



**HAL**  
open science

# Modélisation de la pollution nitrique des aquifères bas-normands. Simulation de l'impact de changements de pratiques culturales sur la qualité des eaux souterraines

Pascal Viennot, Céline Schott, Anne Mimet, Christine Le Bas, Nicolas Roussel, C. Thierion

## ► To cite this version:

Pascal Viennot, Céline Schott, Anne Mimet, Christine Le Bas, Nicolas Roussel, et al.. Modélisation de la pollution nitrique des aquifères bas-normands. Simulation de l'impact de changements de pratiques culturales sur la qualité des eaux souterraines. [Rapport Technique] R101022PVIE ; 80331 ; 1 003 362, Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN). 2010. hal-02821866

**HAL Id: hal-02821866**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02821866v1>**

Submitted on 6 Jun 2020

**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.



**P. VIENNOT<sup>1</sup>, C. SCHOTT<sup>2</sup>, A. MIMET<sup>2</sup>, C. LE BAS<sup>3</sup>, N. ROUSSEL<sup>4</sup>, C. THIERION<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> MINES ParisTech, Centre de Géosciences

<sup>2</sup> INRA/SAD ASTER Mirecourt

<sup>3</sup> INRA Unité INFOSOL Orléans

<sup>4</sup> AESN direction des Bocages Normands

Référence Géosciences : R101022PVIE

Référence ARMINES : 80331

N° de convention AESN : 1 003 362

**Centre de Géosciences**

**35 rue Saint Honoré - F 77305 Fontainebleau cedex**

Tél. : 33 (0) 1-64-69-47-02 Fax : 33 (0) 1-64-69-47-03



## SOMMAIRE

Introduction.....	11
1. Généralités sur la pollution nitrique des aquifères .....	15
1.1. Le cycle de l'azote .....	15
1.2. Pollution nitrique du milieu souterrain.....	16
1.2.1 Sources naturelles en nitrates dans les sols.....	16
1.2.2 Sources anthropiques de nitrates dans les sols .....	16
1.2.3 Migration des nitrates vers les nappes sous-jacentes .....	18
1.2.4 Migration des nitrates dans les nappes.....	18
1.3. Caractérisation de la contamination nitrique actuelle des aquifères bas-normands	19
1.3.1 Masse d'eau du Bajocien/Bathonien .....	19
1.3.2 Formations du Cénomaniens/Oxfordien .....	20
2. Modélisation du transfert des nitrates dans les aquifères bas-normands .....	23
2.1. Le modèle hydrogéologique MODCOU .....	23
2.1.1 Principes généraux.....	23
2.1.2 Mise en place sur la Basse Normandie : couche de surface.....	24
2.1.3 Mise en place sur la Basse Normandie : formations aquifères .....	24
2.1.4 Mise en place sur la Basse Normandie : paramètres d'entrée, calage.....	27
2.2. Le modèle agronomique STICS.....	28
2.2.1 Principes généraux.....	28
2.2.2 Spatialisation de STICS en interface de MODCOU .....	30
2.3. Méthodes de renseignement des pratiques agricoles sur le bassin.....	33
2.4. Couplage des modèles STICS et MODCOU.....	34
2.5. Modélisations STICS sur la période 1970-2009 .....	35
2.6. Calage du modèle sur les concentrations mesurées dans les aquifères.....	42
2.6.1 Principe général des simulations.....	42
2.6.2 Formations du Bajocien-Bathonien.....	42
2.6.3 Formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude).....	48
2.6.4 Formations du Cénomaniens/Oxfordien .....	52
2.6.5 Cartes de concentrations calculées et d'évolution moyenne sur les trois dernières décennies.....	56
3. Modélisations prospectives : simulations d'évolution des concentrations en nitrates dans les formations aquifères selon différents scénarii.....	63
3.1. Principe général des simulations .....	63
3.2. Simulation de référence ou scénario « Laisser faire ».....	63
3.3. Influence du scénario climatique sur les résultats de référence .....	67
3.4. Scénario 1 : introduction de CIPAN (Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrates) dans les rotations .....	70
3.5. Scénario 2 : scénario d'amélioration des pratiques : diminution des intrants .....	76
3.6. Scénario 3 : implantation de CIPAN associée à une réduction importante des intrants minéraux .....	84
3.7. Scénario 4 : remplacement des céréales d'hiver par des céréales de printemps pour une introduction accrue de CIPAN (scénario « Bayeux-Intercom »).....	89
3.8. Influence de la durée d'implantation du CIPAN .....	94
3.8.1 Cas du scénario « CIPAN » .....	94
3.8.2 Cas du scénario « Bayeux Intercom » .....	95
3.9. Evolution temporelle des concentrations calculées sur les stations de contrôle de la Directive Cadre sur l'Eau.....	98
3.10. Evolution temporelle comparée des teneurs en nitrates calculées sur quelques captages classés prioritaires « Grenelle ».....	103
3.11. Dynamique du système modélisé .....	106
3.12. Synthèse des principaux résultats .....	112
3.12.1 Evolution temporelle du pourcentage de surface des masses d'eau modélisées dépassant la valeur seuil réglementaire de concentration en nitrates .....	112
3.12.2 Suivi des ouvrages de contrôle de la Directive Cadre sur l'Eau .....	114

3.12.3	Evolution temporelle de la variation annuelle des concentrations calculées ..	116
3.12.4	Evolution de la proportion de masse d'eau à la variation annuelle de concentration supérieure à 0.5, 1 ou 2 mg/litre/an .....	118
4.	Conclusions – Perspectives .....	129

## LISTE DES FIGURES

Figure 1: le cycle naturel de l'azote.

Figure 2 : le cycle de l'azote dans l'agriculture moderne

Figure 3 : schéma simplifié du bilan hydrique Sol-Plante-Atmosphère

Figure 4 : évolution des concentrations en nitrates mesurés dans les formations du Bajocien/Bathonien depuis 1984 (source DRASS de Basse Normandie)

Figure 5 : évolution des concentrations en nitrates mesurés dans les formations de la Craie depuis 1984 (source DRASS de Basse Normandie)

Figure 6 : principe général du modèle hydrogéologique couplé MODCOU

Figure 7 : principe de la schématisation multicouche

Figure 8 : maillage de la couche de surface

Figure 9 : superposition des quatre maillages des formations aquifères prises en compte dans le modèle hydrodynamique

Figure 10 : maillage des formations du Cénomaniens/Oxfordien

Figure 11 : maillage de la formation du Bathonien

Figure 12 : maillage de la formation du Bajocien

Figure 13 : maillage de la formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude)

Figure 14 : grille d'entrée des paramètres météorologiques et précipitations moyennes annuelles sur le secteur modélisé (période 1970-2005)

Figure 15 : débits mesurés et calculés à la station de Beaumais sur la Dives

Figure 16 : piézométrie mesurée et calculée à Martragny

Figure 17 : principe général des phénomènes pris en compte par STICS

Figure 18 : entrées-sorties STICS

Figure 14 : organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles

Figure 15 : cartographie des unités spatiales de simulation du modèle agronomique STICS

Figure 16 : facteurs techniques influençant l'évolution du reliquat d'azote nitrique dans le sol au cours du temps et de son lessivage (+ : accroissement - : diminution)

Figure 27 : représentation schématique simplifiée du couplage MODCOU-STICS-NEWSAM

Figure 28 : flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 1971-1980 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

29 : Flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 1981-1990 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

Figure 30 : flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 1991-2000 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

Figure 31 : flux moyen d'azote (N) calculé sur la période 2000-2009 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

Figure 32 : localisation des trois unités de simulation sélectionnées

Figure 33 : flux moyen annuel d'azote (N) sous racinaire calculé sur l'unité de simulation n°424 – Canton de Ryes

