respectivement les sources du Dragon, du Durteint et de la Voulzie

Les concentrations en nitrates de la nappe de l'Oligocène sont mesurées essentiellement en des sources (Fig. 11.2a) et dans quelques forages qui sont situés dans la région de la Brie Boisée, au nord de la Brie Humide et au sud, zones où l'épaisseur de cette formation favorise son exploitation. Il n'y a quasiment pas de points de mesures dans la partie est du modèle.

La répartition des points de mesures par aquifères captés dans l'Éocène suit celle des prélèvements car la plupart des mesures des teneurs en nitrates proviennent de forages exploités (Fig. 11.2b). Les points de mesures dans l'aquifère des Calcaires de Champigny *stricto sensu* sont situés de la partie médiane jusqu'à l'aval de l'Yerres ainsi qu'au nord de ce cours d'eau. Ceux dans l'Éocène inférieur *stricto sensu* sont localisés au nord de l'Aubetin et le long du Grand Morin.
Les points de mesures dans les calcaires de Champigny et dans le Calcaire de St-Ouen sont localisés essentiellement dans la Fosse de Melun, en rive gauche de la Seine et le long de la partie médiane de l'Yerres. Les mesures dans l'Éocène indifférencié sont principalement situées le long de la cuesta d'Île-de-France et dans le bassin du Provinois.

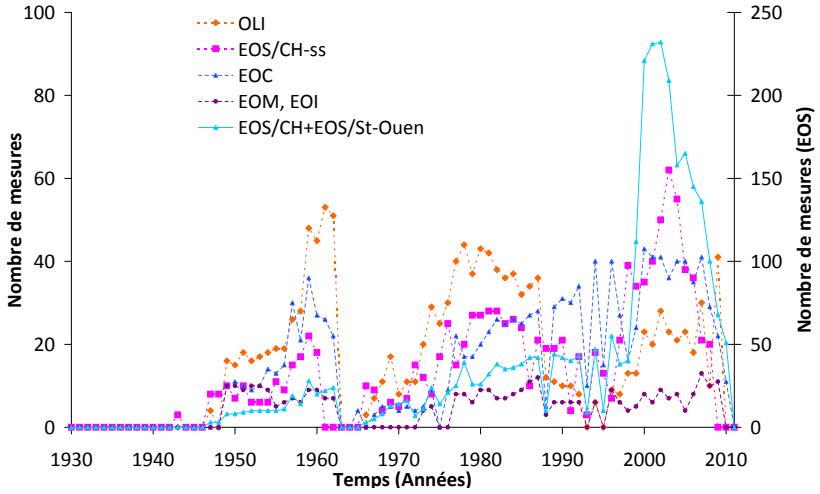


FIGURE 11.3: Nombre de mesures par aquifères entre 1931 et 2011 : Calcaires de Brie, Sable de Fontainebleau (OLI) ; Calcaires de Champigny *stricto sensu* (EOS/CH-ss) ; Calcaires de Champigny/Calcaires de St-Ouen (EOS/CH + EOS/STOUEN) ; Éocène indifférencié (EOC) ; Éocène inférieur (EOM-Lutétien, EOI-Yprésien)

Les concentrations en nitrates de la nappe de l'Oligocène sont bien renseignées sur la période de 1970 à 1985 (Fig. 11.3). A partir des années 90, le nombre de mesures diminue dû à l'abandon de certains points de prélèvements causé par la forte pollution de cette ressource ($[NO_3^-] > 80$ mg.L^{-1}) rendant son exploitabilité moins intéressante. Aucune chronique continue observée de 1970 à 2010 n'est disponible.

Les chroniques de mesures des concentrations en nitrates dans l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu* sont relativement plus continues dans le temps notamment dans la basse vallée de l'Yerres. Le nombre de mesures sur les ouvrages captant plusieurs

formations (EOS/CH+EOS/St-Ouen, EOC) augmente au cours du temps du fait de l'implantation de nouveaux captages notamment dans la fosse de Melun à partir de 1990. Le nombre de mesures dans l'aquifère de l'Éocène inférieur est très faible (inférieur à 15 mesures par an).

11.1.2 Eaux superficielles

Comme pour les données souterraines, les points de mesures des nitrates sont nombreux mais les chroniques sont très discontinues dans le temps et les stations de mesures ne correspondent pas dans l'ensemble aux stations hydrométriques ce qui empêche toute évaluation des flux de nitrates par bassin versant. Les données de la contamination nitrique proviennent de la base de données utilisée par SAFEGE et SOGREAH dans le cas de l'étude BAC (Fig. 11.4). Le nombre de mesures est en général inférieur à dix par points de prélèvements. Seuls, pour ceux situés sur l'Yerres, l'Almont et la Marsange, où plus de 200 teneurs sont renseignées.

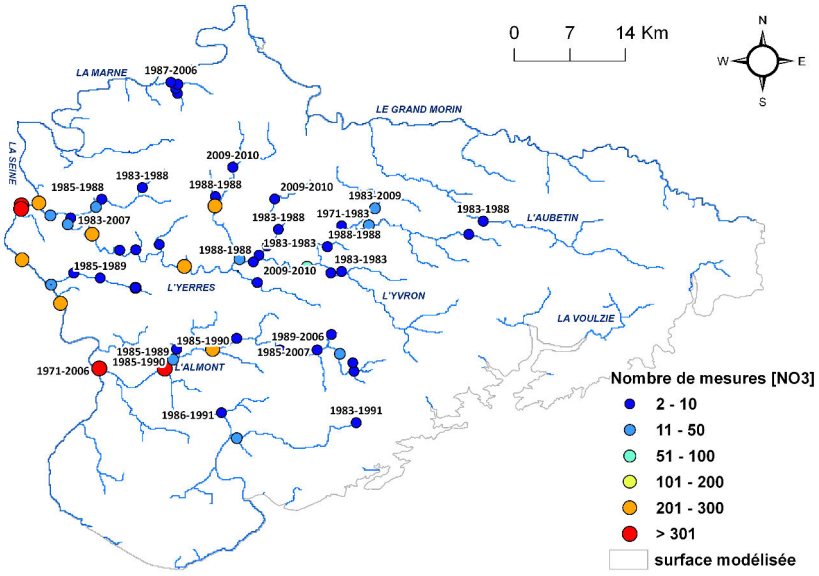


FIGURE 11.4: Nombres de mesures des concentrations en nitrates en rivières pendant la période concernée

Les concentrations en nitrates de la Seine mesurées entre les différentes stations situées entre Melun et Ablon-Sur-Seine suivent un cycle annuel similaire à celui observé dans l'Yerres et l'Aubetin. Les teneurs augmentent en hiver et au printemps et baissent en été avec un minimum atteint entre septembre et octobre (Fig. 11.5).

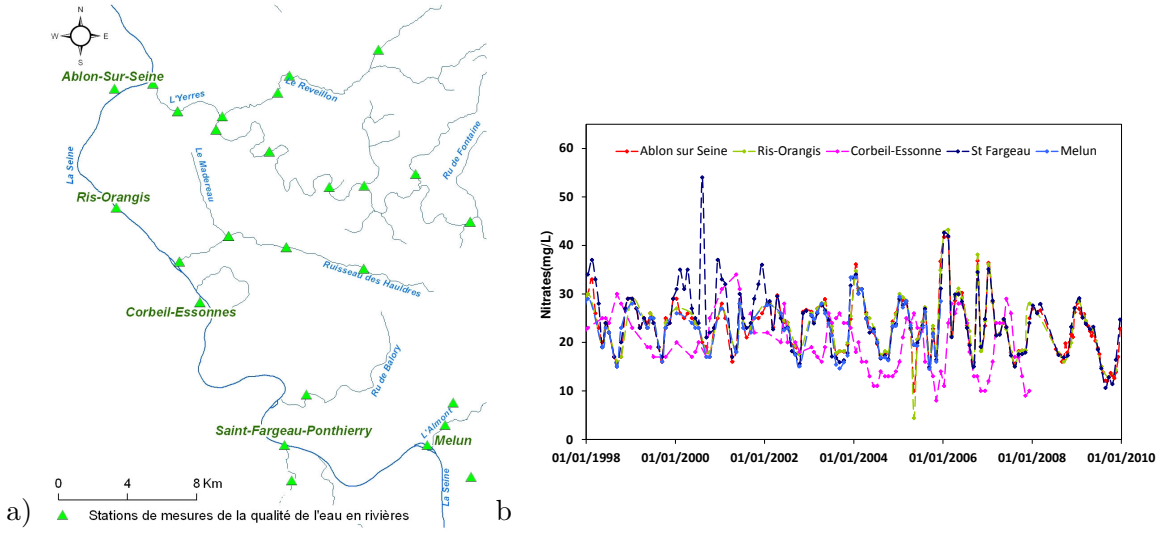


FIGURE 11.5: Localisation des stations de mesures de la qualité des eaux de la Seine (a) et évolution des concentrations en nitrates mesurées entre 1998 et 2010 (b).

11.2 Prise en compte des échanges nappes-rivières dans le couplage STICS-MODCOU-NEWSAM

Comme détaillé dans le chapitre 5, l'eau s'infiltrant à partir des rivières représente une part importante de la recharge des aquifères notamment sur la superficie des BAC de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres (jusqu'à 50 %). Le programme NEWSAM a été conçu pour simuler les transferts d'eau et de soluté dans des aquifères multicouches. Il ne calcule pas de manière couplée les écoulements d'eau de surface (routage du ruissellement, écoulements en rivières) et les écoulements en nappe comme c'est le cas pour le modèle MODCOU. Les échanges nappes-rivières calculés par NEWSAM ne dépendent donc pas du débit disponible en rivières (Chapitre 9, équation 9.6). Au cours du temps, le débit calculé le long des zones de pertes en rivières ne dépend que de la différence de charge hydraulique et du débit *Qlim* fixé. Elles peuvent donc différer de celles calculées par MODCOU.

Pour assurer la compatibilité du bilan hydrique entre NEWSAM et MODCOU, les débits échangés entre les rivières et les nappes calculés par MODCOU ont été intégrés dans NEWSAM, sous forme de recharge locale des aquifères. Les débits exfiltrés de la nappe vers la rivière dépendent de la différence de charge hydraulique comme dans MODCOU. On remarque sur la figure 11.6a que les niveaux piézométriques simulés par NEWSAM et MODCOU sont assez similaires lorsqu'on procède ainsi. Par contre on observe que les niveaux piézométriques baissent si on interdit l'infiltration par les rivières et augmentent si on laisse NEWSAM calculer les échanges nappes-rivières c'est à dire sans les limiter par le débit disponible en rivières tel que réalisé dans MODCOU. Un tel calcul provoque

une augmentation de la drainance descendante (Fig. 11.6c) et du stockage en aquifère notamment pour les calcaires de Champigny (Fig. 11.6d).

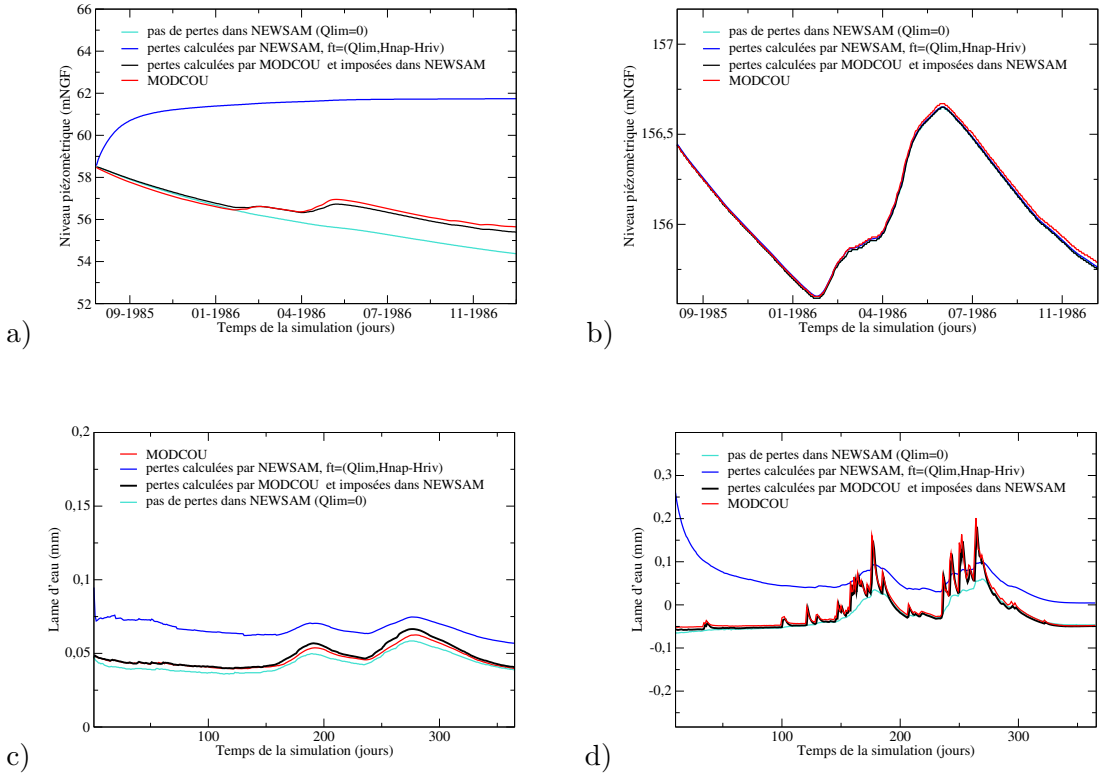


FIGURE 11.6: Comparaison de simulations prenant en compte différemment les échanges nappe-rivière : Charges hydrauliques simulées au piézomètre de Champdeuil (a) et de Rupéreux (b), lame d'eau stockée (c) et drainée (mm/j) (d) durant l'année hydrologique de 1985 pour l'aquifère des calcaires de Champigny.

Le traitement des non-linéarités diffère entre les deux modèles déréglant le calage du modèle hydrodynamique. Ainsi les niveaux piézométriques peuvent être modifiés localement et les bilans en eau peuvent légèrement différer. Dans les zones où les aquifères sont peu influencés par les échanges rivière-nappe, les niveaux piézométriques simulés par MODCOU et par NEWSAM sont très similaires (Fig. 11.6b).

Les concentrations en nitrates en rivières étant supérieures dans l'ensemble à 30 mg.L^{-1}, le flux de nitrates entrant par l'infiltration des rivières n'est certainement pas négligeable en termes d'apport de contaminant dans les aquifères. Ainsi la question qui se pose est la possibilité, à partir des outils dont on dispose, de calculer les concentrations en nitrates dans les cours d'eaux au cours du temps. Aucun des modèles ne permet de calculer les transformations géochimiques pouvant éventuellement se dérouler dans la zone riparienne (dénitrification liée à la dégradation de la matière organique, par consommation de la pyrite lorsqu'elle est présente) et dans les cours d'eau (prélèvements par les producteurs

primaires, stockage des nitrates dans les sédiments, dénitrification).

L'hypothèse est dans un premier temps de négliger les processus géochimiques. Ainsi en considérant les nitrates comme conservatifs dans le système, la concentration en nitrates à l'exutoire d'un bassin ($[NO_3^-]_B$) dépend des flux de nitrates et des flux d'eau produits à l'intérieur de celui-ci selon l'équation 11.1.

$$[NO_3^-]_B = \frac{\sum_{i=1}^{i=N} F_{NO_3^-}(i)}{\sum_{i=1}^{i=N} F_{eau}(i)} \tag{11.1}$$

avec B le numéro du bassin, i une maille en surface appartenant à ce bassin et N le nombre total de mailles situées dans ce bassin, $\mathrm{F}_{NO_3^-}(i)$ et $\mathrm{F}_{eau}(i)$ sont respectivement les flux de nitrates et les flux d'eaux produits sur la maille i.

Les flux d'eaux et de nitrates drainés vers les cours d'eau sur le bassin proviennent :

1. *du ruissellement* (F_{ruis})
2. *des nappes* (F_{inf})

D'après la figure 11.7 après le transfert dans la zone non saturée, les nitrates transportés dans les aquifères peuvent être transférés vers la rivière :

- par débordement des nappes ($\mathrm{F}_{deb-nappe}$). Le niveau piézométrique de la nappe phréatique est supérieur à la cote topographique. Cela peut se produire au niveau des plateaux notamment en hiver et donner lieu à des lignes de sources.
- par échanges nappes-rivières ($\mathrm{F}_{alim-nap}$). Quand la nappe et la rivière sont connectées hydrauliquement et quand la nappe contribue à alimenter la rivière.

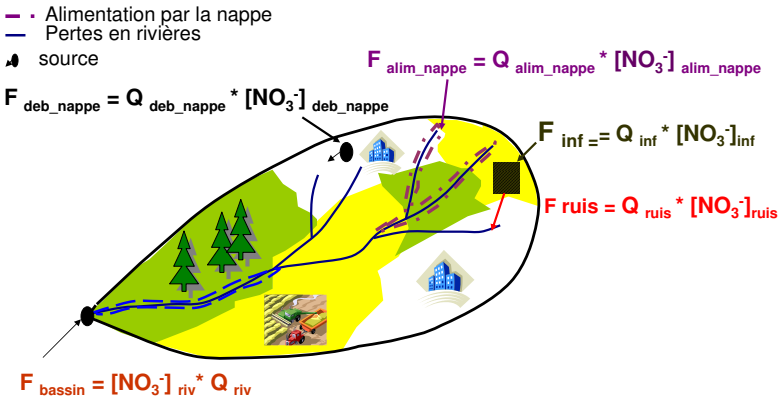


FIGURE 11.7: Bilan des flux de nitrates sur un bassin versant

L'équation 11.2 devient alors :

$$[NO_3^-]_B = \sum_{i=1}^{i=N} \left(\frac{F_{NO_3^- ruis}(i) + F_{NO_3^- deb-nappe}(i) + F_{NO_3^- alim-nap}(i)}{F_{eau\ ruis}(i) + F_{eau\ deb-nappe}(i) + F_{eau\ alim-nap}(i)} \right) \tag{11.2}$$

Cette équation de bilan des nitrates est valable pour chaque maille rivière si l'on considère qu'entre sa production à la base de la zone sous-racinaire et la rivière l'ion nitrate reste conservatif.

Les proportions relatives des flux de nitrates issus des différents compartiments de l'hydrosystème varient au cours du temps. Ainsi le flux produit par ruissellement dépend à la fois de l'intensité de la pluie et de la lixiviation de l'azote, elle-même fonction des conditions météorologiques. En période d'étiage, le débit minimum en rivière dépend de l'apport de l'eau par les nappes, c'est à dire de la quantité d'eau produite par débordement et des échanges nappes-rivières qui ont lieu majoritairement en tête de bassin dans la zone d'étude (d'après les résultats de la modélisation hydrogéologique).

Le flux de nitrates qui peut s'infiltrer le long des cours d'eau va dépendre du flux de nitrates émis sur le bassin mais aussi de la lame d'eau infiltrée, plus importante en hiver et au printemps d'après le fonctionnement hydrogéologique (Chapitre 8 - Fig. 8.8).

Intégration du bilan en nitrates dans NEWSAM :
Sur un pas de temps donné, les flux de nitrates provenant des rivières vont s'additionner aux flux de nitrates diffus issus de la zone non saturée. Les flux de nitrates produits par ruissellement sont calculés à partir de la lame d'eau ruisselée sur chaque maille de surface (MODSUR) et de la concentration sous-racinaire calculée par STICS. Le calcul des transferts dans le système est réalisé sur un pas de temps suffisamment grand pour excéder le temps de concentration du bassin et permet ainsi de lisser les hétérogénéités. Les flux de nitrates provenant de la nappe émis en rivières dépendent à la fois du débit échangé entre la surface et le souterrain et des concentrations en nitrates des aquifères qui sont calculées par NEWSAM à la fin du pas de temps précédent.

Le bilan des flux permet de calculer une concentration en nitrates par bassin. Celle-ci est imposée aux débits se ré-infiltrant par les rivières selon le schéma 11.8.

L'ensemble de la chaîne de modélisation est récapitulé dans la figure 11.9.

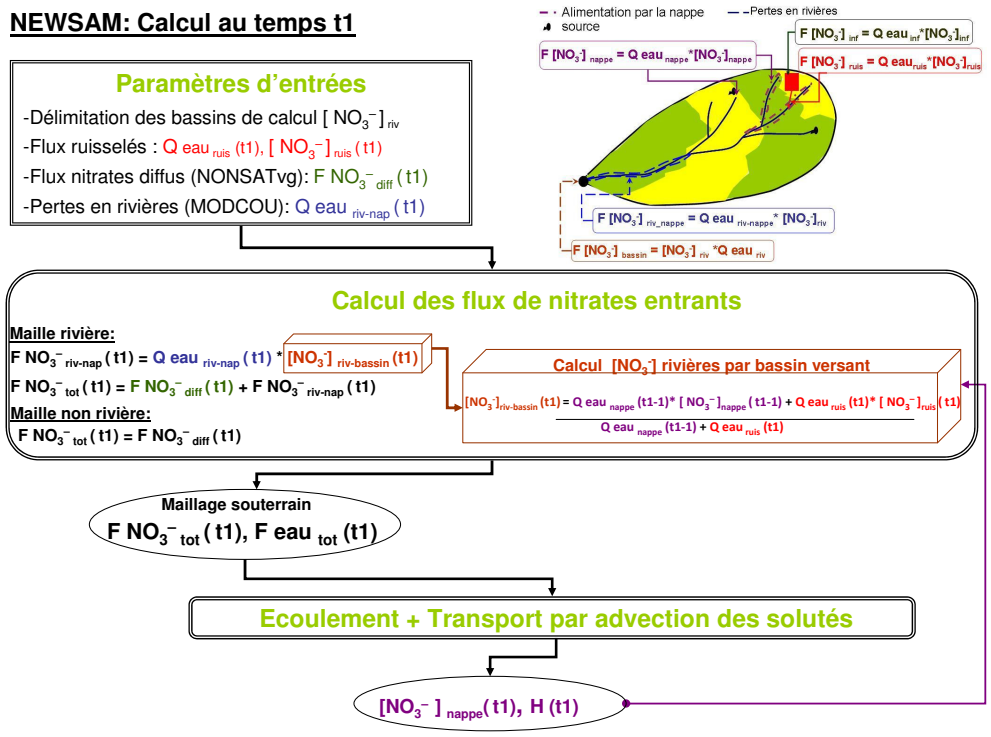


FIGURE 11.8: Piézométrie et concentrations en nappes calculées à t1 en tenant compte d'un flux de nitrates provenant des rivières

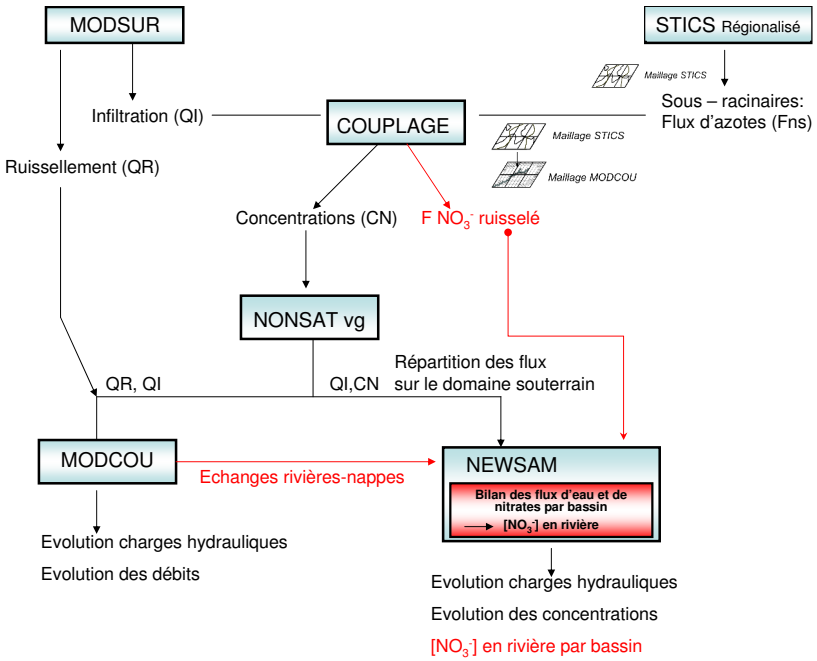


FIGURE 11.9: Modification du schéma de couplage STICS-MODCOU-NEWSAM pour prendre en compte les flux de nitrates issus des pertes en rivières

11.3 Construction des simulations

11.3.1 Bassins sur lesquels sont effectués le calcul des concentrations des nitrates en rivières

Le calcul des concentrations en rivières n'est établi que sur les bassins totalement inclus dans la zone modélisée. Le calcul sera donc mené notamment sur le bassin de l'Almont, de l'Aubetin, de l'Yerres, du Chatêlet, de la vallée Javot (Fig. 11.10).

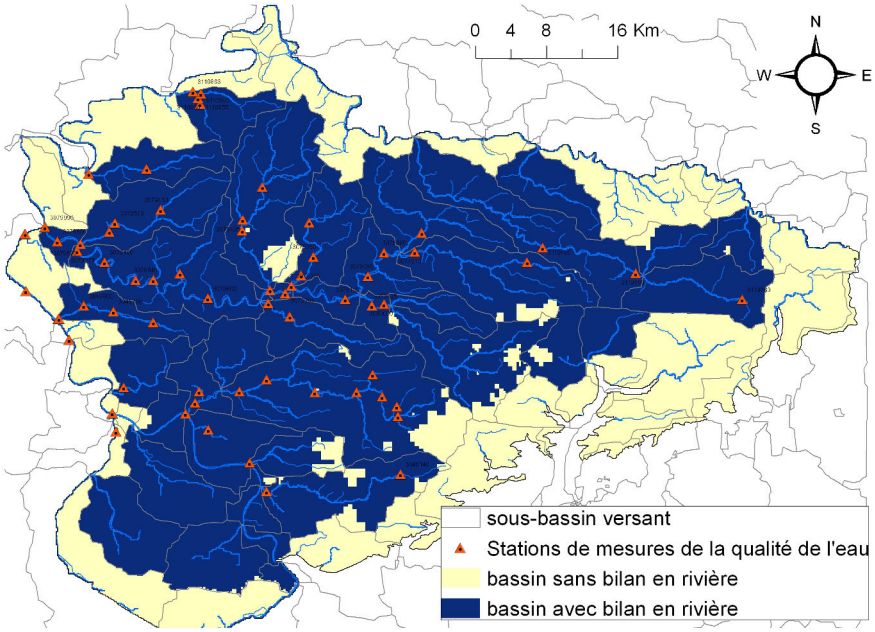


FIGURE 11.10: Bassins versants sur lesquels les concentrations en rivières sont calculées (bleu).

Si les bassins versants ont une superficie supérieure à 500 km^2, ils sont divisés en plusieurs sous-bassins versants en fonction de la position des stations de mesures des concentrations en nitrates en rivières.

Lorsqu'un gouffre se trouve sur le parcours d'une lame d'eau ruisselée, l'eau va s'infiltrer vers le milieu souterrain au lieu d'être routée vers la rivière. Le flux de nitrates ruisselé correspondant ne doit pas être pris en compte dans le calcul des concentrations en nitrates. Ainsi les zones en surfaces contribuant à alimenter les gouffres des plateaux échappent au bilan de surface de ce bassin.

11.3.2 Conduite générale d'une simulation

La principale difficulté rencontrée dans la modélisation de la contamination nitrique est l'initialisation du système. Notre simulation part de 1971, date à partir de laquelle on peut calculer les apports en nitrates (simulation STICS). Il est illusoire d'imposer une carte de concentrations initiales en nitrates, car il est impossible d'associer une concentration

similaire dans le système notamment dans la zone non saturée. Pour contourner cette difficulté, on réalise une phase d'initialisation sur N années pour "charger" le système en nitrates avant le début du calcul effectif.

L'objectif de cette phase d'initialisation est de reconstituer par aquifère une concentration proche de celle observée. Pour ce faire, nous avons appliqué une simulation transitoire avec une évolution linéaire entre une valeur nulle et une valeur moyenne des flux d'azote calculés par STICS durant la première période homogène des pratiques agricoles. Les flux d'eau appliqués correspondent à la moyenne de la recharge sur la même période que le calcul des flux d'azotes. Une approche similaire a été utilisée précédemment pour la modélisation de la contamination nitrique dans le bassin de la Seine (Philippe, 2011; Viennot et al., 1010; Viavattene, 2006). Les différentes tentatives montrent qu'une simulation avec ces flux appliqués sur une durée de 40 ans conduisent à des concentrations dans les nappes cohérentes avec celles mesurées en 1971.

Pour le calcul effectif, nous disposons des flux d'azote sous racinaires calculés par STICS, de la recharge (somme de l'infiltration sur les affleurements des formations estimée par MODSUR et des échanges rivières-nappes calculés par MODCOU), ce qui permet de modéliser le transfert des nitrates selon différents scénarios de simulations détaillés ci-après.

Nous n'avons pas tenu compte pour ces simulations de l'apport de nitrates provenant des rejets des stations d'épuration (STEP) puisque l'azote émis est essentiellement sous forme organique et ammoniacale. En estimant un rejet d'azote à 1,2 $gN\text{-}N0_3{}^{-1}.hab^{-1}.j^{-1}$ (Flipo, 2005) [1] et en considérant que 787 000 habitants sont raccordés à un réseau d'assainissement collectif sur la zone d'étude (Reynaud et al., 2012), on obtient un flux annuel rejeté en rivière de 344 $tN\text{-}N0_3{}^{-1}.an^{-1}$. Cet apport est négligeable par rapport au flux moyen annuel issu de la lixiviation des sols cultivés (5 500 $tN\text{-}N0_3{}^{-1}.an^{-1}$).

11.3.3 Paramètres des simulations

11.3.3.1 La zone non saturée

Pour modéliser le transfert des nitrates dans la zone non saturée, le domaine de surface est découpé en zones homogènes pour lesquelles le nombre de réservoirs, la constante de vidange et les paramètres du transfert des nitrates sont identiques (Chapitre 9). Les paramètres liés au transfert des nitrates sont définis à partir des lois de Van Genuchten (α, n et la porosité ω). Initialement les valeurs renseignées sont celles utilisées pour la modélisation de la contamination nitrique sur le bassin de la Seine (Philippe, 2011) qui sont définies par Carsel and Parrish (1998) et Brouyère (2006).Ces paramètres pourront par la suite être modifiés lors des simulations de la contamination nitrique (Tab. 11.1).

1. Flux spécifique moyen estimé à partir des campagnes de terrain menés aux stations d'épuration situés sur le bassin du Grand Morin en 2000

Fonctions de productions	$\tau[j]$	$\alpha[\mathrm{m}^{-1}]$	n	$\omega[\mathrm{m.m}^{-1}]$
Surface anthropisé (FP1)	5	7.5	1.89	0.41
Alluvions (FP8, FP3)	3	1.6	1.37	0.46
Limons (FP5, FP10, FP14)	5	3.6	1.56	0.43
Calcaires (FP4, FP9, FP13)	4	0.1	1.1	0.41
Sables (FP6, FP11, FP15)	1	5.9	1.48	0.39
Marnes (FP7, FP12, FP16)	6	0.8	1.09	0.38

TABLE 11.1: Paramètres de transfert des nitrates selon les types de zones non saturées

11.3.3.2 Le domaine souterrain

Les paramètres du domaine souterrain sont ceux utilisés pour le modèle hydrogéologique. Pour le transport des nitrates au cours du temps, il faut renseigner pour chaque aquifère la porosité cinématique. Pour les formations semi-perméables la porosité cinématique initiale est entre 1 et 2 % (Johnson, 1967). Pour la formation de l'Oligocène, une distinction de la valeur de la porosité cinématique a été faite entre les zones à forte épaisseur de sable (tel que dans la forêt de Fontainebleau) avec une porosité de 30 %, et des zones meuliérisées avec une valeur initiale inférieure à 10 %. La porosité cinématique initiale pour l'Éocène est équivalente à la porosité de drainage obtenue lors de la modélisation hydrogéologique.

11.4 Résultats des scénarios de simulation

L'hydrosystème simulé étant multicouche, l'évolution des concentrations en nitrates dans la couche modélisant l'aquifère des Calcaires de Champigny simulée va dépendre des teneurs en nitrates modélisées dans les autres couches. Ainsi on s'attachera tout particulièrement à reproduire dans un premier temps l'évolution des concentrations dans la nappe phréatique de l'Oligocène et sur les zones d'affleurements des calcaires de Champigny *stricto sensu*.
De même on s'appuiera préférentiellement sur la comparaison des concentrations simulées et observées aux points de mesures captant l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu* pour caler la porosité cinématique car on ignore la part de contribution de chaque aquifère à la concentration en nitrates des eaux des ouvrages captant plusieurs aquifères.

L'évaluation des teneurs en nitrates simulées est effectuée en comparant qualitativement les concentrations simulées à celles observées aux forages entre 1971 et 2011 mais aussi quantitativement en calculant le biais et la RMSE (Chapitre 7, section 1.4) sur l'ensemble de la simulation. Afin de déterminer le scénario de simulation permettant de représenter au mieux les teneurs en nitrates dans les aquifères, nous comparons les RMSE calculées en chaque point de mesures entre les différents scénarios. Pour l'évaluation qualitative, seul quelques points de mesures sont présentés.

On s'intéresse plus particulièrement à reproduire l'évolution générale des concentrations en nitrates. En effet, les données observées dont nous disposons traduisent et intègrent des particularités plus locales (dispersion, hétérogénéité des formations) contrairement aux processus simulés à l'échelle régionale. Ainsi les concentrations simulées pourraient être différentes en un point donné de celles mesurées.

Deux scénarios de simulation ont été définis :

1. **Simulation des concentrations en nitrates en aquifères sans prendre en compte des teneurs en nitrates provenant de l'infiltration des rivières**

   Une première simulation du transfert des nitrates dans les aquifères est effectuée en ne prenant en compte que les flux d'azote diffus sur les zones d'affleurements des différentes formations ce qui revient à considérer des concentrations en rivières nulles.

2. **Simulation des concentrations en nitrates en aquifères avec calcul des concentrations en rivières**

   La méthodologie détaillée dans la section 2 de ce chapitre permet d'effectuer un bilan en nitrates en un point donné d'une rivière pendant la phase de simulation. Ceci n'est pas possible lors de la phase d'initialisation car on ne simule pas les lames d'eaux ruisselées. Pour contourner cette difficulté, une concentration en rivière sera imposée. Les concentrations moyennes en nitrates en rivières sur l'ensemble de la zone modélisée ne sont connues que pour des périodes récentes. Entre 1931 et 1951, les concentrations en rivières ont été fixées à 10 $mg.L^{-1}$, puis entre 1951 et 1971 les concentrations augmentent linéairement jusqu'à la valeur moyenne actuelle mesurée (Fig. 11.11a). A partir de 1971, les concentrations en rivières sont estimées sur les bassins pour lesquels un bilan en nitrates est possible et sur ceux où ce n'est pas le cas, les concentrations en rivières sont constantes et fixées aux valeurs moyennes actuelles mesurées.

   S'agissant de la Seine, cinq stations de mesures de qualité de l'eau situées entre Melun et Ablon-Sur-Seine permettent de connaître l'évolution mensuelle des teneurs en nitrates entre 1971 et 2011. Cela permet d'imposer sur le tronçon de la Seine la médiane mensuelle des teneurs calculée à partir de quatre points de mesures (Fig. 11.11b). La chronique mesurée à Corbeil-Essonne a été exclue du calcul de la médiane en raison d'une dynamique des teneurs différente de celle observée aux autres points de mesures.

Le déroulement des deux simulations incluant la phase d'initialisation de 40 ans est précisé sur la figure 11.12.

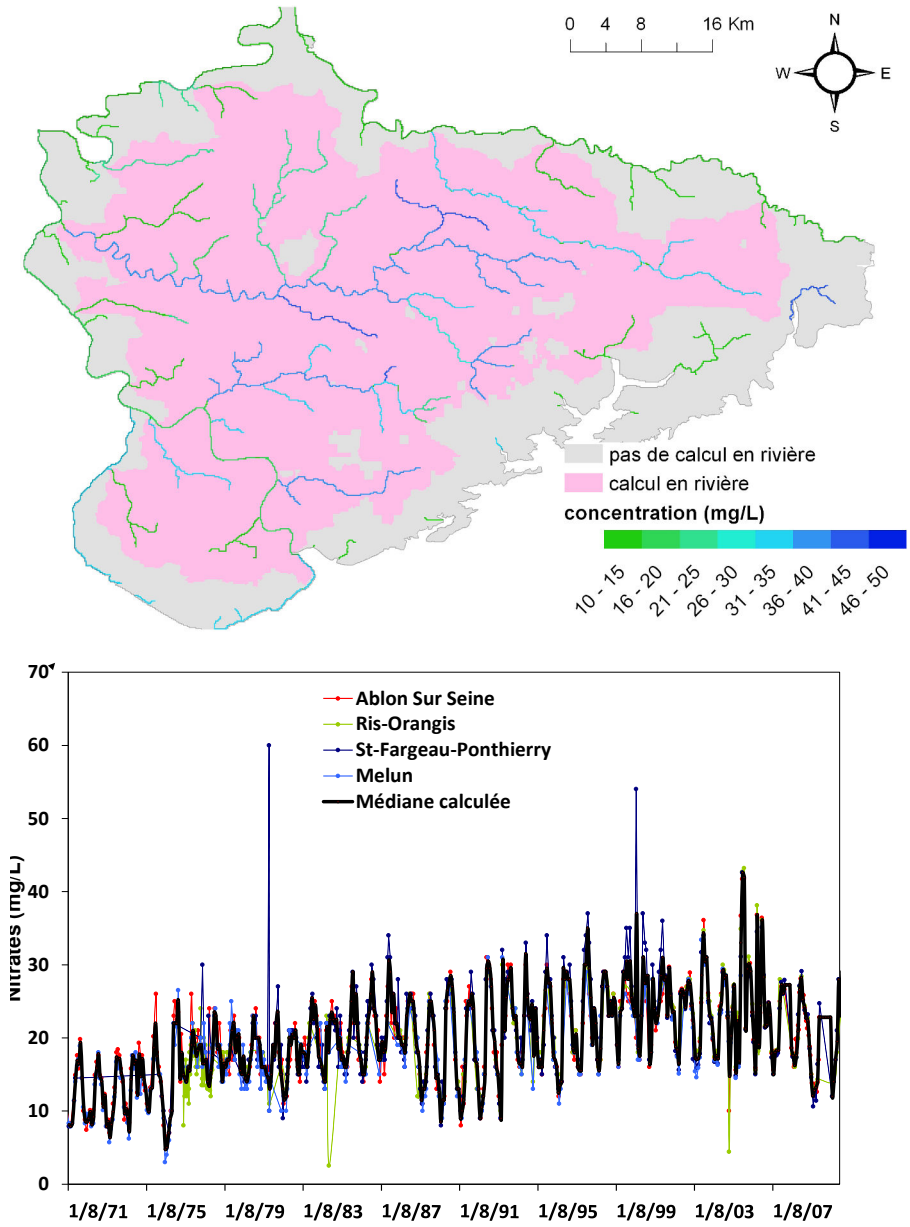


FIGURE 11.11: a) Concentration moyenne en rivières imposée pendant la phase d'initialisation et lors de la phase de calcul sur les rivières où le bilan en nitrates par bassin n'est pas possible, b) Médiane des concentrations mensuelles entre 1971 et 2011 sur la Seine entre Melun et Ablon-Sur-Seine

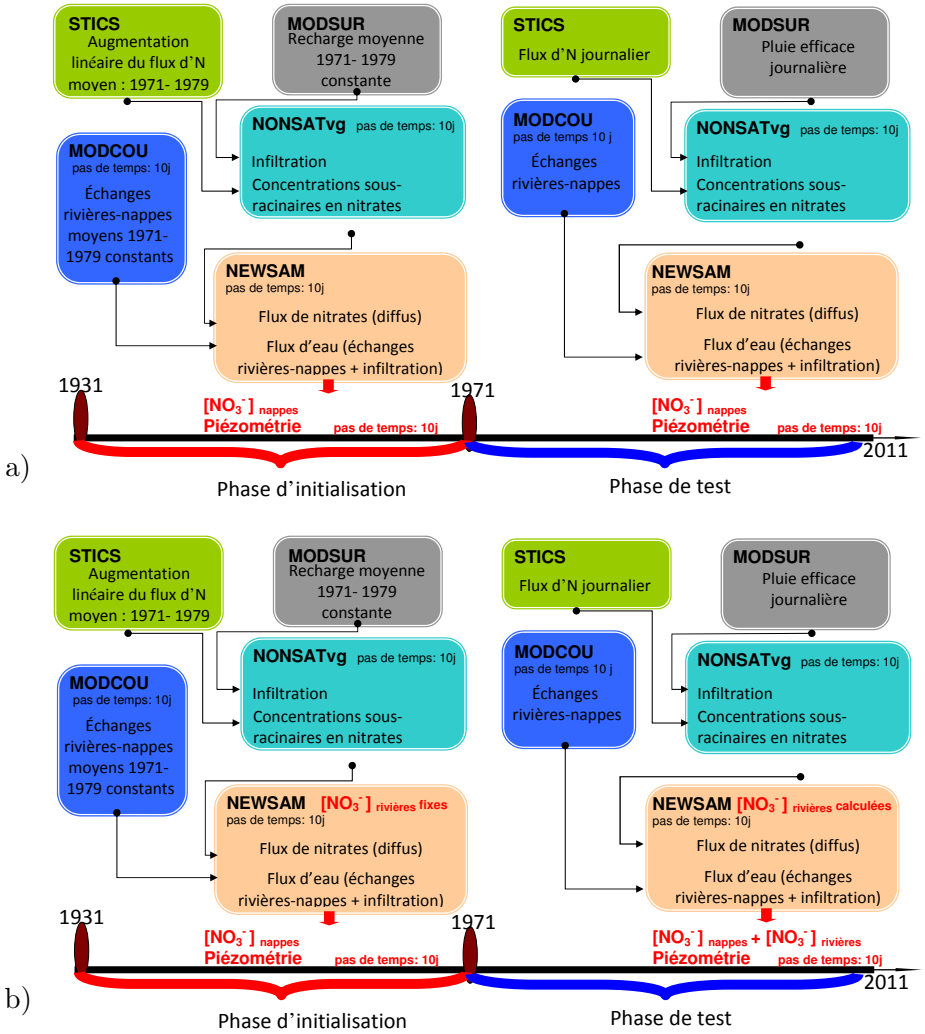


FIGURE 11.12: a) scénario de la simulation 1, b) scénario de la simulation 2

Les forêts occupent plus de 29 % de la zone étudiée. La Brie détient 54 % des forêts du département de Seine et Marne avec un taux de boisement de 21,3 %. Les essences feuillus (chênes, frênes) sont majoritaires et les humus sont essentiellement de type mull. Dans la région de Fontainebleau, on trouve la région forestière la plus densément boisée du département (IFN, 2006). On y trouve de même essentiellement des feuillus (chênes, hêtres) mais aussi des conifères (pin sylvestre). Le type d'humus est bien plus varié qu'en Brie et essentiellement de type moder et mull.
Pour ce type de peuplement, la quantité d'azote lessivé est estimée en moyenne à 5 kg.N-NO_3.ha^{-1}.an^{-1} (Kiese et al., 2011; Futter et al., 2010). Les dépôts atmosphériques, l'âge et le type de peuplement, la végétation au sol, le type d'humus et les minéraux argileux sont autant de facteurs modifiant la quantité d'azote lessivée. Par exemple le peuplement de type feuillus exerce une meilleure influence sur la qualité des eaux d'infiltration que celui des forêts de résineux (Gundersen et al., 2006; Bäumler and Zech, 1999; Callesen et al., 1999). La gestion du peuplement modifie le lessivage des éléments nutritifs. Ainsi après des coupes rases, Benoit and Fizaine (1999) ont pu observer une augmentation de la lixiviation de l'azote. L'interpolation des données observées dans plusieurs sites en Europe est difficile puisqu'une multitude de facteurs influence la quantité de nitrates lessivée (Hegg et al., 2006). En considérant un lessivage moyen de 5 kg.N-NO_3.ha^{-1}.an^{-1} et une pluie efficace de 164 mm.an^{-1}, on estime que la quantité de nitrates sous-racinaires est de 12,5 mg.L^{-1}. Cette valeur est bien plus élevée que la teneur médiane en nitrates de l'eau sous-racinaire mesurée en Lorraine sous une forêt de feuillus de 1,99 mg.L^{-1}(Benoît et al., 1995). Au vu des concentrations observées dans la forêt de Fontainebleau (Fig. 11.13 d), nous avons décidé d'imposer une concentration sous-racinaire de 8 mg.L^{-1}sur les surfaces occupées par des forêts.

11.4.1 Concentrations en nitrates simulées pour l'aquifère de l'Oligocène

11.4.1.1 Évaluation qualitative

Cette nappe phréatique réagit rapidement aux fluctuations des flux de nitrates car l'épaisseur de la formation est très faible.
L'évolution des concentrations en nitrates simulée au niveau des zones agricoles semble bien reproduite notamment au nord de l'Yerres (Fig. 11.13a) et en Brie Française (Fig. 11.13b). Cependant on sous-estime les teneurs lors des périodes de fort lessivage de l'azote tel que dans les années 1980 et les années 2000 (Fig. 11.13c). La concentration sous-racinaire imposée sous forêts permet de simuler des teneurs cohérentes dans l'aquifère tel qu'au point 02941X9016 situé dans la forêt de Fontainebleau.
Les concentrations en nitrates calculées dans l'Oligocène sont très similaires dans les deux simulations. Cette nappe est donc très peu impactée par l'ajout du calcul par bassin des concentrations en rivières car les échanges se situent majoritairement en tête de bassin et

c'est donc principalement la rivière qui draine la nappe.

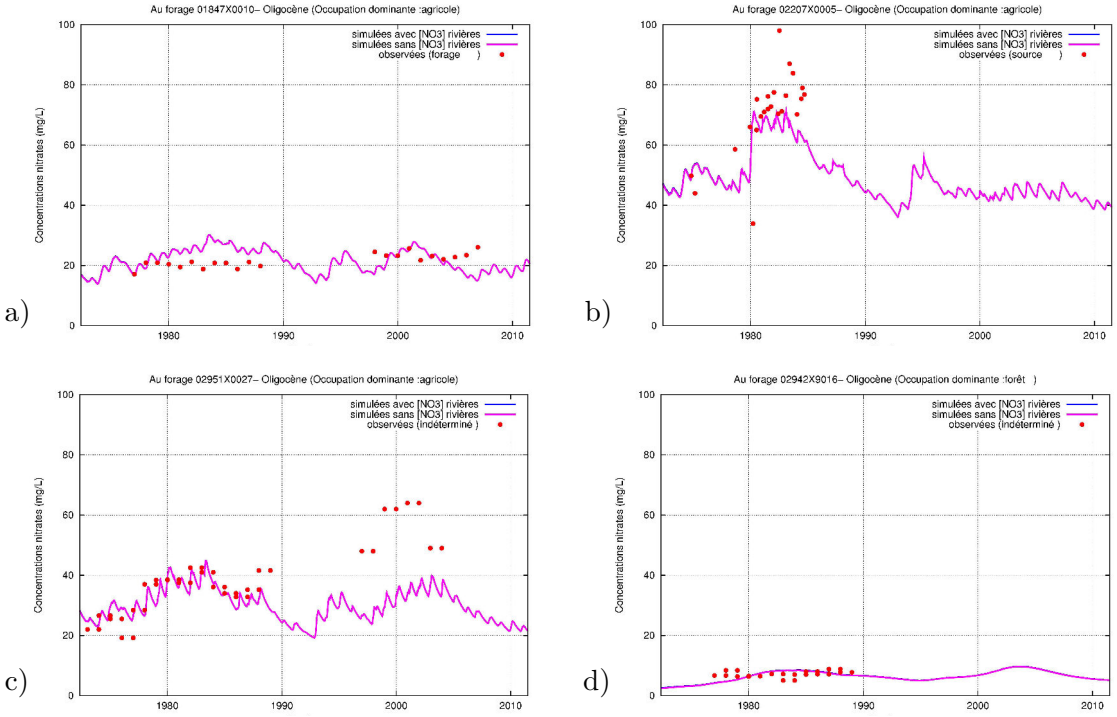


FIGURE 11.13: Concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1971 et 2011 pour des ouvrages captant l'aquifère de l'Oligocène. L'ouvrage 01847X0010 est situé au nord de l'Yerres (a), le point 02207X0005 sur le plateau an amont de la fosse de Melun, le point 02951X0027 au sud de la vallée Javot (c) et le point 02942X9016 est localisé près de Fontainebleau (d)

11.4.1.2 Évaluation quantitative

Le biais et la RMSE ont été calculés sur toute la période de simulation aux points captant l'Oligocène. On constate qu'au nord de l'Yerres, les teneurs sont sous-estimées avec des biais inférieurs à -15 mg.L^{-1} et pouvant aller jusqu'à -30 mg.L^{-1}. En Bière et en forêt de Fontainebleau, les concentrations en nitrates sont plus cohérentes avec un biais compris entre -14 et 15 mg.L^{-1} et des RMSE comprises entre 11 et 20 mg.L^{-1}.

En comparant les RMSE calculées pour les deux simulations, on a pu identifier le scénario qui permettrait de reproduire au mieux les teneurs en nitrates. Plus de 59 % des points de mesures ont des teneurs nitriques plus proches de celles observées en tenant compte d'un flux infiltré à partir des rivières. La figure 11.14e présente cette comparaison pour chaque point de mesure.