Figure 34 : flux moyen annuel d'azote (N) sous racinaire calculé sur l'unité de simulation n°1022 – Canton de Bréteville sur Laize

Figure 35 : flux moyen annuel d'azote (N) sous racinaire calculé sur l'unité de simulation n°1742 – Canton de Sées

Figure 36 : concentration sous racinaire moyenne calculée sur la période 1971-1980 (mg/litre)

Figure 37 : concentration sous racinaire moyenne calculée sur la période 1981-1990 (mg/litre)

Figure 38 : concentration sous racinaire calculée sur la période 1991-2000 (mg/litre)

Figure 39 : concentration moyenne sous racinaire calculée sur la période 2000-2006 (mg/litre)

Figure 40 : localisation des points de mesures (formations du Bajocien/Bathonien)

Figure 41 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Saint-Sylvain, Banville, Fontaine-Henry et Moul

Figure 42 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Langrune, Blainville, Luc-sur-Mer et Secqueville

Figure 43 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Giberville, Espins, Louvignyet Maisons

Figure 44 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Saint-Gabriel, Bayeux, Ranville et Anguerny

Figure 45 : évolution de la médiane des concentrations calculées au droit des affleurements de la formation du Bajocien/Bathonien

Figure 46 : localisation des points de mesures dans la formation du Dogger indifférencié

Figure 47 : formation du Dogger indifférencié – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Sées « Echassay », Sées « la Luzerne », La Petite Mortrée et Argentan

Figure 48 : formation du Dogger indifférencié – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Saint-Germain, Sarceaux et Commeaux

Figure 49 : évolution de la médiane des concentrations calculées au droit des affleurements de la formation du Dogger indifférencié au sud de la zone d'étude

Figure 50 : localisation des points de mesures dans les formations du Cénomaniens/Oxfordien

Figure 51 : formation du Cénomaniens/Oxfordien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Beaufour, Coquainvilliers, Saint-Désir et Saint-Vaast en Auge

Figure 52 : formation du Cénomaniens/Oxfordien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Sainte-Marguerite des Loges, Beaumont en Auge et Gacé – Source Manet

Figure 53 : évolution de la médiane des concentrations calculées au droit des affleurements de la formation de la Craie/Oxfordien

Figure 54 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 1980

Figure 55 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 1990

Figure 56 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 2000

Figure 57 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 2009

Figure 58 : évolution annuelle des concentrations calculées dans les années 1980

Figure 59 : évolution annuelle des concentrations calculées dans les années 1990

Figure 60 : évolution annuelle des concentrations calculées dans les années 2000

Figure 61 : zones à évolution annuelle des concentrations calculées supérieures à 0.5 mg/l entre les années 2000 et 2009

Figure 62 : simulation de référence : principe général

Figure 63 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien : simulation de référence

Figure 64 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude) : simulation de référence

Figure 65 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Cénomaniens/Oxfordien : simulation de référence

Figure 66 : carte des concentrations calculées en nitrates : situation actuelle

Figure 67 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2015 : scénario « Laisser faire »

Figure 68 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 : scénario « Laisser faire »

Figure 69 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 : scénario « Laisser faire »

Figure 70 : alimentations efficaces moyennes annuelles des formations aquifères calculées entre 1972 et 2009

Figure 71 : simulation à « météorologie constante » : principe général

Figure 72 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bajocien/Bathonien – Influence de la séquence climatique sur les résultats

Figure 73 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans les la formations : Bajocien/bathonien –du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude) - Influence de la séquence climatique sur les résultats

Figure 74 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du : Cénomaniens/Oxfordien - Influence de la séquence climatique sur les résultats

Figure 75 : exemple d'insertion d'une culture intermédiaire dans un assolement Betteraves-Blé-Orge

Figure 76 : pourcentage de SAU par canton avec possibilité d'introduction d'un CIPAN au sein de la rotation

Figure 77 : pourcentage de SAU par canton avec présence annuelle de CIPAN

Figure 78 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié à l'introduction de CIPAN dans les rotations

Figures 79 à 81 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans les trois formations : Bajocien/bathonien - Dogger (sud de la zone d'étude) - Cénomaniens/Oxfordien Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations

Figure 82 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 201529 – scénario « CIPAN »

Figure 83 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 – scénario « CIPAN »

Figure 84 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 – scénario « CIPAN »

Figure 85 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié à réduction de 20 % des fumures minérales

Figure 86 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié à réduction de 30 % des fumures minérales

Figure 87 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bathonien/Bajocien

Figure 88 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans les la formations du Bathonien/Bajocien et du Dogger indifférencié

Figure 89 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Cénomaniens/Oxfordien

Figure 90 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2029 2015 – scénario « -20% »

Figure 91 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 – scénario « -20% »

Figure 92 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 – scénario « -20% »

Figure 93 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2029 2015 – scénario « -30% »

Figure 94 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 – scénario « -30% »

Figure 95 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2029 – scénario « -30% »

Figure 96 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié au scénario mixte (CIPAN -30%)

Figure 97 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bajocien/Bathonien - Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations et d'une réduction des fumures minérales de 30%

Figures 98: évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude) - Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations et d'une réduction des fumures minérales de 30%

Figures 99 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans laes trois formation dus : Bajocien/bathonien - Dogger (sud de la zone d'étude) - Cénomaniens/Oxfordien - Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations et d'une réduction des fumures minérales azotées de 30%

Figure 100 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 20292015 – scénario «CIPAN -30% »

Figure 101 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 - scénario «CIPAN -30% »

Figure 102 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 - scénario «CIPAN -30% »

Figure 103: carte d'évolution des flux (N) sous racinaires liés à la mise en place du scénario « Bayeux Intercom »

Figure 104 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bajocien/Bathonien



Figure 105 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude)

Figures 106 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans les formations du Cénomaniens/Oxfordien, Cénomaniens/Oxfordien

Figure 107 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2029 – scénario « Bayeux Intercom »

Figure 108 : influence de la durée d'implantation du CIPAN sur la réduction du flux d'azote (N) sous racinaire

Figure 109 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien. Influence de la durée d'implantation du CIPAN sur les résultats

Figure 110 : carte d'évolution des flux (N) sous racinaires liés à la mise en place du scénario « Bayeux Intercom » avec implantation plus longue du CIPAN

Figure 111 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien. Influence de la durée d'implantation du CIPAN sur les résultats

Figure 112 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien. Comparaison du scénario « CIPAN » et du scénario « Bayeux Intercom avec durée étendue de l'implantation des CIPAN

Figure 113 : situation géographique des ouvrages DCE complémentaires

Figure 114 : Grancamp-Maisy (Bajocien/Bathonien)

Figure 115 : Tracy-sur-Mer (Bajocien/Bathonien)

Figure 116 : Hérouville-Saint-Clair (Bajocien/Bathonien)

Figure 117 : Frénoville (Bajocien/Bathonien)

Figure 118 : Saint-Sylvain (Bajocien/Bathonien)

Figure 119 : Magny-la-Campagne (Bajocien/Bathonien)

Figure 120 : Moulines (Bajocien/Bathonien)

Figure 121 : Beaumais (Bajocien/Bathonien)

Figure 122 : Aubry-en-Exmes (Bajocien/Bathonien)

Figure 123 : Ecouche (Dogger indifférencié)

Figure 124 : Juvigny-sur-Orne (Dogger indifférencié)

Figure 125 : Gonneville/Mer (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 126 : Pierrefitte en A. (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 127 : Bonnebosq (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 128 : Cambremer (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 129 : Vimoutiers (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 130 : situation géographique de quatre ouvrages classés « prioritaires Grenelle »

Figure 131 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Fontaine-Henry (formation du Bathonien/Bajocien) selon les différents scénarii

Figure 132 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Saint-Gabriel (formation du Bathonien/Bajocien) selon les différents scénarii

Figure 133 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Langrune (Bernières Saint-Aubin) (formation du Bathonien/Bajocien) selon les différents scénarii

Figure 134 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Saint-Désir « Bourguignol » (formation du Cénomaniens/Oxfordien) selon les différents scénarii

Figure 135 : ouvrage de Cambremer (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 136 : ouvrage de Vimoutiers (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 137 : ouvrage d'Ecouche (Dogger indifférencié)

Figure 138 : ouvrage de Commeaux (Dogger indifférencié)

Figure 139 : ouvrage de Beaumais (Bajocien/Bathonien)

Figure 140 : ouvrage de Grandcamp-Maisy (Bajocien/Bathonien)

Figure 141 : ouvrage d'Aubry en Exmes (Bajocien/Bathonien)

Figure 142 : ouvrage de Moulines (Bajocien/Bathonien)

Figure 143 : carte des concentrations en nitrates calculées à l'horizon 2028 : scénario « zéro intrant »

Figure 144 : évolution de la médiane des concentrations calculées : formation du Bajocien/Bathonien

Figure 145 : évolution de la médiane des concentrations calculées : formation du Dogger indifférencié

Figure 146 : évolution de la médiane des concentrations calculées : formation du Cénomaniens/Oxfordien

Figure 147 : période de retour à concentration inférieure à 50 mg/l de nitrates

Figure 148 : période de retour à concentration inférieure à 37 mg/l de nitrates

Figure 149 : évolution du pourcentage de surface modélisée à concentration en nitrates supérieure à 50 mg/l : formations du Bajocien/Bathonien et Dogger indifférencié

Figure 150 : évolution du pourcentage de surface modélisée à concentration en nitrates supérieure à 50 mg/l : formations du Cénomaniens/Oxfordien

Figure 151 : situation géographique de l'ensemble des ouvrages DCE de référence

Figure 152 : évolution de la valeur médiane d'accroissement annuel des concentrations calculées : formations du Bajocien/Bathonien et Dogger indifférencié

Figure 153 : évolution de la valeur médiane d'accroissement annuel des concentrations calculées : formations du Cénomaniens/Oxfordien

Figure 154 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 0.5 mg/l/an (formation du Bajocien/Bathonien – Dogger indifférencié)

Figure 155 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 1.0 mg/l/an (formation du Bajocien/Bathonien – Dogger indifférencié)

Figure 156 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 2.0 mg/l/an (formation du Bajocien/Bathonien – Dogger indifférencié)

Figure 157 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 0.5 mg/l/an (formations du Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 158 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 1.0 mg/l/an (formations du Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 159 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 2.0 mg/l/an (formations du Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 160 à 162 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées -**Période 2009-2015** Scénarios « Laisser faire », « Bayeux Intercom » et « CIPAN »

Figure 163 à 165 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées- **Période 2009-2015** - Scénarios « Intrants minéraux -20% », Intrants minéraux -30% » et « CIPAN et intrants minéraux -30% »

Figure 166 à 168 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées - **Période 2015-2021** - Scénarios « Laisser faire », « Bayeux Intercom » et « CIPAN »

Figure 169 à 172 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées - **Période 2015-2021** - Scénarios « Intrants minéraux -20% », Intrants minéraux -30% » et « CIPAN et intrants minéraux -30% »

Figure 173 à 175 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées - **Période 2021-2027** - Scénarios « Laisser faire », « Bayeux Intercom » et « CIPAN »

Figure 176 à 178 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées - **Période 2021-2027** - Scénarios « Intrants minéraux -20% », Intrants minéraux -30% » et « CIPAN et intrants minéraux -30% »



## Introduction

Un modèle mathématique de simulation du fonctionnement hydrogéologique du secteur des Bocages Normands a été mis en place (Thierion et al, 2008). Calibré sur une période de près de trente ans, il permet de reproduire, de manière très satisfaisante, les débits des rivières du bassin ainsi que les niveaux piézométriques des principaux aquifères du secteur (aquifères du Bajocien/Bathonien et du Cénomaniens/Oxfordien) et leur évolution. En raison du contexte géologique de la région, les ressources en eaux souterraines rares et les nappes du Dogger ont un rôle d'importance stratégique vis-à-vis, entre autres, de l'alimentation en eau potable. Le modèle mis en place est d'ores et déjà opérationnel et les premiers scénarii d'évolution des prélèvements dans les nappes ont été élaborés afin d'en étudier l'impact à court et moyen terme.

Compte tenu des problèmes de qualité généralisés observés dans ces aquifères, en particulier relatifs aux nitrates, un outil opérationnel et prospectif a également été développé pour quantifier l'impact de mesures agro-environnementales (introduction de Cultures Intermédiaires Piège à Nitrates, réduction des doses d'intrants azotés) et réduire ainsi les pressions exercées par les pratiques agricoles.

Ces objectifs s'inscrivent dans la mise en œuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'eau imposant aux états membres des obligations en matière de gestion de l'eau que sont, en particulier, la non détérioration, l'atteinte ou le maintien du bon état qualitatif et quantitatif des eaux souterraines.

Ainsi, pour compléter l'outil hydrodynamique précédemment mis en place il a été proposé de le coupler avec le modèle agronomique STICS afin de pouvoir simuler la génération puis la dissémination des flux de nitrates dans l'environnement. Le modèle STICS est un modèle générique de simulation du cycle agronomique des cultures ainsi que de leur bilan hydrique, azoté et carboné. Développé par l'INRA<sup>1</sup>, il est utilisé pour simuler au pas de temps journalier le comportement du système sol-eau-plante au cours de plusieurs années successives d'exploitation agricole. Le couplage de STICS avec le modèle hydrogéologique nécessite principalement la mise en place d'une procédure de spatialisation sur le domaine étudié et la mise en liaison avec les bases de données des pratiques agricoles.

Le présent document présente :

- la méthodologie adoptée pour coupler le modèle hydrodynamique et le modèle agronomique,
- les principaux résultats obtenus au temps présent (reproduction de l'état actuel de la pollution des différents aquifères représentés et de la dynamique de cette même pollution depuis les trente dernières années),
- l'impact que pourrait avoir la mise en place systématique de mesures agro-environnementales sur l'évolution de la pollution diffuse par les nitrates dans les années futures et notamment aux échéances du SDAGE (2015, 2021 et 2027).

---

<sup>1</sup> Institut National de la Recherche Agronomique



## Remerciements

Nous tenons à remercier l'Agence de l'Eau Seine-Normandie qui a initié et financé cette étude. Je remercie plus particulièrement Nicolas Roussel qui en a assuré la coordination et le pilotage ainsi que François Lamy qui nous accorde sa confiance depuis de nombreuses années.

Cette étude n'aurait pu voir le jour sans le concours actif de mes collègues de l'INRA :

- Céline Schott, Anne Mimet et Catherine Mignolet de l'INRA de Mirecourt (Unité de recherche INRA/SAD/ASTER) pour la réalisation de la base de données sur les pratiques agricoles de Basse Normandie de 1970 à 2006 ;
- Christine Le Bas de l'INRA d'Orléans (Unité INFOSOL) qui nous a fourni la base de données géographique des sols de France au 1/1 000 000<sup>ième</sup> ainsi que les données d'estimation de certains paramètres des sols par Unité Typographique de Sol (UTS) nécessaires au bon fonctionnement du logiciel agronomique STICS ;
- Nadine Brisson, Marie Launay et Dominique Ripoché de l'INRA d'Avignon (Unité de service AGROCLIM) « parents » du logiciel agronomique STICS.