Lors de fortes infiltrations, une nappe perchée peut se former dans les formations superficielles. La saturation en eau du sol due à la faible perméabilité des matériaux qui

le constitue peut entraîner localement des conditions favorables à la dénitrification.
La nappe de l'Oligocène étant la plus superficielle sur la zone modélisée, toute mauvaise évaluation de la concentration nitrique dans cette aquifère aura des impacts sur les teneurs simulées dans les couches plus profondes tel que dans l'aquifère des calcaires de Champigny.

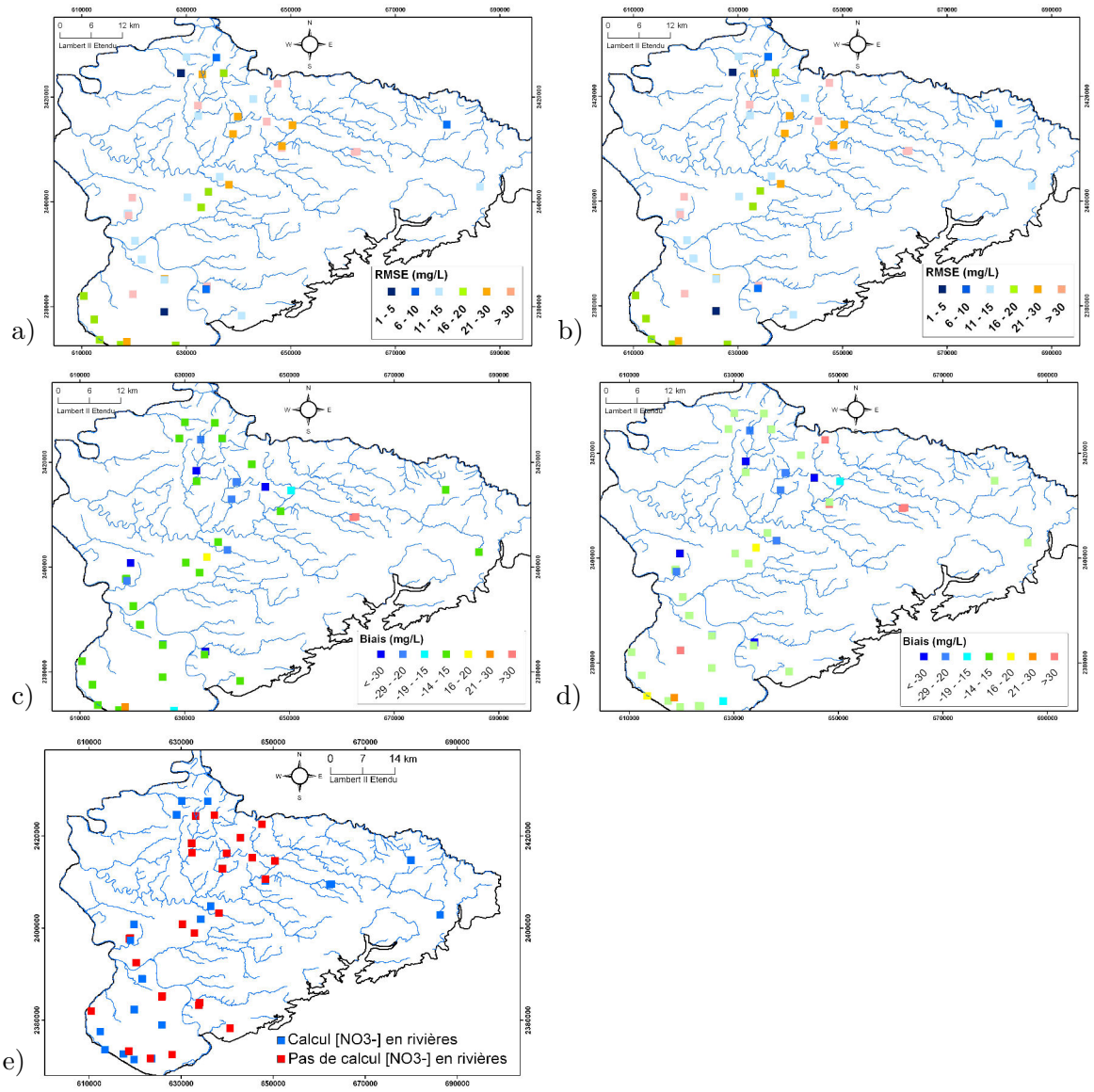


FIGURE 11.14: Critères statistiques calculés sur les concentrations en nitrates simulées et observées entre 1971 et 2011 dans l'Oligocène. Le biais et la RMSE ($mg.L^{-1}$) calculés pour la simulation 1 sont présentés respectivement sur la figure a et c. Le biais et la RMSE ($mg.L^{-1}$) calculés pour la simulation 2 sont présentés respectivement sur la figure b et d. La figure e présente le scénario de simulation qui permettant de simuler au mieux les concentrations en nitrates dans l'Oligocène.

11.4.2 Concentrations en nitrates simulées dans l'Éocène

11.4.2.1 Évaluation qualitative

Concentrations en nitrates simulées aux ouvrages captant les calcaires de Champigny *stricto sensu*

Dans les zones de forts recouvrements marneux, l'évolution des concentrations en nitrates est cohérente avec celle observée comme dans le bassin du Réveillon (Fig. 11.15 a) et au nord de l'Yerres (Fig. 11.15b). On constate aussi que les teneurs simulées sont très proches pour les deux scénarios étudiés.

Pour les ouvrages situés à proximité de l'Yerres, le flux de nitrates s'infiltrant à partir des rivières n'est pas négligeable. Ainsi on constate qu'en son absence, les concentrations en nitrates dans les aquifères sont inférieures à 20 mg.L^{-1} alors qu'elles dépassent les 35 mg.L^{-1} lorsqu'on le prend en compte (Fig. 11.15c et Fig. 11.15d). L'influence des flux de nitrates s'infiltrant à partir des rivières est aussi observable pour les ouvrages situés en aval de l'écoulement des zones de pertes. Par exemple pour le point 02206X0006 (Fig. 11.15 e) localisé entre les zones de pertes sur l'Yerres et les captages de la fosse de Melun, on calcule une différence d'au moins 15 mg.L^{-1} entre les deux simulations. Dans la fosse de Melun (Fig. 11.15f) l'écart des concentrations simulées pour les deux simulations diminue à partir des années 2000 mais il était important dans les années 80.

Pour les ouvrages captant de multiples aquifères

Rappelons que les concentrations comparées aux mesures résultent d'une pondération des concentrations estimées dans chaque couche modélisée par la part prélevée dans chacune des formations.

Concentrations en nitrates pour les aquifères de l'Éocène supérieur et moyen

On peut observer que les concentrations sont assez bien reproduites dans les zones protégées par une forte épaisseur de marnes comme dans le bassin du Morbras et du Réveillon (Fig. 11.16a). Pour les ouvrages situés à proximité de l'Yerres, on constate une sous-estimation des teneurs sur les dix dernières années et une variabilité dans le temps moins importante par rapport aux données tel qu'au point 02208X0020 (Fig. 11.16b). Cependant cette sous-évaluation des teneurs n'est observable qu'aux ouvrages situés à proximité de ce cours d'eau. Ainsi pour le point 02583X0050 (Fig. 11.16c) localisé entre l'Yerres et la fosse de Melun, l'évolution des teneurs est cohérente.

Dans la fosse de Melun, la dynamique des teneurs en nitrates est cohérente au point de mesure 02582X0190 (Fig. 11.16d) de même qu'en rive gauche de la Seine (Fig. 11.16f et Fig. 11.16g). Pour les ouvrages situés à proximité de la Seine, la dynamique des teneurs simulées en aquifère suit celle des concentrations mensuelles imposées sur la Seine (Fig. 11.16e). Les concentrations simulées en amont de Nangis, semblent être sous-estimées à partir de 1995 (Fig. 11.16h). Les fluctuations annuelles simulées semblent aussi moins importantes que celles calculées.

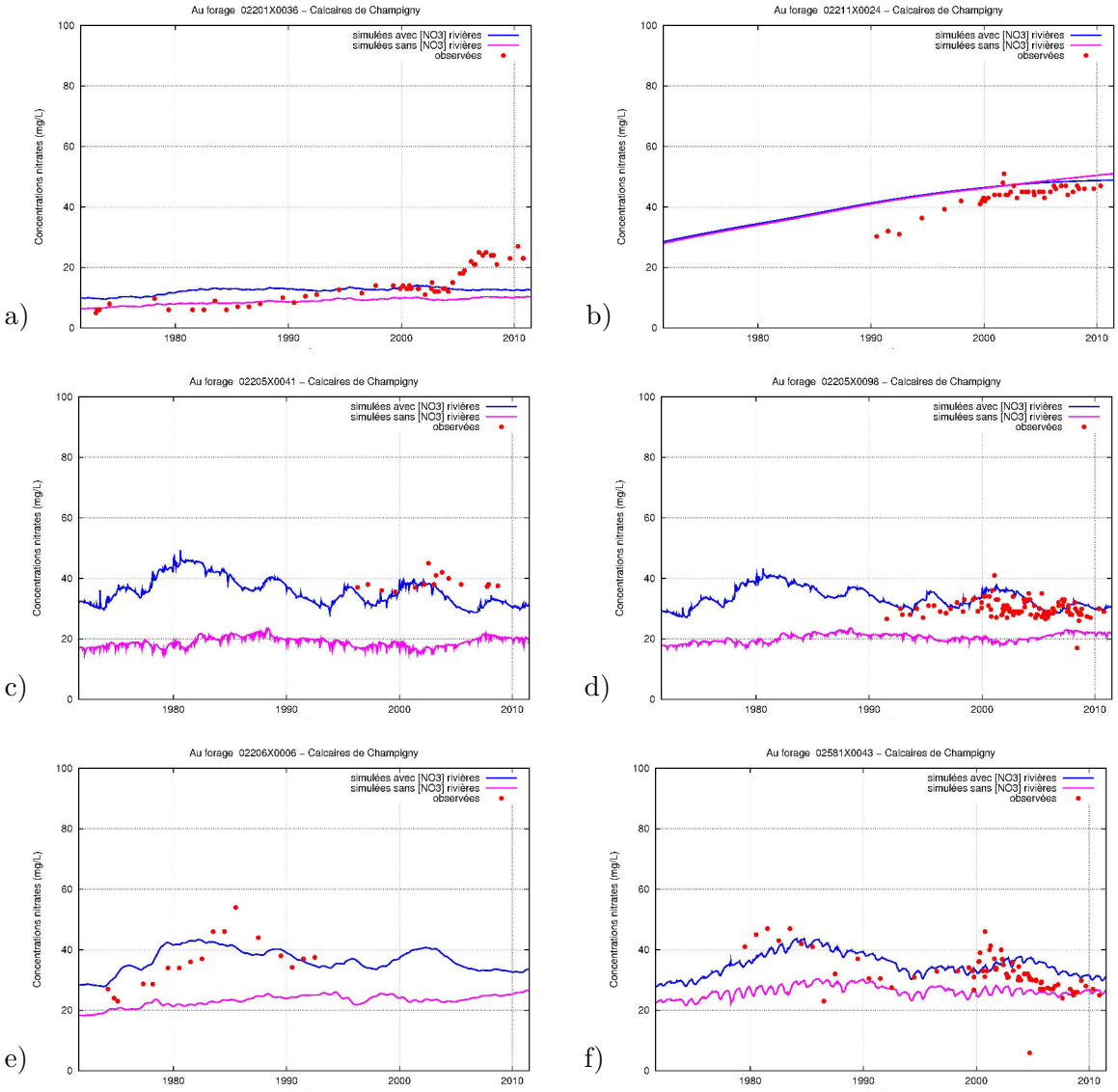


FIGURE 11.15: Concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1971 et 2011 pour l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu*. Points de mesures situés au nord de l'Yerres : 02201X00036 (a) et 02211X0024(b), le long de l'Yerres : 02205X0041 (c) et 02205X0098 (d), entre l'Yerres et les captages de la fosse de Melun : 02206X0006 (e) et parmi les ouvrages de la Fosse de Melun : 02581X0043 (f)

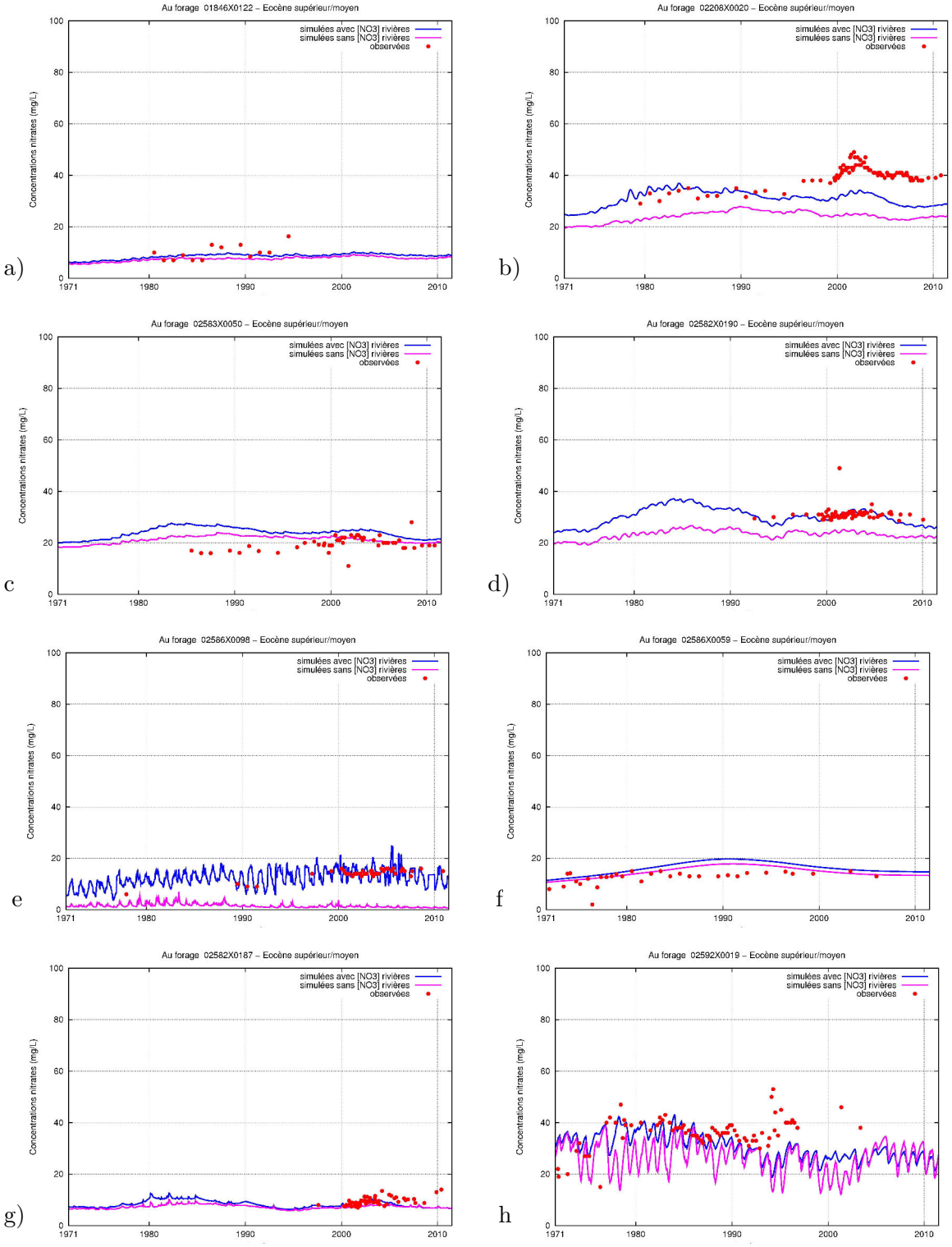


FIGURE 11.16: Concentrations mesurées et simulées entre 1971 et 2011 pour les ouvrages prélevant dans l'Éocène supérieur et l'Éocène inférieur. Le point 01846X0122 (a) est situé dans le bassin du Réveillon, le point 02208X0020 (b) est localisé le long de l'Yerres, le point 02583X0050 (c) est sur le plateau en amont de la fosse de Melun, le point 02582X0190 (d) se touve dans la fosse de Melun, le point 02586X0059 (e) et 02582X0187 (g) sont à proximité de Livry-Sur-Seine et le point 02592X0019 (h) est localisé en amont de Nangis

Concentrations en nitrates pour les ouvrages captant l'Éocène indifférencié

La comparaison des teneurs en nitrates simulées aux mesures donne des résultats contrastés. Ainsi dans certaines zones situées le long de la Cuesta d'Île-de-France l'évolution des concentrations est cohérente avec les observations (Fig. 11.17) mais ce n'est pas le cas pour l'ensemble des points.

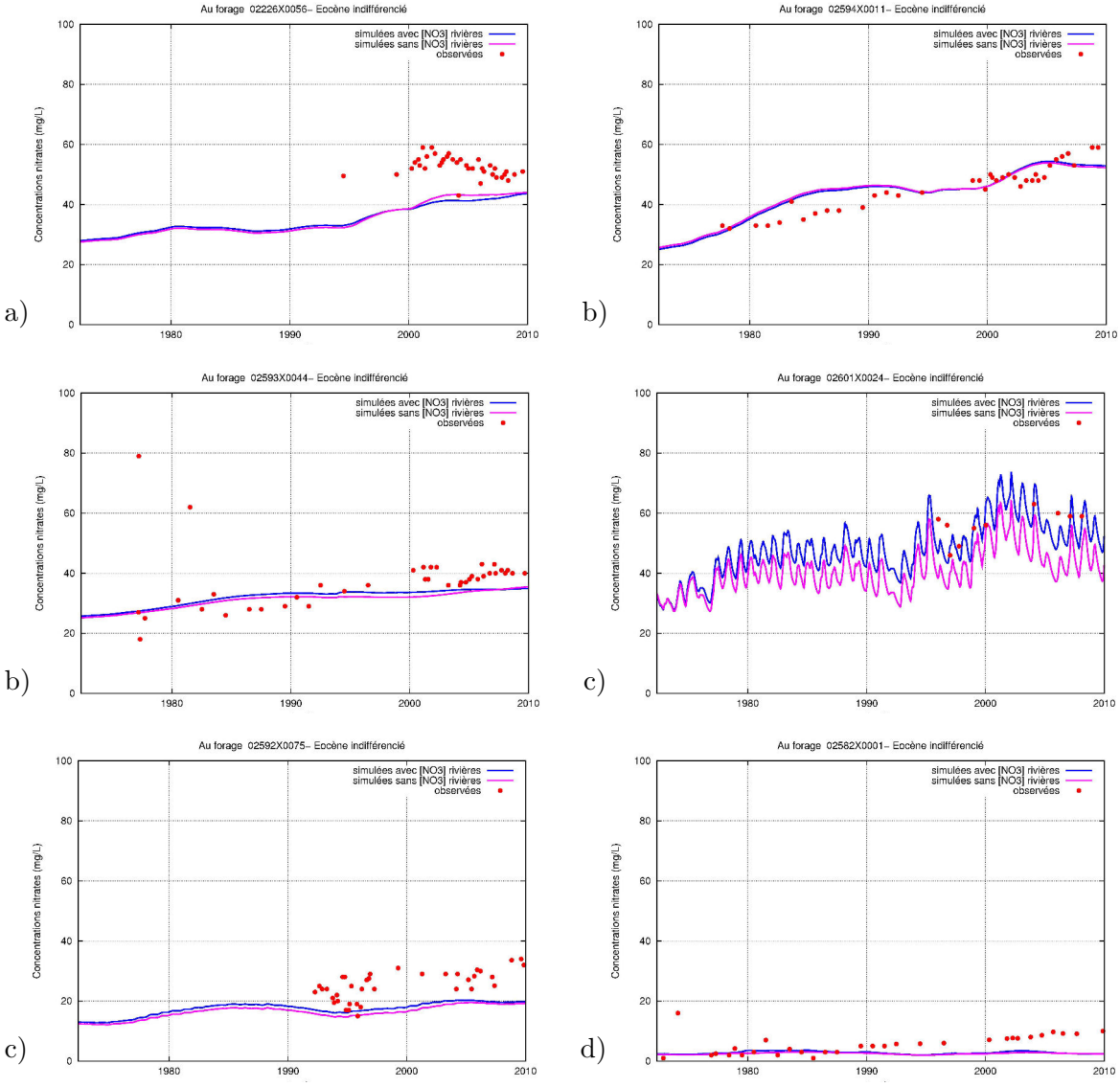


FIGURE 11.17: Concentrations mesurées et simulées entre 1971 et 2011. Les points 02226X0056 (a), 02594X0011 (b), 02593X0044 (c) et 02601X0024 (d) se situent dans le bassin du Provinois où à proximité de celui-ci, le point 02592X0075 (e) est localisé en amont de Nangis et le point 02582X0001 (f) est près des champs captants de Livry-Sur-Seine

Concentrations en nitrates pour les aquifères de l'Éocène moyen et inférieur

Les concentrations simulées pour l'Éocène inférieur sont très variables géographiquement. Les plus fortes concentrations sont mesurées au nord-est de la zone d'étude (Fig. 11.18a à

Fig. 11.18b). Plus au centre, l'aquifère est protégé et les concentrations sont plus faibles (Fig. 11.18c et Fig. 11.18d).

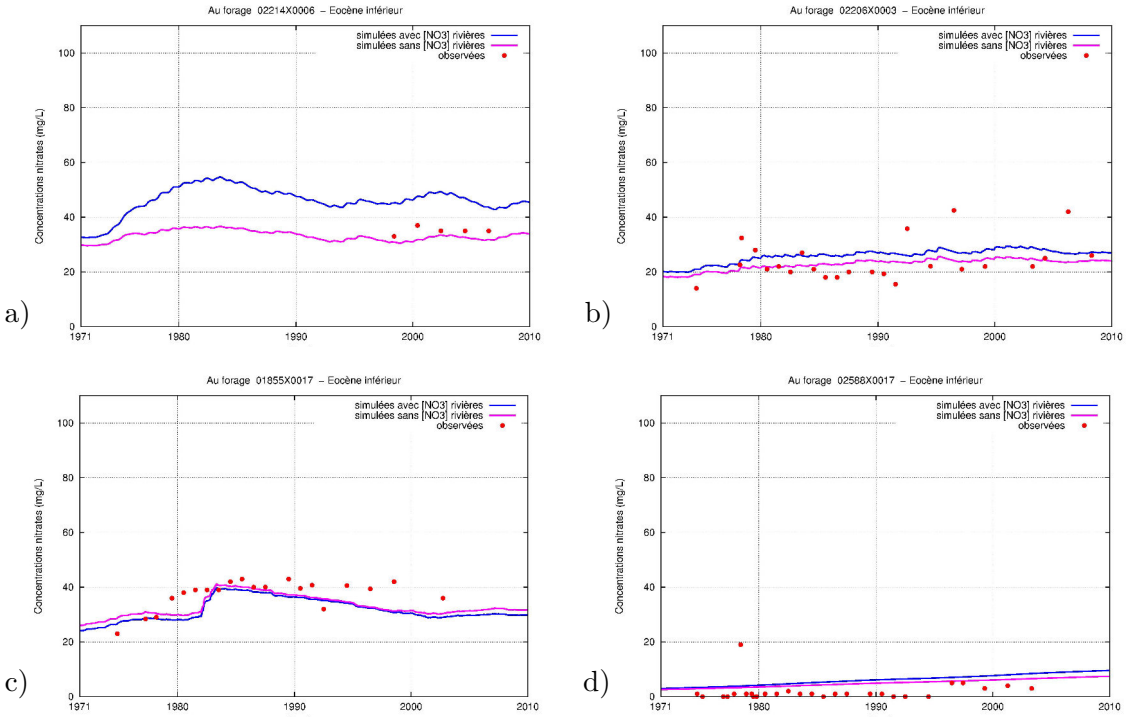


FIGURE 11.18: Concentrations mesurées et simulées entre 1971 et 2011 aux ouvrages prélevant uniquement dans l'Éocène moyen et inférieur. Les points 02214X0006 (a) et 01855X0017 (c) sont situés au sud du Grand Morin, le point 02206X0003 (b) est situé à l'est et le point 02588X0017 est localisé au centre du modèle

11.4.2.2 Évaluation quantitative

Le biais et la RMSE ont été calculés entre 1971 et 2011 pour chaque scénario et pour chaque point de mesures (Fig. 11.19).

Quelles que soit les simulations, on observe sur la rive gauche de la Seine et au Sud de l'Almont que les concentrations calculées sont satisfaisantes avec une RMSE inférieure à 10 mg.L^{-1} et un biais compris entre -14 et 15 mg.L^{-1}.

Si on considère un flux de nitrates nul infiltré par les rivières (simulation 1), les concentrations simulées aux forages le long de l'Yerres sont très largement sous-estimées (RMSE $>$ 20 mg.L^{-1}, biais entre -29 et -20 mg.L^{-1}). Par contre en ne les négligeant pas on réduit l'écart avec les concentrations observées (RMSE $<$ 10 mg.L^{-1} et le biais entre -14 et 15 mg.L^{-1}). La prise en compte des entrées par les rivières des flux de nitrates modifie aussi les concentrations aux captages situés en aval du sens d'écoulement de ces pertes. Ainsi pour les forages situés entre l'Yerres et la fosse de Melun les RMSE sont globalement entre 2 et 15 mg.L^{-1} pour la simulation 1 et entre 2 et 10 mg.L^{-1} pour la simulation 2.

On observe le long de l'Aubetin des RMSE supérieures à 20 $mg.L^{-1}$.

En comparant les résultats de ces deux simulations, on obtient pour 61 % des ouvrages des teneurs nitriques mieux estimées dans l'Éocène en tenant compte d'un flux infiltré à partir des rivières (Fig. 11.19e).

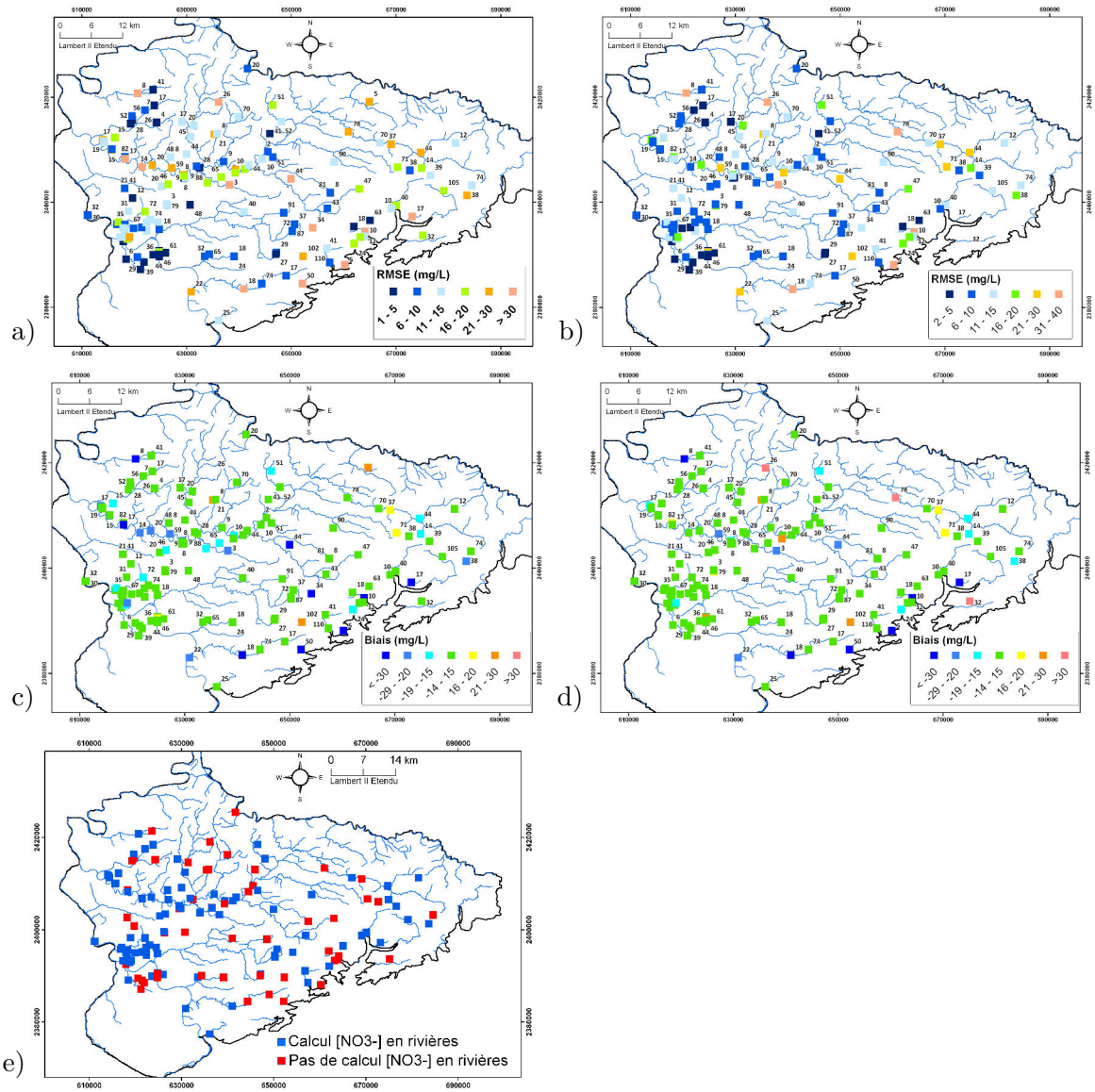


FIGURE 11.19: Comparaison des critères statistiques calculés sur les concentrations en nitrates simulées et observées entre 1971 et 2011 dans les formations de l'Éocène. Les RMSE et les biais ($mg.L^{-1}$) calculés pour la simulation 1 sont représentés respectivement sur la figure a et c. Les RMSE et les biais estimés pour la simulation 2 sont représentés respectivement sur la figure b et d. La figure e présente le scénario de simulation qui permet de simuler au mieux les teneurs en aquifères.

11.4.3 Concentrations en nitrates calculées en rivière

Le modèle calcule la concentration en rivière en tout point d'un réseau hydrographique d'un bassin versant sur lequel les flux sont totalement simulés. On peut alors les comparer aux données observées dont nous disposons. Nous détaillerons particulièrement les résultats obtenus pour le cours d'eau de l'Yerres, pour lequel les chroniques de mesures sont plus longues et pour plusieurs stations placées à différents endroits dans le bassin.

Sur la figure 11.20, nous avons tracé la moyenne mobile sur trois pas de temps des concentrations décadaires calculées à la station de Villeneuve-St-Georges sur le cours aval de l'Yerres. Les concentrations simulées fluctuent saisonnièrement. Ainsi on calcule une augmentation des teneurs entre janvier et avril, cohérente avec l'augmentation de l'infiltration durant l'automne et l'hiver et une baisse entre septembre et novembre due à une dilution par les premières pluies automnales. Entre mai et septembre, les concentrations en rivières calculées sont quasi-constantes (Fig. 11.21). Elles correspondent sensiblement à la concentration en aquifère puisqu'en absence de précipitation le débit en rivière est majoritairement fourni par la nappe.

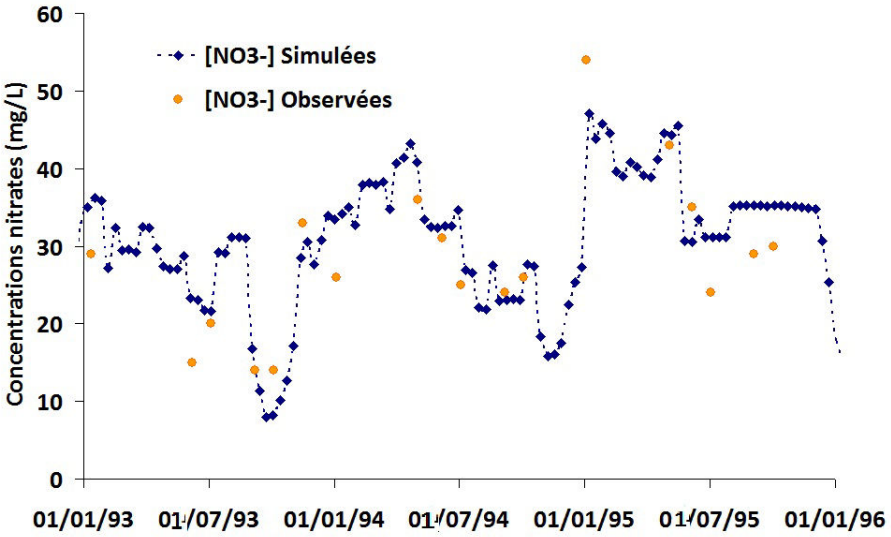


FIGURE 11.20: Concentrations en nitrates observées et simulées à Villeneuve St-Georges entre 1993 et 1996.

D'après le tableau 11.2, les concentrations observées sont en moyennes sur l'Yerres de 31 mg.L^{-1} et de 15 mg.L^{-1} respectivement pour des années humides et des années sèches. On remarque en période d'étiage que les concentrations observées sont en moyenne inférieures à 15 mg.L^{-1}. Les concentrations simulées sont le plus souvent supérieures aux valeurs mesurées notamment pour les années sèches. Ceci suggère qu'il y a un abattement des concentrations en rivières dans le système nappe-rivière. Durant la période estivale, nous définirons un taux de rétention ($\tau_{rétention}$) selon l'équation 11.3.

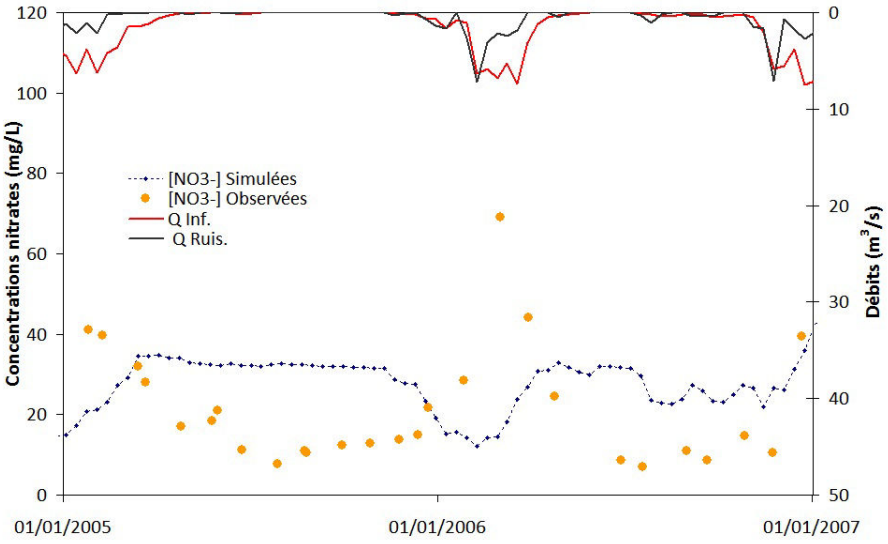


FIGURE 11.21: Concentrations en nitrates observées et simulées à Villeneuve St-Georges entre 2005 et 2007. En parallèle est représenté le débit issu de l'infiltration et du ruissellement.

D'après le tableau 11.2, le taux de rétention en aval de l'Yerres serait égal à 0,64 lors d'années sèches et de 0,02 lors d'années humides.

$$\tau_{rétention} = (1 - \frac{Cobs}{Ccal}) \tag{11.3}$$

avec Cobs : la concentration observée en mg.L^{-1}, Ccal la concentration simulée tous les 10 jours en mg.L^{-1}.

	Années humides			Années sèches		
	Simulée	Observée	$\tau_{rétention}$	Simulée	Observée	$\tau_{rétention}$
Courtomer	40.2	-	-	45.9	15.1	0.68
Soignolles-en-Brie	32.7	31.5	0,04	39.2	15.2	0.62
Boussy-Saint-Antoine	32.6	33.1	-0.02	38.2	17.3	0.55
Villeneuve-Saint-Georges	28.9	28.5	0.02	33.7	12.2	0.64

TABLE 11.2: Comparaison de la moyenne des concentrations entre le mois de mai et d'août sur des années humides (1999-2001) et sèches (2004-2006) à plusieurs stations situées sur l'Yerres.

Cette différence du taux de rétention entre année humide et sèche a été mise en évidence par Curie (2006) à la station de Nod-sur-Seine entre l'année 1996 (année sèche) et l'année 2000 (période de forte recharge). Durant la période estivale, le taux calculé correspond à la rétention totale c'est à dire celle occasionnée par la végétation et par la dénitrification. Cette diminution importante des concentrations durant les années de faible recharge pourrait être causée par une conjonction de plusieurs facteurs tels que le

régime hydrologique et l'augmentation des températures favorisant le développement des bactéries et le développement du périphyton.

Sur l'Yerres, les concentrations simulées diminuent d'amont (Courtomer-Paradis) en aval (Villeneuve St-Georges) de 24 % (Fig. 11.22) contre 14 % selon les mesures. Le

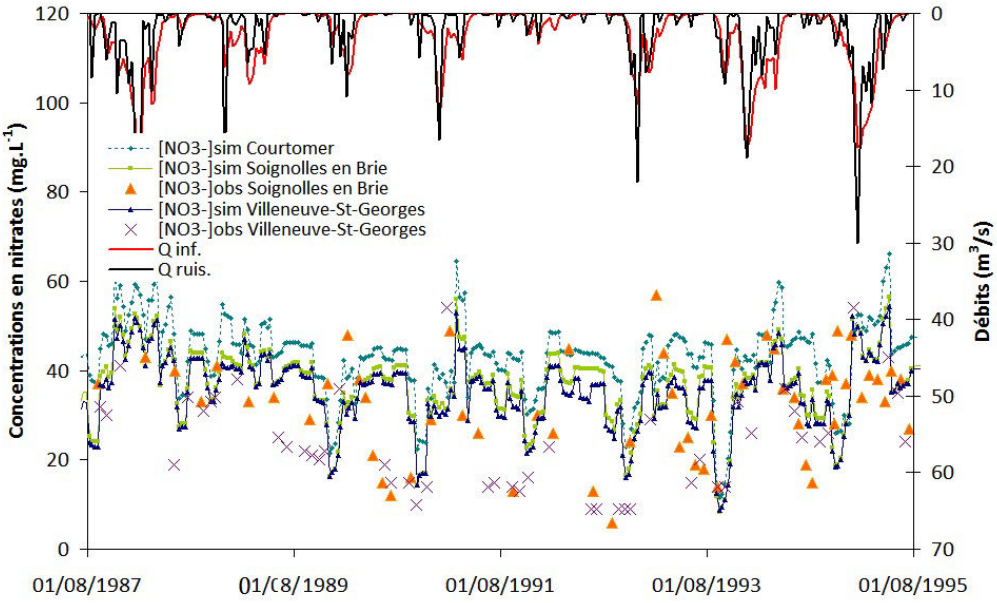


FIGURE 11.22: Comparaison des concentrations calculées et mesurées à différentes stations localisées d'amont en aval de l'Yerres entre 1987 et 1995

tableau 11.3 présente les critères statistiques calculés aux différentes stations de mesures. Pour l'Yerres le biais calculé varie de 4,5 mg.L^{-1} en aval à 9,7 mg.L^{-1} en amont. Les RMSE sont comprises entre 12 et 24 mg.L^{-1} et suivent la même tendance que le biais. Elles sont peu satisfaisantes mais elles montrent que les tendances inter-saisonnières ne sont pas bien reproduites et surtout mal corrélées aux observations dans le temps ($\rho <$ 0,5). Une des raisons serait que les concentrations simulées en rivières ne tiennent pas compte de la consommation de l'azote par les végétaux ni de la dénitrification.

Pour les affluents de l'Yerres, les résultats sont contrastés. Pour les bassins de la Marsange, de la Visandre et de l'Yvron les concentrations calculées sont surestimées avec un biais allant de 3,4 à 11,8 mg.L^{-1} (RMSE comprise entre 11,6 et 19,2 mg.L^{-1}) tandis que c'est l'inverse pour les bassins du Bréon, d'Avon et de l'Yerres amont (avant la confluence avec la Visandre). Cette différence entre les bassins ne semble pas pouvoir être expliquée uniquement par la position des stations sur le cours d'eau et le mode d'occupation du sol par bassin.

Pour la rivière de l'Almont, les concentrations calculées sont sous-estimées avec en moyenne un biais de -14 mg.L^{-1} (RMSE supérieure à 20 mg.L^{-1}) que cela soit en aval (Moisenay) ou en amont (Saint-Ouen). Cependant les concentrations simulées dans l'aquifère des calcaires de Champigny n'indiquent pas une telle sous-estimation. Ceci nous amène

donc à supposer que soit il y a une mauvaise estimation des teneurs en nitrates dans l'Oligocène, qui alimente l'Almont en amont, soit une autre source d'azote d'origine anthropique influence la qualité de l'eau. On retrouve actuellement tout le long du cours d'eau des stations d'épurations et les gouffres ponctuels localisés sur ses affluents sont aussi des facteurs susceptibles de modifier les teneurs en rivières.

Rivière-Station	Nbr. Obs	RMSE	BIAIS	$\overline{X_{obs}}$	$\overline{X_{sim}}$	σ_{obs}	σ_{sim}	ρ
Yerres-(Villeneuve-St-Georges)	248	12.04	4.44	27.18	31.62	11.67	8.81	0.43
Yerres-(Boussy-Saint-Antoine)	214	13.98	4.59	30.69	35.28	12.79	9.21	0.31
Marsange-(Favière-en-Brie)	216	11.61	3.47	16.67	20.14	10.82	5.95	0.23
Yerres-(Soignolles-en-Brie)	272	15.05	5.13	31.32	36.45	12.45	9.36	0.18
Avon-(Yebles)	9	16.21	-12.22	42.22	30	8.84	10.96	0.39
Bréon-(Chaumes-en-Brie)	8	20.41	-8.52	21.16	12.64	14.94	8.12	-0.12
Yerres-(Courtomer-Paradis)	82	23.84	9.78	31.5	41.28	18.81	9.56	-0.07
Visandre-(Voinsles)	11	19.26	11.85	37.27	49.12	12.99	11.71	0.22
Yerres-(Plessis-Feu-Aussous)	12	8.6	-5.44	41.92	36.47	6.4	4.86	0.3
Yvron-(Courpalay)	10	18.09	6.16	32.22	38.38	21.95	10.18	0.6
Hauldres-(Tigery)	34	11.08	0.89	15.33	16.22	10.54	9.02	0.36
Réveillon-(Villecresnes)	32	8.77	-4.95	16.83	11.87	6.36	6.48	0.35
Almont-(Moisenay)	228	20.08	-13.88	40.62	26.74	10.16	9.47	-0.09
Almont-(Saint-Ouen)	10	21.48	-14.34	31.1	16.76	11.06	7.06	-0.48
Chatelet-(Fontaine-Le-Por)t	4	13.13	4.25	29	33.25	10.56	5.41	-0.09
Vallée-(Javot-Aval)	29	26.67	-23.33	44.93	21.6	12.64	5.26	0.15

TABLE 11.3: Distribution des critères statistiques calculés sur les concentrations en rivières estimées par bassin : RMSE ($mg.L^{-1}$), BIAIS ($mg.L^{-1}$), Moyenne des mesures "$\overline{X_{obs}}$" ($mg.L^{-1}$), Moyenne des teneurs calculées "$\overline{X_{sim}}$" ($mg.L^{-1}$), Écart type des observations σ_{obs}, Écart type des concentrations simulées σ_{sim}, Coefficient de corrélation ρ

11.4.4 Simulation des concentrations en nitrates en aquifères avec calcul des concentrations en rivières pondérées par un coefficient d'abattement

Dans le cas des scénarios de simulations précédents, l'hypothèse principale était de considérer les nitrates conservatifs au cours de leur transfert dans l'hydrosystème. Les concentrations en rivière calculées par le biais d'un bilan des flux d'eau et d'azote sont surestimées en période d'étiage comme nous l'avons vu et que nous avons expliqué par l'absence de prise en compte de dénitrification et d'assimilation de l'azote par les végétaux et les micro-organismes.

Durant la période estivale, on peut observer notamment sur le fond des rivières le développement d'algues tel qu'en amont de l'Yerres (Fig. 11.23a) et dans la Marsange (Fig. 11.23b).

D'après Curie (2006), le taux de rétention varie saisonnièrement mais également chaque

a) b)

FIGURE 11.23: Photographies du cours d'eau de l'Yerres à Courtomer (a) et de la Marsange (b) vers Liverdy-en-Brie le 26 Juin 2011

année. Les facteurs influençant principalement le taux de rétention à l'échelle du bassin versant sont la densité du réseau hydrographique, le pourcentage de corridors stables, la température de l'eau et le pourcentage de surface en eau. L'influence de chacun des paramètres peut donner des taux de rétention très différents selon les bassins.
Le calcul des concentrations en rivières dans le modèle ne tenant pas en compte des flux d'azote d'origine urbaines (STEP, industries) ni explicitement des flux d'azote issus des drains agricoles, le taux de rétention calculé risque donc d'être sous-estimé.

Le taux de rétention interannuel calculé permet d'évaluer le processus de dénitrification puisqu'à l'échelle annuelle la rétention et la restitution de l'azote par les végétaux se compensent. Celui-ci est en moyenne sur la période de simulation de 0,14 et 0,24 respectivement pour l'Yerres aval et l'Yerres amont.

Le tableau 11.4 indique les taux de rétention moyens calculés lorsque l'on considère uniquement ceux qui sont positifs. Sur l'ensemble du modèle, on obtient un taux de rétention global de 0,26. Cette valeur est une valeur minimale car les apports par défaut des stations d'épuration ne sont pris en compte. En appliquant dans le modèle ce taux de rétention de manière constante durant la période estivale et uniforme pour l'ensemble des cours d'eaux, on constate que les concentrations en rivières durant cette période sont mieux simulées. C'est particulièrement le cas pour des années où le taux de rétention est proche de celui fixé dans la simulation comme durant les étés 1985, 1986 et 1988 (Fig. 11.24). Par contre pour les étés de 1990 à 1992, les concentrations calculées restent bien supérieures avec une

moyenne en juillet de 26 mg.L^{-1} contre une valeur de 9 mg.L^{-1} mesurée. Pour obtenir des teneurs correctes, il faudrait appliquer un taux de rétention supérieur à 0,5.

Rivière-Station	Nbr. Obs	$\tau_{rétention}$	Biais (mg.L^{-1})	$\tau_{rétention}$ (Curie et al., 2001)
Yerres-Villeneuve-St-Georges	248	0.22	4.4	0.0-0.2
Yerres-Boussy	214	0.22	4.6	0.0-0.2
Marsange-Favière	216	0.31	3.5	0.4-0.6
Yerres-Soignolles-en-Brie	272	0.22	5.1	0.2-0.4
Avon-Yebles	9	0.01	-12.2	-
Bréon-Chaumes	8	0.17	-8.5	0.2-0.4
Courtomer-Paradis	82	0.34	9.78	0.2-0.4
Visandre-Voinsles	11	0.26	11.8	0.2-0.4
Yerres-Plessis-Feu-Aussous	12	0.01	-5.4	0.2-0.4
Yvron-Courpalay	10	0.34	6.2	0.2-0.4
Hauldres-Tigery	34	0.23	0.9	0.0-0.2
Réveillon-Villecresnes	32	0.05	-4.9	0.0-0.2
Almont-Moisenay	228	0.02	-13.9	0.2-0.4
Almont-Saint-Ouen	10	0.06	-14.3	0.2-0.4
Chatelet-Fontaine-Le-Port	4	0.22	4.2	0.0-0.2
Vallée-Javot-Aval	29	0.01	-23.3	0.0-0.2

TABLE 11.4: Taux de rétention et biais moyen calculé entre 1971 et 2010. Les taux de rétention calculés sont comparés par interpolation à ceux estimés par (Curie, 2006) aux stations RNB (Réseau National de Bassin)

La prise en compte simplifiée d'un abattement des concentrations estimées en rivière permet d'améliorer les RMSE et les biais aux stations situées sur l'Yerres et la Marsange. En revanche les simulations se dégradent aux stations où les teneurs étaient déjà sous-estimées.

Le biais reste élevé aux stations situées en amont des cours d'eau comme la Visandre et l'Yerres à Courtomer (supérieur à 4 mg.L^{-1}). Il faudrait donc introduire une variabilité géographique en plus d'une variabilité interannuelle. Les taux de rétention calculés aux quelques stations sont du même ordre de grandeur que ceux estimés par Curie et al. (2001) aux stations RNB sur la zone d'étude et présentés sur le tableau 11.4.

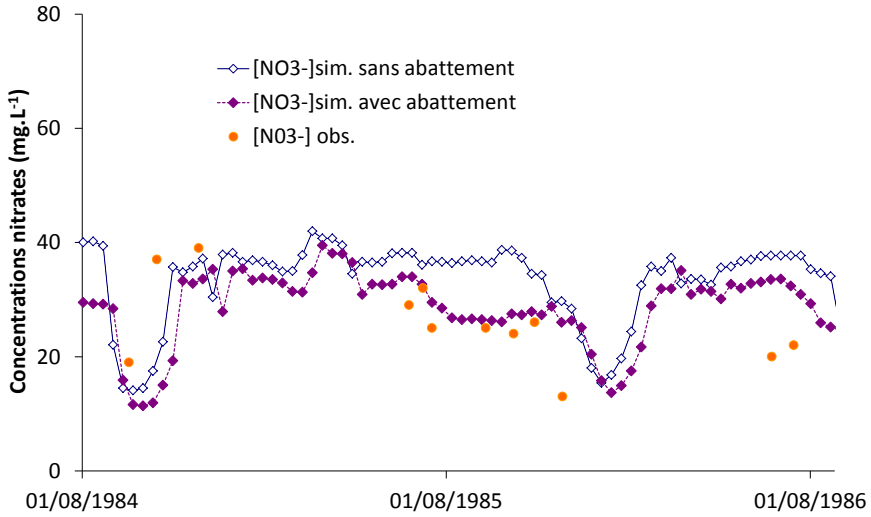


FIGURE 11.24: Comparaison des concentrations calculées à la station de Villeneuve-St-Georges entre une simulation prenant en compte un abattement pendant la période estivale et une simulation sans abattement entre 1984 et 1986

Rivière-station	Nbr. Obs	RMSE	Biais	$\overline{X_{obs}}$	$\overline{X_{sim}}$	σ_{obs}	σ_{sim}	ρ
Yerres-Villeneuve-St-Georges	248	10.79	0.02	27.18	27.21	11.67	8.57	0.46
Yerres-Boussy	214	12.72	0.39	30.69	31.08	12.79	9.3	0.37
Marsange-Favière	216	11.03	1.04	16.67	17.71	10.82	5.9	0.24
Yerres-Soignolles-en-Brie	272	13.66	0.88	31.32	32.2	12.45	9.38	0.24
Avon-Yebles	9	19.08	-15.81	42.22	26.41	8.84	10.62	0.36
Bréon-Chaumes	8	21.01	-10.18	21.16	10.98	14.94	7.53	-0.23
Courtomer-Paradis	82	21.89	4.84	31.5	36.34	18.81	9.81	-0.01
Visandre-Voinsles	11	16.07	4.73	37.27	42	12.99	11.23	0.18
Yerres-Plessis-Feu-Aussous	12	12.71	-10.62	41.92	31.3	6.4	5.45	0.29
Yvron-Courpalay	10	16.67	0.81	32.22	33.03	21.95	10.09	0.62
Hauldres-Tigery	34	10.83	-1.22	15.33	14.11	10.54	8.24	0.35
Réveillon-Villecresnes	32	9.71	-6.65	16.83	10.17	6.36	6.16	0.35
Almont-Moisenay	228	22.07	-16.85	40.62	23.77	10.16	9.22	-0.08
Almont-Saint-Ouen	10	22.6	-16.43	31.1	14.67	11.06	6.64	-0.46
Chatelet-Fontaine-Le-Port	4	12.48	0.52	29	29.52	10.56	5.37	-0.1
Vallée-Javot-Aval	29	29.26	-26.03	44.93	18.9	12.64	5.32	0.07

TABLE 11.5: Distribution des critères statistiques calculés sur les concentrations en rivières estimées par bassin : RMSE ($mg.L^{-1}$), Biais ($mg.L^{-1}$), Moyenne des mesures "$\overline{X_{obs}}$" ($mg.L^{-1}$), Moyenne des teneurs calculées "$\overline{X_{sim}}$" ($mg.L^{-1}$), Écart type des observations σ_{obs}, Écart type des concentrations simulées σ_{sim}, Coefficient de corrélation ρ.

Dans le domaine souterrain, la prise en compte d'un taux de rétention modifie peu les concentrations simulées dans les forages proches des pertes en rivières que cela soit pour les calcaires de Champigny (Fig. 11.25 a et b) ou pour les autres formations (Fig. 11.25c et d). Ceci s'explique par le fait que le taux de rétention est maximal en période estivale alors que les flux d'eau échangés entre la rivière et la nappe sont minimums. Le flux de nitrates annuel infiltré entre la rivière et la nappe est donc peu modifié.

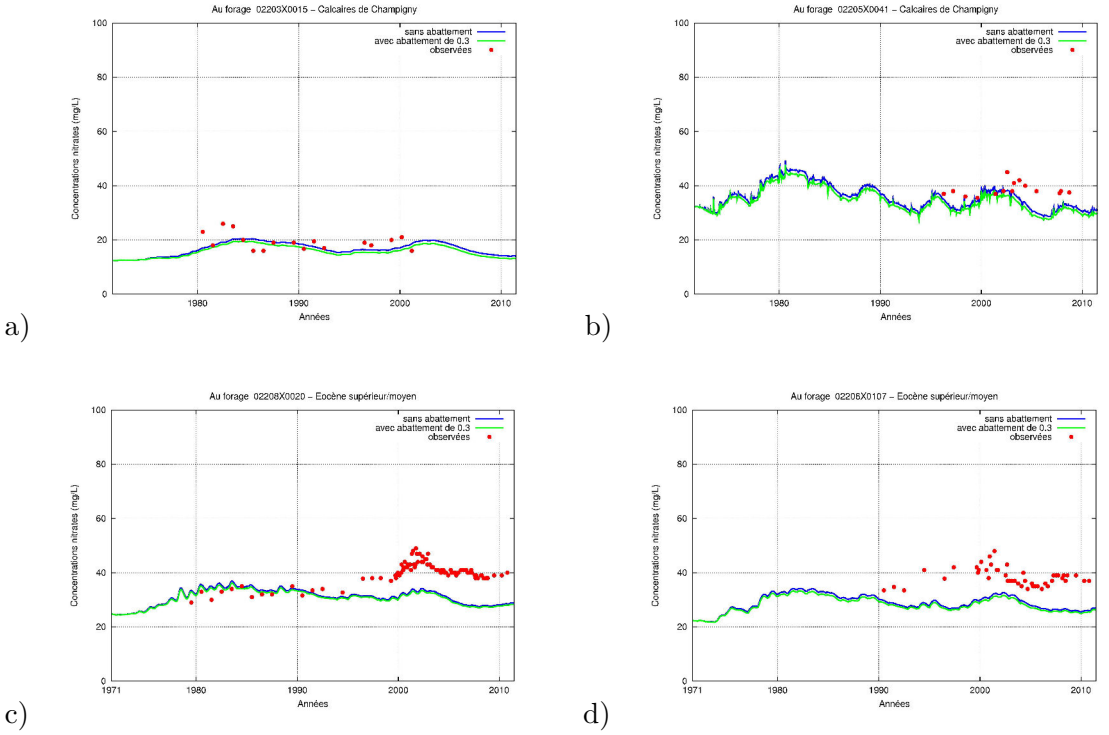


FIGURE 11.25: Comparaison des concentrations calculées et observées entre une simulation avec un taux de rétention de 0,26 et une simulation sans abattement : les figures a et b concernent des forages prélevant l'aquifère des calcaires de Champigny et les figures c et d des ouvrages captant l'Éocène supérieur et moyen

11.4.5 Retour sur les paramètres finaux du modèle

11.4.5.1 Paramètres de la zone non saturée

Nous avons ajusté les paramètres de transfert dans la zone non saturée par comparaison des chroniques des concentrations dans l'Oligocène observées et simulées. Ceci a été réalisé pour les zones d'alluvions, de limons, de sables et de marnes. L'ajustement des paramètres de la zone non saturée a consisté à modifier essentiellement le paramètre α et ω qui influencent respectivement l'intensité des concentrations et le temps de traversée dans la zone non saturée. Comme il n'existe pas de valeurs de Van Genuchten spécifiques au calcaires, nous nous sommes appuyés sur ceux définis par Neukum and Azzam (2009)

pour un calcaire fissuré. La porosité a donc été modifiée en comparant l'évolution de la contamination en nitrates dans les sources de la Voulzie obtenue par simulation avec celle observée.

Fonctions de productions	$\tau[j]$	$\alpha[\mathrm{m}^{-1}]$	n	$\omega[\mathrm{m.m}^{-1}]$
Anthropisé	8	7.5	1.85	0.41
Alluvions	1.5	1.6	1.37	0.46
Limons	2	3.2	1.56	0.33
Calcaires	4	0.04	3.20	0.35
Sables	1	5.9	1.48	0.39
Marnes	8	0.04	1.05	0.38

TABLE 11.6: Paramètres de transfert des nitrates selon les types de zones non saturées

11.4.5.2 Paramètres du domaine souterrain

Au vu de la multitude de facteurs influençant la concentration en nitrates dans les aquifères, il aurait été inopportun de caler précisément les porosités cinématiques des trois aquifères modélisés. Les porosités cinématiques ont été modifiées sur de très grandes zones en partant initialement de la porosité de drainage renseignée et calée dans le modèle hydrologique. Des tests de sensibilité ont permis d'obtenir l'ordre de grandeur de la porosité cinématique sur chacune des couches. La simulation de référence est au final réalisée avec les porosités cinématiques citées ci-dessous. Pour les formations semi-perméables, elle est fixée à 1 %, identique à la porosité de drainage. Pour la formation de l'Oligocène, elle varie entre 5 % sur les zones meuliérisées jusqu'à 15 % sur les zones sableuses. Sur la couche de l'aquifère des calcaires de Champigny elle s'échelonne de 2 % sur les zones sous couverture à 10 % sur les zones affleurantes. Sur la couche de l'Éocène inférieur, la porosité est uniforme à 5 % (Tab. 11.7).

	Oligocène		Cal.Champigny		Éocène moy. & inf.	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
porosité de drainage	0.01	0.25	4.e-05	0.1	9.e-05	0.05
porosité cinématique	0.05	0.15	0.02	0.1	0.05	0.06

TABLE 11.7: Maximum et minimum de la porosité cinématique et de drainage pour les formations aquifères

11.5 Bilan du transfert des nitrates dans l'hydrosystème

11.5.1 Bilan et évolution sur l'ensemble du domaine souterrain

Nous avons pu constater qu'en modélisant les flux infiltrés lors des pertes diffuses en rivières, l'évolution des concentrations dans les aquifères est mieux reproduite. Nous considérons par la suite cette simulation comme la référence.

La figure 11.26 présente le bilan du flux de nitrates annuel sur l'ensemble du domaine souterrain de la zone modélisée entre 1971 et 2010. Les valeurs négatives correspondent aux entrées dans le système et les valeurs positives aux sorties.

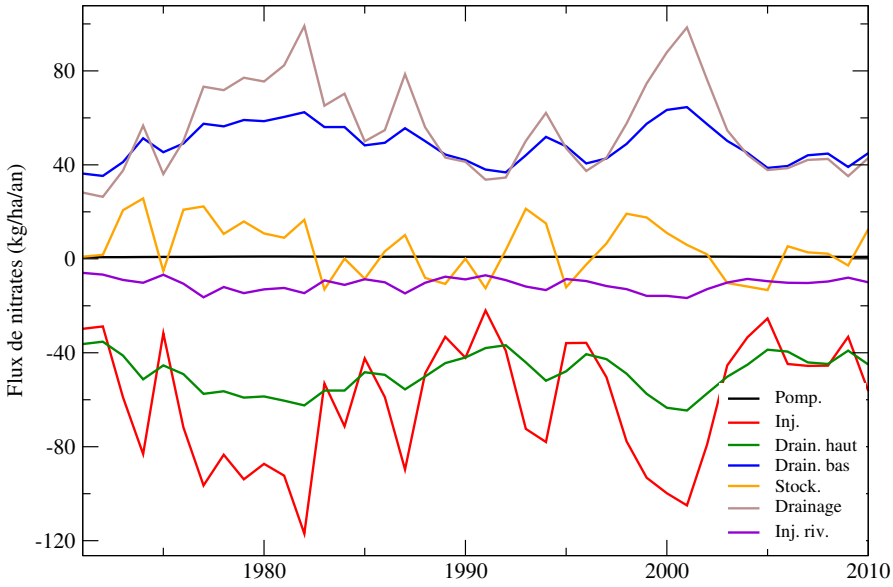


FIGURE 11.26: Évolution des flux de nitrates dans le domaine souterrain avec Inj : flux diffus ; Drainage : flux exfiltré en rivière ; Drain. haut : flux de drainance ascendante ; Stock : flux stocké en aquifère ; Inj.riv. : flux infiltré à partir des rivières ; Pomp : flux pompé par les captages

Le flux de nitrates alimentant le domaine souterrain varie de 22 kg.ha^{-1}.an^{-1} à 112 kg.ha^{-1}.an^{-1}, le stockage de -13,30 kg.ha^{-1}.an^{-1} à 25,70 kg.ha^{-1}.an^{-1} , le flux infiltré par les rivières de 5,99 kg.ha^{-1}.an^{-1} à 16,7 kg.ha^{-1}.an^{-1} tandis que le flux drainé par les rivières fluctue entre 26,4 kg.ha^{-1}.an^{-1} et 99 kg.ha^{-1}.an^{-1} et celui pompé par les ouvrages de 0,70 à 0,96 kg.ha^{-1}.an^{-1} .

Le flux drainé par les rivières suit l'évolution du flux entrant dans le domaine souterrain. Ainsi le drainage augmente jusqu'en 1986 sous l'effet des apports diffus. Puis sous l'effet d'une période sèche, les flux sous-racinaires diminuent comme le flux drainé qui provient en partie du déstockage des nitrates des aquifères. Ces mêmes fluctuations sont observées entre 1992 et 2002 et entre 2002 et 2008 en fonction des périodes sèches et humides.

Le bilan moyen des flux de nitrates sur la période de 1971 à 2010 pour les différentes couches modélisées est présenté sur la figure 11.27 a. Le lessivage des sols fournit un flux moyen de 25 000 tonnes.an^{-1} dont 9 700 tonnes.an^{-1} sont stockés dans la zone non saturée.

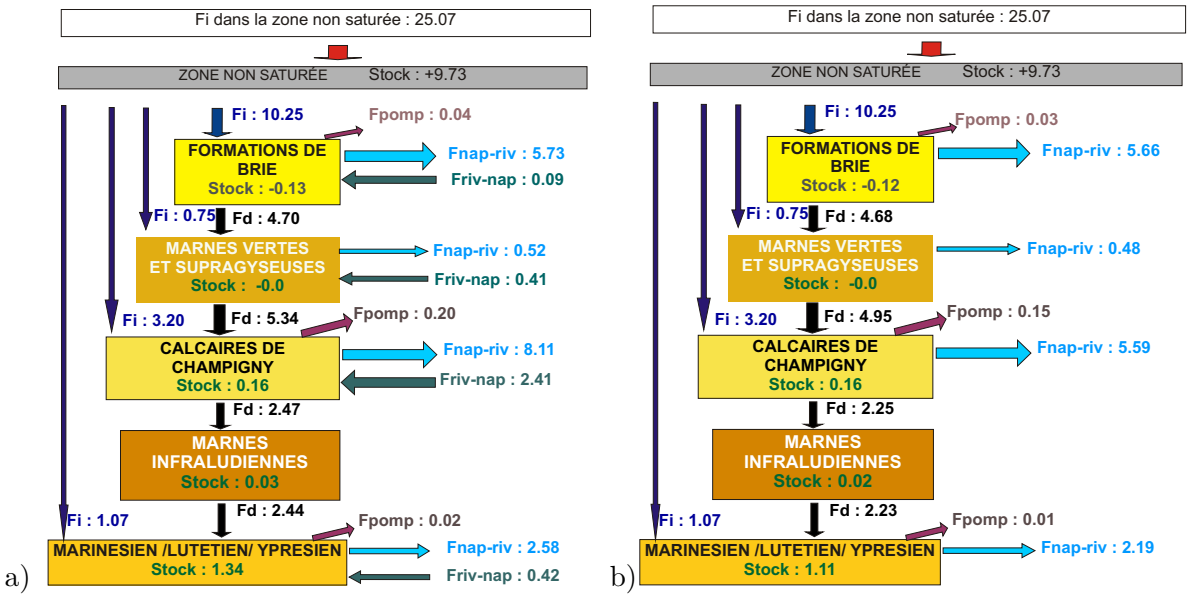


FIGURE 11.27: Bilan du flux de nitrates moyen (milliers de tonnes de nitrates par an) sur la période 1971-2011 du système multicouche. a) Simulation de référence, b) Simulation négligeant les infiltrations par les rivières. F_i : flux provenant des zones d'affleurements, F_{pomp} : flux pompé par les forages, $F_{nap-riv}$ flux exfiltré en rivières, $F_{riv-nap}$ flux entrant par les échanges rivières-nappes, F_d : flux échangé par drainance, Stock : Flux stocké en aquifère

D'après la figure 11.27a, sur la couche de l'Oligocène le flux de nitrates entrant est composé de 97,8 % (10 250 tonnes.an^{-1}) du diffus[2] et de 2 % (0,13 tonnes.an^{-1}) du déstockage des aquifères. Ce flux entrant est drainé à 54,9 % par les rivières, à 44,8 % vers la couche des marnes vertes et supragypseuses et moins de 0,4 % est pompé par les captages. Pour la couche des marnes vertes et supragypseuses, les flux de nitrates proviennent essentiellement de la couche sus-jacente (80 %) et très peu des zones d'affleurements (19,7 %) qui comprennent à la fois ceux issus du diffus (12,7 %) et ceux infiltrés à partir des rivières (7 %). Les nitrates sont drainés pour près de 91 % vers la couche des calcaires de Champigny et moins de 9 % sont drainés par les rivières. Il n'y a quasiment pas de stockage dans cette formation.

Pour la couche des calcaires de Champigny, les flux de nitrates proviennent de la couche sus-jacente pour 48,8 % et des zones d'affleurements pour 51,2 % comprenant à la fois ceux issus du diffus (29,2 %) et ceux infiltrés à partir des rivières (22 %). Les nitrates sont drainés pour 22 % vers la couche sous-jacente, 74 % sont drainés par les rivières, 2 % sont stockés et près de 2 % sont pompés par l'ensemble des ouvrages.

Pour la couche de l'Éocène inférieur, 62 % du flux provient de la drainance issue de la couche sus-jacente et 38 % par les affleurements comprenant à la fois celui issu du diffus (27 %) et celui issu des rivières (11 %). Les rivières en drainent 65 %, moins de 1 % sont

2. Nous endenterons par flux diffus, celui apporté aux nappes sortant de la zone non saturée

pompés et 34 % sont stockés dans l'aquifère.

En résumé entre 1971 et 2010 la pollution nitrique provient à 82 % des zones affleurantes et pour 18 % des rivières. Plus de 91 % du flux de nitrates sont drainés par les cours d'eau, moins de 1 % est prélevé par les captages et 8 % est stocké dans les aquifères. La figure 11.27b présente le bilan des flux lorsqu'on néglige les apports des nitrates par les rivières. Cette erreur conceptuelle sur la gestion des infiltrations à partir des rivières induit une erreur systématique se traduisant par une diminution de 5 % de la drainance descendante et de 18 % du drainage par les rivières.

D'après la figure 11.28, on observe que les flux de nitrates s'infiltrant par les pertes en rivières se produisent majoritairement entre février et mai. Cette variabilité saisonnière est induite par le flux d'eau échangé entre les rivières et les nappes. D'après le tableau

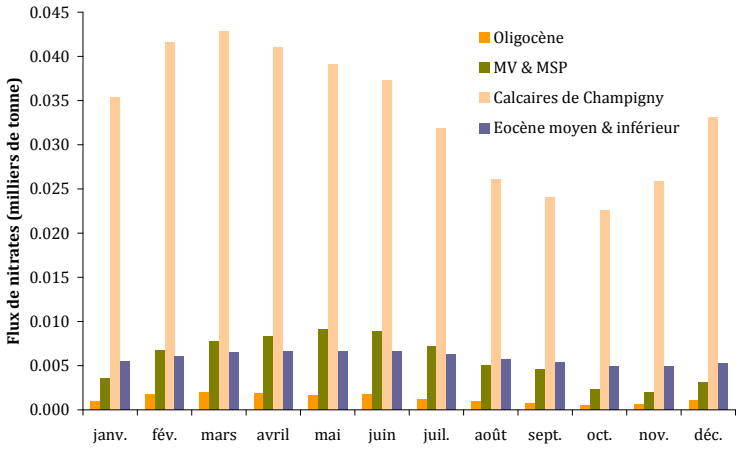


FIGURE 11.28: Flux de nitrates mensuel moyen infiltré par les rivières entre 1971 et 2010 sur les couches modélisées

11.8, le flux mensuel moyen sur la période de 1971 à 2010, infiltré à partir des rivières s'écoulant sur la couche des calcaires de Champigny est de 33,3 (± 7) tonnes de nitrates, sur la couche de l'Oligocène de 1,2 (± 0,5) tonnes de nitrates, sur les marnes vertes et supragypseuses de 5,6 (± 0,5) tonnes de nitrates et enfin sur l'Éocène inférieur de 5,8 (± 0,6) tonnes.

Ainsi l'infiltration des nitrates le long des cours d'eau se produit à 72 % à partir des rivières s'écoulant sur les zones d'affleurements des calcaires de Champigny et pour moins de 13 % sur celles de l'Éocène inférieur et sur les marnes vertes et supragypseuses (Tab. 11.9). Cependant ces 72 % ne représentent en fait que 13 % du flux total entrant dans le système souterrain.

Sur la figure 11.29a, on observe que l'écart relatif du flux de nitrates total entrant

	Oligocène	Mv & Msp	Cal. Champigny	Éocène moy. & inf.
Moyenne	1244	5693	33383	5850
Écart type	511	2634	7611	668
Minimum	548	2010	22600	4910
Maximum	1970	9090	42800	6600

TABLE 11.8: Flux de nitrates mensuel moyen entrant (kg) par les rivières et par aquifère entre 1971 et 2010.

	Oligocène	Mv & Msp	Cal. Champigny	Éocène moy. & inf.
Moyenne	2.6	11.9	72.5	13.0
Écart type	0.5	3.7	3.8	1.9
Maximum	3.3	16.2	78.1	16.2
Minimum	1.8	6.0	68.5	10.8

TABLE 11.9: Pourcentage du flux de nitrates infiltré sur les cours d'eau par aquifère

dans le domaine souterrain entre une simulation de référence et une autre avec un taux de rétention est de 0,56 %. Le taux de rétention étant appliqué durant la période estivale, les flux de nitrates sont majoritairement diminués entre les mois de mai et de juillet (Fig. 11.29b). En moyenne on constate une diminution du flux mensuel de 3 % dans les marnes vertes et supragypseuses, de 1 % dans les calcaires de Champigny et de moins 1 % dans les autres aquifères. Ces bilans montrent que quelle que soit la valeur du taux de rétention défini par les différentes études, les teneurs en nitrates dans les aquifères seront peu influencées.

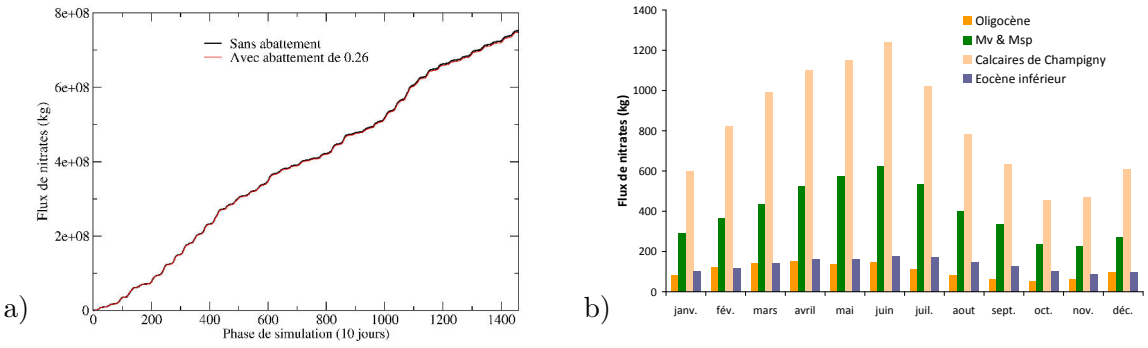


FIGURE 11.29: Influence du taux de rétention sur le flux de nitrates entrant dans le domaine souterrain. a) Comparaison du flux total entrant dans le domaine souterrain cumulé sur toute la période de simulation entre une simulation avec un taux de rétention de 0,26 et la simulation de référence ; b) Différence du flux infiltré mensuel moyen entre les deux simulations.

11.5.2 Contamination nitrique de l'hydrosystème

Sur les figures 11.30a à 11.30d sont représentées les concentrations annuelles moyennes calculées tous les 10 ans dans la nappe phréatique. Il s'agit donc d'une concentration simulée pour la première nappe rencontrée en profondeur. Du point de vue de la distribution géographique des concentrations, on remarque des zones où elles dépassent systématiquement les 50 mg.L^{-1} comme dans le bassin du Provinois, le bassin de la Visandre, le long de la cuesta d'Île de France, le long du Grand Morin mais aussi dans le bassin de l'École ou le long du cours médian de l'Yerres.

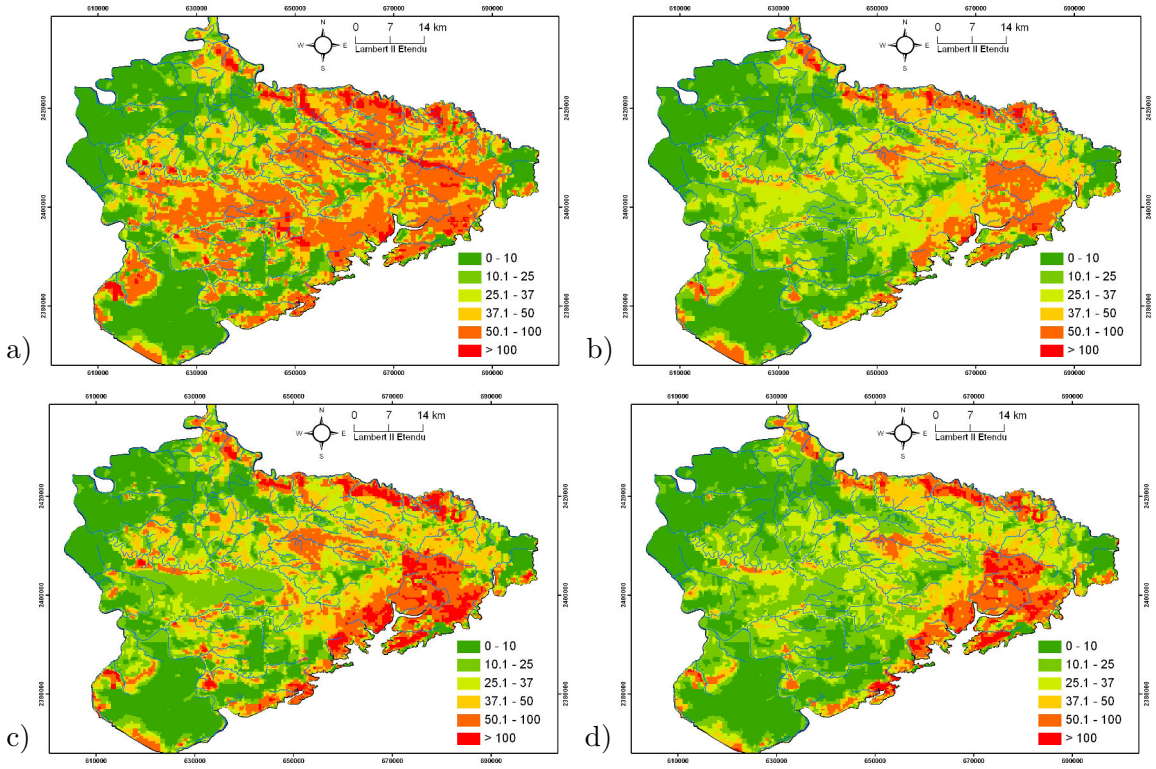


FIGURE 11.30: Concentrations simulées dans les aquifères en a) 1980, b) 1990, c) 2000, d) 2010

D'après le tableau 11.10, le cumul de la surface dont les concentrations dépassent la norme de potabilité diminue à partir de 1980 bien qu'une légère augmentation se produise en 2000. Cette baisse des teneurs est observable notamment dans la région de la Brie Française et de la Brie Centrale.

Pour représenter l'évolution de la pollution nitrique dans les différents aquifères au cours du temps, on calcule la médiane des concentrations calculées dans chaque couche modélisée. La médiane de l'Oligocène et de l'Éocène présente des fluctuations annuelles contrairement à celle de l'Éocène inférieur (Tab. 11.11). Entre 1971 et 1986, les concentrations augmentent dans l'Oligocène et les calcaires de Champigny respectivement de 0,39 mg.L^{-1}.an^{-1} et 0,57 mg.L^{-1}.an^{-1} . Puis elles décroissent jusqu'en 1992 avec une diminu-

% de superficie	1980	1990	2000	2010
Oligocène	22.6	9.6	15.4	8.8
Calcaires de Champigny	14.5	9.5	12.9	11.3
Éocène moyen & inférieur	5.9	6.3	7.7	7.5

TABLE 11.10: Pourcentage de la superficie dont les concentrations en nitrates sont supérieures ou égales à 50 mg.L^{-1} (norme de potabilité des nitrates)

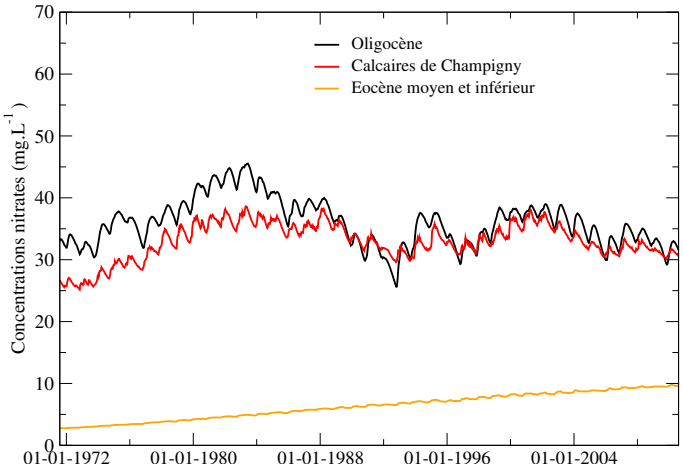


FIGURE 11.31: Médiane des concentrations nitriques par aquifère de 1972 à 2010 pour la simulation de référence.

tion plus importante pour l'aquifère supérieur. Puis elles remontent à nouveau progressivement jusqu'en 2002 au rythme de 0,9 mg.L^{-1}.an^{-1} et 0,49 mg.L^{-1}.an^{-1} et décroissent ensuite jusqu'à la fin de la simulation. La médiane des concentrations de l'Éocène supérieur varie de 25 mg.L^{-1} en 1971 à 32 mg.L^{-1} en 2010 soit une croissance générale de 0,18 mg.L^{-1}.an^{-1} .
La médiane de l'Éocène inférieur ne cesse d'augmenter en passant de 3 à 9 mg.L^{-1} à la fin de la simulation soit une croissance de 0,15 mg.L^{-1}.an^{-1} .

La distribution des concentrations calculées dans l'aquifère des calcaires de l'Oligocène est variable avec des quartiles de 8,7 mg.L^{-1} pour le premier et de 49,2 mg.L^{-1} pour le troisième. La valeur du premier quartile s'approche de la concentration sous-racinaire fixée sous forêt et varie peu sur la période de simulation (± 0,8 mg.L^{-1}). La valeur du troisième quartile montre, qu'en ordre de grandeur, près d'un quart des concentrations dépassent la norme de potabilité.
Dans la couche des calcaires de Champigny, la distribution des teneurs varie moins avec des quartiles de 12,8 et 35,9 mg.L^{-1}. Les quartiles fluctuent peu sur la période de simulation avec un écart type compris entre 2,1 et 3,8 mg.L^{-1}.
Pour l'Éocène inférieur les quartiles sont de 0 et 16 mg.L^{-1}. Les concentrations élevées dans cette formation apparaissent très localement et un quart peuvent être supérieures à

33 mg.L^{-1}.

	Oligocène			Calcaires de Champigny			Éocène moy. & inf.		
	1^{er} quart.	Méd.	$3^{ème}$ quart.	1^{er} quart.	Méd.	$3^{ème}$ quart.	1^{er} quart.	Méd.	$3^{ème}$ quart.
Moyenne	8.7	35.8	49.2	12.8	32.9	35.9	0.0	6.4	16.0
Ecart type	0.8	3.8	5.8	2.1	2.9	3.8	0.1	2.1	5.1
Maximum	12.0	45.5	66.7	21.1	38.6	53.3	0.2	9.9	32.9
Minimum	7.5	25.6	39.3	12.0	25.2	33.7	0.0	2.8	15.4

TABLE 11.11: Valeurs statistiques calculées sur la médiane (Méd.), le premier quartile (1^{er} quart.) et le troisième quartile ($3^{ème}$ quart.) entre 1971 et 2010

11.6 Synthèse

La mise en place des modèles couplés STICS-MODCOU-NEWSAM a permis de simuler l'évolution des teneurs en nitrates en aquifères. En présence d'un système multicouche, les concentrations calculées dans chaque aquifère sont dépendantes de celles estimées dans les autres formations.
Entre 1971 et 2010, il semble que les concentrations calculées soient sous-estimées dans la nappe de l'Oligocène notamment sur les dix dernières années. Cette différence peut-être causée par de multiples facteurs : sous-estimation des flux sous-racinaires calculés par STICS, mauvaise représentation du système hydrologique (incertitudes abordées dans le chapitre 7), présence de réseaux de drainage dans les zones agricoles, pas de prise en compte d'une pollution d'origine urbaine. Cette sous-estimation peut avoir des conséquences sur les concentrations estimées par la suite dans l'aquifère des calcaires de Champigny. La prise en compte des flux de nitrates s'infiltrant par les rivières permet d'améliorer l'évolution des teneurs dans les zones situées en aval du sens d'écoulement ou à proximité des pertes en rivières. En faisant dans un premier temps l'hypothèse que les nitrates sont conservatifs à l'échelle d'un bassin, les concentrations en rivières par bassin sont estimées en effectuant un bilan des flux de matière et des flux d'eau issus du domaine de surface et du domaine souterrain.

Les concentrations en rivière calculées sont du même ordre de grandeur que celles observées. Elles sont estimées à partir d'un calcul en boucle des concentrations échangées entre la nappe et la rivière qui sont elles mêmes fonction des teneurs en rivières. Durant la période estivale, elles apparaissent sur-estimées. Nous avons fait l'hypothèse que cette différence est due à la consommation de l'azote par la végétation et par les producteurs primaires présents dans les rivières. On peut estimer un taux d'abattement à l'interface nappe-rivière en comparant les concentrations calculées et les concentrations mesurées. On constate que le taux est variable en fonction de la saison mais aussi d'année en année. Ainsi lors d'années sèches le taux de rétention peut dépasser 0,5 alors qu'il est en moyenne de 0,3 pour des années à recharge moyenne et de 0,23 pour les années humides. Le test

effectué en imposant sans variabilité géographique un taux de rétention de 0,26 durant la période estivale montre une amélioration des concentrations calculées en rivière en période d'étiage. Cependant cette évolution du taux de rétention durant la période estivale modifie très peu les teneurs calculées en aquifères.

Dans nos simulations nous n'avons pas considéré un abattement du flux de matière lorsque celui-ci percole de la rivière vers la nappe. Or d'après Doussan et al. (1995) les deux paramètres influençant la dénitrification dans les premiers centimètres de sédiment du fond d'une rivière sont la vitesse de percolation de l'eau et la quantité de carbone organique susceptible d'être mise en solution. Ainsi plus la vitesse de percolation est élevée, plus le milieu est oxygéné, diminuant les conditions réductrices favorables à la dénitrification. Sur notre zone d'étude, les sols sur les plateaux étant constitués de limons-argileux, les sédiments transportés par ruissellement sont des matériaux fins. De plus une partie des rivières s'écoulent sur la formation des marnes vertes et supragypseuses qui est peu perméable. On peut donc prévoir une vitesse d'infiltration très faible à travers ces types de sédiments et à travers les marnes favorisant en présence de matière organique le processus de dénitrification. Il aurait été ainsi approprié d'introduire une coefficient d'abattement sur le flux entrant.

La modélisation de la dynamique de la contamination nitrique pourrait être encore améliorée dans certaines zones en testant par exemple une autre distribution spatiale de la porosité cinématique. Dans le cas de forages captant de multiples aquifères, des mesures réalisées au micro-moulinet associées à des mesures de nitrates à différentes profondeurs relatives permettraient de connaître les flux relatifs à chaque formation. La comparaison des concentrations simulées et observées peut être aussi délicate car les calculs fournissent une concentration homogène sur toute l'épaisseur verticale de la couche, alors qu'une stratification des teneurs est possible à cause de l'hétérogénéité des formations.

Malgré ces imperfections, le fait que les teneurs en aquifères simulées du passé à l'actuel soient cohérentes avec celles observées nous autorise à utiliser cette chaîne de modélisation pour prévoir les évolutions futures sur la qualité de l'eau dans le cas de changement de pratiques agricoles.

Chapitre 12

Impact des modifications des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer l'évolution des concentrations en aquifères dans le cas de changements de pratiques agricoles sur la zone d'étude influant la pollution nitrique de l'eau.

Sommaire

12.1 Définition des scénarios 228

12.1.1 Scénarios évalués 228

12.1.2 Élaboration des simulations pour les scénarios prospectifs 229

12.1.2.1 Pratiques agricoles pour la modélisation agronomique des flux d'azote sous-racinaires 229

12.1.2.2 Forçage climatique 231

12.1.3 Données de forçage pour le modèle hydrogéologique 231

12.1.3.1 Forçage météorologique 231

12.1.3.2 Prélèvements 232

12.2 Résultats 232

12.2.1 Modélisation agronomique 232

12.2.1.1 Comparaison des rendements 232

12.2.1.2 Comparaison des flux d'azote et des concentrations sous-racinaires 233

12.2.2 Modélisation hydrogéologique 236

12.2.3 Évolution de la contamination nitrique sous différents scénarios . 236

12.2.3.1 Dans la zone non saturée 236

12.2.3.2 Dans les aquifères 237

12.2.3.3 Concentrations en rivières 244

12.3 Conclusion 247

12.1 Définition des scénarios

12.1.1 Scénarios évalués

Depuis 2006, la mise en œuvre du Plan Départemental de l'Eau (PDE) en Seine-et-Marne a permis, entre autres, d'aider à la mise en place de Mesures Agro-environnementales Eau (MAE). Elles visent à aider les agriculteurs à changer leurs pratiques culturales et à adopter une stratégie d'agriculture alternative à l'agriculture traditionnelle. Cinq territoires ont été ainsi identifiés en Seine-et-Marne. L'une des méthodes est de réduire fortement les intrants agricoles (produits phytosanitaires et nitrates) pour reconquérir la qualité de l'eau dans le département.

Avant le PDE, des mesures agro-environnementales tel que le Contrat Territorial d'Exploitation (CET) et le Contrat d'Agriculture Durable (CAD) étaient déjà mises en place sur certains territoires de la zone d'étude.

Au delà des MAE, les scénarios évalués comprennent des mesures issues du quatrième plan d'action de la Directive Nitrates et la mesure Ferti01. Elles préconisent dans l'ensemble une réduction de la fertilisation et la présence d'une couverture végétale en interculture.

Les scénarios testés sont donc :

- *scénario 1 : Couverture à 100 % en interculture.*
  La couverture du sol peut être assurée par des prairies, par l'implantation de cultures d'automne ou de cultures intermédiaires pièges à nitrates (CIPAN) durant une interculture longue. La couverture des sols en période de drainage permet d'une part d'absorber les nitrates présents dans les sols et donc d'absorber l'azote en excédent et dans le cas de CIPAN, permet également de diminuer la dose de fertilisation azotée pour la culture suivante.
  Dans le cadre de la modélisation on insérera si possible une CIPAN entre chaque culture d'une rotation ;

- *scénario 1 bis : Couverture à 100 % en interculture et sur une période d'implantation plus courte*
  C'est le même scénario que le précèdent sauf que la destruction de la CIPAN intervient un mois plus tôt que pour le scénario 1. Il est destiné à comparer la variation des pertes d'azotes selon la durée d'implantation de la CIPAN ;

- *scénario 2 : Diminution de la fertilisation de 35 %*
  Réduction de 35% des intrants minéraux sans modification des successions culturales. Cette réduction a lieu systématiquement sur l'ensemble la zone d'étude ;

– *scénario 3 : Couverture à 100 % en interculture associée à une diminution de la fertilisation de 35 %*

Réduction de 35% des intrants minéraux avec modification des successions culturales en ajoutant une CIPAN en interculture. Une modification de la fertilisation est plus réaliste en présence d'une CIPAN ou d'une légumineuse en interculture car l'azote piégé par ces plantes est restitué à la culture suivante.

L'efficacité de ces scénarios représentant une modification des pratiques agricoles est évaluée par comparaison à un scénario de référence nommé "Laisser faire" pour lequel les pratiques agricoles actuelles sont maintenues à l'identique. En période d'interculture le sol est donc laissé nu.

Le scénario irréaliste "Zéro intrant" est testé afin d'évaluer le retour théorique du système face à l'arrêt de toute fertilisation sur les zones agricoles. On pourra notamment estimer l'impact du stock des nitrates dans la zone non saturée en observant l'évolution des teneurs en aquifères. Concrètement les concentrations sous-racinaires en nitrates imposées sur les terrains agricoles sont nulles.

Les scénarios prospectifs sont simulés de 2011 à 2029, période au bout de laquelle le bon état des eaux doit être obtenu (DCE).

12.1.2 Élaboration des simulations pour les scénarios prospectifs

12.1.2.1 Pratiques agricoles pour la modélisation agronomique des flux d'azote sous-racinaires

Tout d'abord il faut définir les successions culturales qui seront modifiées par la suite selon le scénario défini. Il est plus cohérent de prendre en compte les pratiques culturales les plus récentes que cela soit en terme d'assolement ou de techniques culturales. La période culturale choisie est donc celle allant de 2000 à 2010.

La culture intermédiaire (CIPAN) implantée est de type "moutarde". C'est une crucifère qui pousse rapidement et limite le développement des adventices. Elle est adaptée à une durée courte de végétation (2 mois) mais est sensible au froid. Les cultures intermédiaires doivent être semées avant le mois de septembre bien que des dérogations soient possibles en cas de problématiques particulières (faux semis, parcelles très argileuses, gestions des adventices).

L'implantation de la moutarde permet d'avoir une bonne efficience en terme d'abattement de la concentration nitrique lessivée notamment si elle est semée de bonne heure (de mi à fin août) et laissée le plus tardivement possible (Fig. 12.1). Pour les simulations STICS, la date de semis est fixée au 15 août pour permettre son développement notamment dans le cas de courte durée entre une rotation de cultures. D'après la figure 12.1, avec une date de levée effective début août et une date de destruction en décembre, le taux d'abattement des concentrations sous-racinaires est en moyenne de 80 % avec un premier et un troisième quartile respectivement de 60 % et 90 % (Beaudoin et al., 2012a).

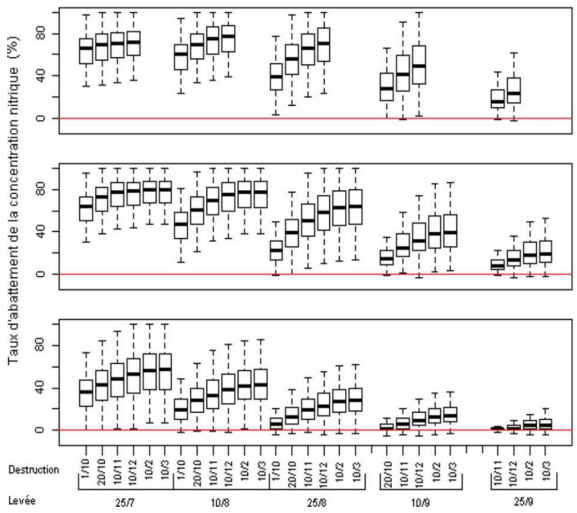


FIGURE 12.1: Taux d'abattement de la concentration nitrique (%) par rapport au sol nu en fonction des dates de levée et de destruction des cultures intermédiaires de moutarde (haut), de ray-grass (milieu) et de vesce (bas) d'après Beaudoin et al. (2012a).

Dans le cas d'une destruction tardive telle que pour la betterave, il ne sera pas semé de CIPAN si le temps octroyé au développement de la plante est inférieur à 2 mois comme montré sur la figure 12.2. La moutarde étant sensible au froid, la date de destruction maximale est fixée à fin décembre comme dans le scénario 1. Elle est avancée à mi-novembre pour le scénario 1bis.
D'après les conditions fixées précédemment, la moutarde peut être semée quasiment à chaque interculture (Tab. 12.1).

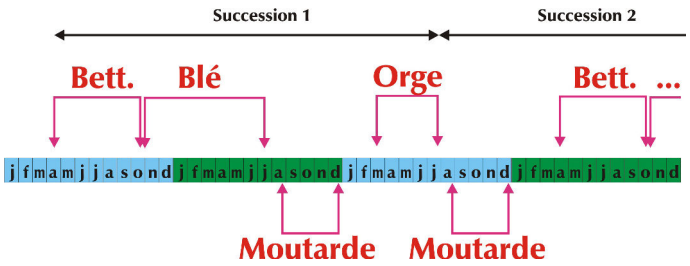


FIGURE 12.2: Schématisation de l'implantation des CIPAN

Concernant les travaux du sol associés à la culture de la moutarde nous les avons limité à un simple déchaumage réalisé tout de suite après la récolte de la culture précédente. Pour les cultures suivantes, un labour et un travail partiel du sol sont réalisés avant semis. Aucune fertilisation azotée n'est bien sûr apportée sur la culture de moutarde.

Type	Successions de cultures	% de la SAU
1	C - Mo - B - Mo - Mg - B - Mo - OP - Mo	33
	C - Mo - B - Mo - OH	26
2	Mg - B - Mo - OP - Mo	30
	C - Mo - B - Mo - OH	20
3	B - Mo - B - Mo - B - Mo - OP - Mo	34
	C - Mo - B - Mo - OH Bet - B - Mo - OP - Mo Mg - B - Mo - OP - Mo	22
4	C - Mo - B - Mo - OH	31
	Bet - B - Mo - P - Mo - B - Mo - OP - Mo	16
5	Fev - Mo - B - C - Mo - B - Mo - OP - Mo	32
	P - Mo - B - Mo - Bet - B - Mo	21
6	P - Mo - B - Mo - Bet - B - Mo	35
	Bet - B - Mo - B - Mo	27

TABLE 12.1: Modification des successions culturales principales définies sur la dernière période homogène (2000-2010) et sur les six types de zones agronomiques où les pratiques culturales sont similaires. Les cultures sont : B : le blé d'hiver, C : le colza, Mg : le maïs, OP : l'orge de printemps, OH : l'escourgeon, P : le pois, Bet : la betterave, Mo : la moutarde

12.1.2.2 Forçage climatique

Pour être en concordance avec les pratiques agricoles, les données météorologiques choisies sont celles de la période 2000-2010. Cette période climatique sera reproduite à l'identique autant de fois que durera la simulation prospective.

12.1.3 Données de forçage pour le modèle hydrogéologique

12.1.3.1 Forçage météorologique

Le bilan hydrique a été recalculé en prenant en compte comme contenu initial des sols celui calculé fin 2010. En moyenne sur la période de simulation la pluie efficace est de 150 $mm.an^{-1}$, la recharge de 93 $mm.an^{-1}$ et le ruissellement de 56 $mm.an^{-1}$ (Fig. 12.3). Elle présente aussi des variations annuelles importantes avec une recharge élevée durant les trois premières années suivie de 5 années de très faible recharge.

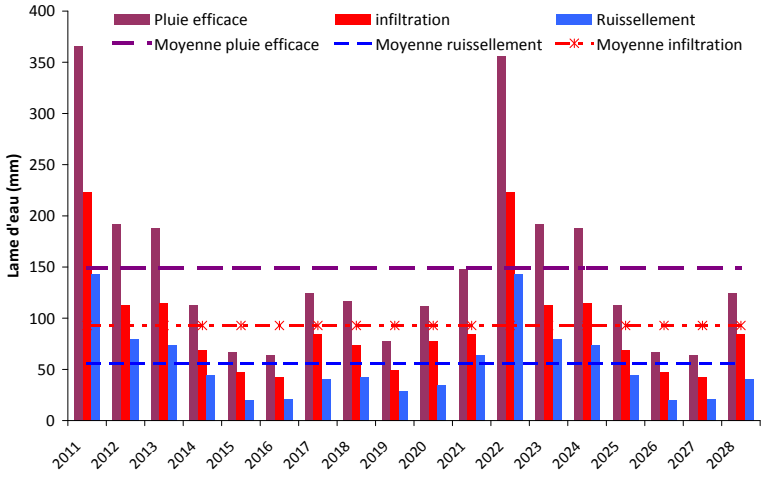


FIGURE 12.3: Bilan hydrique annuel entre 2011 et 2029

12.1.3.2 Prélèvements

Les prélèvements choisis sont les derniers connus tous usages confondus sur l'ensemble de la zone d'étude soit ceux de 2007. Comme pour le modèle hydrogéologique, ils sont constants dans l'année mis à part les prélèvements agricoles répartis entre le mois de mai à d'août.

12.2 Résultats

12.2.1 Modélisation agronomique

Les deux variables de sortie du modèle agronomique sont les rendements et les concentrations sous-racinaires.

12.2.1.1 Comparaison des rendements

Lorsque l'utilisation de cultures intermédiaires a lieu sur du long terme, elle entraîne une augmentation de la minéralisation d'azote (Schroder et al., 1996) sous l'effet de la minéralisation des résidus de la culture intermédiaire détruite dans l'année mais aussi par l'augmentation de l'azote organique causée par l'enfouissement des cultures précédentes (Beaudoin et al., 2012b).
Constantin et al. (2011) ont montré que le taux de minéralisation après 13 ans sur un site avec un sol limoneux et dont la CIPAN est la moutarde pouvait être supérieur à 70 % comparé à 40 % pour une utilisation sur une année unique. Sur du très long terme et dans le cadre d'une utilisation annuelle, des simulations STICS réalisées par Constantin et al. (2012) ont montré que le stockage d'azote organique atteint un palier au bout de 30 ans et que la minéralisation progresse jusqu'à atteindre un plateau. Ceci-ci a pour effet de

diminuer l'efficacité des cultures intermédiaires vis à vis des pertes d'azote. En cas d'arrêt de la pratique des CIPAN, le lessivage de l'azote augmentera.