Nous remercions également l'ensemble des représentants des institutions bas-normandes (hydrogéologues des conseils généraux, représentants des chambres d'agriculture, de la DRASS, de la DIREN, ...) pour leur participation active et constructive aux différentes réunions de travail qui ont pu se tenir avant et pendant le déroulement de ces travaux.



# 1. Généralités sur la pollution nitrique des aquifères

## 1.1. Le cycle de l'azote

Le cycle de l'azote est un cycle biogéochimique qui décrit la succession des modifications subies par les différentes formes de l'azote (di-azote, nitrate, nitrite, ammoniac, azote organique (protéines)).

L'atmosphère est la principale source d'azote, sous forme de di-azote, puisqu'elle en contient 78 % en volume. L'azote, composé essentiel à de nombreux processus biologiques, se retrouve dans les acides aminés constituant les protéines, et dans les bases azotées présentes dans l'ADN. Des processus sont nécessaires pour transformer l'azote atmosphérique en une forme assimilable par les organismes.

L'azote atmosphérique est fixé par des bactéries présentes dans le sol, telles que *Azobacter vinelandii*, grâce à une enzyme, la nitrogénase. Celle-ci produit de l'ammoniac  $\text{NH}_3$  à partir de l'azote et de l'hydrogène atmosphérique. Certaines de ces bactéries, comme *Rhizobium*, vivent en symbiose avec des plantes, produisant de l'ammoniac et puisant des glucides de la plante dans la rhizosphère. L'ammoniac peut aussi provenir de la décomposition d'organismes morts par des bactéries saprophytes sous forme d'ions ammonium  $\text{NH}_4^+$ .

Dans les sols bien oxygénés, des bactéries transforment l'ammoniac en nitrite  $\text{NO}_2^-$ , puis en nitrates  $\text{NO}_3^-$ , au cours du processus de nitrification\*.

Les végétaux absorbent grâce à leurs racines les ions nitrate  $\text{NO}_3^-$  et, dans une moindre mesure, l'ammoniac présent dans le sol, et les incorporent dans les acides aminés et les protéines. Les végétaux constituent ainsi la seule source d'azote assimilable par les animaux (figure 1).

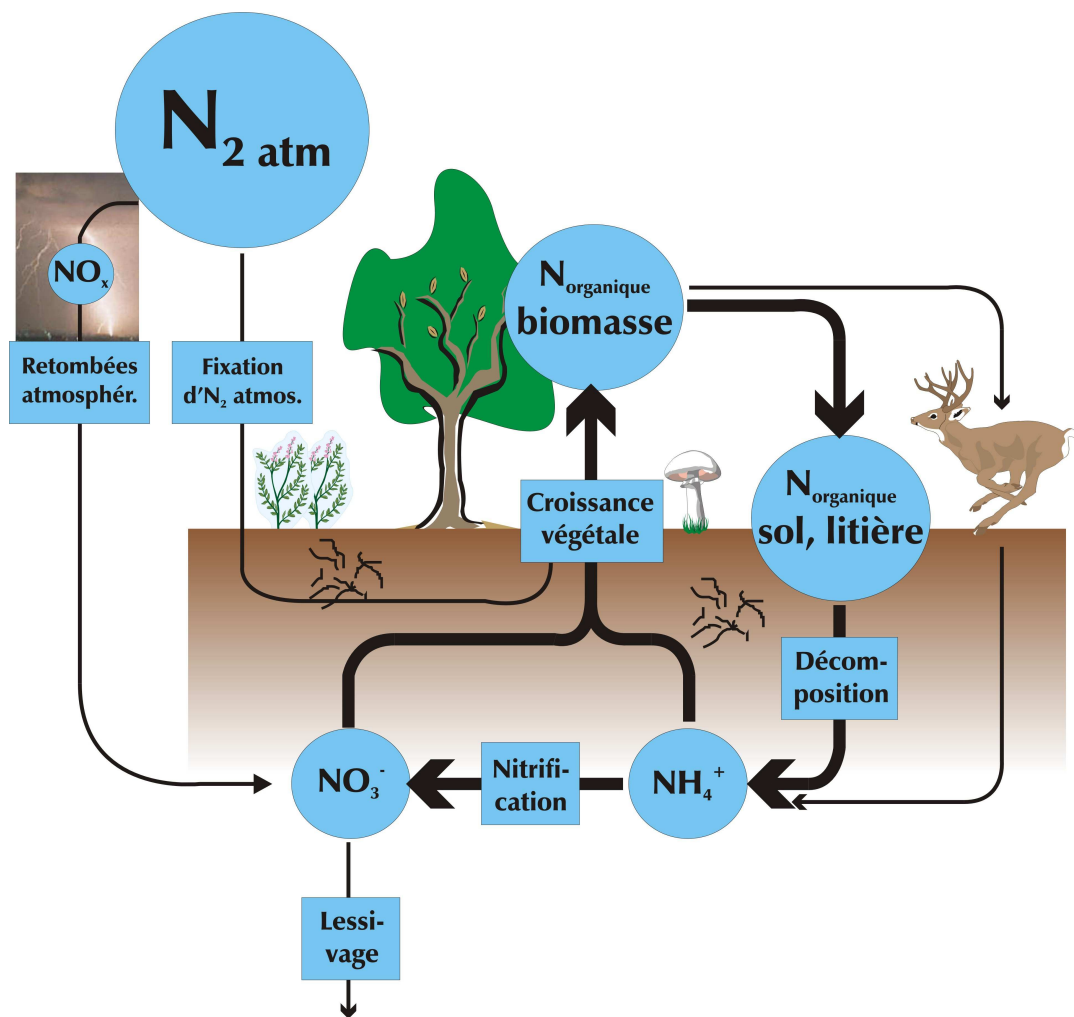


Figure 2: le cycle naturel de l'azote.



## **1.2. Pollution nitrique du milieu souterrain**

Dans le bassin Seine-Normandie et plus généralement en France, la pollution en nitrate du milieu hydrique souterrain est exclusivement d'origine agricole. Cette pollution est dite « diffuse » par opposition aux pollutions dites « ponctuelles ». Si les secondes sont localisées et donc, identifiables et quantifiables, les pollutions diffuses résultent de « rejets » répartis sur toute la surface d'un territoire et sont transmises de façon indirecte au milieu : leur quantification est donc délicate.

### **1.2.1 Sources naturelles en nitrates dans les sols**

En l'absence de toute fertilisation azotée, on trouve néanmoins toujours de l'azote dans les sols. Ceux-ci proviennent de la fixation de l'azote présent à 80% dans l'atmosphère par certaines espèces végétales : les légumineuses (famille des Fabacées). L'azote atmosphérique est capté par l'intermédiaire de nodosités présentes sur les racines de plantes. Ces nodosités sont formées par des bactéries de type *Rhizobium* présentes sur les racines, qui pénètrent par les poils racinaires, et se transforment en « bactéroïdes » de plus grande taille. Les nodosités sont le siège d'une activité symbiotique dans laquelle la plante fournit les sucres et l'énergie issus de la photosynthèse et bénéficie, en retour, des acides aminés qui y sont produits. Cette activité peut produire jusqu'à 300 kg d'azote à l'hectare, qui se retrouvent en partie dans les récoltes exportées (protéines des graines et fourrages) et en partie dans le sol, utilisable par les cultures suivantes. En effet quand la plante a fini son cycle saisonnier, cette matière organique azotée est peu à peu décomposée par les bactéries nitrifiantes et du sol et transformée en nitrates. Ces nitrates sont, pour la plupart, utilisés à leur tour par les autres espèces végétales pour leur propre croissance.