Au final, l'augmentation de la matière organique du sol peut favoriser le rendement de la culture suivante puisqu'elle peut accroître son prélèvement d'azote (Beaudoin et al., 2012a; Constantin et al., 2012). Ainsi on observe sur le tableau 12.2 que les rendements au bout de 17 ans ont augmenté en moyenne de 10 % entre le scénario de référence "Laisser faire" et le scénario avec CIPAN.

	Laisser faire	CIPAN	Écart relatif (%)
tournesol	2.7	2.8	0.7
escourgeon	3.1	3.2	5.2
blé	5.2	5.8	11.7
colza	2.5	2.8	13.0
orge	2.0	2.3	14.6
mais	7.5	8.0	7.0
pois	3.0	3.3	10.3
féverole	2.8	3.5	25.9
betterave	13.6	15.1	10.8
avoine	3.2	3.2	1.9
luzerne	2.3	2.3	0.0
vignes	5.6	5.6	0.0
moutarde	0.0	3.7	0.0

TABLE 12.2: Comparaison des rendements calculés (tonne/ha) entre le scénario Laisser faire et celui avec CIPAN

La quantité d'azote piégée par les cultures intermédiaires va dépendre de la combinaison d'un certain nombre de facteurs tels que la date de semis et de récolte, les conditions d'implantation, la durée de la croissance ainsi que la quantité d'azote minéral disponible dans le sol et l'espèce de la culture intermédiaire (Beaudoin et al., 2012a). Ainsi dans le cas de la moutarde, il faut privilégier un semis précoce car s'agissant d'une crucifère son système racinaire est profond mais aussi plus tardif. Cette plante est sensible au froid (-5 °C à 10 °C) donc en cas de semis tardif, son développement sera limité et l'adsorption de l'azote sera moindre (Allison et al., 1998).

12.2.1.2 Comparaison des flux d'azote et des concentrations sous-racinaires

Nous comparons le flux d'azote théorique calculé par STICS en calculant les densités de flux relatives aux 584 unités de simulation. Ce flux calculé ne représente pas le flux réel importé dans la bassin (valeur par hectare) permet de comparer les flux entre les différents scénarios.

Le taux d'abattement du flux d'azote moyen annuel entre le scénario de référence et les autres scénarii a été calculé entre 2011 et 2029 (Fig. 12.4). On remarque qu'en moyenne on obtient une baisse annuelle des flux d'azote sur l'ensemble de la simulation de 24,3

% dans le cas d'une réduction de 35 % des intrants, de 54 % lors de l'implantation de CIPAN, de 52 % lorsque les CIPAN sont détruites à la mi-novembre et de 69 % quand est associée à la moutarde une baisse de 35 % des intrants. Cet effet augmente au cours du temps avec une moyenne dans le cas de CIPAN de 0,5 % par an. On constate que la date de destruction influence aussi la quantité d'azote lessivée. Ainsi en diminuant d'un mois et demi le développement de la moutarde on réduit de 2 % le taux d'abattement. Cette différence étant faible on ne considérera par la suite que le scénario le plus efficient vis à vis des pertes d'azote.

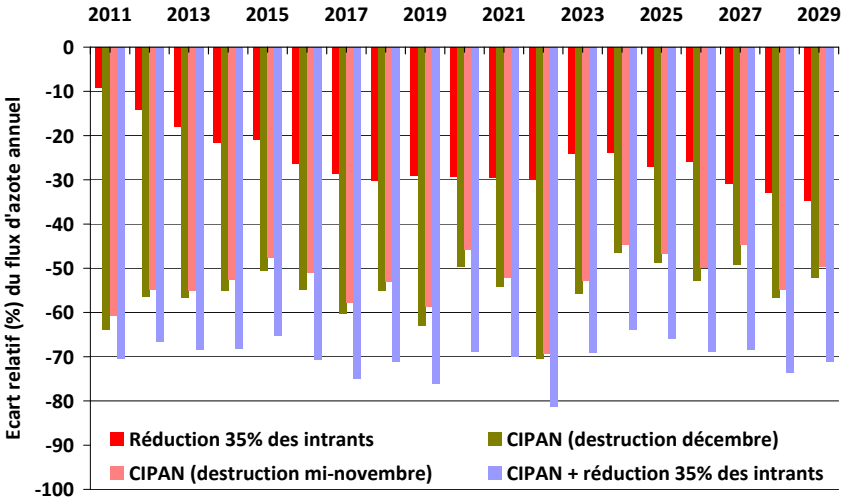


FIGURE 12.4: Écart relatif des flux d'azote annuel calculé entre un scénario prospectif et le scénario de référence

Sur la période, la lame d'eau drainée augmente en moyenne de 0,2 % lorsque l'on réduit les intrants et diminue en moyenne de 12 % pour les scénarios utilisant des CIPAN (Fig. 12.5a). Dans le premier cas la diminution du rendement entraîne une augmentation de la lame drainée et dans le deuxième cas le prélèvement de l'eau par les CIPAN en période d'interculture réduit la quantité d'eau disponible au drainage. Cette différence sera d'autant plus importante en période de forte pluviométrie telle que celle imposée en 2022.

Les concentrations sous-racinaires restent supérieures à 50 $mg.L^{-1}$ que l'on continue les pratiques actuelles ou réduise les intrants minéraux. L'introduction de CIPAN chaque année permet de baisser les concentrations sous cette valeur.
On note que les concentrations sous-racinaires restent fortes pour tous les scénarios lors des années sèches et plus faibles lors des années humides à cause de la variabilité de la lame d'eau drainée.

En moyenne sur la période de 2011 à 2029, le taux d'abattement moyen des concentrations est de 24 % dans le cas d'une simple réduction de la fertilisation, de 50 % dans le cas d'implantation de CIPAN en interculture et de 66 % dans le cas de la diminution des

intrants en présence de CIPAN. Ces taux d'abattement des concentrations sous-racinaires se situent dans la partie basse de l'intervalle estimée par Beaudoin et al. (2012a). Si le taux d'abattement des teneurs ne cesse d'augmenter entre 2011 et 2029 dans le cas d'une simple réduction des intrants, celui-ci fluctue selon les conditions météorologiques dans le cas d'utilisation de CIPAN (Fig. 12.5b). En effet durant les années humides celui-ci dépasse 50 % alors que lors des années sèches telles qu'en 2017, 2020 et 2027 il ne dépasse pas 45 % en présence de CIPAN et 65 % si on applique en plus une réduction des intrants.

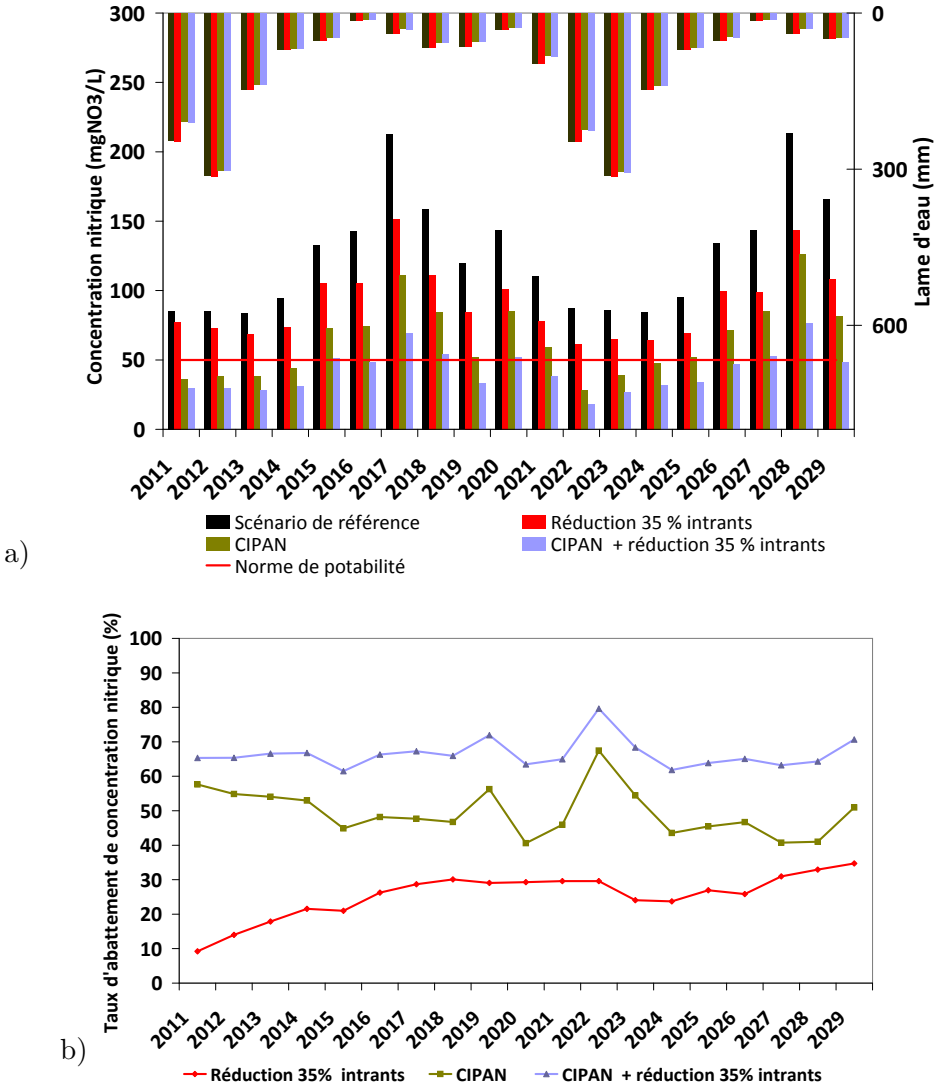


FIGURE 12.5: Comparaison des concentrations sous-racinaires annuelles entre 2011 et 2029 calculées par STICS : a) valeurs des concentrations moyennes annuelles pour les différents scénarios, b) taux d'abattement des teneurs calculées entre la simulation de référence (sol nu) et les autres scénarios évalués.

12.2.2 Modélisation hydrogéologique

Une modélisation au pas de temps décadaire est réalisée entre 2011 et 2029. Cette simulation permet de modéliser l'évolution des niveaux piézométriques et de calculer les échanges nappes-rivières. L'évolution de la charge hydraulique à Montereau-sur-Jard est tracée sur la figure 12.6. Cette modélisation MODCOU est unique pour tous les scénarios prospectifs.

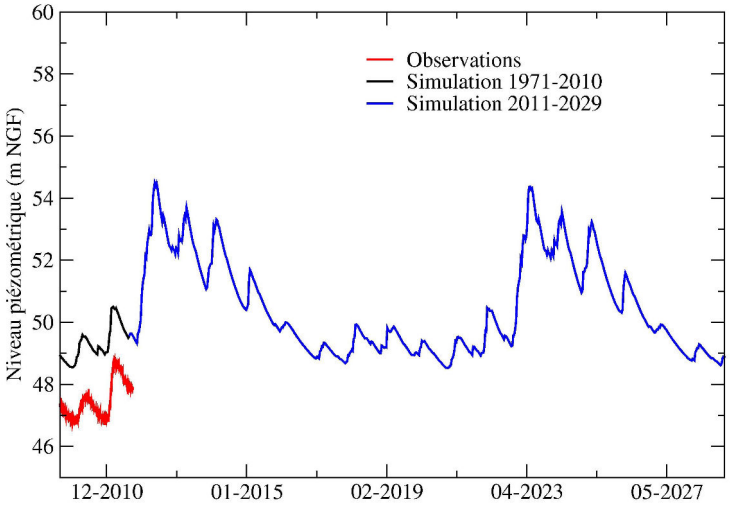


FIGURE 12.6: Évolution de la charge hydraulique au piézomètre de référence à Montereau-sur-Jard entre 2011 et 2029

Le fait de considérer un bilan hydrique similaire entre les scénarios est une approximation. En effet, on peut constater que la lame d'eau drainée diminue de 12 % dans le cas d'utilisation de CIPAN et augmente de 0,2 % dans le cas d'une réduction de la fertilisation. Or la concentration hypothétique entrant dans le domaine souterrain est obtenue par le rapport entre le flux d'azote calculé par STICS et la lame d'eau issue de MODSUR. En considérant une lame d'eau identique, quels que soient les scénarios et ne tenant pas compte de l'effet des systèmes culturaux, on aura tendance à sous-estimer les concentrations en présence de CIPAN.

12.2.3 Évolution de la contamination nitrique sous différents scénarios

La diminution des concentrations sous-racinaires va modifier les concentrations entrantes dans la zone non saturée et dans le domaine souterrain.

12.2.3.1 Dans la zone non saturée

En sortie de la zone non saturée, on constate des différences en termes de flux de nitrates entrants dans le domaine souterrain en 2029 comme le montre l'évolution des flux de nitrates cumulés jusqu'en 2029 (Fig. 12.7). Le taux d'abattement du flux de nitrates

sur la période 2011-2029 en sortie de la zone non saturée est dans le cas d'une réduction de 35 % des intrants de 15 %, dans le cas de l'utilisation de CIPAN de 40 % et de 48 % lorsque sont associées aux CIPAN une réduction des intrants.
Sachant que les simulations prospectives commencent en 2011, on constate qu' il faut attendre une année au moins pour que les flux sortants de la zone non saturée soient différents d'un scénario à l'autre.
Pour le scénario "zéro intrant", le taux d'abattement du flux de nitrates est de 50 % au bout de 18 ans.

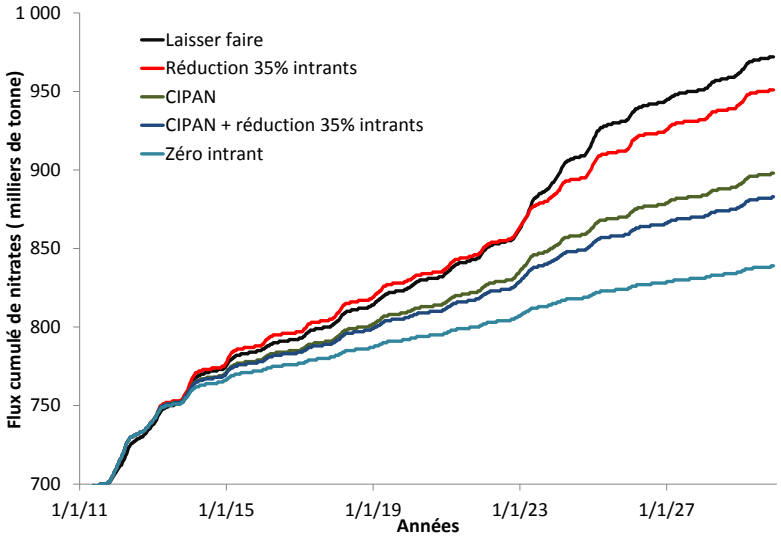


FIGURE 12.7: Évolution du flux de nitrates cumulé entrant dans les aquifères pour chaque scénario

12.2.3.2 Dans les aquifères

Les simulations prospectives prennent en compte l'évolution du flux de nitrates infiltré par les rivières en calculant les concentrations en rivières par le bilan des flux d'eau et des flux de nitrates par bassin selon la méthodologie expliquée au Chapitre 11, section 2.

Concernant la distribution des concentrations, nous avons représenté sur la figure 12.8 les teneurs en 2029 dans les formations affleurantes des aquifères (Calcaires de Champigny et Éocène inférieur) hormis celles de l'Oligocène pour les quatre scénarios. D'après le tableau 12.3, on constate bien une diminution des teneurs les plus élevées dans le cas d'une modification des pratiques culturales en cohérence avec la baisse des flux entrants dans les aquifères hormis pour l'Éocène inférieur.

Dans le cas d'une réduction de 35 % des intrants, plus de 12 % de la superficie de l'aquifère des Calcaires de Champigny en 2029 présente des concentrations supérieures ou égales à la norme de potabilité, contre 8 % et 6 % respectivement pour le scénario avec CIPAN et le scénario avec CIPAN et réduction des intrants. En cas d'absence de modifications des pratiques agricoles, la distribution des teneurs est un peu modifiée dans

les calcaires de Champigny par rapport aux autres scénarios. En effet les concentrations supérieures à la norme de potabilité dans cet aquifère ne représentent plus que 10 % de sa superficie alors que celles comprises entre 37 et 50 mg.L^{-1} sont présentes sur 23 % de sa superficie.

Pour l'Éocène inférieur, les concentrations supérieures à 37,5 mg.L^{-1} sont stables voir augmentent légèrement même dans le cas de modifications des pratiques culturales.

	37,5 mg.L^{-1}≤[NO_3^-]<50 mg.L^{-1}			[NO_3^-]≥ 50 mg.L^{-1}		
	Olig.	Éoc. sup.	Éoc. moy.&inf.	Olig.	Éoc. sup.	Éoc. moy. & inf.
En 2011	26	20	4	14	16	8
Scénarios	-					
Référence	18	23	12	18	10	10
Réduction 35% intrants	9	12	5	9	12	9
CIPAN	4	6	5	4	8	8
CIPAN + réduction 35 % intrants	3	5	5	1	6	7

TABLE 12.3: Répartition de la superficie des concentrations simulées par aquifère (Olig. : Oligocène, Éoc. Sup. : calcaires de Champigny, Éoc. moy. & inf. : Éocène moyen et inférieur) selon les différents scénarios prospectifs . La limite de 50 mg.L^{-1} correspond à la limite de qualité de l'eau potable et celle à 37,5 mg.L^{-1} correspond au troisième niveau d'action définie par le SDAGE Seine-Normandie (Seuil d'action renforcée).

Les régions présentant des teneurs supérieures à la norme de potabilité sont situées le long de la cuesta d'Île-de-France, le long du Grand Morin et à la limite sud-ouest du modèle. Les résultats de la simulation "zéro intrant" montrent que ces zones restent très contaminées car les temps de transfert dans la zone non saturée et dans l'aquifère y sont très longs. Les médianes, les premier et troisième quartiles des concentrations en nitrates ont été calculés entre 2011 et 2029 pour les cinq scénarios prospectifs et pour les trois aquifères (Fig. 12.9).

L'aquifère de l'Oligocène (Fig. 12.9a)

Si les pratiques actuelles ne sont pas modifiées, on constate une faible diminution de la médiane sur la période de simulation de 0,22 mg.L^{-1}.an^{-1} avec une teneur de 31 mg.L^{-1} en 2011 et de 27 mg.L^{-1} en 2029. Cette baisse est plus élevée dans le cas d'une réduction de 35 % des intrants minéraux. Dans le cas de l'implantation de CIPAN en interculture associée ou non à une réduction des intrants, la médiane des teneurs diminue en moyenne de plus 1 mg.L^{-1}.an^{-1} passant de 31 mg.L^{-1} en 2011 à 9 mg.L^{-1} en 2029.
Les fluctuations annuelles sont inférieures à 1 mg.L^{-1} lors de la présence de CIPAN alors qu'elles dépassent 3 mg.L^{-1} en leur absence. Ceci s'explique par l'action des CIPAN sur les flux d'azote lixiviés durant l'automne et l'hiver.
Du point de vue de la distribution des concentrations on remarque que les quartiles sont proches de la médiane dans le cas de l'implantation de CIPAN.

Dans le cas de la simulation "zéro intrant", on constate que la pente de la médiane est élevée entre 2014 et 2021, c'est à dire que l'hydrosystème déstocke essentiellement

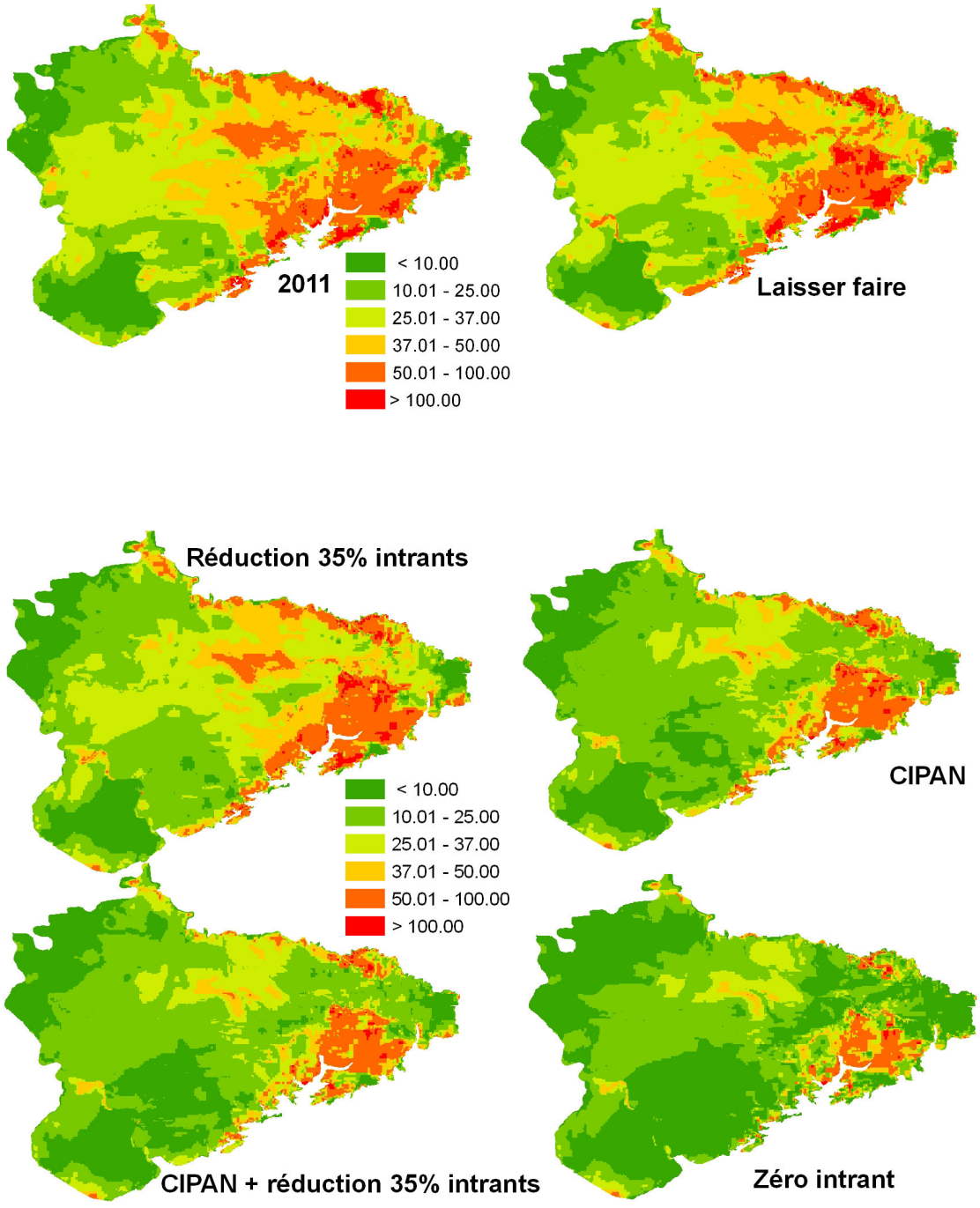


FIGURE 12.8: Concentrations nitriques dans l'Éocène (Calcaires de Champigny et Marinésien/Lutétien/Yprésien) en 2011 et en 2029 pour les divers scénarios prospectifs.

les nitrates durant ces années entrainant une baisse de 3 mg.L^{-1}.an^{-1} . Il faut aussi au minimum deux ans pour observer une différence significative de la médiane des teneurs entre les différents scénarios.

L'aquifère des Calcaires de Champigny (Fig. 12.9b)

Comme pour l'Oligocène, on observe une très faible diminution de la médiane des teneurs dans le cas de pratiques agricoles actuelles et une diminution générale de 0,2 mg.L^{-1}.an^{-1} en cas de réduction de 35 % des intrants. Dans le cas de l'implantation de CIPAN, on constate une diminution de 0,8 mg.L^{-1}.an^{-1} de la médiane sur toute la période de la simulation, avec en 2029 une valeur inférieure à 17 mg.L^{-1}. On remarque comme pour l'Oligocène une variabilité annuelle moins importante pour les simulations CIPAN.

L'aquifère des Calcaires de Champigny réagit tout de suite aux changements de pratiques. En effet les médianes se dissocient entre les scénarios dès 2012. Cette réactivité est la conséquence de l'apport des nitrates par les zones de pertes en rivières, apports localement importants.

L'aquifère de l'Éocène moyen et inférieur (Fig. 12.9c)

Entre 2011 et 2029, on constate, que quels que soient les scénarios prospectifs, les teneurs sont très peu modifiées hormis pour le scénario "zéro intrant". De même dans le cas de l'utilisation de CIPAN, les médianes sont stables. On constate une légère augmentation de 0,04 mg.L^{-1}.an^{-1} et de 0,03 mg.L^{-1}.an^{-1} respectivement pour le scénario de référence et pour une réduction de la fertilisation. De ce fait les quartiles et les médianes sont similaires entre les scénarios. Les variations annuelles étant faibles, les écarts types des médianes et des quartiles sont dans l'ensemble inférieurs à 2 mg.L^{-1}.

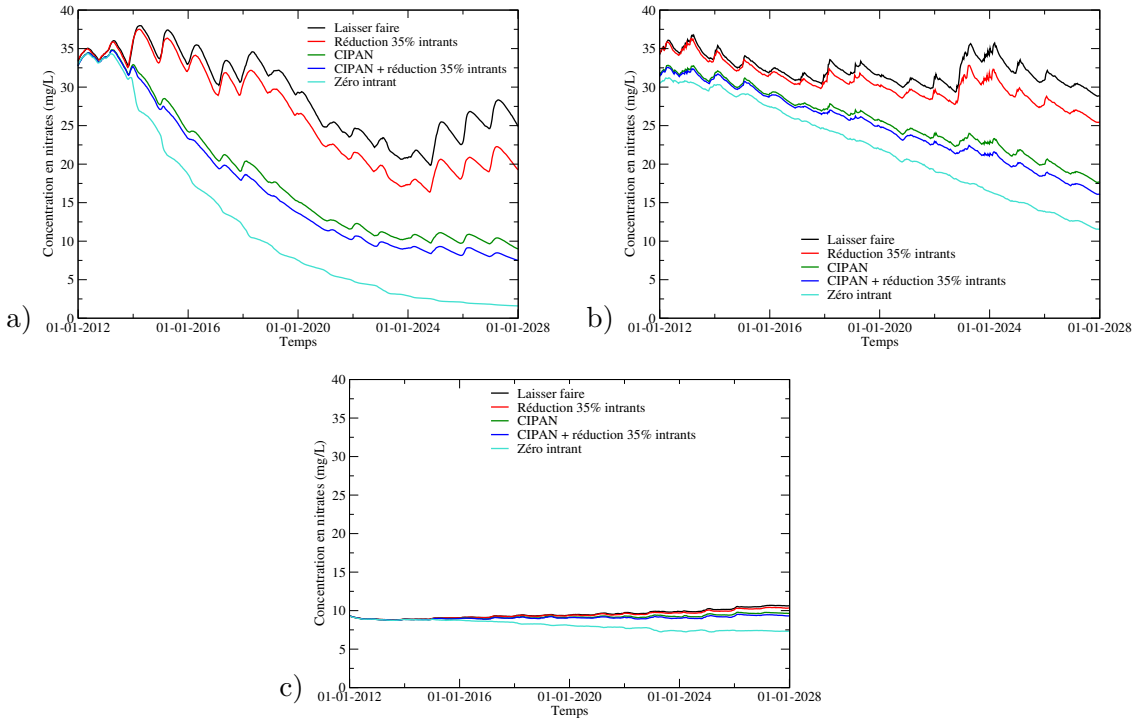


FIGURE 12.9: Pour les divers scénarios, l'évolution entre 2012 et 2029 de la médiane décadaire des teneurs a) dans l'Oligocène, b) dans les calcaires de Champigny *stricto sensu*, c) dans l'Éocène moyen et inférieur

		Oligocène				Cal. Champigny				Éocène inférieur			
		$\overline{X_{sim}}$	σ_{sim}	Max.	Min.	$\overline{X_{sim}}$	σ_{sim}	Max.	Min.	$\overline{X_{sim}}$	σ_{sim}	Max.	Min.
Référence	1^{er} quart.	9.5	0.76	10.7	8.4	18.3	0.7	20.1	16.6	0.4	0.1	0.5	0.2
	Médiane	29.0	4.9	38.0	19.8	31.9	1.9	36.8	28.3	9.7	0.7	11.1	8.8
	$3^{ème}$ quart.	44.2	5.1	55.2	34.2	45.3	2.0	51.4	40.9	34.9	1.2	37.3	32.4
Réd. 35 % intrants	1^{er} quart.	9.2	0.6	10.5	7.8	17.5	1.1	20.0	15.2	0.4	0.1	0.5	0.2
	Médiane	26.0	6.5	37.5	16.4	30.1	1.9	36.8	28.3	9.6	0.5	10.7	8.8
	$3^{ème}$ quart.	39.5	7.1	54.2	28.7	42.8	3.3	50.5	36.4	34.0	0.5	35.3	32.4
CIPAN	1^{er} quart.	8.1	0.9	10.5	6.4	14.9	2.5	19.1	9.4	0.4	0.1	0.5	0.2
	Médiane	17.7	8.6	34.8	7.5	24.9	4.8	32.8	17.1	9.3	0.3	10.0	8.7
	$3^{ème}$ quart.	27.2	11.2	50.4	14.4	36.6	6.1	47.1	26.6	32.0	1.2	34.3	29.8
CIPAN + réd. 35 % intrants	1^{er} quart.	7.7	1.2	10.5	5.4	14.2	2.9	19.0	9.4	0.4	0.1	0.5	0.2
	Médiane	16.4	9.1	34.8	7.5	24.0	5.3	32.6	15.4	9.1	0.2	9.7	8.7
	$3^{ème}$ quart.	25.2	12.4	50.3	11.3	35.5	6.8	46.8	24.4	31.3	1.7	34.1	28.4
Zéro intrant	1^{er} quart.	3.7	2.9	10.5	0.6	11.2	4.6	18.5	4.7	0.3	0.1	0.4	0.2
	Médiane	11.2	10.9	34.4	1.2	20.9	6.7	31.2	10.4	8.0	0.7	9.7	7.1
	$3^{ème}$ quart.	19.6	15.1	49.9	3.5	32.1	8.9	46.3	17.7	28.9	3.1	33.9	23.8

TABLE 12.4: Valeurs statistiques calculées sur la médiane, le premier quartile (1^{er} quart.) et le troisième quartile ($3^{ème}$ quart.) des concentrations en nitrates simulées entre 2011 et 2029 pour les trois aquifères (Oligocène, calcaires de Champigny et Éocène inférieur) et selon les scénarios prospectifs (Référence, réduction de 35 % des intrants, CIPAN, CIPAN + réduction de 35 % des intrants, Zéro intrant)

Sur les figures 12.10a, 12.10b et 12.10c est représentée l'évolution moyenne des teneurs dans les mailles où se trouvent les captages prioritaires des calcaires de Champigny qui est la formation la plus exploitée dans la zone d'étude. En 2029 les teneurs simulées dans la fosse de Melun sont similaires à celles calculées en 2011. Elles baissent très peu dans le cas d'une réduction de la fertilisation et de 7,5 mg.L^{-1} dans le cas de l'utilisation de CIPAN. Dans la basse vallée de l'Yerres, les évolutions des teneurs nitriques pour les différents scénarios sont similaires à celles dans la fosse de Melun, bien que les variations annuelles des concentrations y soient plus élevées à cause des pertes en rivières le long de l'Yerres. A Nangis, les teneurs ne se différencient entre les scénarios qu'au bout de 4 ans. Dans le cas d'utilisation de CIPAN, la baisse des teneurs de 23 mg.L^{-1} est plus importante que dans les autres zones de captages. On pouvait déjà observer sur la figure 12.8 cette variation des concentrations en nappes entre les scénarios à Nangis.

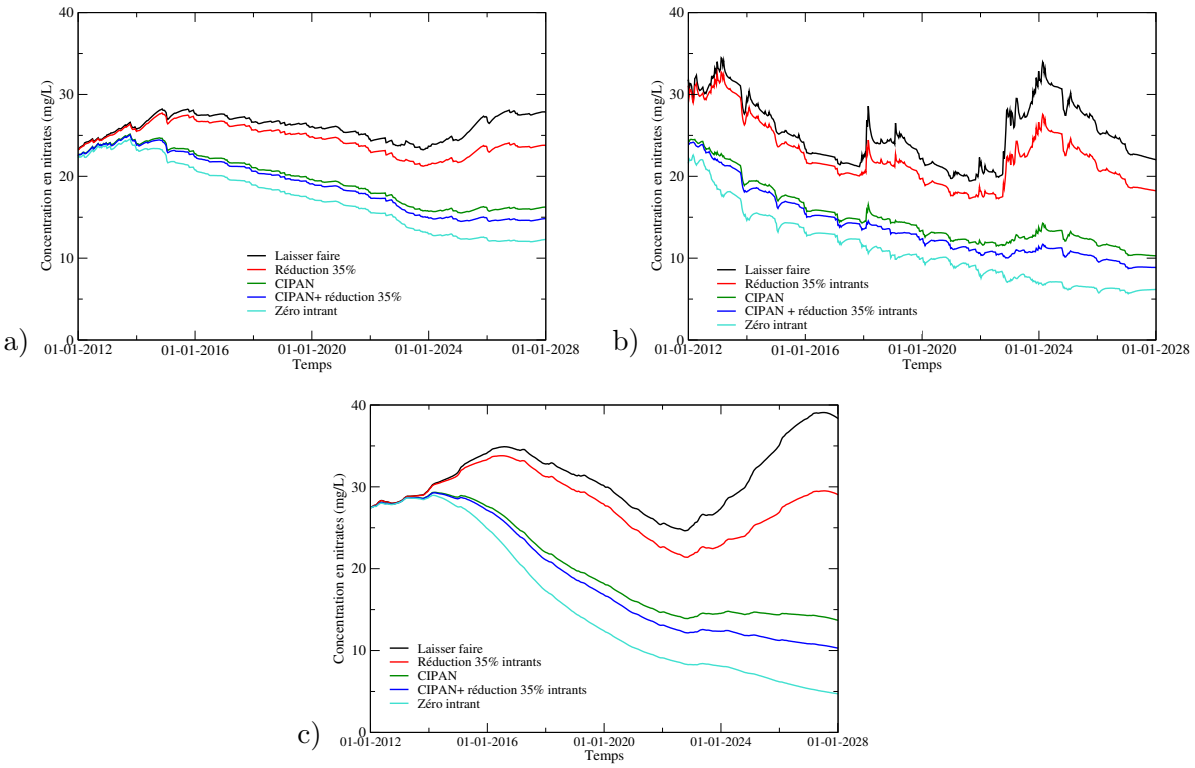


FIGURE 12.10: Concentrations moyennes dans l'aquifère des calcaires de Champigny *stricto sensu* au niveau des captages prioritaires de la fosse de Melun (a), des captages de la basse vallée de l'Yerres (b) et des captages de Nangis (c)

Les figures 12.11a et 12.11b montrent l'évolution des concentrations des nitrates dans l'eau à deux forages de 1971 à 2029. Le premier ouvrage situé le long de l'Yerres capte l'aquifère des Calcaires de Champigny *stricto sensu* et le second, situé dans la fosse de Melun, capte à la fois l'Éocène supérieur et le Calcaire de St-Ouen. On constate que les teneurs varient quasiment dès le début de la simulation prospective en 2012 au captage situé à proximité de l'Yerres alors que sous couverture, dans la fosse de Melun, les dif-

férences ne sont visibles qu'au bout de 2 ans au minimum. Pour les deux ouvrages les teneurs simulées sont supérieures en 2029 à 20 mg.L^{-1} lorsqu'on ne modifie pas les pratiques agricoles ou qu'on effectue une réduction de la fertilisation minérale de 35 %. Si on utilise du CIPAN en interculture, les concentrations en nappes à la fin de la simulation sont égales ou supérieures à 15 mg.L^{-1}.

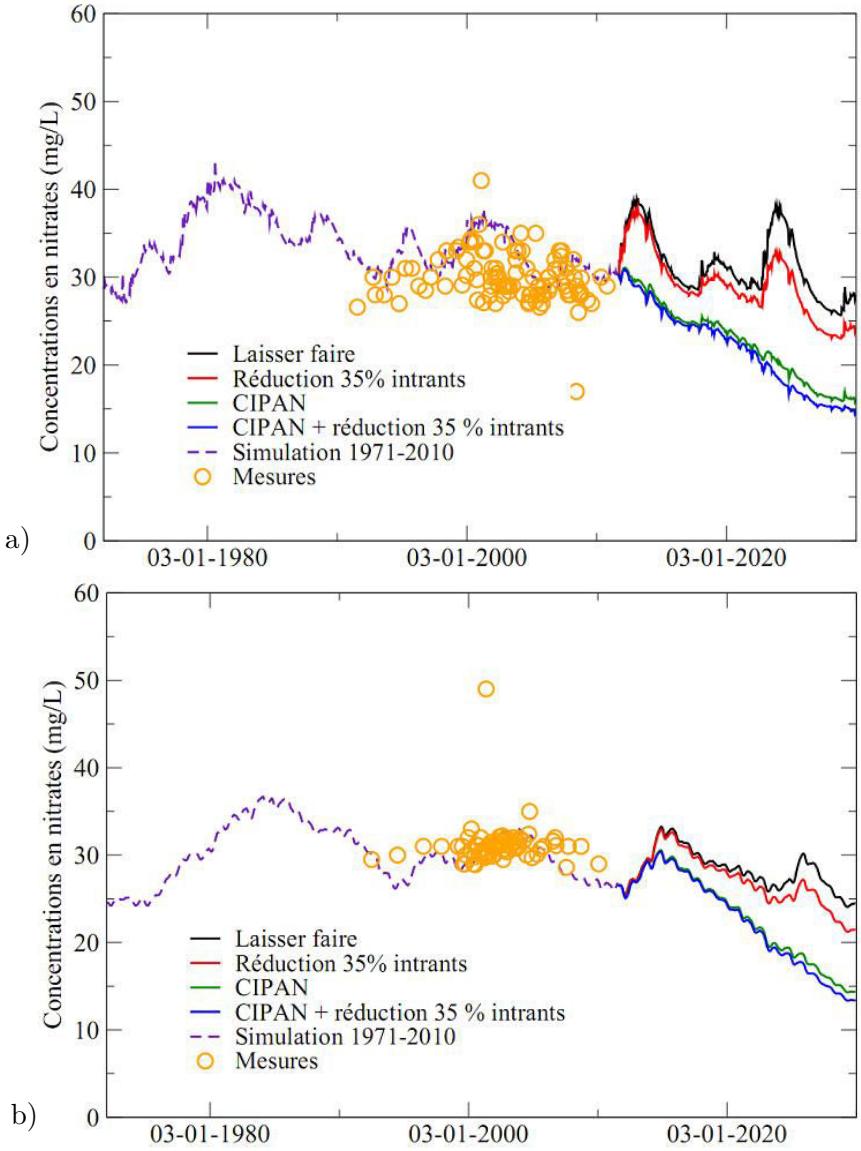


FIGURE 12.11: Évolution entre 1971 et 2029 des concentrations en nitrates à deux captages prioritaires : a) dans la basse vallée de l'Yerres (02205X0098), b) dans la fosse de Melun (02582X0190).

12.2.3.3 Concentrations en rivières

Les concentrations en rivières ont été calculées pour les différents scénarios (Tab. 12.5). On observe un abattement moyen des teneurs annuelles de 13 % dans le cas d'une réduction

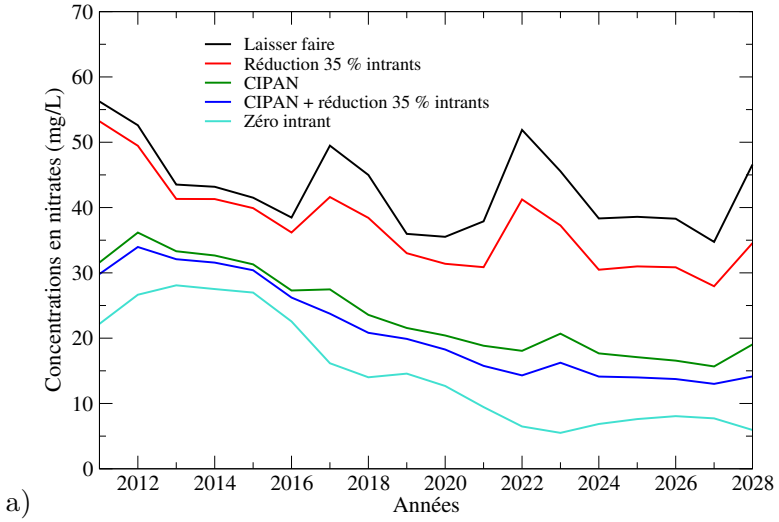
de la fertilisation, de plus de 43 % quand des CIPAN sont implantées en interculture. Les concentrations calculées en rivières varient selon les fluctuations des flux entrants notamment dans le cas du scénario de référence et d'une réduction de la fertilisation (Fig. 12.12).

	Référence	Réd. 35%	CIPAN	CIPAN + réd.35%	Zéro
Vallée Javot	23	20	13	12	5
Le Chatêlet	39	32	22	19	9
Almont amont	20	17	10	9	4
Almont medium	25	21	13	11	7
Almont aval	27	24	16	15	11
Hauldres	15	13	8	8	6
L' Yvron	41	35	21	18	12
Yerres amont (avant Visandre)	38.5	33	22	19	12
La Visandre	53	47	32	29	23
Yerres Courtomer	43	37	24	21	15
Bréon	27	24	14	13	9
Avon	28	25	16	15	13
Marsange aval	21	18	11	10	6
Marsange amont	20	17	11	10	6
Yerres Soignolles-en-Brie	36	31	20	18	13
Réveillon	13	11	7	7	5
Yerres Boussy-Saint-Antoine	34	30	19	17	12
Yerres Villeneuve-Saint-Georges	30	26	17	15	11
Aubetin amont	79	70	54	49	38
Aubetin aval	58	51	39	35	27

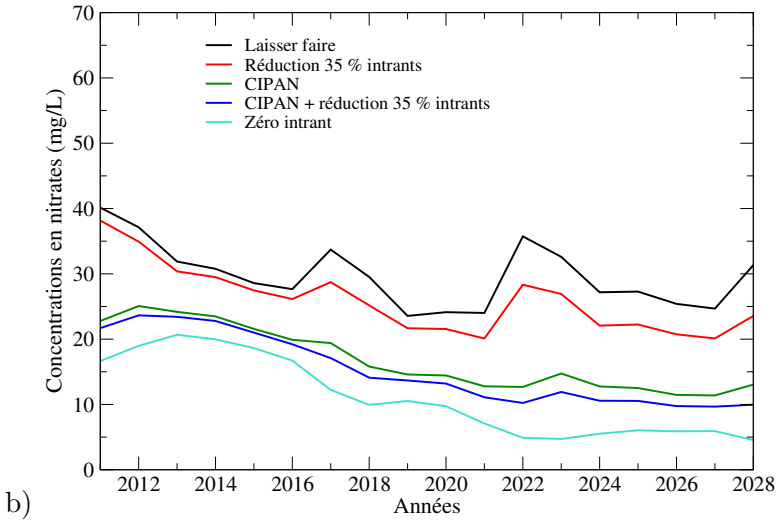
TABLE 12.5: Concentrations moyennes annuelles calculées en nitrates ($mg.L^{-1}$) entre 2011 et 2029 à quelques stations en rivières pour les différents scénarios : Référence : Laisser faire, Réd. 35% : réduction de 35 % des intrants, CIPAN : utilisation de moutarde en interculture, CIPAN + réd. 35 % : réduction de 35 % des intrants associée à la moutarde en interculture, Zéro : aucun intrant sur les zones agricoles.

En comparant les concentrations en rivières observées à celles simulées du passé à l'actuel, on a pu constater qu'on les sous-estimait dans plusieurs bassins. On peut penser que cela se produira également pour les scénarios prospectifs puisque les simulations débutent avec des teneurs inférieures à celles observées en 2011. Néanmoins ceci n'est pas susceptible d'influencer les tendances de chaque scénario et les écarts relatifs entre eux.

Cependant il y a un intérêt à calculer les concentrations en rivières pour évaluer l'évolution à long terme des teneurs en nappes.



a)



b)

FIGURE 12.12: Concentrations moyennes annuelles calculées en amont (a) et en aval (b) de l'Yerres entre 2011 et 2029 pour les différents scénarios

12.3 Conclusion

Les scénarios évalués sont simplifiés par rapport aux changements qui pourraient se produire dans le cas d'une réelle modification des pratiques agricoles. Tout d'abord les successions culturales peuvent être modifiées pour s'adapter aux contraintes que génère l'introduction d'une nouvelle culture. En conséquence d'une modification de l'assolement, les itinéraires techniques seront ajustés comme la fertilisation et le type de travail du sol.

La moutarde a été choisie comme culture intermédiaire dans le but d'améliorer la qualité chimique des eaux (superficielles et souterraines). Cependant, dans certaines successions culturales l'implantation de cette CIPAN n'est pas la mieux adaptée et on aurait pu envisager par exemple la culture de repousses de colza et de blé ou l'introduction de légumineuses. Les pratiques culturales (date de levée et date de destruction, travaux du sol pour la CIPAN et les cultures suivantes) sont des facteurs qui modifient l'efficience du piégeage de l'azote. Nous les avons considérées identiques pendant toute la simulation mais dans le cas d'années sèches ou humides celles-ci seront certainement adaptées. Nous avons aussi fait l'hypothèse pour ces simulations qu'il n'y a pas de modification de l'occupation des sols entre 2010 et 2029. Or l'urbanisation de la zone d'étude a progressé depuis les trente dernières années notamment à l'ouest et risque d'évoluer encore à cause de l'augmentation de la population. Enfin le modèle ne prend pas en compte la rétroaction des conditions météorologiques sur les pratiques agricoles.

Malgré les simplifications et les imperfections énoncées précédemment, on constate qu'en continuant les pratiques agricoles actuelles, les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines ne seront que très peu modifiées en 2029, de même qu'en réduisant la fertilisation de 35 % (baisse inférieure à 0,3 $mg.L^{-1}.an^{-1}$). Seul l'implantation de CIPAN permet de diminuer les pertes d'azote sous-racinaires et donc par la suite de réduire la contamination nitrique, à cette échéance, entre 0,8 et 1 $mg.L^{-1}.an^{-1}$ dans l'aquifère de l'Oligocène et des Calcaires de Champigny ainsi qu'en rivières (diminution de plus de 40 %). L'aquifère de l'Éocène inférieur est peu impacté par les changements des pratiques agricoles, tout au moins à l'échelle de temps de la simulation prospective.

Ces scénarios prospectifs montrent que le changement des pratiques agricoles sur la zone d'étude modifie les concentrations en nitrates dans les aquifères les moins profonds sur une échelle de temps relativement courte. Les résultats présentés ont été obtenus dans le cas de l'application systématique à l'ensemble de la zone d'étude des modifications des pratiques culturales. Ils seraient différents si on considérait plus finement l'hétérogénéité des systèmes culturaux et des propriétés pédologiques des sols.

Si on s'intéresse plus particulièrement à la qualité de l'eau pompée aux captages prio-

ritaires, nos simulations montrent que le changement des pratiques agricoles modifie bien les teneurs en nitrates à ces ouvrages sur un laps de temps inférieur à 20 ans. Ces résultats sont obtenus en appliquant des modifications sur l'ensemble de la zone modélisée. On peut se demander s'il n'est pas intéressant de délimiter des zones particulièrement contribuantes vis à vis des apports en nitrates.

Quatrième partie

Détermination des zones d'actions pertinentes en vue de la protection des captages prioritaires

Chapitre 13

Les zones contributives à l'alimentation des captages prioritaires

Cette partie de la thèse présente la méthodologie développée pour localiser les zones sur lesquelles des actions de protection et de gestion influenceront plus spécifiquement la qualité de l'eau aux captages prioritaires.

Dans un premier temps, nous localiserons les zones en surfaces contributives aux captages prioritaires et quantifierons leur impact. Ensuite en estimant le temps de transfert entre ces zones et les captages, nous évaluerons la durée au bout de laquelle on pourra observer une modification de la qualité de l'eau. Enfin en associant la contribution de chaque zone spécifique à son temps de transfert, nous déterminerons les zones d'actions prioritaires en vue de la protection des captages.

Sommaire

13.1 Bassin d'alimentation d'un captage et zone contributive 252
13.2 Méthodologie adoptée pour déterminer les zones contributives à l'alimentation d'un captage ou à un champ captant . . 253
13.3 Application à la nappe des calcaires de Champigny 255
13.3.1 Utilisation du modèle NEWSAM 255
13.3.2 Délimitation des zones potentiellement contributives 255
13.3.3 Conditions de simulation 257
13.3.3.1 Forçage météorologique 258
13.3.3.2 Forçage anthropique : les prélèvements en nappes . . . 258
13.3.4 Résultats 259
13.3.4.1 Étape 1 : Bilan du traceur dans l'hydrosystème en régime stationnaire 259
13.3.4.2 Étape 2 : Contribution de chaque zone élémentaire aux différents captages 261
13.3.5 Enveloppes des zones contributives à l'alimentation des trois zones de captages 263
13.4 Les zones contributives sont elles des zones de contribution vis à vis de la contamination nitrique ? 265

13.1 Bassin d'alimentation d'un captage et zone contributive

Les bassins d'alimentation de captages (BAC) ont été définis pour augmenter l'efficacité des mesures agro-environnementales afin de protéger et d'améliorer la ressource puisée par les captages d'alimentation en eau potable.

A l'échelle du BAC, on se place essentiellement dans le cadre de pollution persistante et diffuse, contrairement aux périmètres de protection qui concernent une zone délimitée autour du point de prélèvement définis pour prévenir des pollutions artificielles et ponctuelles (article L1321-2 du code de la Santé publique).

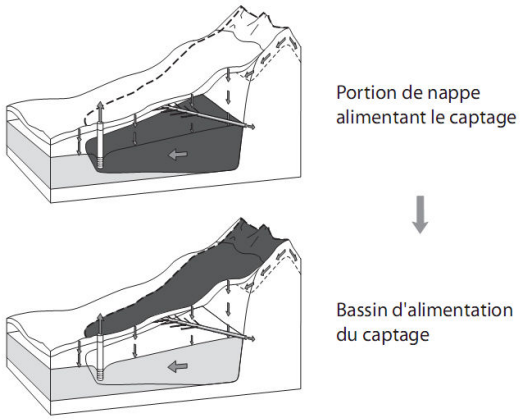


FIGURE 13.1: Délimitation du bassin d'alimentation d'un captage (en gris foncé) à partir de l'extension en surface de la portion de la nappe alimentant le captage (Bussard, 2005)

Un bassin d'alimentation de captage est défini d'après Vernoux et al. (2007) comme le lieu des points de la surface du sol où est produite de l'eau qui contribue à l'alimentation du captage (Fig. 13.1). Le tracé du BAC suit généralement la projection verticale de la portion de la nappe qui alimente le captage (PNAC) mais son extension peut varier en fonction du contexte hydrogéologique, si la nappe est libre (Fig. 13.2a) ou si elle est captive (Fig. 13.2b). La méthodologie utilisée pour délimiter un BAC dépend aussi du type d'aquifère en présence (continu, discontinu fissuré ou discontinu karstique).
La délimitation de la portion de territoire qui participe à l'alimentation de la nappe nécessite de connaître le sens d'écoulement de l'eau en surface et dans le sol car des venues d'eaux et des pertes latérales sont possibles dans le bassin. Lorsque des pertes en rivières se déroulent sur la surface située à la verticale de la PNAC, il faut alors considérer l'ensemble de la superficie en amont de ce lieu et sur laquelle est produite l'eau.

Notons qu'un BAC est défini d'un point de vue hydrodynamique, il n'est pas pris en compte le fait qu'un polluant introduit sur le BAC puisse se dégrader le long de son parcours jusqu'au captage. La superficie contributive serait alors inférieure à la surface du BAC et dépendrait des propriétés de transfert du polluant. Dans la mesure où nous nous

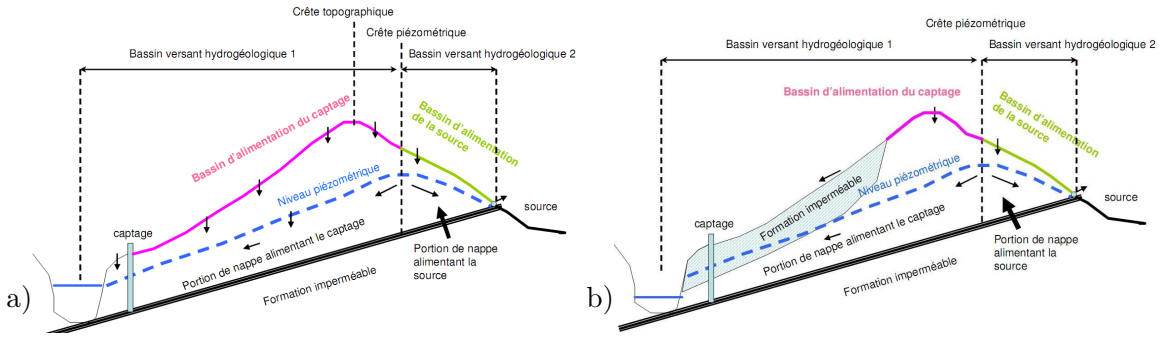


FIGURE 13.2: Bassin d'alimentation d'un captage dans le cas d'une nappe libre (a) et d'une nappe captive (b) (Vernoux et al., 2007)

intéressons aux nitrates qui sont raisonnablement conservatifs au-delà de la zone sous-racinaire, une telle considération ne nous concerne pas.

L'eau produite en surface d'un bassin d'alimentation de captage ne parvient pas en totalité au forage. En effet une partie peut être drainée vers un autre système aquifère notamment dans le cas d'un système multicouche. On ne quantifie pas la part réelle de l'eau produite à la surface d'une zone donnée et qui se retrouve aux ouvrages.

Notre objectif est, au final, de cibler les zones à protéger à l'intérieur du BAC en identifiant particulièrement les zones qui contribuent majoritairement au captage. Pour cela il faut déterminer la part réelle de l'eau produite sur une zone donnée dans un BAC arrivant au captage. Un telle approche a été développée par Bussard (2005) en s'appuyant sur une méthodologie itérative applicable pour plusieurs types d'aquifères.

Au vu de la grande superficie des BAC correspondant aux captages de la fosse de Melun (FDM) et de la basse vallée de l'Yerres (BVY) définies par Reynaud (2008), une telle approche est intéressante à mettre en œuvre pour optimiser les mesures agro-environnementales.

L'extension des zones les plus contributives dépendra notamment de l'hétérogénéité des processus d'alimentation et de la complexité de la structure hydrogéologique considérée. Dans le cas d'infiltration de cours d'eau, la zone de protection est plus hétérogène que dans le cas d'une recharge uniforme.

13.2 Méthodologie adoptée pour déterminer les zones contributives à l'alimentation d'un captage ou à un champ captant

La localisation et la quantification de la contribution d'une zone à un captage peuvent être déterminées grâce à la modélisation du transport d'un soluté conservatif. La contribution d'une zone à un captage est déterminée en deux étapes :

1. on impose une concentration donnée en un traceur parfait à l'ensemble des flux d'eau entrants dans le système modélisé et on détermine grâce à un calcul en écoulement permanent moyen, le flux global de matière récupéré au captage nommé Fp_{tot} (Fig. 13.3a).

2. on impose une concentration donnée en un traceur parfait sur une surface élémentaire à l'ensemble des flux d'eau entrants. On détermine ensuite en écoulement permanent moyen, le flux de matière récupéré au captage et nommé Fp_{zone} (Fig. 13.3b).

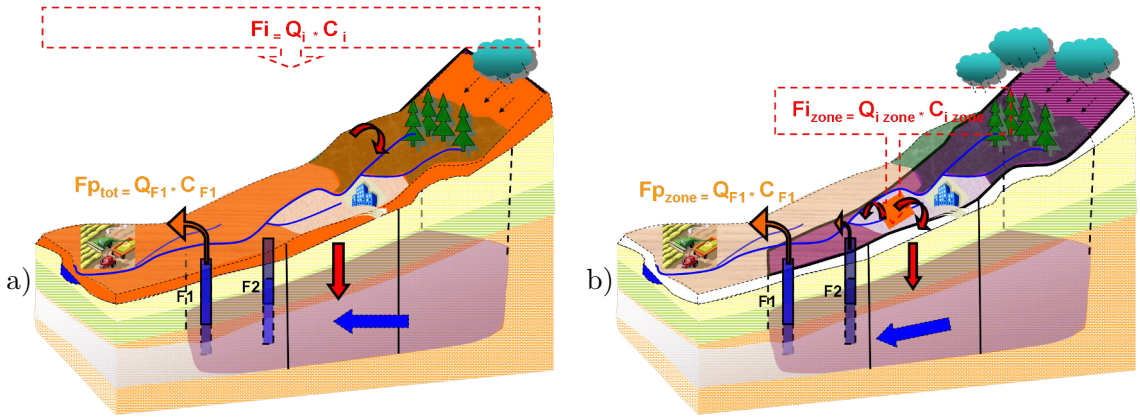


FIGURE 13.3: Première (a) et deuxième (b) étape pour déterminer les zones contributives aux captages F1

La part contributive de la zone est obtenue par le ratio entre le flux de matière contributif de la zone considérée ($\mathbf{Fp}_{zone}$) et le flux global de matière récupéré au captage ($\mathbf{Fp}_{tot}$).

S'il y a conservation de la masse, le calcul des zones contributives doit vérifier l'équation suivante à conditions que l'ensemble de ces zones couvrent toute la superficie d'alimentation des captages :

$$\sum_{i=1}^{i=Nzone} Fp_{zone} = Fp_{tot} \tag{13.1}$$

avec N_{zone} le nombre total de zones contribuant aux captages.

L'ensemble des zones contributives nous permet de délimiter une surface que nous pourrons ensuite comparer avec celle prédéfinie au préalable. En principe toutes les zones contributives doivent se situer à l'intérieur du BAC mais la somme des zones contributives à un captage ne sera pas similaire à la superficie de son bassin d'alimentation.

13.3 Application à la nappe des calcaires de Champigny

13.3.1 Utilisation du modèle NEWSAM

Le modèle NEWSAM permet de calculer le transfert advectif d'un soluté conservatif en régime permanent ou transitoire. Ce calcul permet de considérer à la fois les apports diffus des plateaux et ceux issus des cours d'eaux. Ainsi lors du calcul des zones contributives, les zones d'infiltrations des cours d'eaux peuvent être prises en compte.

13.3.2 Délimitation des zones potentiellement contributives

Les captages à partir desquels sont calculés les zones contributives sont les captages Grenelle et les captages considérés prioritaires selon les critères fixés par le SDAGE de l'Agence de l'Eau Seine Normandie auquel on associera les autres captages situés dans le même champ captant. Ils ont été regroupés en zones délimitées en noir dans la fosse de Melun (Fig. 13.4), en rose dans la basse vallée de l'Yerres (Fig. 13.5) et en vert dans la région de Nangis (Fig. 13.6).

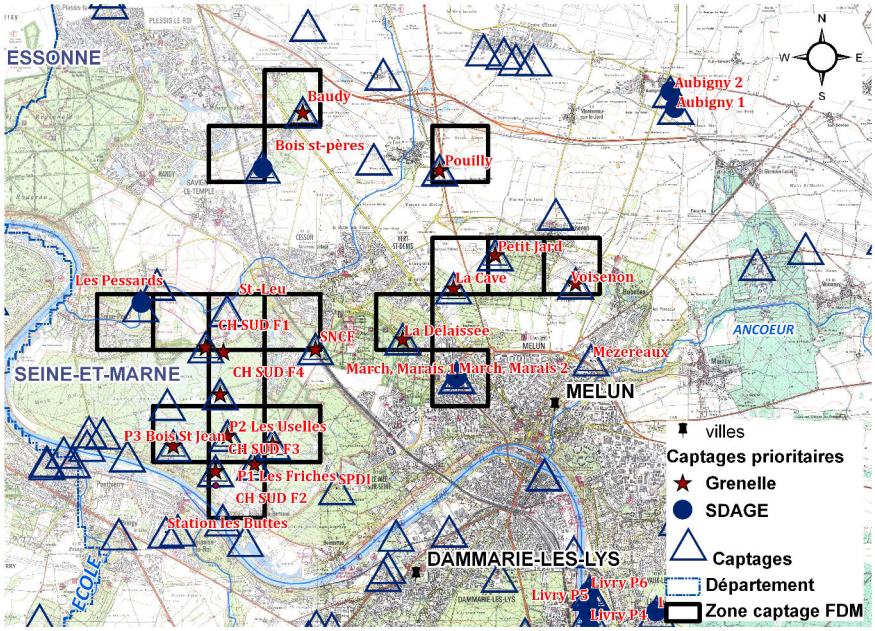


FIGURE 13.4: Localisation des captages existants entre 1988 et 2010 et indication de ceux classés comme prioritaires (Grenelle, SDAGE). Les captages de la fosse de Melun (FDM) considérés pour le calcul des zones contributives se situent dans les carrés noirs.

Les captages de la basse vallée de l'Yerres prélèvent exclusivement dans l'aquifère des Calcaires de Champigny contrairement à ceux de la Fosse de Melun et de Nangis qui captent aussi l'aquifère des Calcaires de Saint-Ouen. La simulation de la contamination nitrique réalisée entre 1971 et l'actuel, montre des teneurs simulées dans l'aquifère des calcaires de St-Ouen en 2010 inférieures respectivement à 2 mg.L^{-1}et 17 mg.L^{-1}aux captages

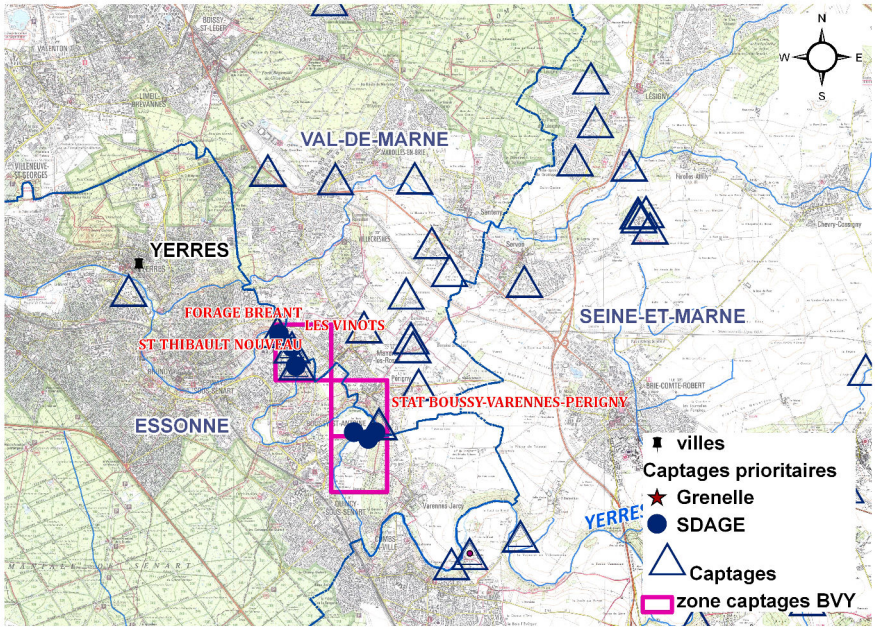


FIGURE 13.5: Localisation des captages prioritaires. Les captages de la basse vallée de l'Yerres considérés pour le calcul des zones contributives se situent dans les carrés roses.

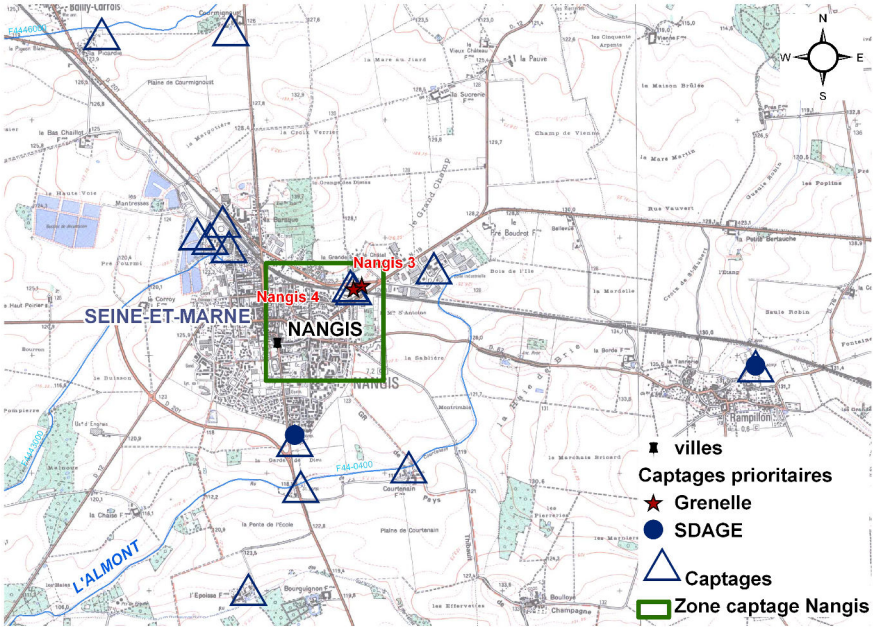


FIGURE 13.6: Localisation des captages existants entre 1988 et 2010 et indication de ceux classés comme prioritaires (Grenelle, SDAGE). Les captages de Nangis considérés pour le calcul des zones contributives se situent dans le carré vert.

prioritaires de la fosse de Melun et de Nangis. Ces concentrations sont faibles par rapport à celles calculées dans l'aquifère des calcaires de Champigny (supérieures à 30 mg.L^{-1}). Pour cette raison et ne connaissant pas les proportions du débit prélevé entre les deux formations, les zones contributives seront calculées uniquement à partir de l'aquifère des Calcaires de Champigny notamment si on fait l'hypothèse que les flux de polluants des formations sous-jacentes proviennent essentiellement de cette formation.

Afin de déterminer les zones contributives aux captages étudiés, des zones élémentaires de 1 km^2 ont été définies à partir de l'extension de la couche des Calcaires de Champigny (Fig. 13.7). En tout, 3692 zones sont délimitées avec plus de 1098 zones incluses dans les différents bassins d'alimentation des captages prédéfinis.

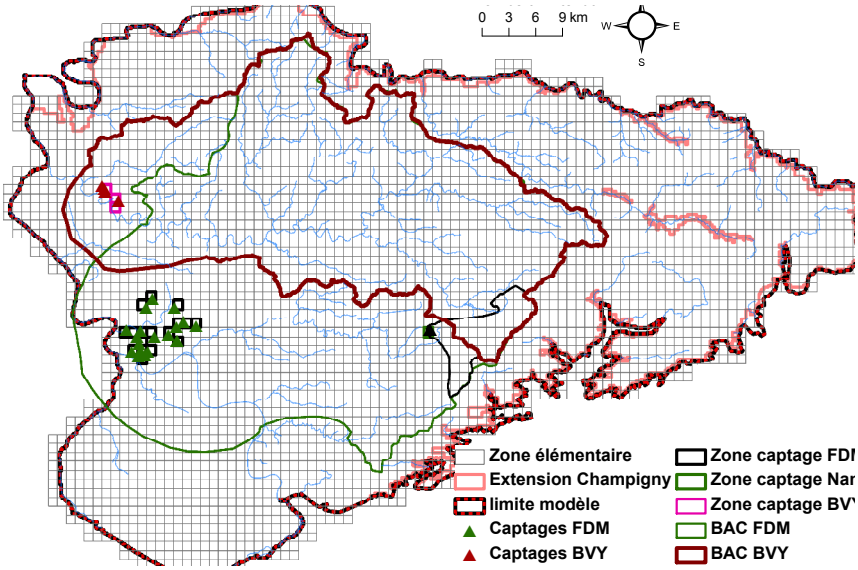


FIGURE 13.7: Délimitation des zones élémentaires de 1 km^2 sur lesquelles sont calculées les contributions aux différents captages

13.3.3 Conditions de simulation

La variabilité de contribution d'une zone à l'autre dépend notamment de l'origine de la recharge :

1. Par l'infiltration des eaux météorologiques si la zone définie se situe tout ou en partie sur les affleurements de la formation aquifère ;
2. Par l'infiltration des eaux par les rivières si le niveau de la formation aquifère est localement inférieur à celui du cours d'eau.

La part relative de chaque terme de la recharge a été calculée précédemment par le modèle hydrogéologique.

13.3.3.1 Forçage météorologique

Bussard (2005) suggère de considérer les conditions d'écoulement en un instant donné, plus représentatives d'une situation hydrogéologique moyenne. D'après ce même auteur, la superficie de la zone à protéger est surestimée en prenant un état de basses eaux et sous-estimée en considérant un état de hautes eaux. Pour intégrer l'ensemble des changements de fonctionnement du système hydrogéologique se déroulant durant l'année, la zone à protéger doit être délimitée en considérant des conditions moyennes d'écoulement d'après Jordan (2000).

Concernant la nappe des Calcaires de Champigny, on peut constater sur les vingt dernières années une succession d'années sèches et humides. Définir un état hydrogéologique moyen ne serait donc pas représentatif du fonctionnement hydrogéologique. Nous avons donc choisi de considérer deux conditions météorologiques établies l'une en période humide et l'autre en période sèche.

Nous avons utilisé les données suivantes :

1. *Recharge par les zones d'affleurement*
   On renseigne le débit surfacique infiltré au niveau des zones d'affleurement des formations à partir du calcul du bilan hydrique réalisé par MODSUR. On prend en compte une alimentation moyenne pour la période sèche s'étendant de 2005 et 2007 et pour la période humide entre 1999 et 2002.
2. *Infiltrations par les rivières*
   Calculées précédemment en régime transitoire, elles sont prises en compte en imposant les débits moyens échangés entre les rivières et les nappes. Pour être cohérent avec les périodes choisies pour l'alimentation par les pluies efficaces, les débits moyens pour les pertes en rivières imposés sont ceux entre 2005 et 2007 (période sèche) et entre 1999 et 2002 (période humide).

13.3.3.2 Forçage anthropique : les prélèvements en nappes

L'objectif de la délimitation des zones de contribution est de concevoir des mesures de prévention vis à vis des pollutions diffuses à proche et moyen terme. Les prélèvements à prendre en compte devraient être donc ceux susceptibles d'être appliqués dans les prochaines années. Il est difficile de prévoir l'évolution des débits sur l'ensemble des forages captant l'aquifère des Calcaires de Champigny pour les années à venir, on peut cependant estimer qu'ils seront moindre puisque le débit global prélevé est envisagé à la baisse, passant de 160 000 $m^3.jour^{-1}$ à 140 000 $m^3.jour^{-1}$. Depuis 2005, on peut constater que les volumes prélevés diminuent dans la fosse de Melun et dans la basse vallée de l'Yerres du fait d'abord des arrêtés sécheresse récurrents puis suite à la révision à la baisse des autorisations par la Direction Départementale des Territoriales (DDT). Ces restrictions concernent surtout les grands champs captants de la basse vallée de l'Yerres et de la fosse de Melun.

Les débits prélevés varient dans l'année, mais faute de données mensuelles sur l'ensemble des ouvrages, ce sont les données annuelles qui ont été prises en compte. Pour être cohérent avec les résultats du modèle hydrogéologique, les débits utilisés pour le calcul sont les derniers connus correspondant à la moyenne des débits prélevés entre 2006 et 2007 pour l'ensemble des ouvrages captant les différentes nappes.

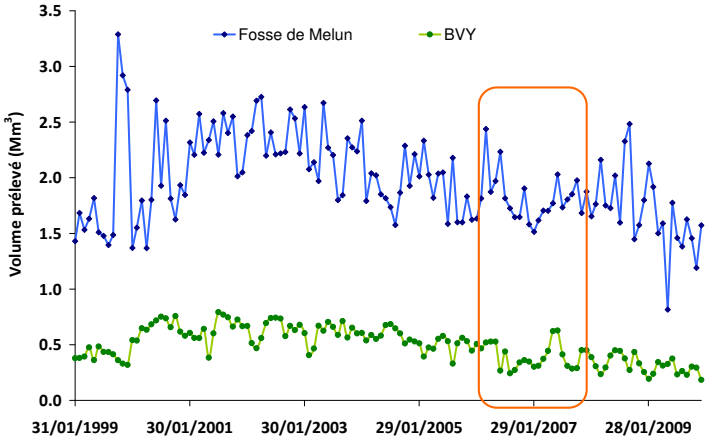


FIGURE 13.8: Évolution mensuelle des prélèvements dans les zones définies par les carrés noirs et roses entre 1999 et 2009 respectivement dans la fosse de Melun (FDM) et dans la basse vallée de l'Yerres (BVY)

Le débit prélevé est en moyenne entre 2006 et 2007 de 18 $Mm^3.an^{-1}$ (dont 11,7 $Mm^3.an^{-1}$ pompés dans la couche des Calcaires de Champigny et 6,3 $Mm^3.an^{-1}$ pompés dans la couche de l'Éocène moyen et inférieur) dans la zone de la fosse de Melun, de 4,8 $Mm^3.an^{-1}$ dans la basse vallée de l'Yerres et de 500 378 de $m^3.an^{-1}$ dans la zone bilan de Nangis.

13.3.4 Résultats

On choisit d'imposer une concentration arbitraire en traceur de 100 $g.L^{-1}$ à l'ensemble des flux d'eau entrants.

13.3.4.1 Étape 1 : Bilan du traceur dans l'hydrosystème en régime stationnaire

Le bilan du flux de matière sur l'ensemble de la nappe (étape 1) permet de quantifier le transfert du traceur à travers l'hydrosystème en régime stationnaire (Fig. 13.9a et Fig. 13.9b). On s'intéressera plus particulièrement dans ce chapitre au bilan de la couche des Calcaires de Champigny et de celles sus-jacentes à cette formation.

La quantité de matière entrante par les zones affleurantes est fonction de la superficie

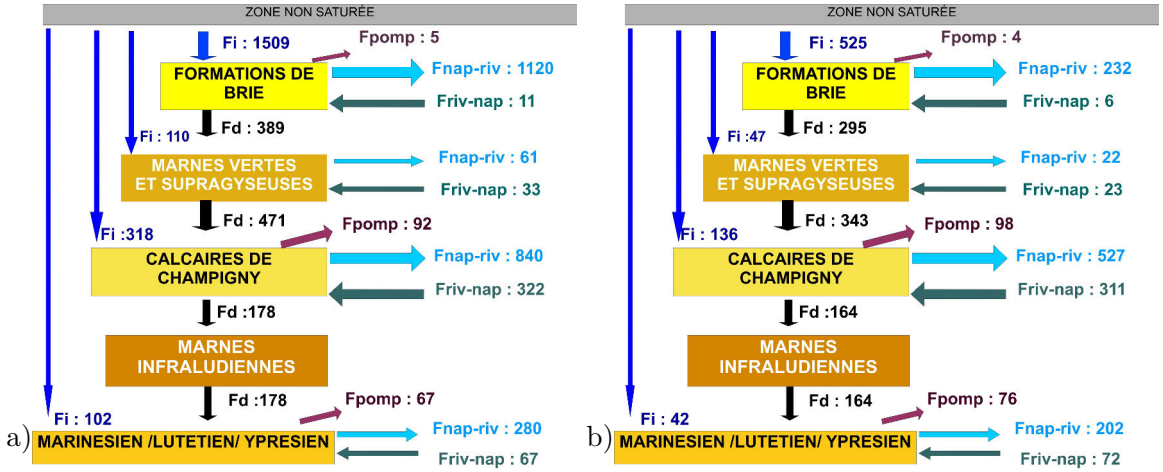


FIGURE 13.9: Bilan du flux du traceur (kg.s^{-1}) sur l'ensemble de la zone d'étude en période humide (a) et en période sèche (b) établi en régime d'écoulement permanent. F_i : flux provenant des zones d'affleurement, F_{pomp} : flux pompé par les forages, $F_{nap-riv}$ flux sortant par les rivières, $F_{riv-nap}$ flux entrant par les échanges nappes-rivières, F_d : flux par drainance descendante. Remarques : les flux exprimés en kg.s^{-1} correspondent à des concentrations imposées en traceur de 100 g.L^{-1} et n'ont pas de réelle signification en valeur absolue.

des zones d'affleurement de chaque formation et de la densité de flux infiltré estimée à partir des fonctions production qui traduisent les propriétés physiographiques du sol. Ainsi, quelle que soit la période, on constate que le flux de traceur est deux fois plus élevé sur les zones d'affleurement des calcaires de Champigny que sur les marnes vertes et supragypseuses à surface d'affleurement équivalente. L'aquifère de l'Oligocène est très sensible au forçage météorologique car on a presque un facteur de 2,5 entre la quantité de traceur entrant en période sèche et en période humide. Cette variabilité se répercute sur la quantité de traceur exfiltrée par les rivières qui varie de 74 % en période humide à 44 % en période sèche.

Pour l'aquifère des Calcaires de Champigny, on constate que le flux provient essentiellement de ses zones d'affleurement, incluant à la fois le flux issu de l'infiltration des rivières et à la fois celui issu de la percolation des précipitations. La première origine représente 30 % des entrées du traceur dans la couche en période de forte recharge et 40 % en période de faible recharge. La seconde origine représente 28 % et 17 % respectivement pour la période humide et sèche. La quantité de traceur prélevée par les captages ne représente en moyenne sur les deux périodes que 10 % des entrées, en comparaison à celle drainée par les rivières, variant de 66 % en période sèche à 75 % en période humide.

Au final, entre la période humide et la période sèche, le flux de matière prélevé varie peu. La variabilité de la recharge est amortie par la variation du flux drainé par les rivières.

En réalisant ce même bilan sur les zones de captage définies précédemment, on constate que le flux de traceur pompé aux captages prioritaires représente 56 % du flux de traceur total pompé par l'ensemble des ouvrages prélevant dans l'aquifère des Calcaires de Cham-

pigny.

13.3.4.2 Étape 2 : Contribution de chaque zone élémentaire aux différents captages

Les figures 13.10a à 13.10f représentent la part contributive de chaque zone de 1 km^2 aux captages prioritaires. La part contributive est exprimée en millième du flux total entrant. Les valeurs des contributions sont faibles car d'après les bilans précédents la majeure partie du traceur injecté à la surface du système multicouche est drainée par les rivières ou prélevée par les autres captages présents sur le secteur d'étude.

On remarque que les zones contributives aux captages sont distribuées de manière discontinue sur la zone d'étude. Cependant elles sont bien logiquement localisées à l'intérieur des différents bassins d'alimentation des captages prédéfinis.
Les zones les plus contributives aux captages de la fosse de Melun sont situées dans la "Brie Française", le long de l'Yerres (de la partie moyenne jusqu'en aval). Les zones situées le long de la Seine entre Livry-sur-Seine et Saint-Fargeau-Ponthierry alimentent les plus proches captages de la FDM (Boissise-la-Bertrand), résultat cohérent avec les études chimiques réalisées dans cette zone (Coquelet, 2011). Pour les captages de la basse vallée de l'Yerres, les zones les plus contributives sont localisées dans le bassin versant du Réveillon et le long de l'Yerres. Pour Nangis, ce sont les zones toutes proches, à l'est des captages, qui sont les plus contributives.

D'après les résultats précédents, on remarque que certaines zones contributives aux captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres sont situées le long de cours d'eau. L'alimentation des aquifères sur ces zones provient du cumul de l'infiltration de la pluie efficace et de l'infiltration de la rivière. Les figures 13.11a et 13.11b représentent respectivement en période de faible recharge et en période humide le pourcentage d'alimentation par les rivières sur les zones de 1 km^2. On constate que l'alimentation des aquifères provient sur ces zones essentiellement des rivières sur le tronçon de l'Yerres moyen, du Réveillon et de la Seine. On remarque également en période de forte recharge que la contribution issue de l'infiltration des rivières diminue sous l'effet à la fois de la baisse des échanges nappes-rivières mais aussi à l'augmentation de la percolation de la pluie.

Localement la contribution des rivières peut être élevée mais si on prend le système dans son ensemble la part totale des contributions des rivières aux trois captages en période de faible recharge et de forte recharge est respectivement de 41 % et de 28 %.

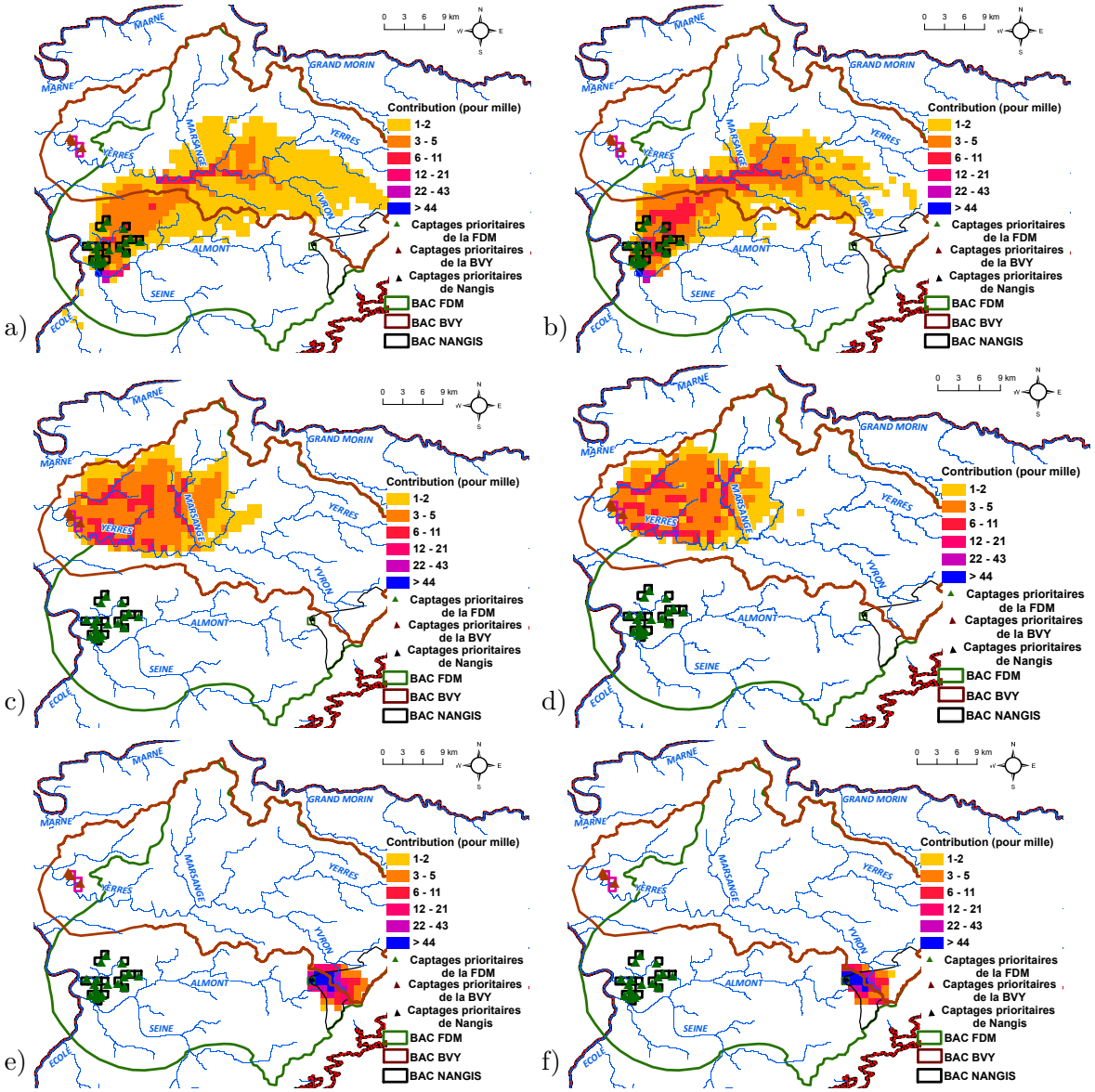


FIGURE 13.10: Contribution des zones de 1 km^2 aux captages de la Fosse de Melun pour une période de faible recharge (a) et de forte recharge (b), aux captages de la basse vallée de l'Yerres pour une période de faible recharge (c) et de forte recharge (d) et aux captages de Nangis pour une période de faible recharge (e) et de forte recharge (f).

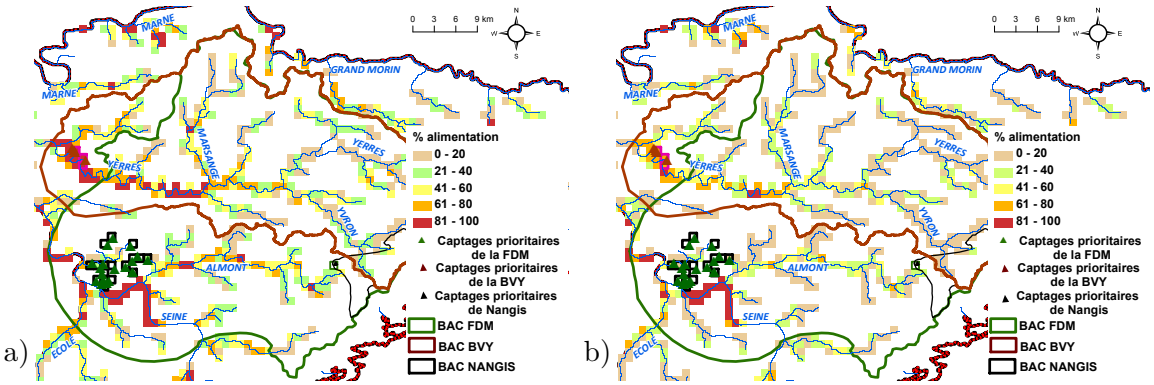


FIGURE 13.11: Pourcentage d'alimentation par les infiltrations des rivières sur les zones de 1 km^2 en période de faible recharge (a) et de forte recharge (b)

13.3.5 Enveloppes des zones contributives à l'alimentation des trois zones de captages

Des enveloppes de contribution ont été déterminées à partir de la courbe des contributions des zones élémentaires classées par ordre décroissants et sommées (Fig. 13.12). En se fixant un seuil de contribution, on détermine les mailles contributives concernées et par la suite l'étendue totale pour ce seuil. Cette représentation permet de visualiser l'étendue gobale des zones contributives à chaque zone de captages prioritaires (Fig. 13.13).

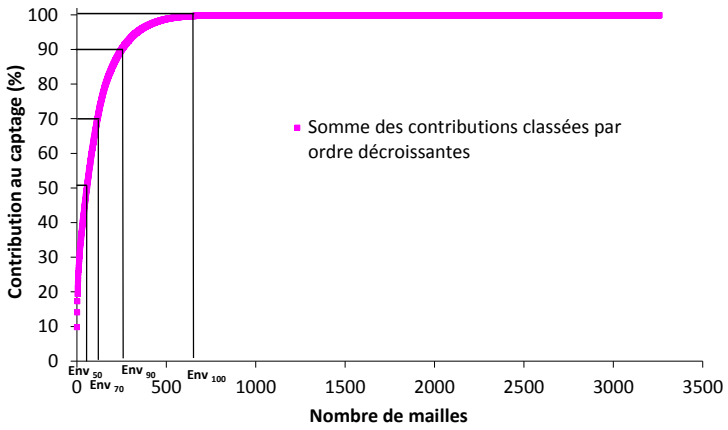


FIGURE 13.12: Superficie de l'enveloppe selon le seuil de contribution choisie dans le cas des captages de la fosse de Melun et en période de basses eaux.

D'après le tableau 13.1, la surface des zones contribuant à alimenter à 90 % les captages est pour les pompages de la basse vallée de l'Yerres de 189 km^2, pour ceux de la fosse de Melun de 251 km^2 et pour ceux de Nangis de 24 km^2 en période de faible recharge. La superficie de l'enveloppe médiane varie peu entre la période de forte recharge et de faible recharge ($<$ à 3 km^2), contrairement à la superficie de l'enveloppe à 99 %, à 90% et à

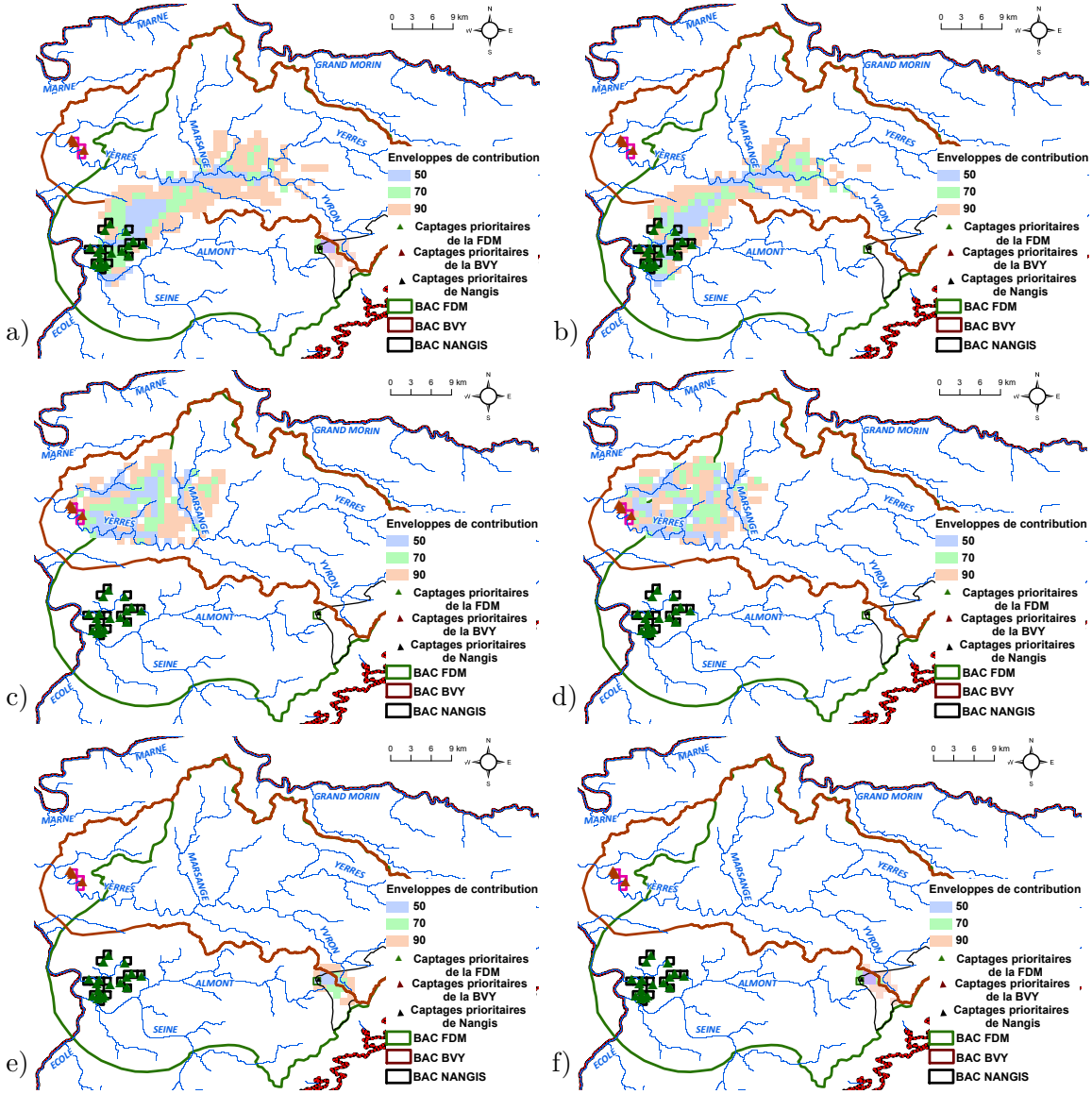


FIGURE 13.13: Différentes enveloppes de contribution aux captages de la Fosse de Melun pour une période de faible recharge (a) et de forte recharge (b), aux captages de la basse vallée de l'Yerres pour une période de faible recharge (c) et de forte recharge (d) et aux captages de Nangis pour une période de faible recharge (e) et de forte recharge (f)

70 % qui varie en moyenne sur les trois champs captant de 20 % entre les deux périodes. On constate que pour une même période climatique, la superficie est quadruplée lorsqu'on passe d'une enveloppe de contribution de 70 % à 99 %.

	99 %		90 %		70 %		50%	
	B.E	H.E	B.E	H.E	B.E	H.E	B.E	H.E
FDM	528	435	251	209	115	104	56	54
BVY	325	267	189	177	107	103	58	57
Nangis	46	35	24	17	12	7	6	4

TABLE 13.1: Superficie des enveloppes de contributions aux différents captages prioritaires en période de faible (B.E) et de forte recharge (H.E.)

13.4 Les zones contributives sont elles des zones de contribution vis à vis de la contamination nitrique ?

Les zones de contribution ont été définies à partir d'un bilan hydrique basé sur le transfert conservatif d'un traceur introduit uniformément sur les zones d'alimentations. Cependant ces aires contributives ne sont pas forcément des zones de production de nitrates sous-racinaires.

Pour déterminer l'influence de ces zones contributives sur la teneur de l'eau pompée aux captages, des simulations comparatives ont été réalisées en régime transitoire entre 1971 jusqu'à l'actuel. Pour la simulation de référence, les flux d'azote sous-racinaires calculés par STICS sur la période de 1971 à 2010 sont renseignés sur l'ensemble de la zone modélisée. Pour les autres simulations réalisées sur la même période, les flux de nitrates sont renseignés uniquement sur les zones contributives. Deux simulations ont été réalisées pour tester l'effet sur la qualité de l'eau de la surface délimitée par l'enveloppe de 90 % et de 99 %.

La figure 13.14 présente l'écart relatif entre le flux de nitrates calculé aux zones de captages dans la simulation de référence et celui estimé lors des autres simulations. On remarque que quelle que soit l'enveloppe considérée (90 % ou 99 %) le flux de nitrates pompée est plus faible. Ceci signifie qu'en négligeant 1 % de la superficie des zones de contributions, établie sur une base hydrodynamique, on sous-estime en moyenne de 3 % la pollution aux forages de la FDM, de 1 % la pollution aux forages de la BVY et de 2 % la pollution aux forages de Nangis. Ces chiffres passent respectivement de 19 %, de 7 % et de 12 % lorsqu'on considère l'enveloppe à 90 %. Cet écart plus notable sur les contributions en flux de matière par rapport au flux d'eau s'explique par le fait qu'on intègre en passant de 99 % à 90 % des zones à l'est qui sont essentiellement des terres arables.

On constate que les écarts relatifs varient au cours du temps. La contribution de chaque zone de 1 km^2 est obtenue dans le cas d'un régime stationnaire avec des condi-

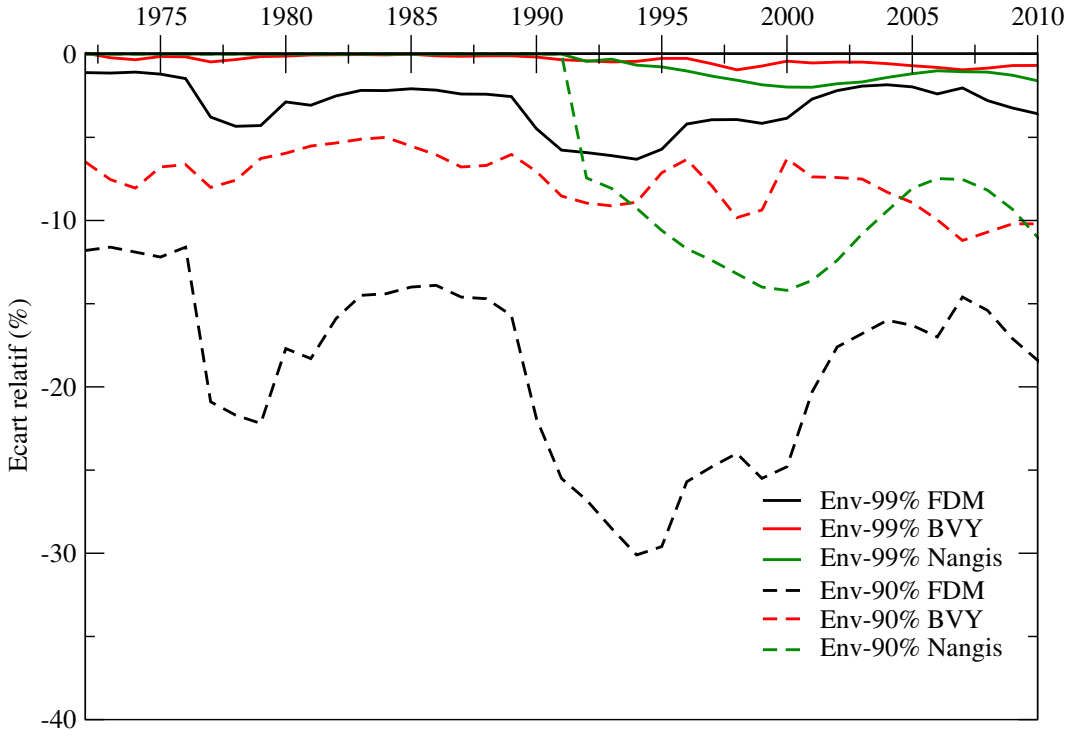


FIGURE 13.14: Écart relatif (en pourcentage) du flux de nitrates non pris en compte dans le cas des enveloppes à 90 % et 99 %

tions de simulations données (prélèvements constants, recharge moyenne sur des périodes météorologiques contrastées) qui sont très différentes des conditions imposées en régime transitoire.

Chapitre 14

Estimation du temps de transfert à partir des zones contributives élémentaires

Dans la perspective de mettre en œuvre des plans d'actions, une connaissance du temps de transfert entre la surface et les captages est un outil qui permettrait de mieux cibler les zones pertinentes pour de telles actions. L'objectif est donc de déterminer au bout de combien de temps une action appliquée sur des zones auront une influence sur la qualité de l'eau aux captages que cela soit en terme d'amélioration ou de détérioration.

Sommaire

14.1 Méthodologie de calcul 267
14.2 Application à la nappe des Calcaires de Champigny 268
14.2.1 Conditions de simulation 269
14.2.1.1 Forçage météorologique 269
14.2.1.2 Forçage anthropique 269
14.2.1.3 Paramètres de simulation 269
14.2.2 Scénario de simulation 269
14.2.3 Détermination de la durée de la simulation requise 270
14.2.4 Calcul du temps de transfert sur les zones contributives 271
14.2.5 Calcul du temps de transfert à partir des linéaires des cours d'eau 273

14.1 Méthodologie de calcul

Le temps de transfert d'un soluté conservatif à partir d'une zone contributive jusqu'aux captages va dépendre à la fois de son temps de transfert dans la zone non saturée et dans les différentes formations aquifères. La vitesse d'un soluté sera donc fonction des propriétés de la zone non saturée et des paramètres hydrodynamiques du domaine aquifère.