On estime qu'un sol normal contient environ 1000 kg d'azote (N) par hectare, sous forme de matière organique plus ou moins fraîche ou en cours de décomposition, le cycle de cette matière organique pouvant être très long (plusieurs dizaines d'années de résidence). Chaque année, seule une fraction de cet azote est transformée (minéralisée) en nitrates, mais, en régime normal, cette fraction est remplacée par de la matière organique fraîche, si bien que le stock d'azote est relativement constant.

Cependant tout changement de l'occupation du sol peut venir perturber cet équilibre. On sait par exemple que le labourage d'une prairie ou le défrichage d'une forêt engendrent inévitablement une augmentation des flux de nitrates vers les nappes car le stock de matière organique se décompose et s'oxyde plus vite, libérant ainsi les nitrates.

### **1.2.2 Sources anthropiques de nitrates dans les sols**

Si le changement d'occupation des sols peut être une source d'origine anthropique des nitrates dans les sols, la source majeure en est l'apport d'engrais azotés. En effet, en France, la présence de nitrates dans les eaux continentales provient à environ 66% de l'agriculture (épandage d'engrais et de lisier) et le reste à des rejets de collectivités locales (22%) et de l'industrie (12%).

L'apport azoté en agriculture (figure 2) s'effectue principalement sous trois formes :

- directement sous forme de nitrates,
- d'ammonitrates à base de nitrates d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ),
- d'urée ( $\text{CON}_2\text{H}_4$ ).

Ces deux derniers se transformeront ensuite dans le sol en nitrates, comme cela se fait pour l'ammoniac de l'urine ou la matière organique naturelle azotée. Dans le cas d'épandages de lisier d'élevage, c'est la forme ammoniacuée qui domine.

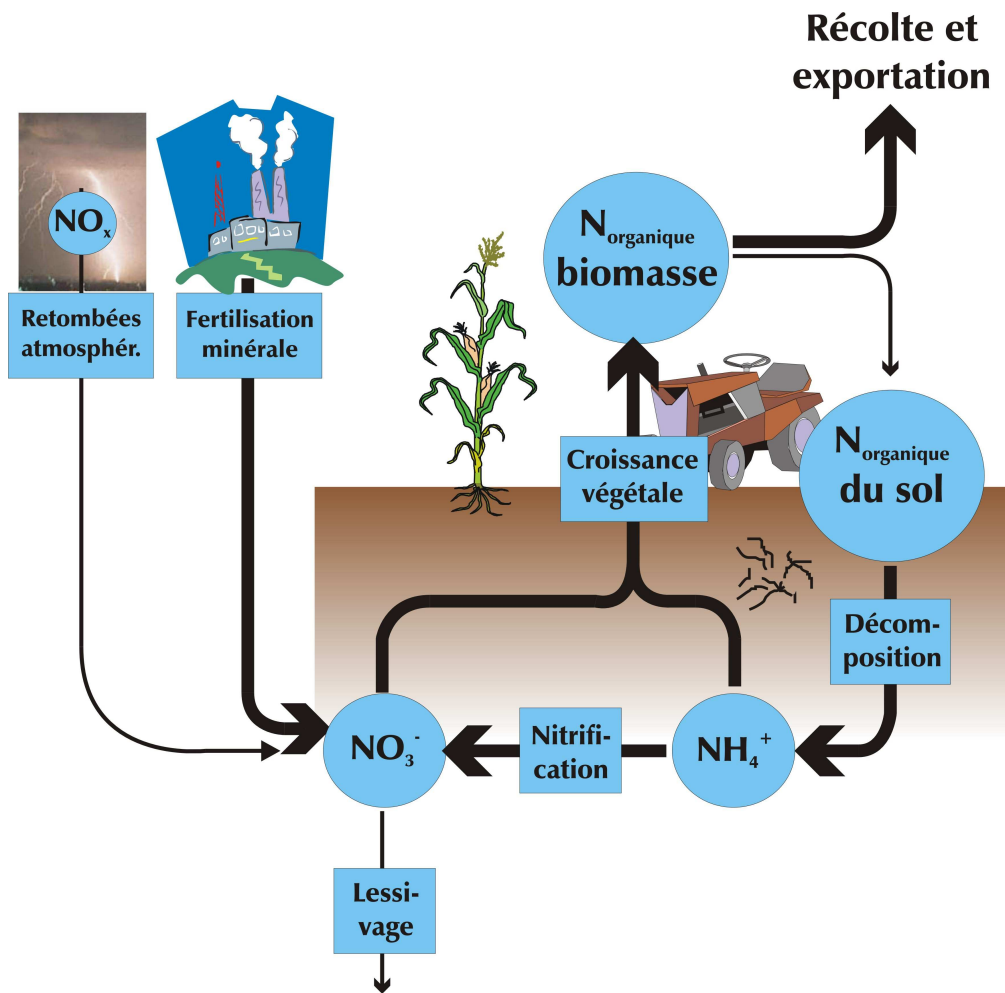


Figure 2 : le cycle de l'azote dans l'agriculture moderne

Les apports en azote aux cultures s'expriment généralement en kilo d'azote par hectare, ou encore « unité d'azote ». 200 unités, par exemple, signifient un apport de 200 kg par hectare d'azote N, quelle que soit la forme où l'azote est apporté (nitrates, ammoniac, urée, etc...). Sur grandes cultures, les apports sont compris généralement entre 150 et 300 unités. Si la majorité de cet azote est consommé par les plantes, comme pour les nitrates d'origine naturelle, une fraction des nitrates présents dans les sols est lessivée par l'eau de pluie et peut donc rejoindre soit directement les cours d'eau par ruissellement ou drainage superficiel, soit s'infiltrer vers les nappes sous-jacentes. En France, selon un bilan du ministère de l'Agriculture, la différence entre azote apporté et azote effectivement consommé par les plantes est passé de 320 000 tonnes en 1995 à 400 000 tonnes en 1997, les régions les plus touchées étant la Bretagne, la Champagne-Ardenne, le Centre, le Poitou-Charentes et l'Île-de-France.

Au niveau de l'agriculteur, une fertilisation azotée optimale consiste à apporter les nitrates au niveau des racines des cultures au moment de leur croissance. Les principaux apports s'effectuent donc après les semis, sous forme directement assimilable (nitrates). Si une pluie intervient peu de temps après l'application, le risque de lessivage des nitrates est important et nécessitera un nouvel apport. Un apport d'azote sous forme moins directement assimilable nécessite une décomposition de cet apport (fonction de l'humidité du sol, de la température, etc...) qui doit se faire au rythme de la demande de la végétation : ceci est donc beaucoup plus hasardeux, à moins d'en épandre en excès.

L'idéal, pour la protection des eaux, serait qu'à la fin de la saison culturale la végétation ait consommé tous les nitrates apportés afin que la saison hivernale et pluvieuse qui suit ne lessive que peu ou pas les nitrates superflus.

### 1.2.3 Migration des nitrates vers les nappes sous-jacentes

Qu'ils soient naturellement produits dans les sols superficiels apportés sous forme d'engrais, les nitrates en excès vont donc être entraînés en profondeur par la partie des précipitations qui s'infiltrate dans le sol.

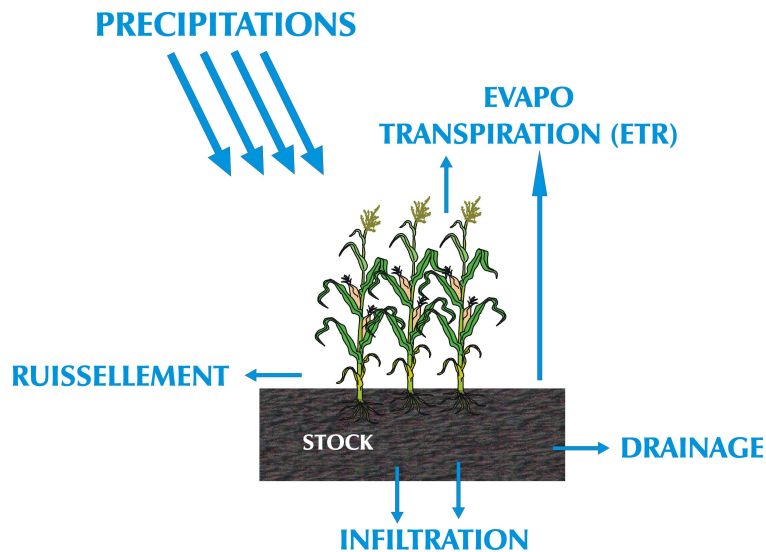


Figure 3 : schéma simplifié du bilan hydrique Sol-Plante-Atmosphère

L'infiltration, qui représente l'alimentation des nappes, s'effectue généralement en hiver et au début du printemps car durant cette période le phénomène d'évapotranspiration est faible, les plantes vivent au ralenti et l'humidité des sols favorise l'infiltration.

Généralement, le périple souterrain des eaux de pluie prend du temps : dans les régions constituées de calcaire ou de granite peu fissuré, de craie, de sable ou d'alluvions, leur infiltration est lente (quelques mètres par an dans les sables fins). L'eau remplit progressivement les moindres interstices, les pores de la craie, les petites fissures des granites ou des calcaires durs, ou encore les vides laissés entre les grains de sable ou de graviers. Les nappes ainsi formées ne sont jamais des étendues d'eau libre, mais des couches de terrain saturées d'eau. Leur écoulement est paresseux et les distances parcourues peuvent être très longues.

Les nitrates, qui ne sont, en général, ni retenus ni dégradés lors de leur migration avec l'eau vers les nappes, atteignent donc inexorablement les nappes sous-jacentes.

### 1.2.4 Migration des nitrates dans les nappes

L'eau souterraine chemine en nappe\* dans le sous-sol sous l'effet de la gravité vers les points bas de la topographie parfois pendant des dizaines voire des centaines de kilomètres, avant de ressortir à l'air libre, alimentant une source ou un cours d'eau. Les vitesses de migration des eaux dans les nappes sont très lentes, de l'ordre du mètre par jour, voire moins. Il faut donc plusieurs années pour que les nitrates, dissous dans l'eau, progressent de l'amont vers l'aval. A titre d'exemple, un captage qui se trouverait à 10 km en aval d'une parcelle qui reçoit un excès de nitrates ne pourrait être pollué que près de 30 ans plus tard !!!!

Si les nitrates ne se dégradent généralement pas dans les nappes (et c'est pratiquement le cas pour les aquifères du bassin de la Seine), il existe tout de même trois cas importants d'élimination naturelle des nitrates :

- la roche hôte de la nappe contient un minéral assez rare au droit des affleurements (car facilement dissous) : la pyrite. La pyrite est un sulfure de fer qui réagit avec l'oxygène contenu dans l'eau et qui s'oxyde en sulfate de fer, soluble. En l'absence d'oxygène, la pyrite est oxydée par les nitrates pour former aussi des sulfates de fer et de l'azote gazeux qui s'échappe vers l'atmosphère ;

- la nappe est isolée de l'atmosphère : cela suppose donc qu'elle se retrouve captive sous une formation semi-perméable de type formation argileuse. L'air du sol ne pouvant plus échanger avec l'eau de la nappe, on constate que les bactéries, après consommation de l'oxygène dissous de l'eau, vont chercher l'oxygène dont elles ont besoin dans l'ion nitrate. On explique ainsi, dans le nord de la France, l'absence de nitrates dans certains forages de la nappe de la craie alors que généralement cette nappe est très chargée en nitrates. Il faut simplement que la nappe soit surmontée d'une couche argileuse isolante, ce qui ne se produit que rarement ;
- la nappe est alluviale et proche de certains cours d'eau. On constate en effet que les teneurs en nitrates diminuent dans la nappe (jusqu'à être divisées par 2) quand on se dirige de la bordure de la plaine alluviale (près de coteaux) jusqu'à la rivière. Ceci a été mis en évidence sur le bassin pour de grands cours d'eau comme la Marne ou la Seine mais cela se produit pratiquement pour chaque rivière. Deux explications peuvent être avancées. La première est que la végétation qui borde la rivière puise ses éléments nutritifs dans la nappe et y consomme donc une partie des nitrates dont elle a besoin. La seconde, plus significative, est que, dans les alluvions, on observe une partie graveleuse, plus en profondeur, qui est le siège principal de la circulation de l'eau. Cette partie graveleuse est surmontée d'une couche de limons très fins qui joue alors le rôle de la couche d'argile citée précédemment. Ceci permet une certaine dénitrification naturelle dans les graviers sous-jacents, dénitrification qui n'est toutefois pas totale, faute de temps pour se réaliser.

### **1.3. Caractérisation de la contamination nitrique actuelle des aquifères bas-normands**

L'évolution temporelle, depuis plusieurs décennies, de la qualité des formations aquifères Bas Normands vis-à-vis des nitrates a été synthétisée dans un document édité par la DRASS de Basse-Normandie, sous la direction de R. Tracol (« Évolution, depuis les dernières décennies, des ressources destinées à l'alimentation en eau potable en Basse-Normandie », *Leslie Matabon, DRASS de Basse Normandie, 34p*). Cette étude a été réalisée en exploitant l'ensemble des données des DDASS disponibles.

#### **1.3.1 Masse d'eau du Bajocien/Bathonien**

La masse d'eau du Bajocien/Bathonien apparaît fortement polluée vis-à-vis des nitrates dès 1984 (figure 4). Les ouvrages les plus atteints se trouvent dans le sud de la plaine de Caen. Certains captages, situés plus au nord, paraissent mieux préservés. Il en est de même pour les ouvrages situés en limite Est de la masse d'eau dont le nombre a été multiplié dans les années 90 en liaison avec la recherche de ressources non encore polluée par les nitrates. En fait, dans le secteur Est, une grande partie des captages sont dépollués par le biais de la dénitrification naturelle, lorsque la formation devient captive sous les argiles calloviennes.

Au nord de Caen, les ouvrages sont plus profonds ou captent la formation captive du Bajocien, limitant ainsi les teneurs en nitrates.

Il faut enfin signaler que de nombreux captages ont été abandonnés sur le secteur après 1994 (triangles noirs sur les cartes).