En imposant en régime transitoire, une concentration constante aux flux d'eau entrant sur une surface, la quantité de soluté récupéré aux ouvrages va augmenter jusqu'à atteindre un palier nommé F_{max}. Sur la figure 14.1 sont représentées différentes évolutions possibles

du flux de traceur pompé à un captage. Dans le cas d'un transfert rapide, l'évolution du flux capté ressemblera à la courbe 1. Si la vitesse de transfert est plus lente, l'évolution du flux ressemblera à la courbe 2 et si le temps de transfert est très long alors il est possible que le flux de matière maximum F_{max} ne soit jamais atteint à la fin de la simulation (t_{final}) qui est limité dans le temps pour des raisons pratiques telle que pour la courbe 4. En fonction des propriétés du milieu (paramètres, sources multiples de polluant), l'évolution de la quantité de soluté calculée peut comporter plusieurs paliers telle que sur la courbe 3.

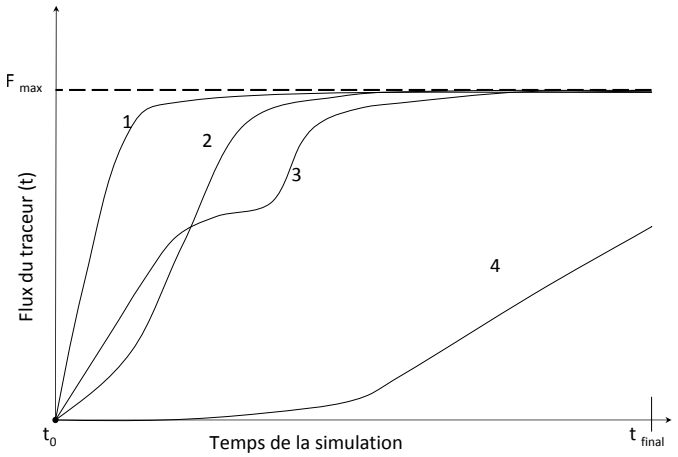


FIGURE 14.1: Différentes évolutions possibles du flux du traceur capté par un ouvrage et préalablement injecté en un lieu fixe à la date t_0. courbe 1 : transfert rapide, courbe 2 : transfert moyen, courbe 3 : multiples vitesses de transferts, courbe 4 : transfert très lent.

Pour évaluer l'évolution du traceur dans le temps, on utilise trois temps caractéristiques définis comme :

1. T_{25}. C'est le temps au bout duquel 25 % du flux de matière maximal est arrivé.

2. T_{50} *appelé temps de transfert ou temps convectif.* C'est le temps au bout duquel 50 % du flux de matière maximal est arrivé.

3. T_{75}. C'est le temps au bout duquel 75 % du flux de matière maximal est arrivé.

14.2 Application à la nappe des Calcaires de Champigny

Dans le cas de cette étude, on souhaite tout particulièrement connaître les zones où le temps de transfert entre la surface et les captages est le plus court car toute mesure mise en oeuvre serait alors efficace à court terme sur la qualité de l'eau.

14.2.1 Conditions de simulation

14.2.1.1 Forçage météorologique

Le temps de transfert est minimisé en considérant une recharge élevée de l'hydrosystème. Pour ce faire, on considère une recharge en période humide s'étendant de 1999 à 2002. L'alimentation du système provient de :

1. *Recharge par les zones d'affleurement*
   On renseigne le débit surfacique infiltré au niveau des zones d'affleurement des formations à partir du calcul du bilan hydrique réalisé par MODSUR, en choisissant une alimentation moyenne pour la période humide s'étendant de 1999 à 2002.
2. *Infiltrations par les rivières*
   Calculées précédemment en régime transitoire, elles sont prises en compte en imposant les débits moyens échangés entre les rivières et les nappes estimés sur les mêmes périodes que les pluies efficaces.

14.2.1.2 Forçage anthropique

Pour être cohérent avec l'extension des zones contributives déterminée précédemment (Chapitre 13), les prélèvements correspondent à la moyenne des débits prélevés entre 2006 et 2007.

14.2.1.3 Paramètres de simulation

Les paramètres hydrodynamiques utilisés sont ceux ajustés lors de la modélisation hydrogéologique (perméabilité verticale, perméabilité horizontale, coefficient de transfert, porosité de drainage, emmagasinement ...) et lors de la modélisation de la contamination nitrique (porosité cinématique). Les paramètres de transfert dans la zone non saturée sont ceux utilisés pour la modélisation de la contamination nitrique.

14.2.2 Scénario de simulation

Le calcul des temps de transfert est effectué sur la superficie de l'enveloppe de contribution définie en période humide. Nous avons choisi de représenter les résultats uniquement pour les captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres.
Les temps caractéristiques ont calculés sur les zones élémentaires contribuant pour 99 % à l'alimentation des captages qui coïncident aussi aux zones de productions de nitrates (Chapitre 13, section 4).

Les modèles utilisés sont NONSATvg pour simuler le transport du traceur dans la zone non saturée et NEWSAM pour simuler le transport convectif dans le système multicouche.

La modélisation du transport dans la zone non saturée exige une phase d'initialisation avant d'imposer le traceur pour obtenir un flux d'eau permanent. La durée de celle-ci a

été fixée à 20 ans ce qui a été jugée suffisant étant donné l'épaisseur de la zone non saturée sur l'emprise des zones contributives. Pendant ces vingt premières années de la simulation, une concentration nulle est affectée aux flux d'eau entrant dans l'hydrosystème, ensuite une concentration fixe est imposée à l'ensemble des flux entrant sur les zones élémentaires contributives de 1 km^2. On calcule le flux de traceur récupéré dans la zone des captages prioritaires en fonction du temps et sur une durée à priori suffisante pour obtenir une stabilisation du flux.

14.2.3 Détermination de la durée de la simulation requise

Dans le cas d'un calcul en régime en transitoire, il faut définir au préalable une durée totale de simulation. Il faut donc avoir une estimation globale de la distribution des temps de transferts avant d'effectuer le calcul pour chaque zone élémentaire. Pour cela, nous avons d'abord réalisé une simulation générale en imposant un traceur à une concentration donnée sur l'ensemble des zones contribuant à 99 % aux captages prioritaires (Fig. 14.2). Le flux maximum (F_{max}) pompé à chaque zone de captages est connu car il correspond au régime permanent que l'on peut calculer directement.

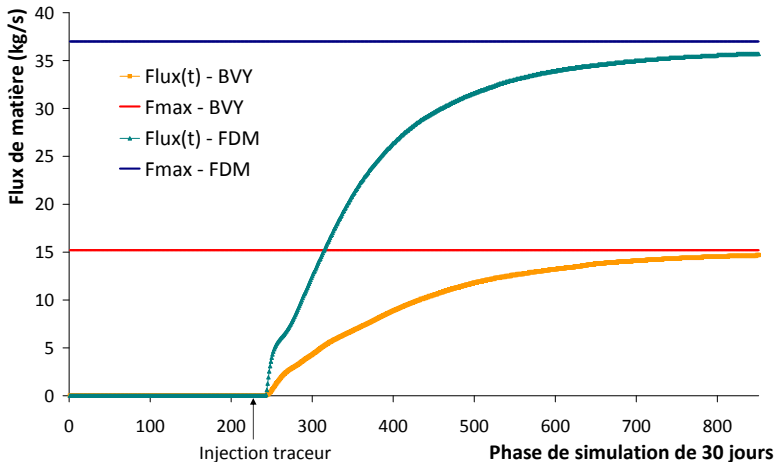


FIGURE 14.2: Évolution du flux du traceur calculé aux captages au cours de la simulation aux captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres

Il faut 80 ans pour atteindre 95 % de l'asymptote aux captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres. Ceci signifie que certaines zones élémentaires ont des temps de transfert supérieurs à 80 ans. D'après le tableau 14.1 qui présente les différents temps caractéristiques calculés, le temps de transfert est de 7 ans pour la FDM et de 10 ans pour la BVY. On remarque aussi que les T_{25} sont inférieurs à 5 ans, ce qui signifie que le temps de transfert est très court pour certaines zones élémentaires. Ceci se remarque sur l'évolution du flux du traceur prélevé dans la fosse de Melun avec une pente de la courbe importante dès que le traceur est injecté et l'amorce d'un palier qui pourrait être la conséquence de l'influence des rivières comme nous le montrerons ci-après.

Plus de 75 % du flux de matière est arrivé aux captages au bout de 15 ans et 20 ans respectivement pour les captages de FDM et la BVY. Le temps de simulation fixé à 100 ans est donc suffisant pour calculer la plupart des temps caractéristiques sur les zones contributives.

	FDM	BVY
Temps de transfert	7	10
T_{25}	3	4
T_{75}	15	20

TABLE 14.1: Temps de transfert général en années aux différents zones de captages prioritaires

14.2.4 Calcul du temps de transfert sur les zones contributives

Le calcul des temps caractéristiques est réalisé pour toutes les zones élémentaires de 1 km^2 faisant partie de l'enveloppe de contribution de 99 % estimée à chaque zone de captages (Fig. 14.3a à Fig. 14.3f). Lorsque le temps de convection est supérieur à 80 ans, les zones ont été hachurées en noir.

Dans l'ensemble, plus les zones contributives situées sur les plateaux sont éloignées des captages, plus les temps de transfert augmentent. Ceci est dû à l'effet cumulé de la traversée de la zone non saturée et de la distance de transport dans les aquifères. Les zones situées sur les plateaux de la Brie en amont de la fosse de Melun présentent des temps de transfert supérieurs à 6 ans, alors qu'ils sont généralement supérieurs à 10 ans au nord de l'Yerres. On constate aussi que les zones caractérisées par des temps de transferts supérieurs à 80 ans sont pour la plupart très éloignées des captages.

On remarque que les zones contributives de 1 km^2 situées le long des cours d'eaux ont des temps de transfert inférieurs à 5 ans. En effet les zones situées le long de la Seine, du cours moyen de l'Yerres, du Réveillon présentent un temps de transfert compris entre 6 mois et 4 ans, selon de la distance qui les séparent des captages.

Les temps caractéristiques calculés pour les zones contributives situées le long des cours d'eaux intègrent en fait le temps de transfert issu des zones d'affleurement au voisinage de la rivière et le temps de transfert issu de l'infiltration des rivières. Dans le premier cas, on prend en compte le temps de transfert dans la zone non saturée alors que dans le deuxième cas le traceur est infiltré directement de la rivière vers la nappe. C'est pourquoi on peut observer sur certaines zones un T_{25} très petit majoritairement influencé par le flux issu des rivières et un T_{50} ou un T_{75} très élevé qui dépend de la vitesse de transfert du flux diffus issu des zones d'affleurements.

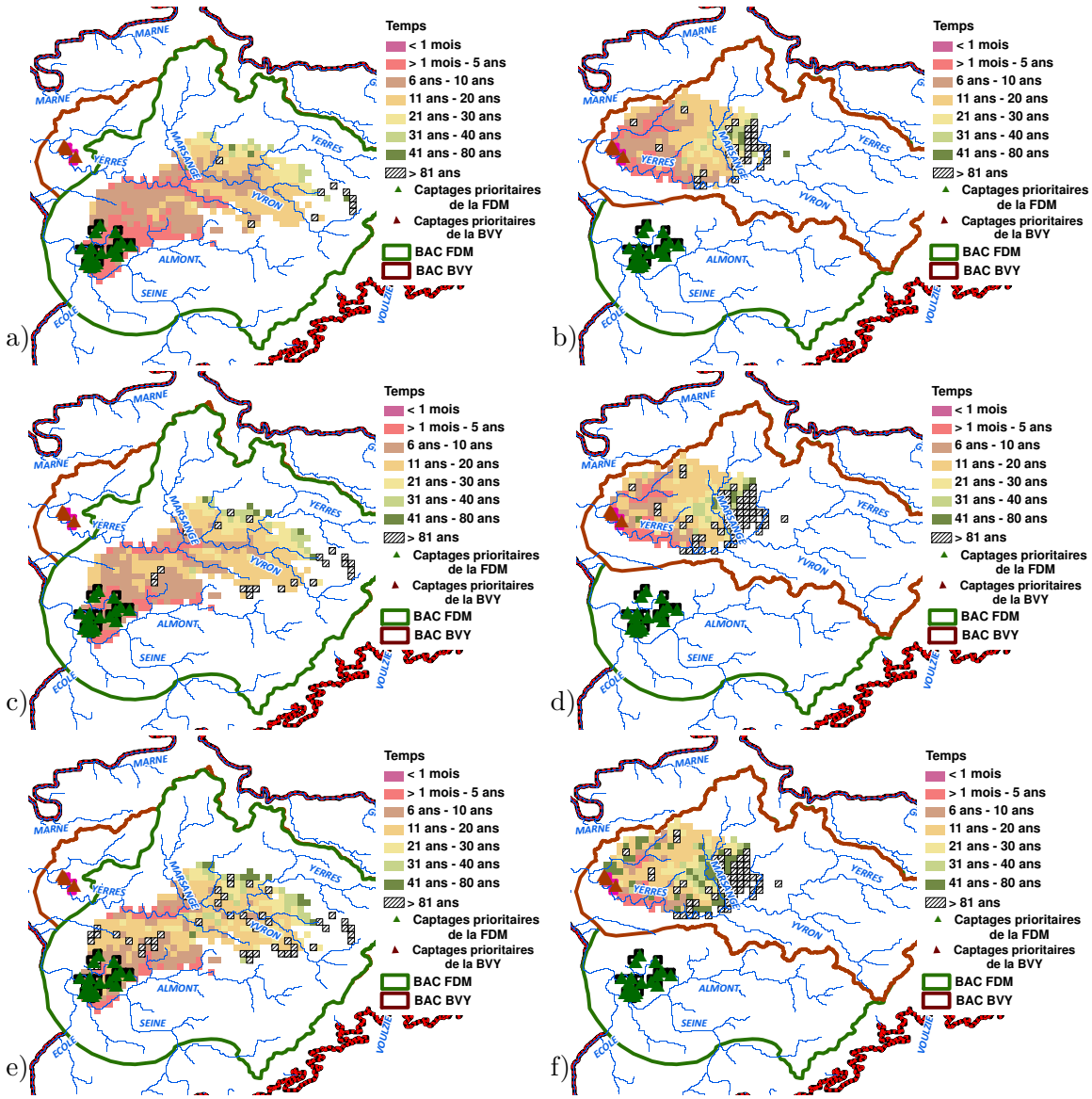


FIGURE 14.3: Temps caractéristique calculé sur les zones de 1 km^2 au bout duquel 25 %, 50 % et 75% du flux de matière est arrivé respectivement aux captages de la fosse de Melun (a, c, e) et aux captages de la basse vallée de l'Yerres (b, d, f)

Les figures 14.4a et 14.4b représentent la distribution des temps caractéristiques respectivement pour les ouvrages de la fosse de Melun et pour les ouvrages de la basse vallée de l'Yerres. On remarque que celle-ci est similaire pour les deux zones de captages. Ainsi en majorité le temps de transfert de la surface des zones contributives aux captages est compris entre 5 ans et 20 ans pour les deux zones de captages.

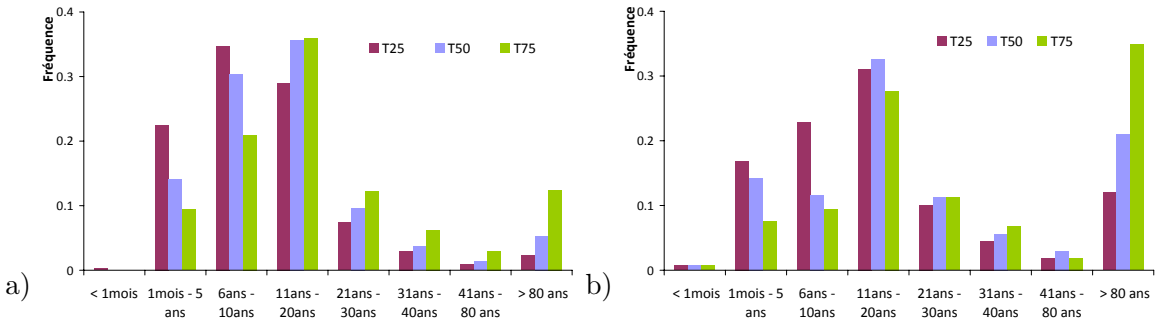


FIGURE 14.4: Distribution du temps de transfert entre les zones contributives pour les captages de la fosse de Melun (a) et de la basse vallée de l'Yerres (b)

Les considérations précédentes sur les temps de transfert calculées sur les zones élémentaires de 1 km^2 situées le long des cours d'eaux, nous incite à calculer un temps de transfert spécifique à partir des biefs de cours d'eaux.

14.2.5 Calcul du temps de transfert à partir des linéaires des cours d'eau

Pour chaque zone élémentaire sur laquelle une rivière contribue à alimenter un ouvrage prioritaire, est réalisée une simulation en transitoire similaire à celles effectuées précédemment bien que le traceur soit imposé uniquement aux flux d'eau infiltrés à partir des rivières.

Pour exemple, sur la figure 14.5 est représentée l'évolution du flux de traceur calculé aux captages pour une zone contributive localisée sur l'Yerres. Le premier cas, appelé "Diffus + rivières", correspond à la simulation effectuée précédemment, c'est à dire que le traceur est imposé à l'ensemble des flux d'eau produit sur une zone élémentaire alors que dans le deuxième cas, nommé "Rivières", le traceur n'est affecté qu'au flux d'eau s'infiltrant à partir des rivières. On observe que les premiers flux de traceur arrivant aux captages proviennent des rivières. Par la suite le flux issu des rivières devient stationnaire et l'évolution du flux de traceur dépend alors de la vitesse de transfert dans la zone non saturée.

Sur les figures 14.6a et 14.6b sont représentées les temps de transfert calculés à partir du linéaire de la rivière qui se trouve à l'intérieur de chaque zone élémentaire concernant une zone de captage donnée. On remarque que plus on s'éloigne des zones de captages

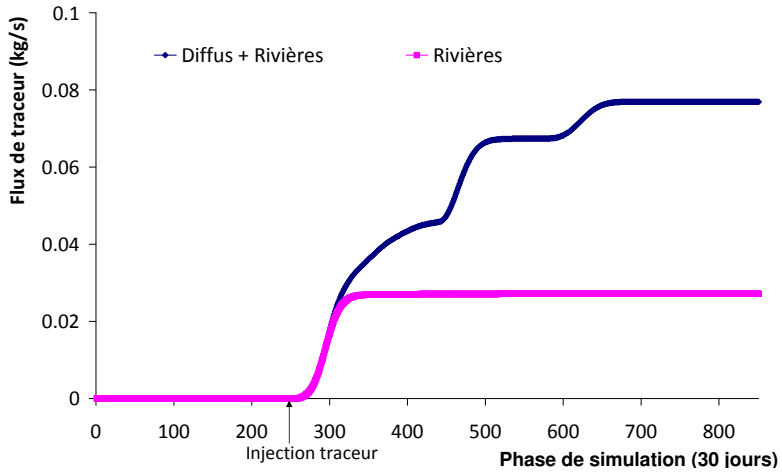


FIGURE 14.5: Évolution du flux de traceur aux captages selon le mode de recharge considéré

prioritaires plus le temps de transfert augmente, mettant ainsi en évidence le temps de transfert spécifique dans les aquifères. Ainsi pour le linéaire de l'Yerres compris entre Ozouer-le-Voulgis et Évry-Grégy-sur-Yerres le temps de transfert est inférieur à 5 ans, alors que dans la partie amont de ce même cours d'eau les temps de transfert sont compris entre 6 et 20 ans. Les temps de transfert sont inférieurs à 6 mois sur une partie du linéaire de la Seine et de l'Yerres puisque les captages sont situés à proximité immédiate des cours d'eaux.

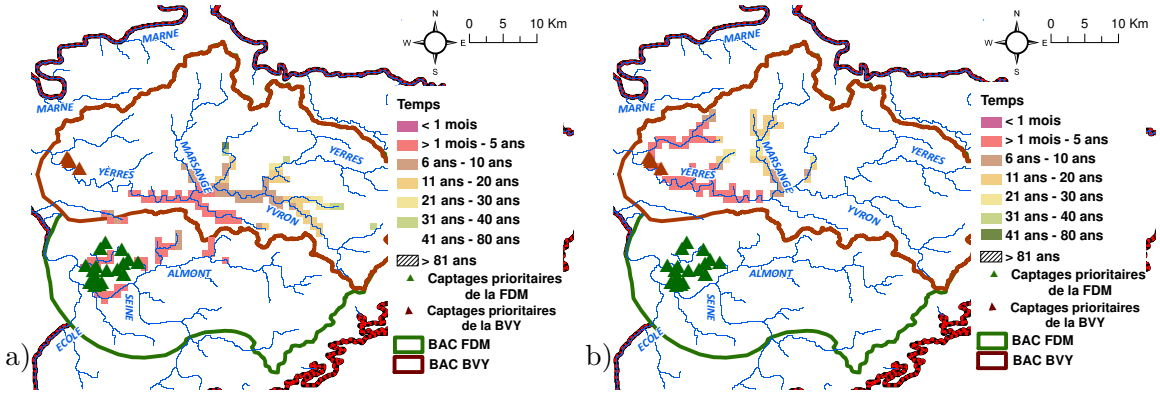


FIGURE 14.6: Temps de transfert calculés à partir des linéaires de cours d'eau s'infiltrant sur les zones élémentaires contribuant à alimenter les captages de la fosse de Melun (a) et ceux de la basse vallée de l'Yerres (b)

Chapitre 15

Zones d'action pertinentes pour la protection des captages

La mise en relation du temps de transfert et de la contribution de chaque zone élémentaire permet de déterminer les zones les plus pertinentes pour la mise en place de plans d'action.

Sommaire

15.1 Délimitation des zones d'action pertinentes 275
15.1.1 Définition et classement des critères de pertinence 275
15.1.2 Application aux captages prioritaires de la fosse de Melun (FDM) et de la basse vallée de l'Yerres (BVY) 276
15.2 Discussion des critères choisis pour la délimitation des zones d'action pertinentes 279
15.2.1 Méthodologie 280
15.2.2 Résultats 281
15.3 Discussion 285

15.1 Délimitation des zones d'action pertinentes

15.1.1 Définition et classement des critères de pertinence

Les temps de transfert estimés ont été classés de "très courts" à "très longs" (Tab. 15.1.1a). De même les contributions en termes de flux d'eau de chaque zone élémentaire ont été classées de "très faibles" à "élevées" (Tab. 15.1.1b).

a)

Temps de transfert	Classe
< 5 ans	très court
5 ans - 10 ans	court
11 ans - 20 ans	modéré
21 ans - 30 ans	long
> 30 ans	très long

b)

Contribution de la zone (‰)	Classe
< 1	très faible
1 - 5	faible
6 - 10	modérée
> 10	élevée

TABLE 15.1: Classement du temps de transfert (a) et des contributions en flux d'eau des zones élémentaires (b)

.

15.1.2 Application aux captages prioritaires de la fosse de Melun (FDM) et de la basse vallée de l'Yerres (BVY)

Sur les figures 15.1a et 15.1b est représentée la contribution en flux d'eau de chaque zone élémentaire associée à son temps de transfert selon les classes définies dans le tableau 15.1.1.

La localisation des zones pertinentes dépend de l'objectif fixé par les plans d'actions notamment en terme de délai avant l'obtention de résultat. Ainsi, si on souhaite des résultats à court terme, les zones les plus pertinentes seront celles présentant une contribution élevée et un temps de transfert rapide. Dans ce cas, on constate que ces zones sont situées le long de certains cours d'eau tels que l'Yerres, le Réveillon, la Seine et la Barbançonne, ainsi que sur les plateaux les plus proches localisés en amont des ouvrages, comme c'est le cas de la surface allant de la ville de Lissy jusqu'aux ouvrages de la fosse de Melun.

On peut identifier certaines de ces zones comme particulièrement importantes. Elles se caractérisent par une contribution élevée et un temps de transfert très court. Ce sont notamment celles localisées sur l'Yerres entre Ozouer-le-Voulgis et Soignolles-en-Brie et entre Évry-Grégy-sur-Yerres et Combs-la-Ville, celles situées sur la Seine en amont des forages de Boissy-la-Bertrand et celles localisées le long du Réveillon entre Lésigny et Santeny.
Les zones caractérisées par une contribution élevée telles qu'entre Tournan-en-Brie et Presles-en-Brie, qui comportent par ailleurs des gouffres, ne sont pas retenues car elles présentent un temps de transfert trop long.

Compte tenu de l'état actuel de la masse d'eau souterraine (ME 3103), son retour au bon état chimique a été fixé à 2027. En fonction de cette date, nous avons retenu les zones élémentaires présentant un temps de transfert inférieur ou égal à 20 ans pour chaque zone de captage et nous les avons triées ensuite par classe de contribution en eau. Sur les tableaux 15.2 et 15.3 est indiquée la superficie de l'ensemble des zones retenues.

La somme des contributions des zones classées de faible à élevée représente pour les captages de la basse vallée de l'Yerres et ceux de la fosse de Melun respectivement 71 % et 84 % du flux total arrivant aux ouvrages. En cumulant les zones élémentaires caractérisées

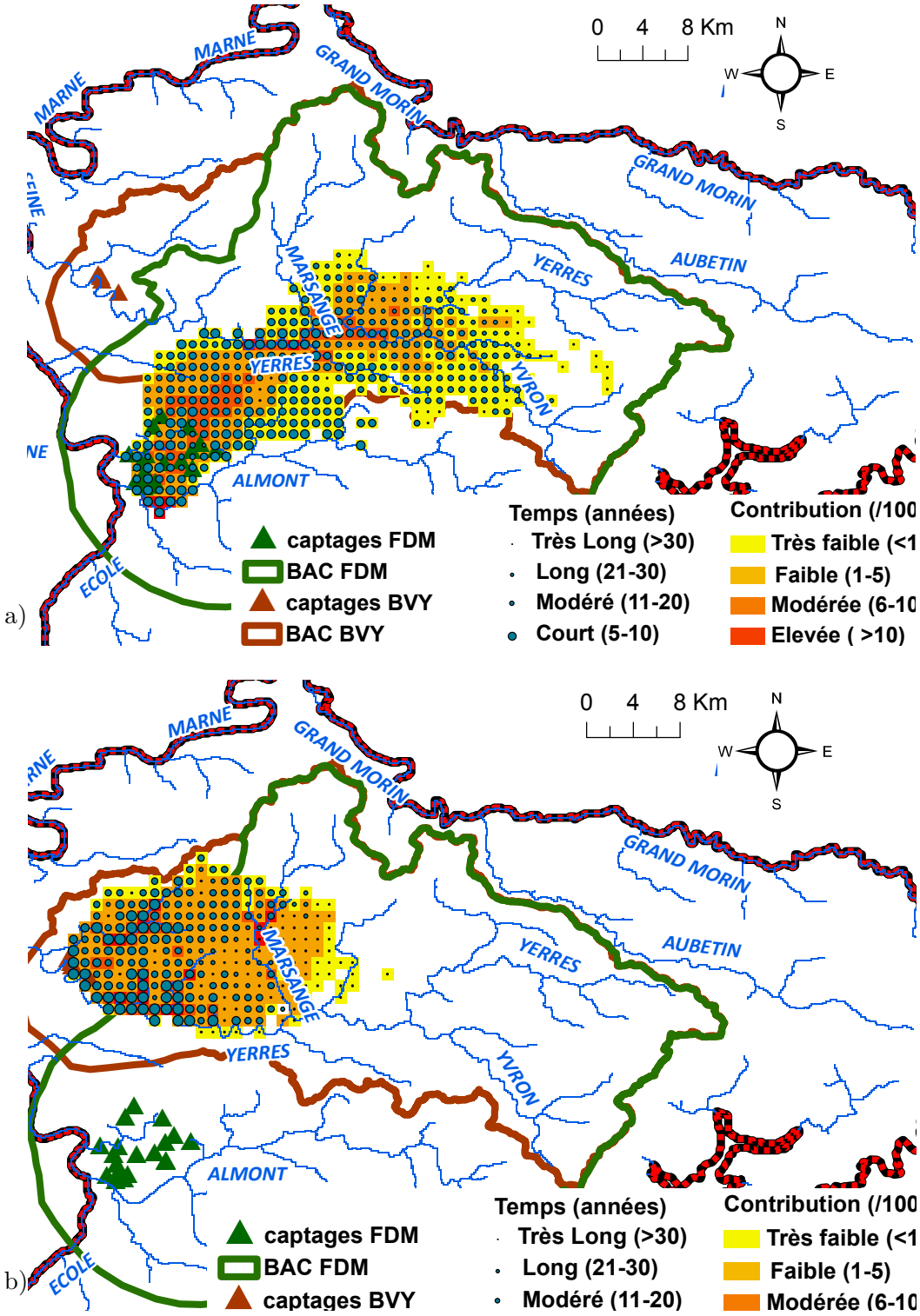


FIGURE 15.1: Superposition des temps de transfert et de la contribution des zones élémentaires sur la superficie de l'enveloppe de 99 % définie en période de hautes eaux pour les captages de la FDM (a) et ceux de la BVY (b).

	Très Faible	Faible	Modérée	Élevée
Superficie (km^2)	160	134	48	6
∑Contribution (%)	6.6	35.4	33.4	15.2

TABLE 15.2: Superficie et contribution totale en flux d'eau des zones pertinentes présentant un temps de transfert inférieur à 20 ans selon la classe de contribution pour les captages de la fosse de Melun. La somme des contributions est inférieur à 100 puisqu'on ne prend pas en compte les zones avec un temps de transfert supérieur à 20 ans.

	Très Faible	Faible	Modérée	Élevée
Superficie (km^2)	28	102	23	13
∑ Contribution (%)	15.8	33.7	18.1	18.8

TABLE 15.3: Superficie et contribution totale des zones pertinentes présentant un temps de transfert inférieur à 20 ans selon la classe de contribution pour les captages de la basse vallée de l'Yerres.

par une contribution allant de faible à très élevée, on délimite une superficie pertinente de 188 km^2 pour les ouvrages de la FDM et de 138 km^2 pour les ouvrages de la BVY (Fig. 15.2). Sur cette superficie totale de 326 km^2, pertinente pour la réalisation de plans d'actions, plus de 59 % sont occupés par des terres arables et 21 % par des zones artificielles (d'après Corine Land Cover de 2006).

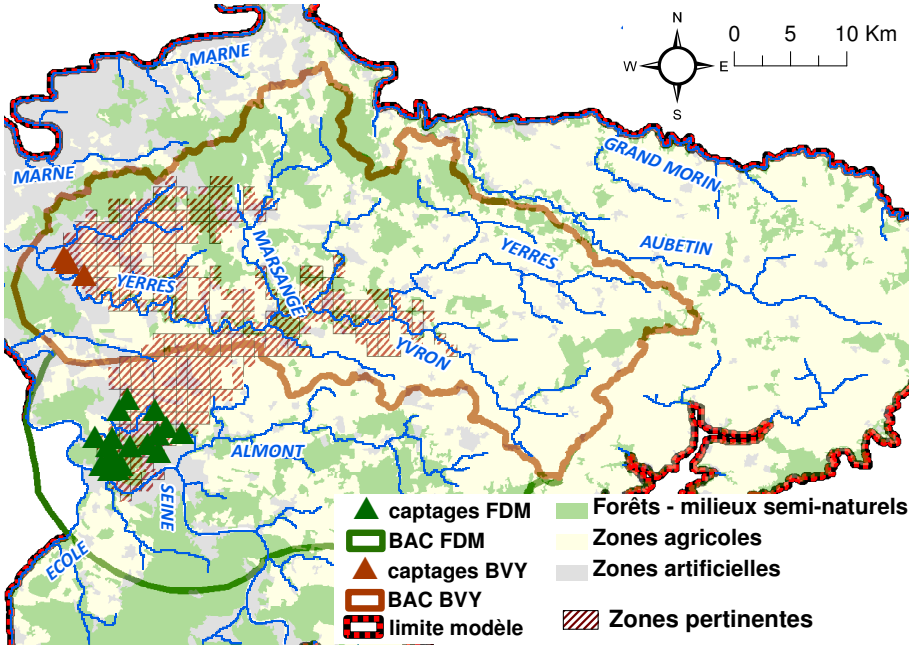


FIGURE 15.2: Zones pertinentes (en hachuré marron) délimitées selon les critères définis pour un objectif fixé en 2027 pour les deux zones de captages.

Dès 2015, la tendance d'évolution des paramètres de qualité les plus déclassants (pesticides, nitrates) devrait déjà s'inverser comme le prescrit la DCE. En ne considérant cette fois-ci que les zones ayant un temps de transfert très rapide (inférieur à 5 ans) et une

contribution en eau de modérée à élevée, la superficie des zones pertinentes est, pour les ouvrages de la BVY et ceux de la FDM respectivement de 37 km^2 et de 19 km^2 (Fig. 15.3).

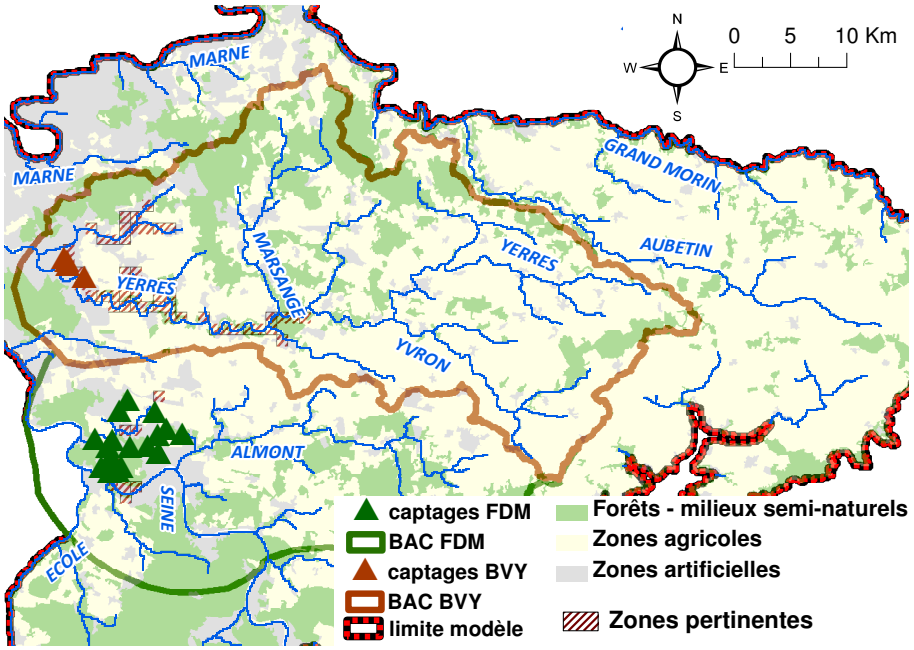


FIGURE 15.3: Zones pertinentes (en hachuré marron) délimitées selon les critères définis pour un objectif fixé en 2015 pour les deux zones de captages.

15.2 Discussion des critères choisis pour la délimitation des zones d'action pertinentes

Les zones d'action pertinentes ont été définies en fonction de deux critères (contribution en eau et durée du transfert). Pour une action donnée, la surface sur laquelle elle sera mise en œuvre (localisation, étendue) sera considérée pertinente si l'on peut observer à la suite de sa mise en place une modification de la qualité de l'eau. Dans le cas de la protection des captages prioritaires vis à vis de la contamination nitrique, la pertinence de la superficie d'action est déterminée en fonction de l'évolution des teneurs en nitrates aux forages comme précisé sur la figure 15.4. Pour cela, nous avons réalisé des simulations prospectives (entre 2011 et 2029) et utiliser aussi les résultats des scénarios prospectifs présentés au chapitre 12.

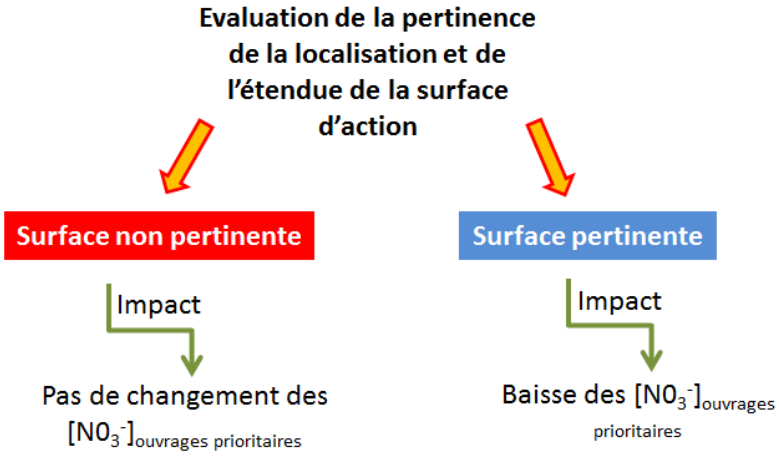


FIGURE 15.4: Schéma de la méthodologie suivie pour évaluer la pertinence des surfaces d'actions identifiées dans le cadre de la protection des captages prioritaires vis à vis de la contamination nitrique

15.2.1 Méthodologie

Les scénarios prospectifs réalisés précédemment ont permis d'évaluer l'impact d'un changement de pratiques agricoles sur les teneurs en nitrates dans les différentes nappes (chapitre 12). Ces pratiques agricoles ont été considérées et appliquées de manière uniforme sur l'ensemble des terres agricoles référencées dans Corinne Land Cover (2006).

Pour évaluer la pertinence des critères choisis, nous réalisons des simulations prospectives avec les mêmes données de forçage météorologique et de prélèvements que les simulations réalisées au chapitre 12. Un changement de pratique agricole est effectué ensuite successivement sur des surfaces d'action à tester. Celui-ci consiste à introduire annuellement une CIPAN (la moutarde) en interculture et à baisser de 35 % les intrants minéraux azotés sur chacune des surfaces d'action à tester. Ainsi les pratiques agricoles (assolement, travaux du sol, fertilisation azotée) sont similaires à celles utilisées pour le scénario prospectif identifié sous le nom "CIPAN + réd.35 % intrants" (chapitre 12). En dehors de la surface étudiée, les pratiques agricoles mises en place sont celles actuellement en vigueur. La simulation du transfert des nitrates au sein de l'hydrosystème tient compte de l'évolution calculée des teneurs en rivières (chapitre 11). Seules les concentrations en rivières dans la Seine, la Marne et le Grand Morin sont imposées constantes avec pour valeur les teneurs observées actuelles.

L'efficacité d'une surface donnée est évaluée par rapport à l'efficacité de cette même action menée sur l'ensemble des terres agricoles. Selon le schéma 15.5 les concentrations obtenues en modifiant les pratiques agricoles sur les surfaces à tester sont comprises entre les concentrations calculées dans le scénario "Laisser faire" et le scénario "CIPAN + réd.

35 % intrants" appliqués sur l'ensemble de la surface.

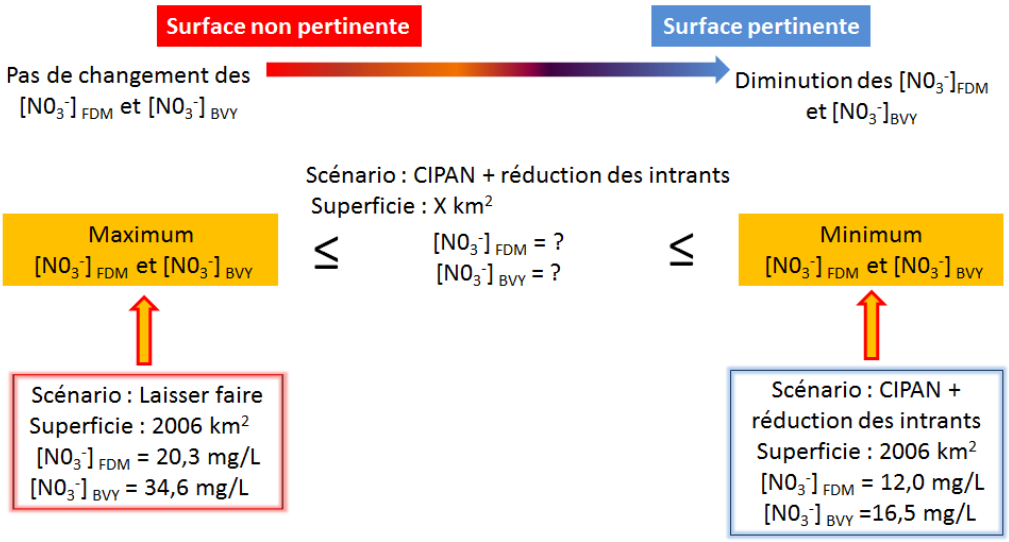


FIGURE 15.5: Méthodologie appliquée pour évaluer les zones d'action pertinentes pour les captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres

Nous avons testé la pertinence de cinq zones d'action. La surface agricole concernée pour chaque zone d'action est présentée dans le tableau 15.6. La simulation modifiant les pratiques agricoles sur le bassin amont de l'Yerres permet d'évaluer l'influence des pratiques agricoles menées sur les bassins de la Visandre et de l'Yvron sur la qualité de l'eau de l'Yerres.

Zone d'action testée	Zones pertinentes	Enveloppe de 99 % (eau) - Faible recharge	Enveloppe de 99 % (eau) - Forte recharge	Bassin amont de l'Yerres
Superficie totale (km^2)	326	774	690	430
Superficie des terres agricoles en km^2 (CLC-2006)	192	460	449	345

FIGURE 15.6: Zones d'action sur lesquelles seront modifiées les pratiques agricoles. La superficie totale retenue et la surface des terres agricoles considérées par ce changement sont précisées

15.2.2 Résultats

Les concentrations moyennes annuelles en nitrates ont été tracées pour les captages de la fosse de Melun en se référant au forage 02582X0190 (Fig. 15.7a) et pour ceux de la basse vallée de l'Yerres à l'ouvrage 02205X0098 (Fig. 15.7b). Elles ont été calculées pour les cinq zones d'action testées entre 2011 et 2029.

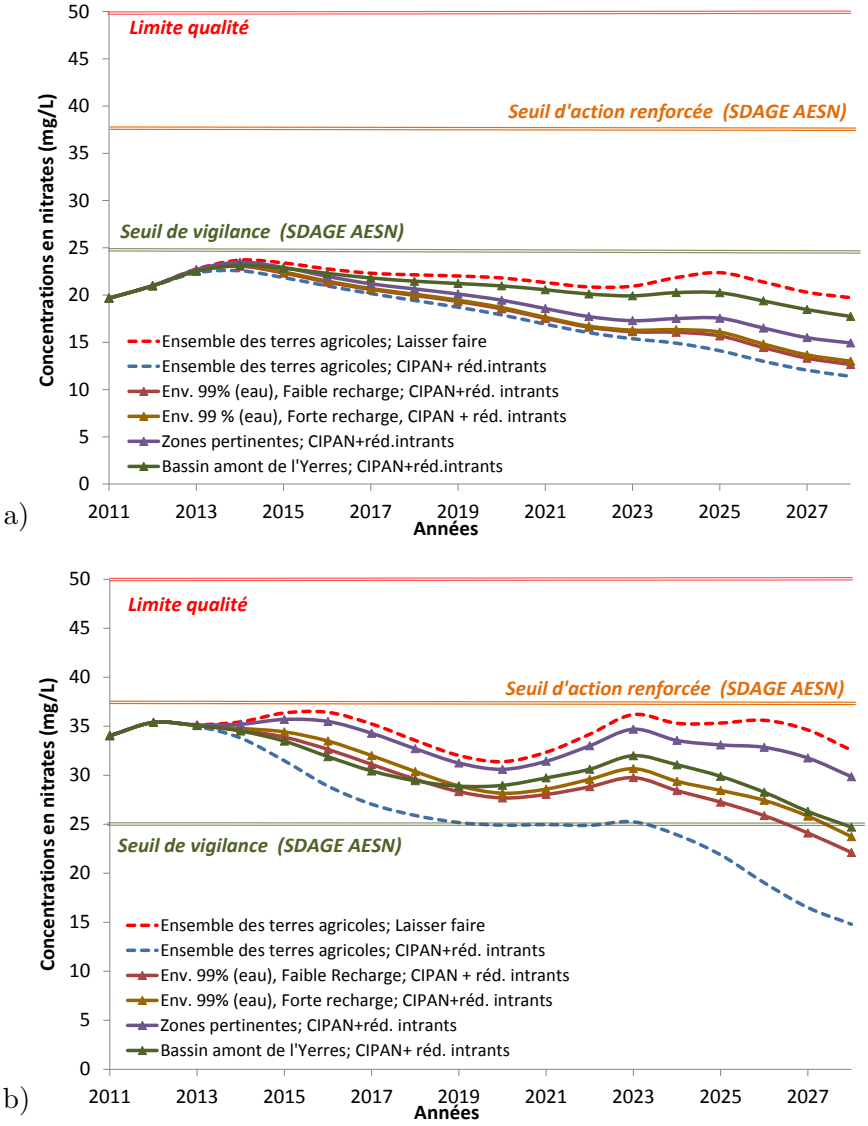
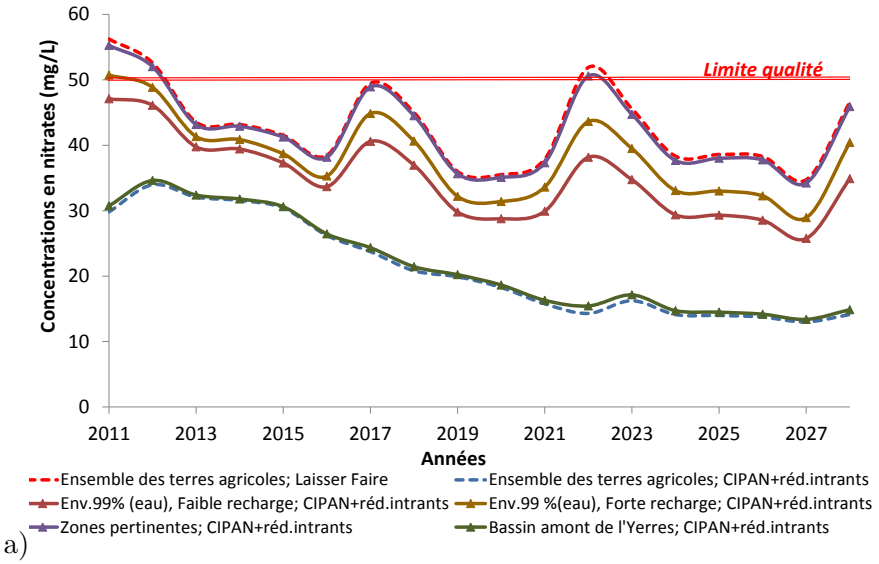
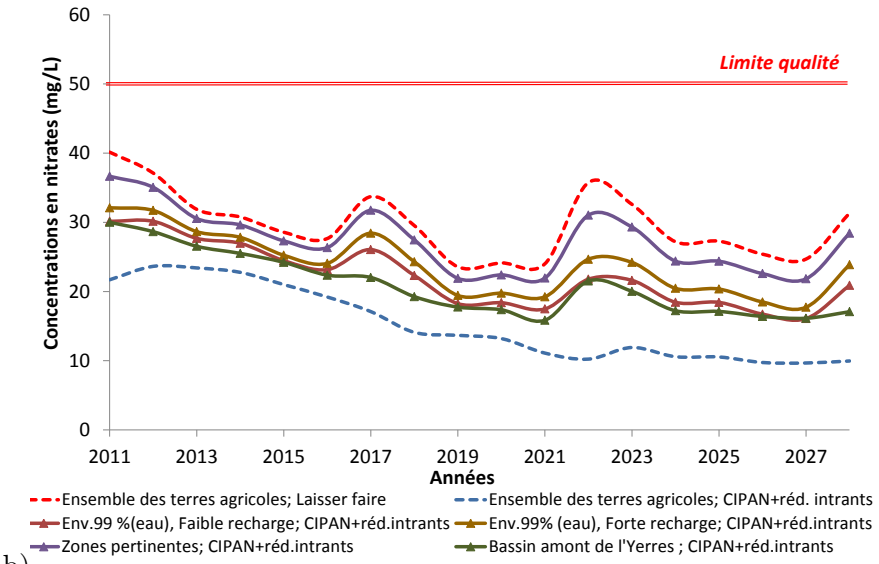


FIGURE 15.7: Concentrations moyennes annuelles en nitrates ($mg.L^{-1}$) calculées au forage 02582X0190 (a) et 02205X0098 (b) entre 2011 et 2029 pour les cinq surfaces d'actions étudiées. Les seuils de vigilance et d'action renforcée définies pour les eaux souterraines destinées à l'alimentation en eau potable par le SDAGE Seine-Normandie sont précisés

Sur la figure 15.8a et 15.8b sont représentées les teneurs moyennes annuelles en nitrates calculées en rivières respectivement en amont de l'Yerres (Courtomer) et en aval de l'Yerres (Villeneuve-St-Georges).



a)



b)

FIGURE 15.8: Evolution de la concentration moyenne annuelle en nitrates ($mg.L^{-1}$) simulée dans l'Yerres à Courtomer (a) et à Villeneuve-St-Georges (b) en fonction des cinq surfaces d'actions considérées

Les teneurs en nitrates calculées aux captages pour les différentes simulations ont été comparées plus particulièrement en 2027, cette date ayant été utilisée pour définir les zones d'actions pertinentes (Tab. 15.9).

	SCENARIOS	LAISSER FAIRE	CIPAN + REDUCTION INTRANTS				
	Superficie des zones agricoles concernées	L'ensemble (2006 km^2)	L'ensemble (2006 km^2)	Enveloppe de 99 % (eau) - Faible recharge (460 km^2)	Enveloppe de 99 % (eau) - Forte recharge (449 km^2)	Zones pertinentes (192 km^2)	Bassin amont de l'Yerres (345 km^2)
FDM	[$N0_3^-$] (mg/L)	20,3	12,0	13,3	13,7	15,5	18,5
	Diminution (%)	-	40,9	34,5	32,5	23,6	8,9
BVY	[$N0_3^-$] (mg/L)	34,6	16,5	24,1	25,8	31,8	26,3
	Diminution (%)	-	52,3	30,3	25,4	8,1	24,0

FIGURE 15.9: Concentrations moyennes annuelles en 2027 calculées à l'ouvrage 02582X0190 (FDM) et à l'ouvrage 02205X0098 (BVY). Calcul de la diminution des teneurs en nitrates selon les différentes surfaces d'actions étudiées.