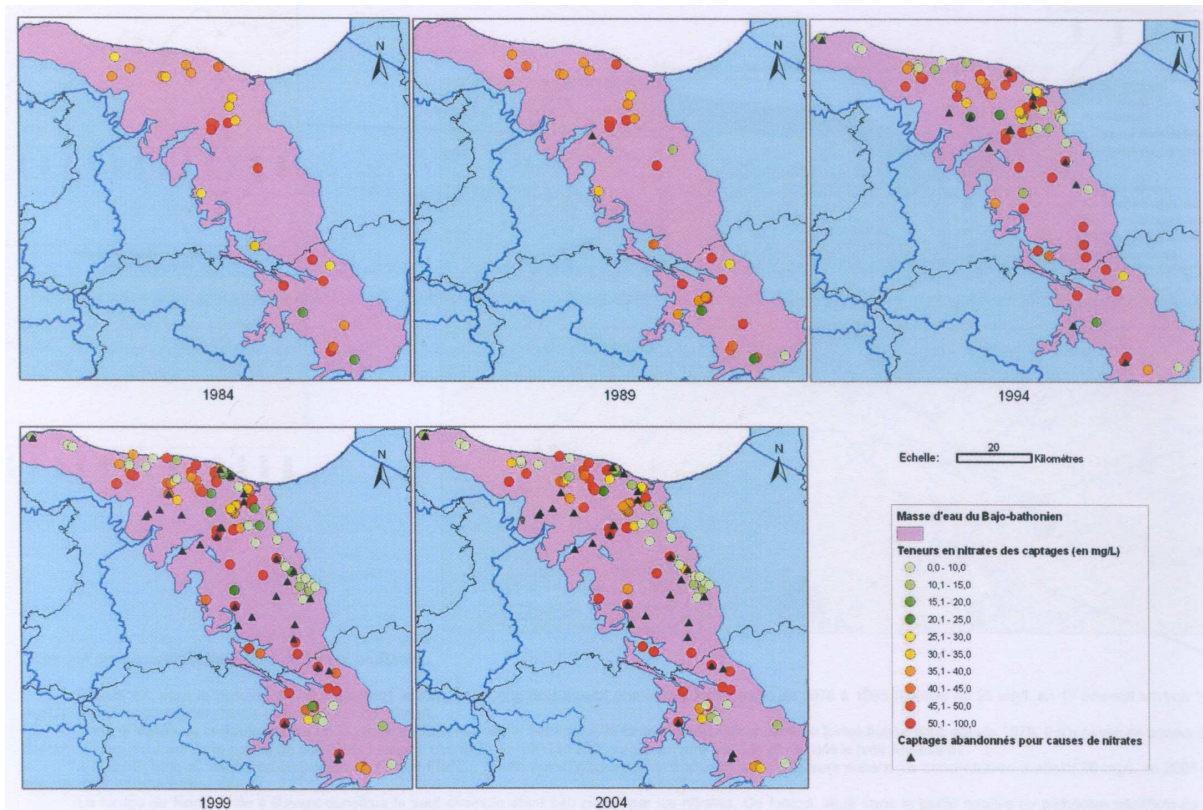


Figure 4 : évolution des concentrations en nitrates mesurés dans les formations du Bajocien/Bathonien depuis 1984 (source DRASS de Basse Normandie)

### 1.3.2 Formations du Cénomaniens/Oxfordien

Sur le plan nitrates, les aquifères de la Craie et de l'Oxfordien semblent beaucoup mieux protégés (figure 5). En effet, pour la très grande majorité des captages, les teneurs en nitrates mesurées n'excèdent pas 20 mg/l sur 20 ans de mesures. Toutefois, l'analyse de l'évolution des concentrations aux différents ouvrages laisse apparaître une croissance régulière dans le temps. En fin de période (2004), seul un ouvrage a été abandonné pour cause de pollution par les nitrates.

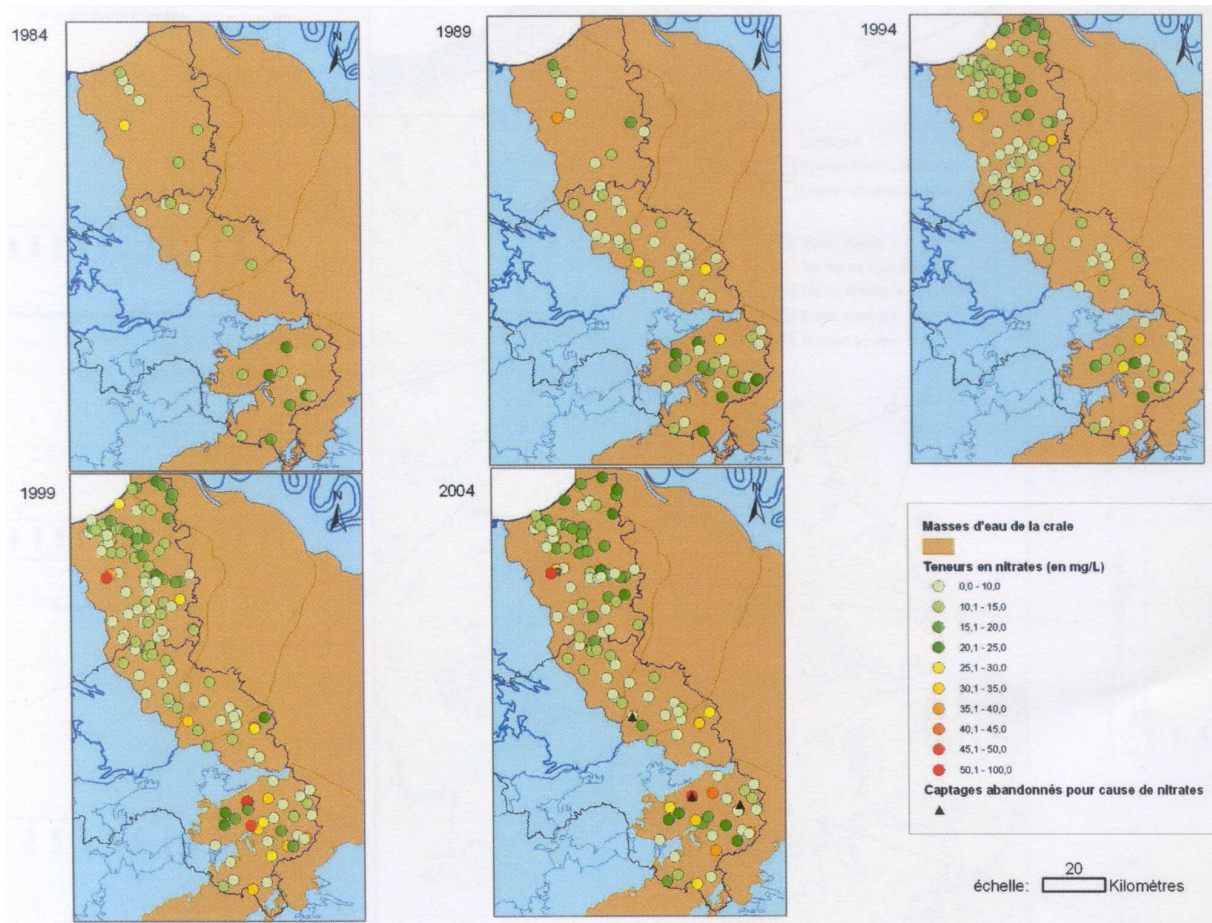


Figure 5 : évolution des concentrations en nitrates mesurés dans les formations de la formation du Cénomanien/Oxfordien depuis 1984 (source DRASS de Basse Normandie)



## 2. Modélisation du transfert des nitrates dans les aquifères bas-normands

A l'échelle de la Basse Normandie, la simulation des transferts diffus de nitrates d'origine agricole a été réalisée par couplage entre le modèle hydrogéologique **MODCOU** et le modèle agronomique **STICS**. Le premier permet de simuler le comportement hydrodynamique du bassin (bilan hydrique des précipitations, routage des flux d'eau en rivières, alimentation des aquifères, transfert des polluants dans la zone non saturée et dans les formations aquifères simulées...) et le second permet de simuler, entre autres, le comportement du système « sol-plante cultivée » au cours d'une ou plusieurs années successives et générer ainsi des flux de nitrates à la base du système racinaire des cultures.

### 2.1. Le modèle hydrogéologique MODCOU

#### 2.1.1 Principes généraux

Le modèle hydrogéologique MODCOU, développé au Centre de Géosciences de MINES ParisTech (École des mines de Paris) couple les écoulements de surface et les écoulements souterrains afin de reproduire, entre autres, les débits simulés aux rivières et les piézométries dans les aquifères représentés (figure 6).

Globalement, le modèle de surface assure le bilan hydrique des eaux météoriques entre évaporation, ruissellement et infiltration et le modèle souterrain assure le transfert dans les formations aquifères et les échanges nappe-rivière.

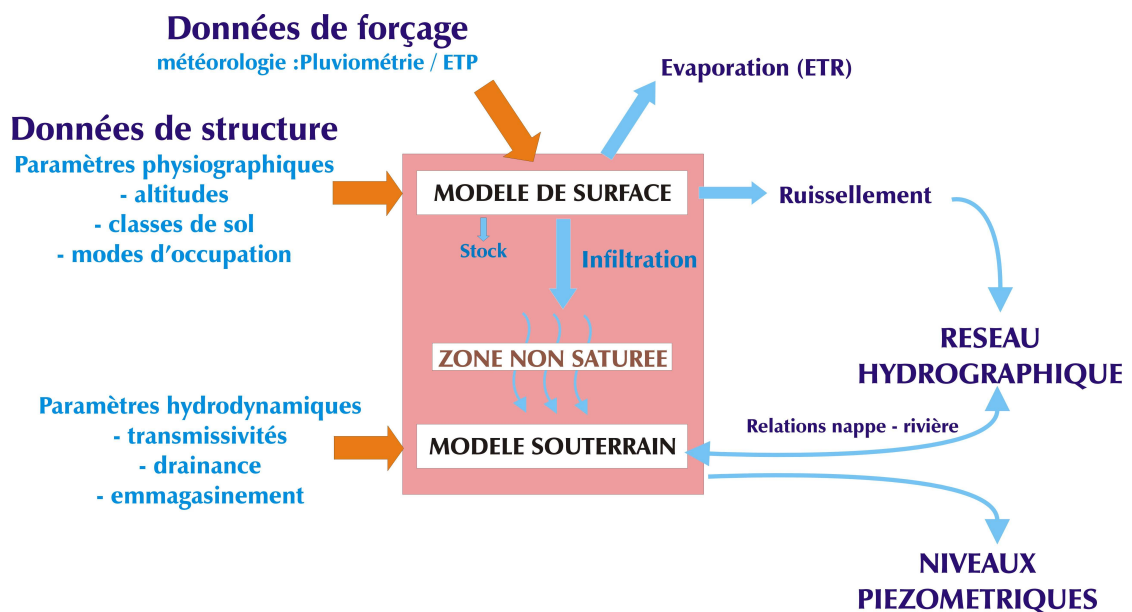


Figure 6 : principe général du modèle hydrogéologique couplé MODCOU

La région investiguée est discrétisée en une structure multicouche utilisant des mailles carrées emboîtées, mailles auxquelles sont rattachées les caractéristiques du domaine (direction de drainage, altitude, distribution des zones de production pour les mailles de surface ; transmissivité, drainance, coefficient d'emmagasinement pour les mailles des couches souterraines).



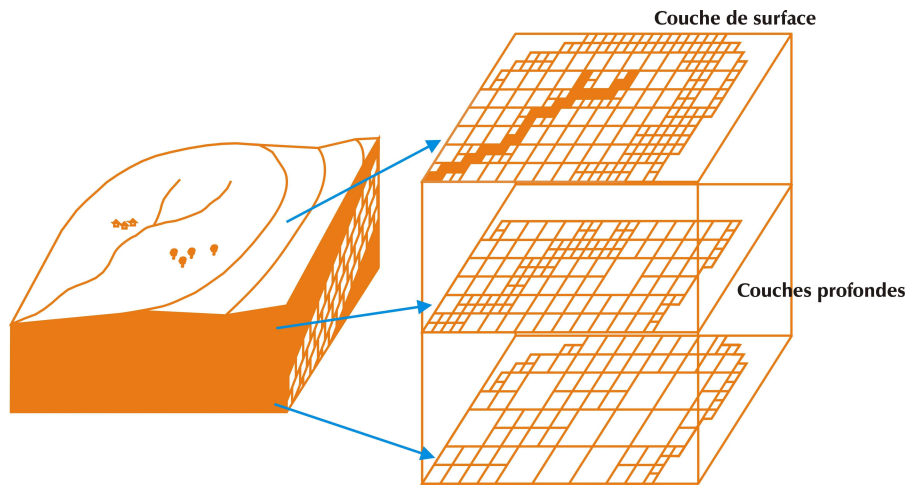


Figure 7 : principe de la schématisation multicouche

### 2.1.2 Mise en place sur la Basse Normandie : couche de surface

Les limites du domaine de surface choisies pour le modèle hydrodynamique sont le littoral au Nord et à l'Ouest, les limites de bassins versants au sud (limites à flux nul) et la rivière Touques à l'Est (limité à cote imposée par le niveau de la rivière). Le maillage de la couche de surface du modèle est présenté figure 8. Il est composé de 71787 mailles gigognes de taille comprise entre 250 mètres et 1 kilomètre de côté.

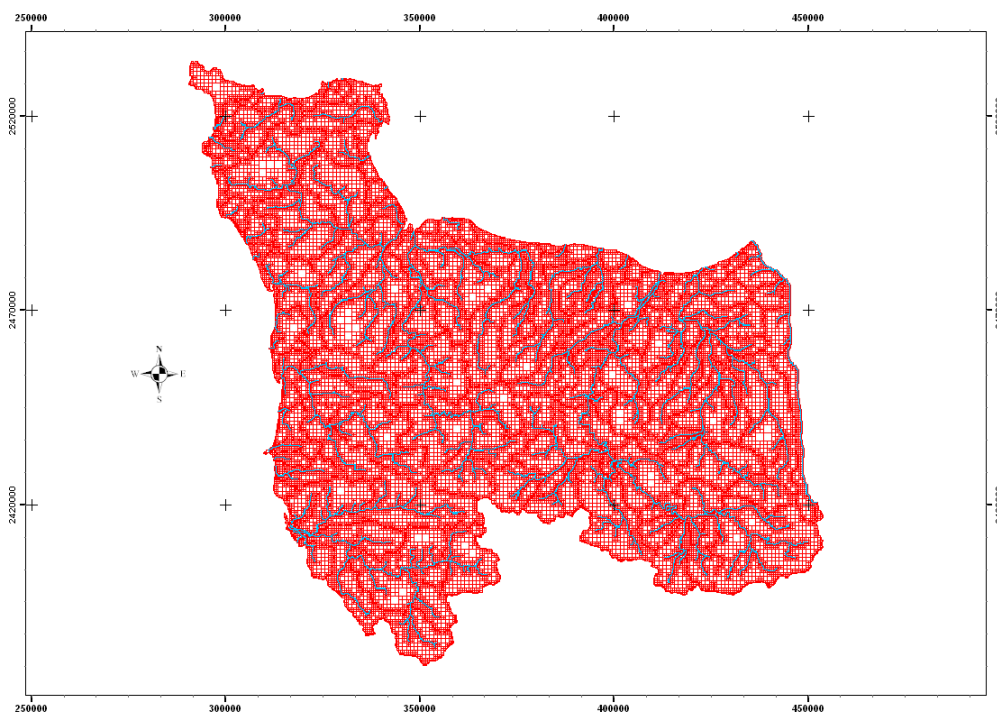


Figure 8 : maillage de la couche de surface

### 2.1.3 Mise en place sur la Basse Normandie : formations aquifères

Quatre formations aquifères sont représentées dans le modèle (de la plus récente à la plus ancienne) : Le Cénomanien/Oxfordien, le Bathonien, le Bajocien et une couche Dogger (au sens large) indépendante