Pour le captage prioritaire de la fosse de Melun :

En changeant uniquement les pratiques agricoles sur les zones pertinentes, on constate que les teneurs en nitrates aux captages baissent de près de 24 % (soit 4,8 mg.L^{-1}) en 2027. Ainsi en agissant seulement sur 10 % des terres agricoles, on arrive à diminuer de plus de 58 % les concentrations en nitrates au captage par rapport à une action uniforme sur l'ensemble des terres agricoles. Les teneurs en rivières dans l'Yerres sont peu modifiées avec respectivement en amont et en aval une baisse de 1,46 % (0,5 mg.L^{-1}) et de 11,54 % (2,8 mg.L^{-1}).

Modifier les pratiques agricoles uniquement sur le bassin amont de l'Yerres, permet de diminuer les concentrations en nitrates au forage de 8 % (soit 1,8 mg.L^{-1}). Par contre un changement de pratiques agricoles sur les enveloppes de 99 % de contribution en eau, permet de baisser de plus de 33 % les teneurs en nitrates au forage quelles que soient les périodes de recharge considérées. Cependant la superficie d'action est deux fois plus importante que celle des zones pertinentes.

Pour le captage prioritaire de la basse vallée de l'Yerres :

On peut constater que le changement des pratiques sur les zones pertinentes modifie très peu les concentrations au forage (baisse de 8 %) ainsi que les teneurs dans l'Yerres en 2027. Au contraire, une modification des pratiques sur le bassin amont de l'Yerres permet de faire baisser de 24 % (soit 8,3 mg.L^{-1}) les teneurs au captage en 2027 et de 34 % (8,2 mg.L^{-1}) et 60 % (20 mg.L^{-1}) les concentrations dans l'Yerres respectivement à Villeneuve-St-Georges et Courtomer. En effet, l'évolution des teneurs en nitrates au forage de la basse vallée de l'Yerres est influencée en partie par les concentrations en nitrates dans l'Yerres (Fig. 15.8) qui dépendent elles-même pour près de la moitié des pratiques agricoles qui sont menées sur le bassin de l'Yvron et de la Visandre.

Jusqu'en 2019, il semble plus intéressant de modifier les pratiques agricoles sur le bassin amont de l'Yerres. Néanmoins à partir de cette date, les teneurs en nitrates diminuent plus faiblement que dans le cas d'un changement de pratiques sur les enveloppes de 99 % de

contribution en eau. En fait au bout de 9 ans, on commence à observer progressivement l'influence du changement de pratiques agricoles mené sur les plateaux. Ainsi en 2027, la modification des pratiques agricoles sur les enveloppes de 99 % de contribution (diminution des teneurs de 10 mg.L^{-1}) permet d'obtenir une qualité de l'eau plus satisfaisante au captage.

Les résultats de ces simulations n'ont été présentés que pour deux captages prioritaires, car les évolutions obtenues y sont représentatives de ce qui calculés aux autres ouvrages. Notons que les forages près de la Seine ne relèvent pas de cette approche car le rôle de le Seine n'est pas modélisé. En effet, les teneurs en nitrates des eaux de la Seine sont imposées constantes durant toute la période prospective.

15.3 Discussion

D'un point de vue réglementaire, les plans d'actions doivent être mis en œuvre sur une zone de protection de l'aire d'alimentation de captages (AAC) appellée "zone d'action pertinente" ou "zone d'action efficace". Celle-ci est déterminée d'après la circulaire d'application relative au dispositif réglementaire ZSCE [1]du 30 mai 2007 comme le croisement de deux zones (Ministère de l'Ecologie et de l'Environnement Durable, 2009). Les zones de plus forte vulnérabilité intrinsèque à l'intérieur de l'AAC sont croisées avec la répartition spatiale des pressions polluantes établie dans le cas d'un diagnostic territorial. La zone de protection résulte donc du produit de la vulnérabilité et d'un aléa.

D'après cette méthodologie, en classant la vulnérabilité et la pression de faible à élevée, des classes de priorité peuvent être établies. Ainsi plus de 40 % de l'AAC (soit 653 km^2) ne seraient pas identifiés comme des zones prioritaires en regard des ouvrages de la fosse de Melun. L'intérêt de cette méthode est qu'elle met en avant les portions de territoire sur lesquelles les pressions sont les plus importantes. Mais celles-ci sont disjointes et n'ont pas forcement de cohérence en terme de gouvernance. Le programme d'action mis en œuvre contribue à la préservation de la qualité de l'ensemble des ressources en eau mais son efficacité réelle sur la qualité de l'eau spécifiquement aux captages prioritaires n'est pas démontrée.

Grâce à la méthodologie que nous avons mise en place, nous avons identifié et ciblé les zones d'actions prioritaires en se basant sur la phénoménologie des transferts hydriques. Ainsi la localisation des zones pertinentes est basée sur la contribution en flux d'eau de chaque zone et non sur la contribution en flux de nitrates. Cependant l'utilisation de la chaîne de modélisation STICS-MODCOU nous a permis de vérifier la pertinence des critères choisis pour délimiter les zones d'action en termes de réduction des teneurs en nitrates aux cibles. Si la zone d'action définie pour les captages de la fosse de Melun semble

1. Zones Soumises à des Contraintes Environnementales (article 21 de la LEMA du 30 décembre 2006)

pertinente, cela n'est pas le cas pour les ouvrages de la basse vallée de l'Yerres.
Pour les captages de la fosse de Melun, les zones de contribution en eau semblent être aussi des lieux d'émission de nitrates. Ainsi les nitrates mesurés aux captages proviennent en majorité des terres agricoles localisées sur les plateaux (processus diffus).
Dans la basse vallée de l'Yerres, les nitrates mesurés aux ouvrages proviennent à la fois du lessivage des terres agricoles situées sur les plateaux et de l'Yerres (processus dépendant des pertes en rivières). Dans ce cas, la zone pertinente d'action ne peut être délimitée qu'en tenant compte de l'influence de chaque processus sur la qualité de l'eau aux captages au cours du temps.

Au final dans un système complexe, la délimitation d'une zone d'action pertinente ne peut être validée qu'avec l'aide d'un outil simulant au cours du temps la production des nitrates d'origine agricole et leur transfert au sein des différents compartiments de l'hydrosystème.

Conclusion générale et perspectives

Le travail de thèse présenté dans ce mémoire porte sur une nouvelle approche de la modélisation de la contamination nitrique de la nappe des calcaires de Champigny. Située au sud-est de Paris, cette nappe se développe au sein de formations géologiques tertiaires qui forment une structure multicouche complexe. Considérée comme une ressource stratégique, elle alimente en eau potable plus d'un million de franciliens et de parisiens. Deux secteurs de captage situés dans la zone d'étude ont été classés comme prioritaires en application de la loi Grenelle afin de les protéger des pollutions diffuses (nitrates, pesticides) par la mise en place de plans d'action. La contamination nitrique des eaux souterraines et superficielles a été observée dès les années 70 avec une évolution dans le temps différente selon les lieux en fonction d'un certain nombre de facteurs (profondeur, mode de recharge, occupation du sol).
Notre travail a porté sur la mise en œuvre d'un outil de modélisation répondant à certaines problématiques (provenance des nitrates, délai de réactivité aux ouvrages,...) qui ont été mises en évidence lors de l'élaboration des plans d'action dans le but de garantir un impact réel sur la qualité de l'eau des mesures envisagées.

La zone étudiée est majoritairement occupée par des terrains agricoles drainés s'étendant majoritairement dans sa partie est. On y distingue trois nappes principales situées dans l'Oligocène, l'Éocène supérieur et moyen et dans l'Éocène inférieur. La nappe des calcaires de Champigny qui se développe dans l'Éocène supérieur et moyen est essentiellement dénoyée sous les formations semi-perméables du Stampien inférieur et du Ludien supérieur et même localement asséchée à la faveur de structures géologiques particulières. Dans la partie occidentale de la Brie, la nappe des calcaires de Champigny est influencée par les infiltrations se produisant en rivières et plus localement par la présence de gouffres. L'évaluation de ces pertes en rivières établie à partir de jaugeages différentiels ponctuels effectués entre des stations hydrométriques n'est pas évidente car elle est impactée par les apports diffus en provenance de la nappe des calcaires de Brie. Néanmoins l'infiltration par les rivières est un processus important dans le fonctionnement de cette nappe.

Les différents processus impliqués dans une modélisation couplée des écoulements superficiel et souterrain au moyen du logiciel MODCOU, ainsi que les choix conceptuels

nécessaires à sa mise en œuvre et les résultats obtenus ont ensuite été abordés. S'agissant d'une modélisation régionale, ce modèle permet de prendre en compte la plupart des singularités de l'hydrosystème (infiltration par les rivières et par les gouffres de plateau, apports issus des stations d'épurations). Cependant des modifications conceptuelles ont été apportées au logiciel afin de mieux simuler les écoulements souterrains lorsque la nappe est dénoyée, libre ou asséchée.

Dans ce type de système où les interactions entre le domaine de surface et souterrain sont très importantes, l'ajustement des paramètres n'est pas évident et plus incertain. Il a donc été effectué en se fixant des contraintes d'ordres de grandeurs selon des bases bibliographiques. Les débits aux stations hydrométriques et les niveaux piézométriques des nappes obtenus par simulation sont cohérents à ceux observés si l'on tient compte des incertitudes engendrées par la complexité de l'hydrosystème modélisé et ses particularités. En outre, le calage du modèle aurait été certainement amélioré si l'on avait pu disposer de meilleures connaissances de la nappe de l'Oligocène et de mesures de débits en rivières continues en plusieurs endroits dans les différents bassins (Yerres, Almont, Aubetin).
Grâce à la modélisation de l'hydrosystème sur les quarante dernières années, on a pu évaluer qu'en moyenne la recharge des nappes provient pour 70 % de l'infiltration diffuse des eaux météoriques et pour 30 % de l'infiltration des rivières. La variabilité du mode de recharge des nappes s'exprime à la fois dans l'espace et dans le temps. Ainsi, si l'infiltration des rivières est un processus négligeable pour la nappe de l'Oligocène, cela n'est pas le cas pour la nappe de l'Éocène supérieur. En effet sur la superficie des bassins d'alimentation des captages prioritaires, les infiltrations par les rivières représentent plus de la moitié de la recharge de la nappe des calcaires de Champigny *stricto sensu*. Il s'agit d'un processus important qui augmente la vulnérabilité de la nappe vis à vis des pollutions d'origines superficielles, notamment par des nitrates.
Des tests de sensibilité ont permis de caractériser les impacts des prélèvements sur le fonctionnement des nappes de l'Éocène et en particulier celle des calcaires de Champigny. Un des effets engendrés par une augmentation des volumes prélevés est l'accroissement de l'infiltration par les rivières et la baisse des débits, qui sont particulièrement sensibles à l'abaissement des niveaux piézométriques dans un contexte où les nappes peuvent s'assécher.

Pour modéliser la contamination nitrique de l'hydrosystème, la chaîne de modélisation STICS-MODCOU-NEWSAM a été modifiée afin de tenir compte d'un apport de nitrates à partir des eaux superficielles. En considérant que les nitrates sont conservatifs, la quantité de nitrates entrant le long d'un cours d'eau a été calculée à partir des concentrations en rivières estimées elles-mêmes par bassin à partir du bilan des flux de nitrates et des flux d'eau issus du domaine de surface et du domaine souterrain.
Grâce à cette méthodologie, l'évolution de la contamination nitrique peut être reproduite

de manière satisfaisante sur les quarante dernières années pour les trois principales nappes. Les concentrations en rivière calculées sont du même ordre de grandeur que celles observées mais présentent souvent des défauts de synchronisation. On constate notamment une sous-évaluation des teneurs en nitrates en rivières en période estivale qui pourrait être due à la consommation de l'azote par la végétation et par les producteurs primaires dans les rivières non prise en compte par le modèle. Une amélioration de la simulation est obtenue en introduisant un taux de rétention de l'azote nitrique à l'interface nappe-rivière variable en fonction de la saison.

Bien que la modélisation de la dynamique de la contamination nitrique puisse être encore améliorée dans certaines zones, il a été possible de reproduire les tendances de son évolution du passé à l'actuel. Le modèle permet alors d'évaluer son évolution future sous l'effet de modifications des pratiques agricoles et des forçages s'exerçant sur l'hydrosystème (météorologiques, prélèvements, occupation du sol). Deux types de changement principaux ont été retenus au vu des mesures agro-environnementales déjà en vigueur : la couverture des sols en période d'interculture et la réduction de la fertilisation en engrais. Les scénarios construits sur ces changements sont simplifiés dans la mesure où les autres pratiques agricoles restent identiques sur la période de simulation et qu'il n'y est pas d'effet rétroactif selon les conditions météorologiques. On constate qu'en continuant les pratiques agricoles actuelles, les teneurs en nitrates dans les eaux souterraines ne seront que très peu modifiées en 2029, de même qu'en réduisant la fertilisation (baisse inférieure à 0,3 $mg.L^{-1}.an^{-1}$). L'implantation de CIPAN en interculture permet de diminuer tout d'abord les pertes d'azote sous-racinaires et par la suite de réduire la contamination nitrique, à cette échéance, entre 0,8 et 1 $mg.L^{-1}.an^{-1}$ dans l'aquifère de l'Oligocène et des Calcaires de Champigny ainsi qu'en rivières (diminution de plus de 40 %). L'aquifère de l'Éocène inférieur est peu impacté par les changements des pratiques agricoles du moins à l'échelle de temps de la simulation prospective.

Ces scénarios prospectifs montrent donc que le changement des pratiques agricoles sur la zone d'étude modifie les concentrations en nitrates dans les aquifères les moins profonds sur une échelle de temps relativement courte. En effet pour les captages prioritaires situés le long des cours d'eaux, les variations des teneurs sont obtenues dès la première année alors qu'il faut au minimum 4 ans pour qu'il y ait un changement dans la fosse de Melun. Notons que ces résultats sont obtenus dans le cas de l'application systématique à l'ensemble de la zone d'étude des modifications des pratiques culturales sans considérer plus finement l'hétérogénéité des systèmes culturaux et des propriétés pédologiques des sols.

Afin d'améliorer l'efficacité des plans d'action qui seront élaborés pour la protection des captages prioritaires, nous avons choisi d'identifier et de cibler les zones pertinentes d'action en se basant sur la phénoménologie des transferts hydriques. Tout d'abord la part de contribution de chaque zone en surface à l'alimentation des captages prioritaires en période humide et sèche est estimée au moyen de la modélisation du transport d'un soluté

conservatif en régime permanent. La méthodologie développée permet de localiser et de quantifier la contribution de chaque zone ainsi que l'origine de la recharge (percolation de la pluie, infiltrations par les rivières). Ainsi en période de très faible recharge, la superficie des zones qui alimentent (pour 99 %) les captages de la fosse de Melun, de la basse vallée de l'Yerres et de Nangis est respectivement de 528 km^2, 325 km^2 et de 56 km^2 . Celles-ci sont situées de manières dispersées à l'intérieur des bassins d'alimentation des captages prédéfinis d'après la méthode réglementaire. Celles les plus contribuantes étant localisées sur les plateaux à proximité des ouvrages et le long de certains cours d'eau (l'Yerres, la Seine, le Réveillon, la Marsange). L'infiltration par les rivières représente en terme d'alimentation en eau pour les trois zones de captages 40 % en période de faible recharge et 28 % en période de forte recharge. Les zones contributives (en eau) identifiées par cette méthodologie sont aussi des zones de production de nitrates qui impactent la qualité de l'eau aux ouvrages.

L'inertie du système est évaluée pour les zones contributives aux captages prioritaires en calculant des temps de transfert caractéristiques (T_{25},T_{50},T_{75})entre la surface du sol et les ouvrages. Les distributions des temps caractéristiques pour les captages de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres sont proches. Les temps les plus courts sont calculés pour les zones situées à proximité des ouvrages et le long de certains tronçons de cours d'eau infiltrants alors que les temps les plus longs (> 15 ans) sont calculés pour des zones situées en plateaux.

La localisation des zones pertinentes dépend de l'objectif fixé par les plans d'actions notamment en termes de délai d'obtention de résultat. En classant et croisant la contribution en eau des zones élémentaires avec le temps de transfert, on peut définir des zones d'action pertinentes. Ainsi la superficie pertinente d'action cumulée pour les deux zones de captage (fosse de Melun et basse vallée de l'Yerres) est de 326 km^2. Cependant dans le cas d'un système hydrogéologique complexe, il faut vérifier la pertinence des surfaces d'action en utilisant un outil simulant la production des nitrates et leur transfert à travers les différents compartiments de l'hydrosystème.

Perspectives

La limitation de la calibration du modèle hydrogéologique est principalement due au manque d'observations disponibles sur l'aquifère de l'Oligocène. Notre travail a en effet montré que cette nappe joue un rôle primordial dans le fonctionnement de l'aquifère des Calcaires de Champigny. L'association AQUI'Brie travaille à mieux estimer les transferts par drainance entre cette formation et les couches sous-jacentes notamment en suivant le débit de certains cours d'eau depuis 2010 mais aussi en recherchant, depuis cette année, les mesures piézométriques de la nappe de Brie disponibles auprès d'industriels. De même, les travaux réalisés dans le cadre du PIREN-Seine sur les échanges nappes-rivières dans le bassin de l'Orgeval devraient permettre de mieux comprendre le fonctionnement de cette nappe. Le calage du modèle devrait ainsi pouvoir être amélioré en s'appuyant sur de nou-

velles données.

Pour ce qui concerne les flux d'azote sous-racinaires calculés par STICS, de nouvelles simulations seront réalisées avec la nouvelle version de ce logiciel (ModuloStics 1.2), disponible depuis 2013 et qui sera prochainement spatialisée. Dans cette version le bilan azoté est amélioré par la prise en compte d'une meilleure gestion de la matière organique, du mulch végétal et de sa décomposition et de la volatilisation de l'ammoniac. De plus la paramétrisation interne au code a été améliorée grâce à des tests de sensibilité et la prise en compte de variables agronomiques et environnementales nouvellement validées.

Une meilleure discrétisation géographique des caractéristiques des sols permettrait d'améliorer du point de vue hydrologique le bilan hydrique fonction des propriétés lithologiques et texturales des sols auxquelles les flux d'azote lessivés calculés par STICS sont très sensibles. Ces flux sont par ailleurs très dépendants de la teneur en azote organique des sols qu'il est très délicat d'initialiser faute de données suffisantes. Ainsi une plus fine connaissance des propriétés des sols devrait permettre de mieux estimer les concentrations locales en nitrates.

Cette thèse a été initiée dans le cadre d'une étude de l'aire d'alimentation des captages prioritaires identifiés dans la fosse de Melun et la basse vallée de l'Yerres. Des programmes d'actions doivent être arrêtés sur les zones de protection d'aires d'alimentation de captages qui seront soumises au dispositif des Zones Soumises à Contraintes Environnementales nommé ZSCE (article R.114.1 à R11410 du code rural).
Cependant celles-ci sont à présent déterminées non seulement selon un cadre réglementaire basé sur des critères de pression anthropique ou de vulnérabilité mais en utilisant de critères hydrologiques fondés sur la délimitation des aires de contribution majoritaire aux champs captants. Par principe de précaution, c'est la superficie à 90 % de contribution en eau en période sèche qui a été retenue. Les surfaces concernées ont été délimitées de manière à avoir une cohérence territoriale et intègrent aussi les zones où des mesures agro-environnementales sont déjà en vigueur sur le BAC. Il est prévu qu'en fonction de l'amélioration de la calibration du modèle, les zones pertinentes soient révisées. Par la suite, de nouveaux scénarios de simulation pourront être envisagés en anticipant par exemple les prélèvements pour les quelques années à venir.

Le modèle sera aussi utilisé dans le cadre de la révision du SDAGE Seine Normandie prévue fin 2014 à la fois pour les aspects quantitatif et qualitatif de la ressource.

Bibliographie

Abrahamsen, P. and Hansen, S. (2000). Daisy : an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling & Software*, 15(3) :313–330.

AESN (1974). Le bassin de la Seine et des cours d'eaux Normands - Eaux souterraines. Volume Agence Seine-Normandie. Tome 1, fasc 4., AESN.

AESN (2004). ETAT DES LIEUX- Bassin Seine et cours d'eau côtiers normands. -.

Albinet (1967). *Carte hydrogéologique du Bassin de Paris. 1 : 5000000.* Bureau des Recherches Géologiques et Minières, Orléans.

Allison, M., Armstrong, M., Jaggard, K., and Todd, A. (1998). Integration of nitrate cover crops into sugarbeet (Beta vulgaris) rotations. I. Management and effectiveness of nitrate cover crops. *The Journal of Agricultural Science*, 130(1) :53–60.

Almasri, M. N. and Kaluarachchi, J. J. (2004). Assessment and management of long-term nitrate pollution of ground water in agriculture-dominated watersheds. *Journal of Hydrology*, 295(1) :225–245.

Ambroise, B. (1999). Genèse des débits dans les petits bassins versants ruraux en milieu tempéré : 2-Modélisation systémique et dynamique. *Revue des Sciences de l'Eau*, 12(1).

Aminot, A., Guillaud, J.-F., Andrieux-Loyer, F., Kérouel, R., and Cann, P. (1998). Apports de nutriments et développement phytoplanctonique en baie de Seine. *Oceanologica Acta*, 21(6) :923–935.

Arauzo, M., Valladolid, M., and Martínez-Bastida, J. J. (2011). Spatio-temporal dynamics of nitrogen in river-alluvial aquifer systems affected by diffuse pollution from agricultural sources : Implications for the implementation of the Nitrates Directive. *Journal of Hydrology*, 411(1) :155–168.

Bachand, P. A. and Horne, A. J. (1999). Denitrification in constructed free-water surface wetlands : II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*, 14(1) :17–32.

Baker, L. A., Hope, D., Xu, Y., Edmonds, J., and Lauver, L. (2001). Nitrogen balance for the Central Arizona–Phoenix (CAP) ecosystem. *Ecosystems*, 4(6) :582–602.

Banton, O., Larocque, M., Surateau, F., and Villeneuve, J. (1993). AgriFlux : logiciel d'évaluation des pertes environnementales de contaminants agricoles. *Manuel d'usager. Rapport scientifique INRS-Eau n R-380, Sainte-Foy, Québec.*

Baran, N., Richert, J., and Mouvet, C. (2007). Field data and modelling of water and nitrate movement through deep unsaturated loess. *Journal of Hydrology*, 345(1) :27–37.

Bäumler, R. and Zech, W. (1999). Effects of forest thinning on the streamwater chemistry of two forest watersheds in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*, 116(1) :119–128.

Beauchamp, E., Trevors, J., and Paul, J. (1989). Carbon sources for bacterial denitrification. In *Advances in soil science*, pages 113–142. Springer.

Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Durr, C., Le Bas, C., B., M., Ruiz, L., and Tournebize, J. (2012a). Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires. Impacts de la gestion de l'interculture sur les bilans d'azote et d'eau, et sur le rendement de la culture suivante, simulés avec le modèle de culture STICS. Technical report, INRA.

Beaudoin, N., Launay, M., Sauboua, E., Ponsardin, G., and Mary, B. (2008). Evaluation of the soil crop model STICS over 8 years against the "on farm" database of Bruyères catchment. *European Journal of Agronomy*, 29(1) :46–57.

Beaudoin, N., Tournebize, J., Ruiz, L., Constantin, J., and Justes, E. (2012b). Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires. Chapitre 4. Nitrate et eau en période d'interculture. Technical report, INRA.

Benoit, M. and Fizaine, G. (1999). Qualité des eaux en bassins forestiers d'alimentation. *Revue forestière française*, 51(2) :162–172.

Benoît, M., Saintot, D., and Gaury, F. (1995). Mesures en parcelles d'agriculteurs des pertes en nitrates. Variabilité sous divers systèmes de culture et modélisation de la qualité de l'eau d'un bassin d'alimentation. *CR Acad. Agric. Fr*, 81(4) :175–188.

Berger, G. (1987). Nappe des calcaires de Champigny. Forages et prélèvements de 1972 à 1986. Exploitabilité. 87-SGN-026-IFD, BRGM. Direction Régionale de l'Industrie et de la recherche Ile-de-France.

Berger, G., Campinchi, J., and M, C. (1975). Données hydrométriques mars 1973-octobre 1974 et observations sur les premiers résultats. Note technique n° 14, BRGM.

Berger, G. and Mazenc, B. (1983). Etude hydrogéologique du secteur nord de Nangis. Historique de la minéralisation azotée des eaux souterraines. 83-SGN-792 IDF, BRGM.

Berger, G. and Rampon, G. (1970). Etude hydrogéologique des vallées de l'Yerres, de la Marsange, du Réveillon, du ru d'Ancoeur. Seine-et-Marne. 70-SGN-037 BDP, BRGM.

Bergström, L., Johnsson, H., and Torstensson, G. (1991). Simulation of soil nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fertilizer Research*, 27(2-3) :181–188.

Bernhardt, E. S., Band, L. E., Walsh, C. J., and Berke, P. E. (2008). Understanding, managing, and minimizing urban impacts on surface water nitrogen loading. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1) :61–96.

Besbes, M. (1978). *L' estimation des apports aux nappes soutteraines. Un modèle régional d'infiltration efficace.* Thèse doctoral, Université Pierre et Marie Curie -Paris VI.

Betton, C., Webb, B., and Walling, D. (1991). Recent trends in NO3-N concentration and loads in British rivers. *Iahs*, 203 :169–180.

Beven, K. (1989). Changing ideas in hydrology-the case of physically-based models. *Journal of hydrology*, 105(1) :157–172.

Beven, K. and Binley, A. (2006). The future of distributed models : model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological processes*, 6(3) :279–298.

Billen, G. and Garnier, J. (1999). Nitrogen transfers through the Seine drainage network : a budget based on the application of theRiverstrahler ' model. *Hydrobiologia*, 410 :139–150.

Billen, G., Garnier, J., Ficht, A., and Cun, C. (2001). Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. *Estuaries and Coasts*, 24(6) :977–993.

Billen, G., Garnier, J., and Hanset, P. (1994). Modelling phytoplankton developement in whole drainage networks : The RIVERSTRAHLER model applied to the Seine river system. *Hydro*, 289 :119–137.

Binley, A., Cassiani, G., Middleton, R., and Winship, P. (2002). Vadose zone flow model parameterisation using cross-borehole radar and resistivity imaging. *Journal of Hydrology*, 267(3) :147–159.

Birgand, F. (2000). *Quantification and modeling of in-stream processes in agricultural canals of the lower coastal plain.* PhD thesis, North Carolina State University.

Bouraoui, F. and Dillaha, T. A. (2000). ANSWERS-2000 : non-point-source nutrient planning model. *Journal of Environmental Engineering*, 126(11) :1045–1055.

Boyer, J. N., Dailey, S. K., Gibson, P. J., Rogers, M. T., and Mir-Gonzalez, D. (2006). The role of dissolved organic matter bioavailability in promoting phytoplankton blooms in Florida Bay. *Hydrobiologia*, 569(1) :71–85.

Bremner, J. and Shaw, K. (1958). Denitrification in soil. II. Factors affecting denitrification. *The Journal of Agricultural Science*, 51(01) :40–52.

Brezonik, P. L. (1977). Denitrification in natural waters. *Progress in Water Technology*, 8(4-5).

Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, F., Cabidoche, Y., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B., and Sinoquet, H. (2003). An overview of the crop model stics. *European Journal of Agronomy*, 18 :309–332. Modelling Cropping Systems : Science, Software and Applications.

Brisson, N., Launay, M., Mary, B., and Beaudoin, N. (2008). *Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model*. Quae.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M., Ruget, F., Nicoullaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., et al. (1998). STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18(5-6) :311–346.

Brisson, N., Ruget, F., Gate, P., Lorgeou, J., Nicoullaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M., Bouthier, A., Ripoche, D., et al. (2002). STICS : a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize. *Agronomie*, 22(1) :69–92.

Brouyère, S. (2006). Modelling the migration of contaminants through variably saturated dual-porosity, dual-permeability chalk. *Journal of contaminant hydrology*, 82(3) :195–219.

Bussard, T. (2005). *Méthodologie de dimensionnement des zones de protection des captages d'eaux souterraines contre les polluants chimiques persistants*. PhD thesis, Thèse.

Callesen, I., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., and Stryhn, H. (1999). Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. *Forest ecology and management*, 114(1) :71–82.

Calver, A. (2001). Riverbed Permeabilities : Information from Pooled Data. *Ground Water*, 39(4) :546–553.

Cardenas, M., Wilson, J., and Zlotnik, V. (2004). Impact of heterogeneity, bed forms, and stream curvature on subchannel hyporheic exchange. *Water Resources Research*, 40 :W08307.

Carsel, R. and Parrish, R. (1998). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Ressources*, 24.

Cecan, L. and Schneiker, R. A. (2010). BIOSCREEN, AT123D, And MODFLOW/MT3D, A Comprehensive Review Of Model Results. In *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*, volume 13, page 22.

Chameides, W. L., Kasibhatla, P., Yienger, J., and Levy, H. (1994). Growth of continental-scale metro-agro-plexes, regional ozone pollution, and world food production. *Science(Washington)*, 264(5155) :74–77.

Chung, S., Gassman, P., Huggins, D., and Randall, G. (2001). EPIC tile flow and nitrate loss predictions for three Minnesota cropping systems. *Journal of environmental quality*, 30(3) :822–830.

Claus, G. and Kutzner, H. J. (1985). Autotrophic denitrification by Thiobacillus denitrificans in a packed bed reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 22(4) :289–296.

Conseil Général de Seine-et-Marne (2010). Plan départemental de l'eau en seine-et-marne. bilan 2010. Technical report, Conseil Général, Région Ile-de-France, Chambre d'Agriculture, les services de l'état, L'Agence Seine Normandie, l'Union des Maires de Seine-et-Marne.

Constantin, J., Beaudoin, N., Launay, M., Duval, J., and Mary, B. (2012). Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios : Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147 :36–46.

Constantin, J., Beaudoin, N., Laurent, F., Cohan, J.-P., Duyme, F., and Mary, B. (2011). Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and soil*, 341(1-2) :137–154.

Coquelet, L. (2011). Relations entre la nappe des calcaires de champigny et la seine entre livry-sur-seine et morsang-sur-seine. approche hydrogéologique et hydrogéolochimique. Rapport d'AQUI'brie 134.

Costa, J. L., Massone, H., Martınez, D., Suero, E. E., Vidal, C. M., and Bedmar, F. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agricultural water management*, 57(1) :33–47.

Croll, B. and Hayes, C. (1988). Nitrate and water supplies in the United Kingdom. *Environmental Pollution*, 50(1) :163–187.

Curie, F. (2006). *Rétention de nitrates dans les zones humides riveraines : Rôle des facteurs hydrologiques, géomorphologieques et biogéochimiques. Approche multi échelle dans le bassin de la Seine.* Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie.

Curie, F., Ducharne, A., Bendjoudi, H., and P., V. (2001). Rétention des nitrates par tronçon de cours d'eau dans le bassin de la Seine. Rapport programme piren-seine, PIREN-SEINE.

Dam, J. (2000). *Field-scale water flow and solute transport : SWAP model concepts, parameter estimation and case studies=[Waterstroming en transport van opgeloste stoffen op veldschaal]*. [Sl] :[sn].

de Hoyos A., Viennot, P., Ledoux, E., Matray, J., Rocher, M., and Certes, C. (2012). Influence of thermohaline effects on groundwater modelling -Application to the Paris sedimentary Basin. *Journal of Hydrology*, 464-465 :12–26.

de Marsily, G., Ledoux, E., Levassor, A., Poitrinal, D., and Salem, A. (1978). Modelling of large multilayered aquifer systems : Theory and applications. *Journal of Hydrology*, 36 :1 – 33.

DeCoursey, D. G. and Rojas, K. W. (1990). RZWQM-A model for simulating the movement of water and solutes in the root zone. In *Proc. Int. Symp. on Water Quality Modeling of Agricultural Non-Point Sources*, pages 813–821.

Diffre, P. and Rambert, B. (1967). Atlas des nappes aquifères du district de la région de Paris. Notice explicative . Nappe de l'Eocène inférieur et moyen. DSGR.67.A77., BRGM.

DIREN (2008). NITRATES. Contamination dans les eaux de la région Ile-de-France . Bilan de 1995 à 2006, DIREN.

DIREN (2013). Etat de la contamination des eaux de la région Île-de-France. Bilan 1996 à 2011. Technical Report 58, Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Energie.

Donnelly, T., Grace, M., and Hart, B. (1997). Algal blooms in the Darling-Barwon River, Australia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 99(1-4) :487–496.

Doussan, C., Ledoux, E., Poitevin, G., and Detay, M. (1995). Transferts rivière-nappe et effet filtre des berges : application aux transferts de l'azote. *Houille blanche*, 50(8) :16–21.

Drogue, C. (1990). Impact of an urban area on the hydrochemistry of a shallow groundwater (alluvial) reservoir, town of Narbonne, France. *Hydrological processes and water management in urban areas*, (198) :225.

Eisakhani, M., Abdullah, M. P., Karim, O. A., and Malakahmad, A. (2012). Validation of MIKE 11 Model Simulated Data for Biochemical and Chemical Oxygen Demands Transport. *American Journal of Applied Sciences*, 9(3) :382.

Ellis, P., Mackay, R., and Rivett, M. (2007). Quantifying urban river-aquifer fluid exchange processes : A multi-scale problem. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91(1-2) :58–80.

European Environnement Agency (2007). CLC2006 technical guidelines. Rapport Technique 70, European Environnement Agency, Copenhagen. No 17/2007.

Even, S. (1995). *Modélisation d'un écosystème fluvial : la Seine . Le modèle PROSE.* PhD thesis, MINES PARISTECH.

Even, S., Mouchel, J., Delbec, M., and Poulin, M. (2000). Validation du modéle ProSe 2.0 sur la Seine depuis l'amont de Paris jusqu'à Poses. Technical report, Mines ParisTech-Centre Géosciences.

Even, S., Poulin, M., Garnier, J., Billen, G., Servais, P., Chesterikoff, A., and Coste, M. (1998). River ecosystem modelling : application of the PROSE model to the Seine river (France). In *Oceans, Rivers and Lakes : Energy and Substance Transfers at Interfaces*, pages 27–45. Springer.

Ewen, J., Parkin, G., and O'Connell, P. (2000). SHETRAN : Distributed River Basin Flow and Transport Modeling System. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5(3) :250–258.

Flipo, N. (2005). *Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières. Application au bassin du Grand Morin.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Flipse, W. J., Katz, B. G., Lindner, J. B., and Markel, R. (1984). Sources of nitrate in ground water in a sewered housing development, Central Long Island, New York. *Ground Water*, 22(4) :418–426.

Ford, M. and Tellam, J. (1994). Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. *Journal of Hydrology*, 156(1) :101–135.

Forman, D., Al-Dabbagh, S., and Doll, R. (1984). Nitrates, nitrites and gastric cancer in Great Britain. *Nature*, 313(6004) :620–625.

Foster, S. (2000). The Ninth Ineson Lecture Assessing and Controlling the Impacts of Agriculture on Groundwater - from Barley Barons to Beef Bans. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 33(4) :263–280.

Frei, S., Fleckenstein, J., Kollet, S., and Maxwell, R. (2009). Patterns and dynamics of river-aquifer exchange with variably-saturated flow using a fully-coupled model. *Jounal of Hydrology*, 375 :383–393.

Frei, S., Lischeid, G., and Fleckenstein, J. (2010). Effects of micro-topography on surface-subsurface exchange and runoff generation in a virtual riparian wetland - A modeling study. *Advances in Water Resources*, 33(11) :1388–1401.

Futter, M., Ring, E., Högbom, L., Entenmann, S., and Bishop, K. (2010). Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environmental Pollution*, 158(12) :3552–3559.

Gaines, T. P. and Gaines, S. T. (1994). Soil texture effect on nitrate leaching in soil percolates. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 25(13-14) :2561–2570.

Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C., Green, P., Holland, E., et al. (2004). Nitrogen cycles : past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70(2) :153–226.

Garcïa-Ruiz, R., Pattinson, S. N., and Whitton, B. A. (1998). Denitrification and nitrous oxide production in sediments of the Wiske, a lowland eutrophic river. *Science of the Total Environment*, 210 :307–320.

Garnier, J., Billen, G., and Coste, M. (1995). Seasonal sucession of diatoms and chlorophycae in the drainage network of the river Seine : Observations and modelling. *Limnology and Oceanography*, 40 (4) :750–765.

Garnier, J., Billen, G., Hanset, P., Testard, P., and Coste, M. (1998). Développement algal et eutrophisation dans le réseau hydrographique de la Seine. *La Seine en son bassin : Fonctionnement écologique d'un systeme fluvial anthropisé. Elsevier, Paris*, pages 593–626.

Goblet, P. (1989). Programme METIS, simulation d'écoulement et de transport miscible en milieu poreux et fracturé. Notice de conception : Ecole des mines de paris, rapport, LHM/RD/89/23.

Golaz-Cavazzi, C. (1999). *Modélisation hydrogéologique à l'échelle régionale appliquée au bassin du Rhône.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Golaz-Cavazzi, C., Gomez, E., and Ledoux, E. (1998). Les principes du modèle couplé. Illustration sur le bassin du Rhône. État d' avancement sur le bassin de la Seine. Rapport technique piren, PIREN-SEINE.

Gomez, E. (2002). *Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrogéologique. Application au bassin de la Seine.* Thèse doctorale, Ecole des Mines de Paris.

Grischek, T., Hiscock, K., Metschies, T., Dennis, P., and Nestler, W. (1998). Factors affecting denitrification during infiltration of river water into a sand and gravel aquifer in Saxony, Germany. *Water Research*, 32(2) :450–460.

Groffman, P. M., Law, N. L., Belt, K. T., Band, L. E., and Fisher, G. T. (2004). Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems*, 7(4) :393–403.

Gundersen, P., Schmidt, I. K., and Raulund-Rasmussen, K. (2006). Leaching of nitrate from temperate forests : effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews*, 14(1) :1–57.

Habets, F. (1998). *Modélisation du cycle continental de l'eau à l'échelle régionale. Application aux bassins versants de l'Adour et du Rhône.* Thèse de doctorat, Université de Toulouse III Paul Sabatier.

Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T., and Erlandsen, M. (2010). Trend reversal of nitrate in Danish groundwater-a reflection of agricultural practices and nitrogen surpluses since 1950. *Environmental science & technology*, 45(1) :228–234.

Hansen, E. M. and Djurhuus, J. (1996). Nitrate leaching as affected by long-term N fertilization on a coarse sand. *Soil Use and Management*, 12(4) :199–204.

Hansen, S. (2002). Daisy, a flexible soil-plant-atmosphere system model. Technical report.

Hansen, S., Jensen, H., Nielsen, N., and Svendsen, H. (1991). Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research*, 27(2-3) :245–259.

Hansen, S., Thirup, C., Refsgaard, J., and Jensen, L. (2001). Modelling nitrate leaching at different scales–application of the Daisy model. *Modeling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management. CRC Press, Boca Raton, FL*, pages 511–547.

Havnø, K., Madsen, M., Dørge, J., Singh, V., et al. (1995). MIKE 11-a generalized river modelling package. *Computer models of watershed hydrology.*, pages 733–782.

Hegg, C., Jeisy, M., Waldner, P., Hartmann, D., and Dousse, M. (2006). *La forêt et l'eau potable : une étude bibliographique.* Institut fédéral de recherche sur la forêt, la neige et le paysage, WSL.

Hénin, S. (1980). Activités agricoles et qualité des eaux. Rapport du groupe de travail, Ministères de l'Agriculture et de l'Environnement.

Hester, E. and Doyle, M. (2008). In-stream geomorphic structures as drivers of hyporheic exchange. *Water Resources Research*, 44 :W03417.

Hill, A. R. (1981). Nitrate-nitrogen flux and utilization in a stream ecosystem during low summer flows. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 25(2) :225–239.

Hill, A. R. (1996). Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of environmental quality*, 25(4) :743–755.

Hiscock, K., Lloyd, J., and Lerner, D. (1991). Review of natural and artificial denitrification of groundwater. *Water Research*, 25(9) :1099 – 1111.

Hoagland, P., Anderson, D., Kaoru, Y., and White, A. (2002). The economic effects of harmful algal blooms in the United States : estimates, assessment issues, and information needs. *Estuaries*, 25(4) :819–837.

Holland, E. A., Dentener, F. J., Braswell, B. H., and Sulzman, J. M. (1999). Contemporary and pre-industrial global reactive nitrogen budgets. In *New Perspectives on Nitrogen Cycling in the Temperate and Tropical Americas*, pages 7–43. Springer.

IAURIF (1996). La nappe des calcaires de Champigny : états des lieux et projet du contrat de nappe. Technical Report 260 p., Conseil Régional IDF.

IFN (2006). Inventaire forestier départemental de Seine-et-Marne. III Inventaire 2004. Rapport technique, IFN.

Isenhart, T. M. and Crumpton, W. G. (1989). Transformation and loss of nitrate in an agricultural stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 5(2) :123–129.

Jarvis, N. (1994). *The MACRO Model (Version 3.1) : Technical Description and Sample Simulations*. Reports and dissertations / Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences.

Jeter, R. and Ingraham, J. (1981). The denitrifying prokaryotes. *The prokaryotes*, 1 :913–925.

Jégo, G., Sánchez-Pérez, J., and Justes, E. (2012). Predicting soil water and mineral nitrogen contents with the STICS model for estimating nitrate leaching under agricultural fields. *Agricultural Water Management*, 107 :54 – 65.

Jha, R., Ojha, C., and Bhatia, K. (2005). Estimating Nutrient Outflow from Argicultural Watersheds to the River Kali in India. *Journal of Environmental Engineering*, 131(12) :1706–1715.

Johnson, A. I. (1967). Specific yield-compilation of specific yields for various materials. *USGS*, Water Supply Paper(1662-D) :74.

Johnson, P. T., Townsend, A. R., Cleveland, C. C., Glibert, P. M., Howarth, R. W., McKenzie, V. J., Rejmankova, E., and Ward, M. H. (2010). Linking environmental nutrient enrichment and disease emergence in humans and wildlife. *Ecological Applications*, 20(1) :16–29.

Johnsson, H., Bergstrom, L., Jansson, P.-E., and Paustian, K. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 18(4) :333–356.

Joossens, J. V., Hill, M., Elliott, P., Stamler, R., Stamler, J., Lesaffre, E., Dyer, A., Nichols, R., Kesteloot, H., et al. (1996). Dietary salt, nitrate and stomach cancer mortality in 24 countries. *International journal of epidemiology*, 25(3) :494–504.

Jordan, P. (2000). *Modélisation de la partie nord de l'aquifère du Seeland (BE) : méthode de détermination des aires d'alimentation Zu en milieux poreux : application de la méthode Zu au captage SWG 1950 de Worben et aux captages de la plaine du Seeland.* Centre d'hydrogéologie - Université de Neuchâtel.

Kalbus, E., Schmidt, C., Molson, J., Reinstorf, F., and Schirmer, M. (2009). Influence of aquifer and streambed heterogeneity on the distribution of groundwater discharge. *Hydrology and Earth System Sciences*, 13 :69–77.

Kasahara, T. and Wondzell, S. (2003). Geomorphic controls on hyporheic exchange flow in mountain streams. *Water Resources Research*, 39(1) :1005.

Kaser, D., Binley, A., Heathwaite, A., and Krause, S. (2009). Spatio-temporal variations of hyporheic flow in a riffle-step-pool sequence. *Hydrological Processes*, 23(15) :2138–2149.

Kennedy, C., Cuddihy, J., and Engel-Yan, J. (2007). The changing metabolism of cities. *Journal of industrial ecology*, 11(2) :43–59.

Kiese, R., Heinzeller, C., Werner, C., Wochele, S., Grote, R., and Butterbach-Bahl, K. (2011). Quantification of nitrate leaching from German forest ecosystems by use of a process oriented biogeochemical model. *Environmental Pollution*, 159(11) :3204–3214.

Knisel, W. G. (1993). *GLEAMS : Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems : Version 2.10.* University of Georgia Coastal Plain Experiment Station, Bio. & Ag. Engineering.

Koch, J., McKnight, D., and Neupauer, R. (2011). Simulating unsteady flow, anabranching, and hyporheic dynamics in a glacial meltwater stream using a coupled surface water routing and groundwater flow model. *Water Resources Research*, 47 :W05530.

Korkmaz, S., Ledoux, E., and Onder, H. (2009). Application of coupled model to the Somme river basin. *Journal of Hydrology*, 366(1-4) :21–34.

Körner, S. (1999). Nitrifying and denitrifying bacteria in epiphytic communities of submerged macrophytes in a treated sewage channel. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 27(1) :27–31.

Korom, S. F. (1992). Natural denitrification in the saturated zone : A review. *Water resources research*, 28(6) :1657–1668.

Kumar, A., KANWAR, R. S., and Ahuja, L. (1998). RZWQM simulation of nitrate concentrations in subsurface drainage from manured plots. *Transactions of the ASAE*, 41(3) :587–597.

Kunkel, R., Bach, M., Behrendt, H., and Wendland, F. (2004). Groundwater-borne nitrate intakes into surface waters in Germany. *Water science & technology*, 49(3) :11–19.

Lallemand-Barres, A. and Peaudecerf, P. (1978). Investigation of the relationship between the value of the macroscopic dispersiveness of an aquifer medium, its other characteristics, and the measurement conditions-bibliographic study. *Bull. BRGM Ser*, 2(3) :4.

Landreaux, A. and Roux, J. (1984). Les nitrates dans les eaux souterraines : exemple de répartition et d'évolution des teneurs dans quelques aquifères français. Rapport technique, BRGM.

Larkin, S. L. and Adams, C. M. (2007). Harmful algal blooms and coastal business : economic consequences in Florida. *Society and Natural Resources*, 20(9) :849–859.

Larocque, M. and Banton, O. (1995). Gestion de la contamination des eaux souterraines par les fertilisants agricoles : application du modèle AgriFlux. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 8(1) :3–20.

Leblois, E. (2008). Hydro-Logical processing of geographical information - Part one : DEM, Drainage Pattern, Rivers, Basins. Rapport Technique 44 p., Irstea, Lyon.

Ledoux, E. (1980). *Modélisation des écoulements en surface et des écoulements souterrains sur un bassin hydrogéologique.* Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Paris -Université Pierre et Marie Curie.

Ledoux, E., Gomez, E., Monget, J., Viavattene, C., Viennot, P., Ducharne, A., Benoit, M., Mignolet, C., Schott, C., and Mary, B. (2007). Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of The Total Environment*, 375(1-3) :33 –47. Human activity and material fluxes in a regional river basin : the Seine River watershed, Seine Special Issue.

Ledoux, E. and Levassor, A. (1996). Programme NEWSAM-notice d'utilisation. Rapport-technique, Centre d'Informatique géologique, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Legout, C., Molenat, J., Aquilina, L., Gascuel-Odoux, C., Faucheux, M., Fauvel, Y., and Bariac, T. (2007). Solute transfer in the unsaturated zone-groundwater continuum of a headwater catchment. *Journal of Hydrology*, 332(3) :427–441.

Leite, L. A. K. (1990). *Réflexions sur l'utilité des modèles mathématiques dans la gestion de la pollution diffuse d'origine agricole.* PhD thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Leonard, R., Knisel, W., and Still, D. (1986). GLEAMS : groundwater loading effects of agricultural management systems. *American Society of Agricultural Engineers. Microfiche collection.*

Lerner, D. N., Yang, Y., Barrett, M. H., and Tellam, J. (1999). Loadings of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. *IAHS PUBLICATION*, pages 117–124.

Ma, L., Malone, R., Heilman, P., Jaynes, D., Ahuja, L., Saseendran, S., Kanwar, R., and Ascough II, J. (2007). RZWQM simulated effects of crop rotation, tillage, and controlled drainage on crop yield and nitrate-N loss in drain flow. *Geoderma*, 140(3) :260–271.

Malard, F., Tockner, K., Dole-Olivier, M.-J., and Ward, J. V. (2002). A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology*, 47 :621–640.

Mariotti, A. (1994). Denitrification in situ dans les eaux souterraines, processus naturels ou provoqués : une revue. *Hydrogéologie*.

Martelat, A., Foucher, J.-C., Lachassagne, P., and Pauwels, H. (1997). Processus de dénitrification au sein d'un aquifère de socle (Schistes à Pyrites)- Caratérisation du fonctionnement hydrogéochimique à l'echelle locale dans le cadre d'un petit bassin versant breton. *IAHS Publ.*, 241 :29–35.

Martin, C. (2003). *Mécanismes hydrologiques et hydrochimiques impliqués dans les variations saisonnières des teneurs en nitrate dans les bassins versants agricoles. Approche expérimentale et modélisation*. PhD thesis, Université Rennes 1.

Martin, J., Giot, D., and Nindre, Y. L. (1999a). Etudes préalables à la réalisation d'un modèle de gestion de la nappe de Beauce. Géomètrie du réservoir et limites de la nappe de Beauce. R 40571 123p., 6tabl., 98 fig. (dont 48 dans volume séparé), 1ann., BRGM.

Martin, T., Kaushik, N., Trevors, J., and Whiteley, H. (1999b). Review : Denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, Air, and Soil Pollution*, 111(1-4) :171–186.

Mary, B., Beaudoin, N., Justes, E., and Machet, J. (1999). Calculation of nitrogen mineralization and leaching in fallow soil using a simple dynamic model. *European Journal of Soil Science*, 50(4) :549–566.

McMahon, P. and Bohlke, J. (1996). Denitrification and mixing in a stream-aquifer system : effects on nitrate loading to surface water. *Journal of Hydrology*, 186(186) :105 – 128.

Mégnien, C. (1973). Premiers résultats de l'étude géologique et structurale du réservoir aquifère de la nappe des calcaires de Champigny en Brie. Rapport 73-SGN-289 BDP, Bureau des Recherches Géologiques et Minières, Service géologique régional Bassin de Paris. Brie-Comte-Robert.

Mégnien, C. (1979). *Hydrogéologie du centre du Bassin de Paris Claude Mégnien. Mémoire BRGM No. 98. Bureau de Recherches Géologiques et Miniéres (BRGM), Orléans, 1979, 552 pp.,*.

Mégnien, C., Berger, G., Duermael, G., Archambault, J., Bourget, L., and Reynies, E. D. (1976). Alimentation en eau potable des villes nouvelles du sud-est de la région parisienne. Débits exploitables dans la nappe des calcaires de Champigny en Brie. Rapport de fin d'étude. Rapport 76-SGN-049 BP 87 pages, BRGM, BURGEAP.

Mégnien, C. and Turland, M. (1967). Atlas des nappes aquifères du district de la région de Paris. Notice explicative. Nappe de l'Oligocène. DSGR.67.A77, BRGM.

Ministère de l'Ecologie et de l'Environnement Durable (2009). Eau-Biodiversite . Loi Grenelle. http ://www.legrenelle-environnement.fr/-Lois-.html.

Mishima, S.-i. (2001). Recent trend of nitrogen flow associated with agricultural production in Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 47(1) :157–166.

Ménillet, F. (1987). *Les Meulières du Bassin de Paris (France) et les faciès associés. Role de l'altération supergènes néogènes à quaternaire ancien dans leur génèse.* Thèse, Université Louis Pasteur, U.E.R des Sciences de la Vie et de la Terre. Institut de Géologie Strasbourg.

Mull, R., Härig, F., and Pielke, M. (1992). Groundwater management in the urban area of Hanover, Germany. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 6(2) :199–206.

Muñoz Carpena, R., Vanclooster, M., and Villacé-Reyes, E. (1998). Evaluation of the WAVE model. *Monograph in preparation, SW21 ASAE.*

Nakajima, M., Hayamizu, T., and Nishimura, H. (1984). Effect of oxygen concentration on the rates of denitratification and denitrification in the sediments of an eutrophic lake. *Water Research*, 18(3) :335–338.

Nash, J. and Sutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models, 1 : A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10 :282–290.

Nazari, M., Burston, M., Bishop, P., and Lerner, D. (1993). Urban GroundWater Pollution : A Case Study from Coventry, United Kingdom. *Groundwater*, 31(3) :417–424.

Neukum, C. and Azzam, R. (2009). Quantitative assessment of intrinsic groundwater vulnerability to contamination using numerical simulations. *Science of the Total Environment*, 408(2) :245–254.

Osborne, L. L. and Kovacic, D. A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29(2) :243–258.

Parkin, T. B. and Tiedje, J. M. (1984). Application of a soil core method to investigate the effect of oxygen concentration on denitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 16(4) :331–334.

Philippe, E. (2011). *Contribution à la modélisation du transfert des nitrates au travers de la zone non saturée à l'échelle de la régionale : application au bassin de la Seine.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. 158p.

Poitevin, J. and Acerbi, C. (1997). *Les contrats de nappe : une nouvelle approche de la gestion des eaux souterraines pour un développement durable.* Institut d'aménagement et d'urbanisme de la Région d'Ile-de-France, Département Environnement urbain et rural and Poitevin, Jackie and Acerbi, Christine.

Rampon, G. (1967). Atlas des nappes aquifères du district de la région de Paris. Nappe de l'Eocène Supérieur. DSGR.67.A77, BRGM.

Refsgaard, J. and Knudsen, J. (1996). Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models. *Water Resources Research*, 32(7) :2189–2202.

Refsgaard, J., Thorsen, M., Jensen, J., Kleeschulte, S., and Hansen, S. (1999). Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology*, 221(3-4) :117–140.

Refsgaard, J. C. (1997). Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 198(1-4) :69–97.

Refshaard, J., Storm, B., Singh, V., et al. (1995). MIKE SHE. *Computer models of watershed hydrology.*, pages 809–846.

Reichert, P. (1998). AQUASIM 2.0–user manual. *Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology. Dubendorf, Switzerland.*

Reynaud, A. (2008). Détermination du bassin d'alimentation des captages de la fosse de Melun et cartographie de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses conformément aux recommandations du BRGM (Guide méthodologique RP-55874-FR). - 88 pages, 69 figures, 7 tableaux, AQUI'Brie.

Reynaud, A. (2009). Modéle mathématique de la nappe des Calcaires de Champigny avec le logiciel Watermodel. rapport 100 p.,78 fig., 3 tab., AQUI'Brie.

Reynaud, A. (2012). Synthèse des mesures de terrain et des données de la chimie de l'eau 2003-2011. Edition 2012 232p., 180fig., AQUI' Brie.

Reynaud, A., Birmant, F., and A., S. (2012). Tableau de bord annuel : octobre 2009 à septembre 2010. Numéro 11 70, AQUI'Brie.

Reynolds, B. and Edwards, A. (1995). Factors influencing dissolved nitrogen concentrations and loadings in upland streams of the UK. *Agricultural Water Management*, 27(3) :181–202.

Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W., and Bemment, C. D. (2008). Nitrate attenuation in groundwater : A review of biogeochemical controlling processes . *Water Research*, 42(16) :4215 – 4232.

Roberts, G. and Marsh, T. (1987). The effects of agricultural practices on the nitrtate concentrations in the surface water domestic supply sources of Wester Europe. *Institute for Agronomical and Hydroogical Studies Plublication*, 164 :365–380.

Roche, P.-A. and Thiery, D. (1984). Simulation globale de bassins hydrologiques : introduction à la modélisation et description du modèle Gardenia. 84-SGN-337 EAU, BRGM.

Ruelland, D. and Billen, G. (2003). Seneque 3 : logiciel SIG de modélisation prospective de la qualité des eaux de surface. *Géomatique Expert*, 27 :12–18.

Ruelland, D., Billen, G., Brunstein, D., and Garnier, J. (2007). SENEQUE : A multi-scaling GIS interface to the Riverstrahler model of the biogeochemical functioning of river systems. *Science of the Total Environment*, 375(1) :257–273.

Ruget, F., Brisson, N., Delécolle, R., and Faivre, R. (2002). Sensitivity analysis of a crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated. *Agronomie*, 22 :133–158.

Rushton, K. (2007). Representation in regional models of saturated river-aquifer interaction for gaining/losing rivers. *Jounal of Hydrology*, 334 :262–281.

Russell, A. G., Winner, D. A., Harley, R. A., McCue, K. F., and Cass, G. R. (1993). Mathematical modeling and control of the dry deposition flux of nitrogen-containing air pollutants. *Environmental science & technology*, 27(13) :2772–2782.

Sawyer, A. and Cardenas, M. (2009). Hyporheic flow and residence time distributions in heterogeneous cross-bedded sediment. *Water Resources Research*, 45 :W08406.

Schott, C. (2012). Création d'une base de données sur les pratiques agricoles à l'échelle de la nappe des calcaires de Champigny dans la fosse de Melun et dans la basse vallée de l' Yerres. Rapport méthodologie 45p., Unité de Recherche INRA-SAD ASTER Mirecourt.

Schroder, J., Van Dijk, W., and De Groot, W. (1996). Effects of cover crops on the nitrogen fluxes in a silage maize production system. *NJAS wageningen journal of life sciences*, 44(4) :293–315.

Seada, M. A. and Ottow, J. (1985). Effect of increasing oxygen concentration on total denitrification and nitrous oxide release from soil by different bacteria. *Biology and Fertility of soils*, 1(1) :31–38.

Sebilo, M. (2003). *Utilisation du traçage isotopique naturel pour caractériser et quantifier les processus de nitrification et de dénitrification à l'échelle du réseau hydrografique de la Seine*. PhD thesis, Université Pierre et Marie Curie- Paris VI.

Seitzinger, S., Harrison, J. A., Böhlke, J., Bouwman, A., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., and Drecht, G. V. (2006). Denitrification across landscapes and waterscapes : a synthesis. *Ecological Applications*, 16(6) :2064–2090.

Seitzinger, S. P. (1988). Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems : ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, pages 702–724.

Seitzinger, S. P., Styles, R. V., Boyer, E. W., Alexander, R. B., Billen, G., Howarth, R. W., Mayer, B., and Van Breemen, N. (2002). Nitrogen retention in rivers : model development and application to watersheds in the northeastern USA. In *The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales*, pages 199–237. Springer.

Shumway, S. E. (1990). A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, 21(2) :65–104.

Sjodin, A., Lewis, WilliamM., J., and Saunders III, J. (1997). Denitrification as a component of the nitrogen budget for a large plains river. *Biogeochemistry*, 39(3) :327–342.

Stanford, G., Dzienia, S., and Vander Pol, R. A. (1975). Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 39(5) :867–870.

Starr, R. C. and Gillham, R. W. (1993). Denitrification and Organic Carbon Availability in Two Aquifers. *Ground Water*, 31(6) :934–947.

Strahler, A. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union*, 38(6) :913–920.

Strebel, O., Duynisveld, W., and Böttcher, J. (1989). Nitrate pollution of groundwater in western Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 26(3) :189–214.

Sutton, M. A., Howard, C. M., and Erisman, J. W. (2011). *The European nitrogen assessment : sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.

Suzuki, M. (1999). Supply and demand. In *In Annual Report of Fertilizer*, pages p 44–51. Ed. Hiryo Kyokai Sinbunbu.

Svendsen, L. M. and Kronvang, B. (1993). Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system : implications for the export from the watershed. In *Nutrient Dynamics and Retention in Land/Water Ecotones of Lowland, Temperate Lakes and Rivers*, pages 123–135. Springer.

Thierion, C. (2011). *L'aquifère alluvial du fossé rhénan supérieur : fonctionnement vulnérabilités actuelles et prévisibles sous l'impact du changement climatique.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale Superieure des Mines de Paris.

Thiery, D. (1990). Modélisation des transferts de nitrate dans un bassin versant : validation du modèle Biche et analyse de sensibilité. (Modeling nitrate transfer in a watershed : validating BICHE model and sensibility analyses). Rapport BRGM/RP-30976 77 p., BRGM.

Union européenne (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l' eau. http ://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do ?uri=CELEX :32000L0060 :FR :NOT.

Van den Daele, G. F., Barker, J. A., Connell, L. D., Atkinson, T. C., Darling, W., and Cooper, J. (2007). Unsaturated flow and solute transport through the Chalk : Tracer test and dual permeability modelling. *Journal of Hydrology*, 342(1) :157–172.

Van Genuchten, M. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5) :892–898.

Vanclooster, M., Viaene, P., Diels, J., and Feyen, J. (1995). A deterministic evaluation analysis applied to an integrated soil-crop model. *Ecological Modelling*, 81(1) :183–195.

Vanderborght, J.-P., Folmer, I. M., Aguilera, D. R., Uhrenholdt, T., and Regnier, P. (2007). Reactive-transport modelling of C, N, and O< sub> 2</sub> in a river–estuarine–coastal zone system : Application to the Scheldt estuary. *Marine Chemistry*, 106(1) :92–110.

Vauclin, M. (1994). Modélisation du transport de solutés dans la zone non saturée du sol. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 7(1) :81–102.

Vernoux, J. (1996). Bilan de la nappe des Calcaires de Champigny -(Seine et Marne). R38768 SGR/IDF 35p., 6 Tab., 22 Fig., BRGM.

Vernoux, J. and Martin, J. (2003). Etude de la délimitation des zones d'alimentation des captages contaminés par les nitrates en Seine-et-Marne. Rapport final. RP-52561-FR 54p., 10fig., 6tabl., 4ann., 2 planches, BRGM.

Vernoux, J., Wuilleumier, A., and Dörfliger, N. (2007). Délimitation des bassins d' alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Guide méthodologique. Rapport BRGM/RP-55874-FR 75 pages, 14 illustrations, BRGM.

Viavattene, C. (2006). *Exploitation socio-économique de la modèlisation souterraine du transfert des nitrates du bassin de la Seine.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

Viennot, P. (2008). La pollution du bassin de la Seine par les nitrates. Fasicule, PIREN Seine.

Viennot, P. (2009). Modélisation mathématique du fonctionnement hydrogéologique du bassin de la Seine. Représentation différentiée des aquifères du Tertiaire. Intégration des prélèvements anthropiques. Rapport-R071128PVIE 147p., MINES ParisTech, Centre Géosciences, MINES-ParisTech, Centre Géosciences, Fontainebleau.

Viennot, P., Schott, C., Minet, A., Le Bas, C., Roussel, N., and Thi (1010). Modélisation de la pollution nitrique des aquifères bas-normands. Simulation de l'impact de changement de pratiques culturales sur la qualité des eaux souterraines. Rapport -R101022PVIE 131p., MINES ParisTech, Centre Géosciences.

Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., and Tilman, D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle : sources and consequences. *Ecological applications*, 7(3) :737–750.

Wakida, F. T. and Lerner, D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate : a review and case study. *Water research*, 39(1) :3–16.

Wei, H., Ledoux, E., and de Marsily, G. (1990). Regional modelling of groundwater flow and salt ans environnement tracer transport in deep aquifers in the Paris Basin. *Journal of hydrology*, 120, Issues1-4 :341–358pp.

Whelan, M., Kirkby, M., and Burt, T. (1995). Predicting nitrate concentrations in small catchment streams. *Solute modelling in catchment systems. Ed. Stephen J, Trudgill. John Wiley & Sons*, pages 165–192.

Whitehead, P., Wilby, R., Butterfield, D., and Wade, A. (2006). Impacts of climate change on in-stream nitrogen in a lowland chalk stream : An appraisal of adaptation strategies. *Science of the Total Environment*, 365(1) :260–273.

Whitehead, P., Wilson, E., and Butterfield, D. (1998). A semi-distributed Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments (INCA) : Part I-model structure and process equations. *Science of the total environment*, 210 :547–558.

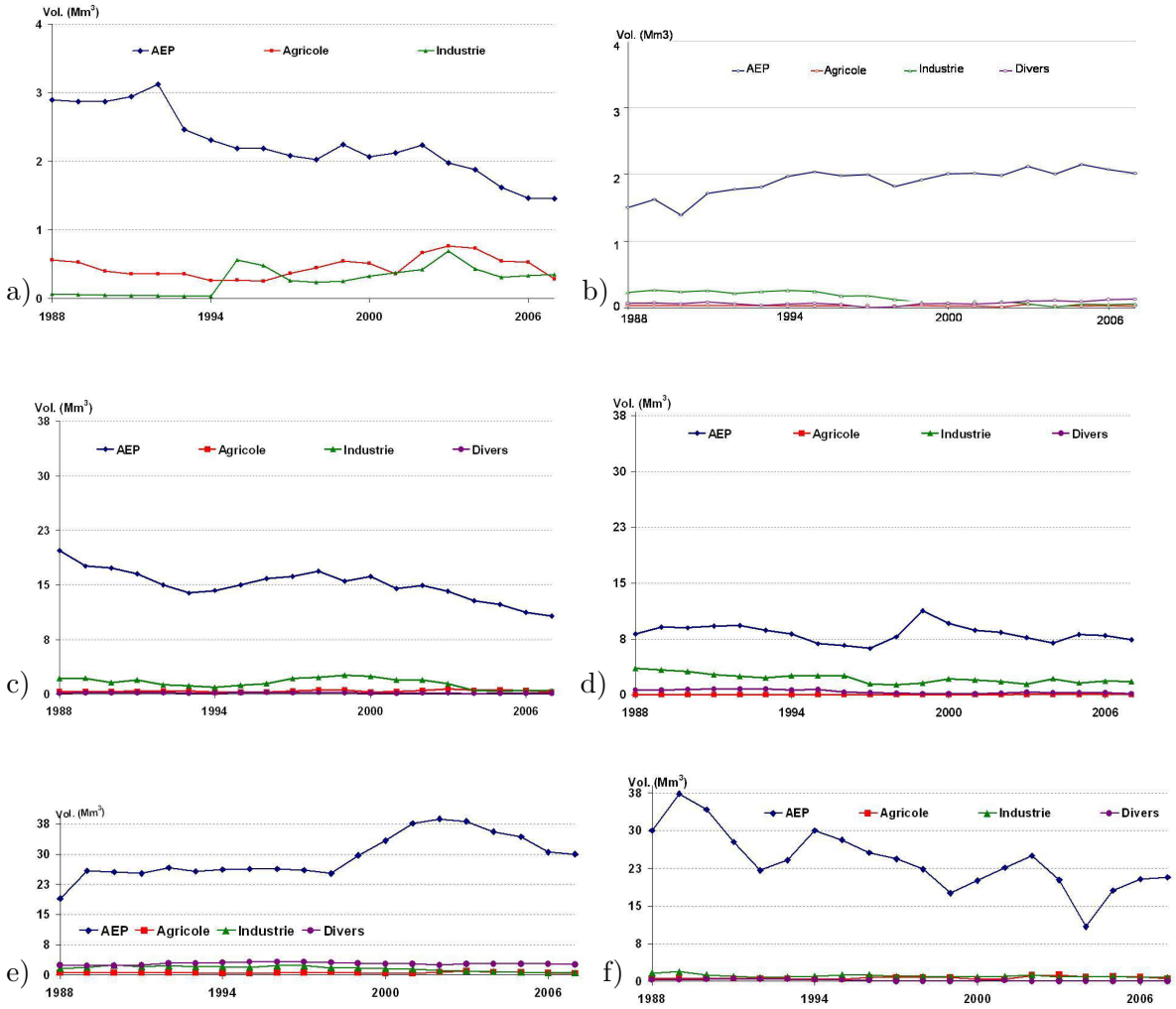
Wilby, R., Whitehead, P., Wade, A., Butterfield, D., Davis, R., and Watts, G. (2006). Integrated modelling of climate change impacts on water resources and quality in a lowland catchment : River Kennet, UK. *Journal of Hydrology*, 330(1) :204–220.

Williams, J. R., Singh, V., et al. (1995). The EPIC model. *Computer models of watershed hydrology.*, pages 909–1000.

Annexes

Annexe A - Données Spatialisées

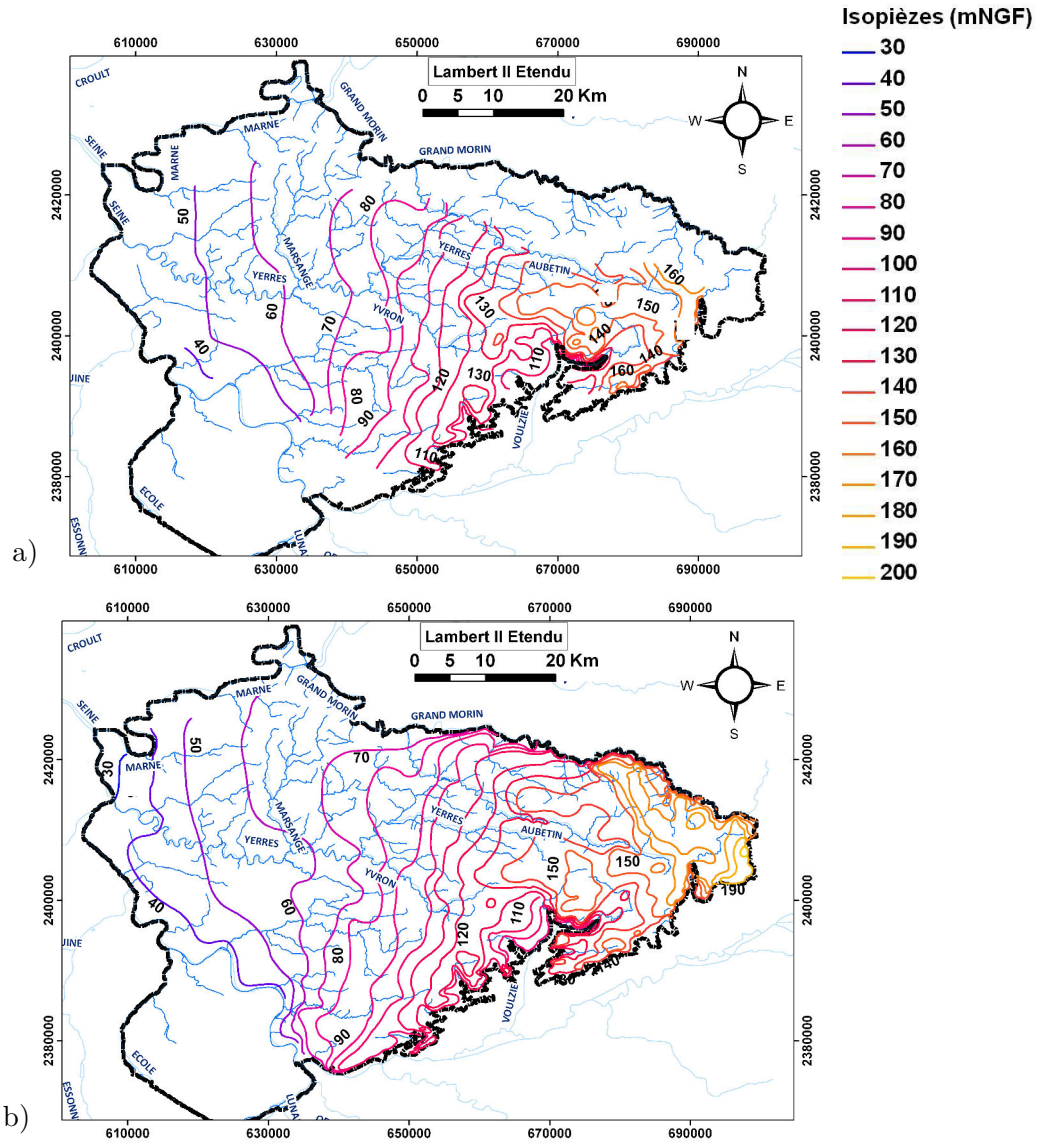
A1.1 Répartition des volumes prélevés par aquifères



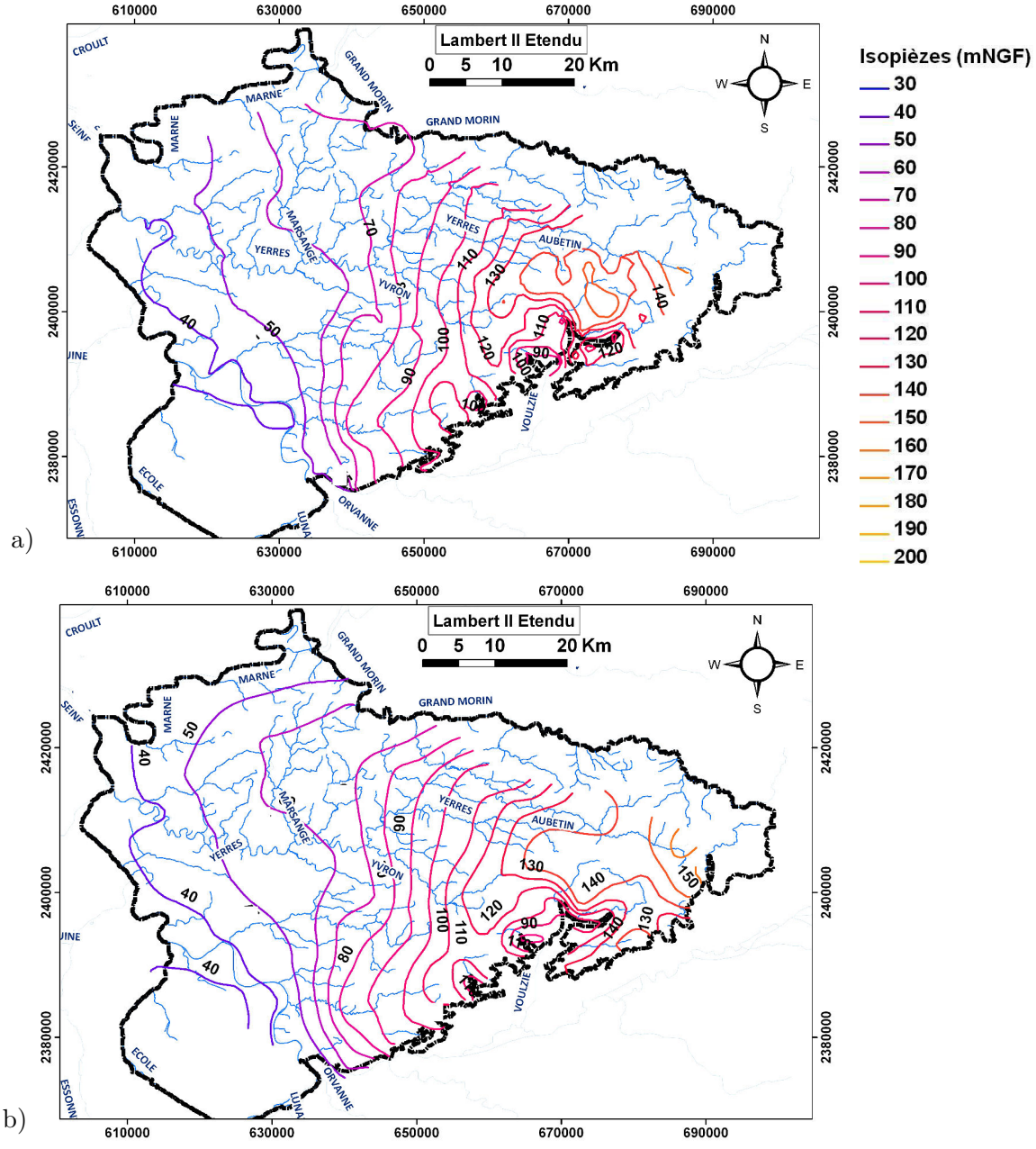
Volumes annuels en Mm^3 entre 1988 et 2007 répartis selon les formations aquifères captées et selon leurs usages. A) Oligocène (OLI), B) Calcaire de St-Ouen *stricto sensu* (EOS/SO), C) Éocène inférieur (EMO, EMI, EOI), D) Calcaires de Champigny *stricto sensu* (EOS/CH), E) Éocène supérieur et moyen (EOS/CH+SO, EOS/CH), F) Éocène supérieur et Éocène inférieur (EOC, EOS/SO+EOM, ESM)

A1.2 Cartes piézométriques de références de la nappe des Calcaires de Champigny

Les cartes piézométriques de l'Éocène supérieur et moyen en période hautes et basse eaux sont représentés ci-dessous :



Cartes piézométriques de l'Éocène supérieur et moyen au printemps 1967 (a), à l'automne 1967 (b)



Cartes piézométriques de l'Éocène supérieur et moyen au printemps 2004 (a) et à l'automne 2003 (b)

A1.3 Géométrie des formations aquifères

A partir des différentes données structurales fournies par AQUI'Brie et le BRGM, les cotes des toits des formations ont été estimées sur l'ensemble de la zone modélisée grâce à une interpolation par krigeage. Cette méthode permet d'interpoler spatialement une variable régionalisée par le calcul de l'espérance mathématique. Elle est basée sur l'interprétation et la modélisation du variogramme expérimental.
Le logiciel Isatis, développé par MINES Paristech est utilisé pour interpoler la cote du toit des formations sur la zone d'étude.

Les étapes de la méthodologie suivie sont :

1. **Traitement des données**
   Une analyse des différentes données disponibles par formation est réalisée afin de supprimer les valeurs aberrantes et les doublons. D'après le tableau suivant, la géométrie de la formation des calcaires de Champigny est la mieux renseignée. Pour la nappe de Brie, on estime que le toit correspond à la cote topographique. Le substratum du système multicouche correspond au toit des argiles plastiques du Sparnacien dont les valeurs proviennent du BRGM.

Formations	Oligocène	MV & MSP	Champigny	MINF	St-Ouen
Nombres de données	-	520	818	209	311

TABLE 4: Nombre de données traité par formation modélisée

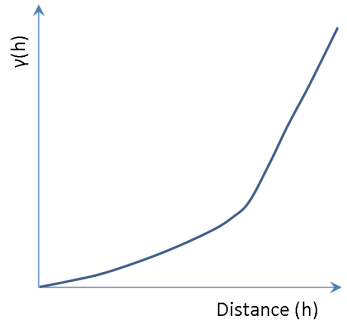
2. **Calcul du variogramme expérimental et le modèle choisi**
   Une fois les données (x,y,z) vérifiés, le variogramme expérimental peut être tracé. Il est déterminé d'après la formule théorique suivante :

$$\Upsilon(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(X_i) - Z(X_{i+h})]^2$$

   ou h est une distance entre deux points, N(h) est le nombre de paires dont les points sont séparés de h, Z la variable estimée et x est le vecteur de coordonnées de la variable Z.

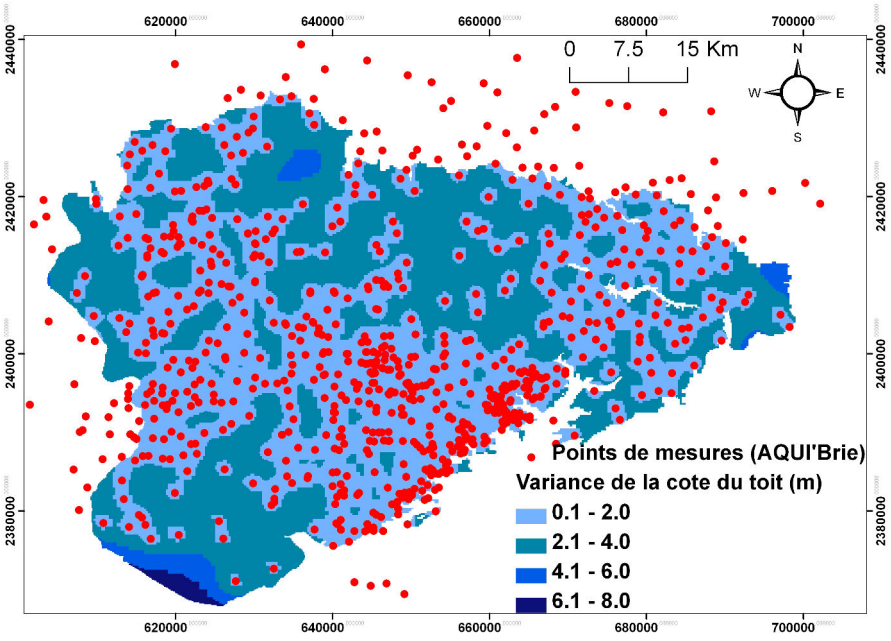
   Pour chacune des classes, le logiciel calcule la distance moyenne séparant les extrémités des paires et évalue le variogramme expérimental. En principe, on accorde une certaine tolérance sur le h, afin d'avoir le maximum de nombre de paires pour chaque h. On obtient ainsi une série de points expérimentaux auxquels on cherche à ajuster un modèle. Celui-ci peut être de type linéaire, sphérique, puissance ou gaussien.
   Une fois le modèle défini, le krigeage se réalise sur la base du modèle et non avec les valeurs expérimentales. Les valeurs extrêmes influençant beaucoup la forme du variogramme, il est donc nécessaire de vérifier au préalable les données et d'enlever celles

aberrantes et celles en double. Pour calculer les toits des formations géologiques, le modèle le plus souvent utilisé est de forme puissance dont la forme du variogramme est présentée sur la figure suivante. Les paramètres de la formule analytique du modèle sont estimés en ajustant la forme du variogramme modèle à celui expérimental.



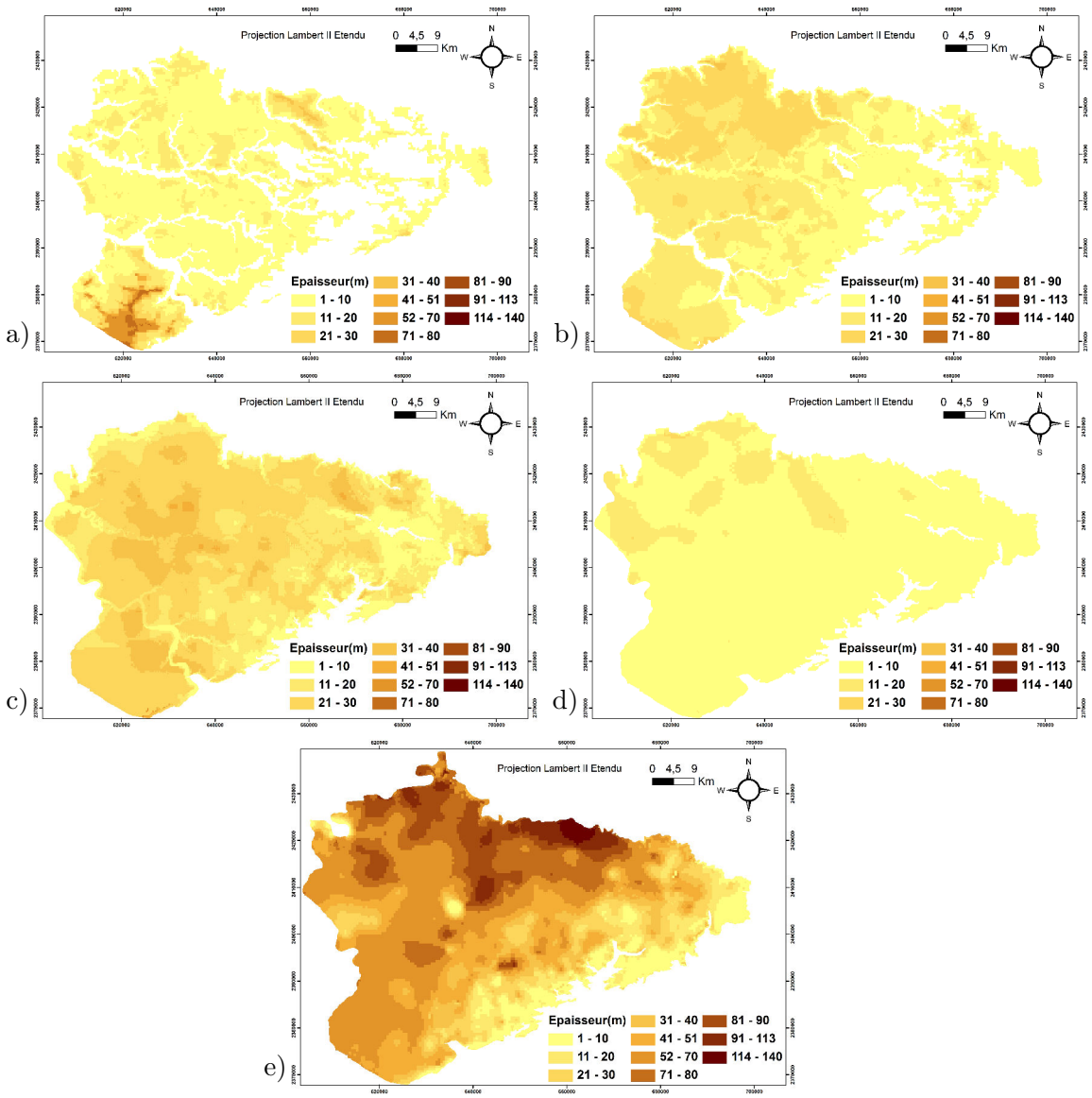
Exemple de la forme du variogramme expérimental obtenu à partir des cotes des toits des formations géologiques

3. **Réalisation du krigeage**
   Un krigeage ordinaire à voisinage unique a été choisi pour l'ensemble des interpolations réalisées. Cette méthode de voisinage permet de tenir compte de l'ensemble des points pour estimer une cote en un point et pas uniquement les valeurs des points situés à proximité.
4. **Calcul de la variance**
   Une variance de krigeage est calculée pour les cotes des toits estimées de chaque formation. Cette variable permet d'apprécier l'écart de la valeur estimée. Celle-ci augmente lorsque les points de mesures sont peu nombreux. Ainsi c'est entre l'Ecole et le Loing ainsi qu'entre la Marsange et la Marne que l'erreur d'interpolation de la cote du toit des calcaires de Champigny serait la plus importante (> 6 m) comme montré sur la figure suivante.



Variance de la cote du toit estimée pour la formation des calcaires de Champigny

A1.4 Épaisseur des différentes couches obtenues à partir du krigeage du toit des formations modélisées



Épaisseurs des formations a) Oligocène ; b) Marnes vertes et supragypseuses ; c) Calcaires de Champigny ; d) Marnes Infraludiennes ; e) Marinésien/Lutétien/Yprésien

Annexe B - Modèle hydrologique

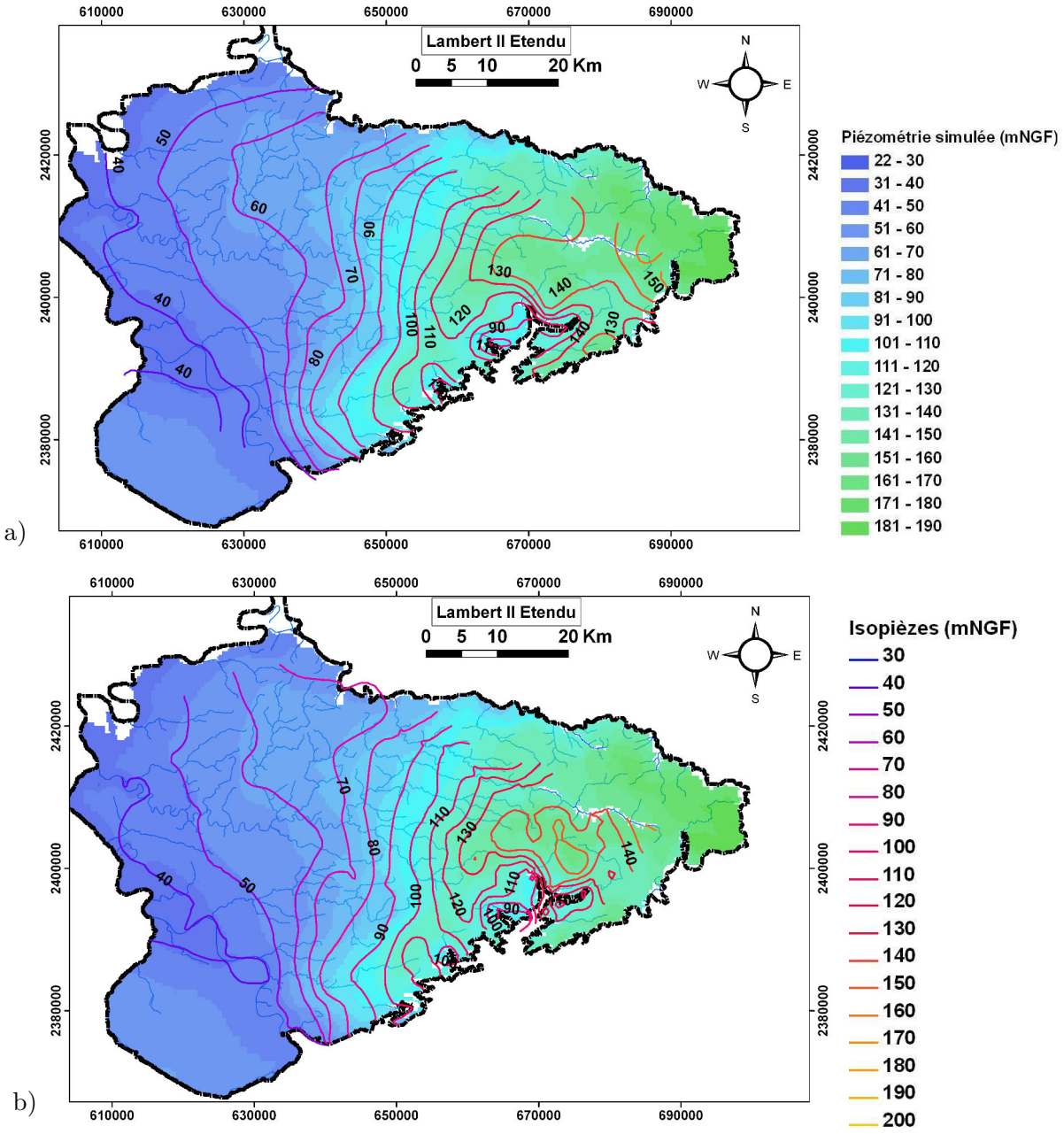
B.1 Calibration du module de surface

Paramètres des fonctions productions

N° FTP	CRT(mm/j)	DCRT(mm/j)	FN(mm/j)	CQR(j)	CQI(j)	QRMAX(mm/j)	QIMAX(mm/j)
1	20	15	1	0.5	20	0.05	100
2	0.8						
3	95	20	5	0.2	20	0.1	30
4	100	30	5	0.03	25	0.1 10	
5	**110**	**55**	**10**	**0.3**	**90**	**0.1**	**50**
6	110	5	20	0.04	20	0.1	30
7	130	65	1	0.4	10	0.1	60
8	60	10	5	0.4	20	0.1	30
9	115	10	10	0.1	90	0.1	10
10	**110**	**60**	**5**	**0.3**	**90**	**0.1**	**50**
11	80	10	10	0.3	20	0.1	30
12	130	100	0.5	0.5	10	0.01	100
13	80	40	3	0.1	10	0.1	10
14	**70**	**30**	**2**	**0.4**	**50**	**0.1**	**30**
15	60	10	5	0.1	40	0.1	20
16	**130**	**100**	**0.5**	**0.5**	**5**	**0.01**	**100**

Paramètres des fonctions productions ajustés. En gras sont indiquées les fonctions productions principales

B.2 Comparaison de la piézométrie simulée à celle observée à l'automne 2003 et au printemps 2004

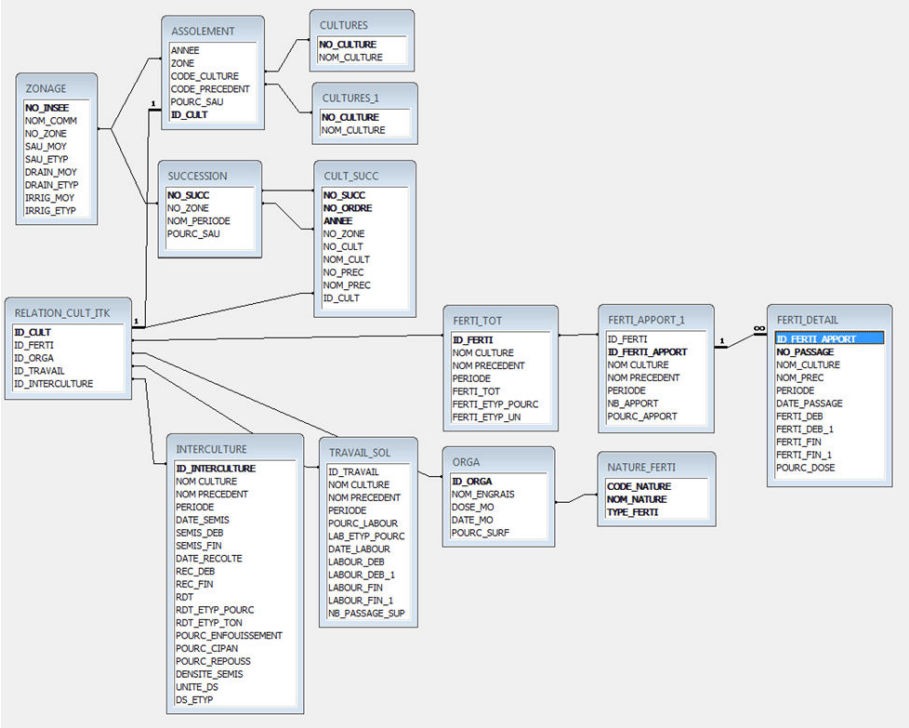


Comparaison des niveaux piézométriques simulés dans l'Éocène supérieur à l'automne 2003 (a) et au printemps 2004 (b) avec les isopièzes de référence

Annexe C

Modèle conceptuel de la BDD Nitrates dans la Fosse de Melun (Schott,2012)

Le modèle relationnel choisi s'articule autour de la table ZONAGE qui décrit la dimension spatiale de la base de données (composée de communes agrégées entre-elles en zones de plus grande taille. Cette table est elle-même rattachée aux tables ASSOLEMENT et SUCCESSION qui décrivent par zone et par période (annuelle ou pluri-annuelle) l'occupation du sol (sous forme de couples de cultures + précédent ou de successions de cultures) à l'échelle de la zone d'étude. Ce sont ces tables qui donnent la dimension spatio-temporelle à la base de données.



Modèle conceptuel de la BDD Nitrates dans la Fosse de Melun

Chacune de ces tables (ASSOLEMENT et CULT_SUCC) permettent de définir une clé triple composée d'un couple culture + précédent et d'une année appelée ID_CULT. C'est cet ID_CULT qui permettra ensuite de faire le lien entre les itinéraires techniques et les occupations du sol à travers la table RELATION_CULT_ITK. Dans cette table, chaque ID_CULT est unique et est décrit par plusieurs champs décrivant l'itinéraire technique à travers plusieurs tables : les tables INTERCULTURE pour tout ce qui concerne le semis et la récolte, ainsi que les éventuelles cultures intermédiaires ; la table TRAVAIL_SOL pour ce qui concerne les travaux du sol durant cette période d'interculture (et donc avant le semis

de la culture concernée) ; les tables FERTI_TOT, FERTI_APPORT et FERTI_DETAIL pour ce qui concerne la fertilisation azotée minérale et enfin la table ORGA pour les éventuels apports d'effluents organiques. Chaque ID défini dans ces tables renvoie à un ITK propre à une culture et à une période donnée, et si cela a également une influence, à son précédent cultural. Ces tables permettent donc de décrire l'évolution temporelle des ITK pour chaque culture, à l'échelle de la zone d'étude dans son intégralité. Il y a donc une dimension temporelle mais pas de dimension spatiale dans la description de ces ITK.

Modélisation de la contamination nitrique de la nappe des calcaires de Champigny. Application à la protection des captages prioritaires de la fosse de Melun et de la basse vallée de l'Yerres

RESUME : Cette thèse s'intéresse à la modélisation de la contamination nitrique de la nappe des calcaires de Champigny, ressource stratégique pour l'alimentation en eau potable de l'Île-de-France et pour laquelle plusieurs champs captants ont été identifiés comme prioritaires. Le couplage d'un modèle agronomique STICS et d'un modèle hydrogéologique MODCOU permet de modéliser le transfert des nitrates résultant des pratiques agricoles à travers l'hydrosystème.

La mise en place de MODCOU sur la zone d'étude a nécessité d'apporter des modifications au logiciel afin de représenter le fonctionnement de l'hydrosystème comportant des singularités hydrogéologiques. L'application du modèle entre 1971 et 2011 a montré l'importance des échanges nappes-rivières dans le fonctionnement de la nappe et particulièrement sur les bassins d'alimentation des captages (BAC) prioritaires, préalablement identifiés lors d'études antérieures. Pour prendre en compte ces échanges dans la modélisation de la contamination nitrique, un module évaluant les concentrations en rivières par bassin versant a été développé et permet de reproduire l'évolution de la contamination du passé à l'actuel et de réaliser par la suite des scénarios prospectifs.

Le développement d'une méthodologie spécifique a permis d'identifier les zones les plus contributives à l'alimentation des captages. Elles se révèlent être situées essentiellement le long des cours d'eaux et représentent un peu moins de la moitié de la superficie des BAC. La mise en rapport des zones d'alimentation principale et de la rapidité du transfert permet de déterminer les zones d'actions prioritaires les plus pertinentes sur lesquelles des mesures de protection pourraient être plus spécifiquement appliquées.

Mots clés : hydrogéologie, modélisation, pertes en rivières, contamination azotée, zone contributive, zones d'actions pertinentes.

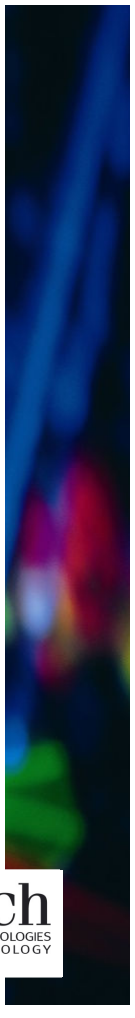
Modelling of nitrogenous contamination in Champigny's limestone aquifer. Application to protection of priority well-fields in "Melun depression" and in the lower Yerres valley

ABSTRACT: This thesis focuses on modelling of the nitrogenous contamination in Champigny's limestone aquifer. This groundwater is a strategic resource for Ile-de-France drinking water supply where several well-fields have been identified as a priority. The coupling of an agronomic model (STICS) and a hydrogeological model (MODCOU) enables to simulate the transfer of nitrates through the hydrosystem resulting from agricultural practices.

The implementation of MODCOU on the study area has required improvement of the software for better representing distinctive features of the hydrosystem. The application of this model from 1971 to 2011 shows the importance of exchanges between rivers and aquifers in order to capture aquifer functioning and particularly the behaviour of the well field's water supply basins identified in previous studies. To integrate these exchanges in the modelling of nitrogenous contamination, a module assessing concentrations in rivers has been developed for each catchment and enables to reproduce the evolution of contamination from the past to the present and subsequently realize forward-looking scenarios.

The development of a specific methodology enabled to identify the most contributory areas for well-field supply. Results show that these areas are located essentially along streams and represent a little less than half of the area of the well field's water supply basins. The linking between the main recharge area and the transfer velocity enables to determine the most relevant priority action areas on which protective measures could be more specifically applied.

Keywords : hydrogeology, modelling, river-aquifer interactions, nitrogenous contamination, contributory zone, relevant priority action areas.



MINES ParisTech

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY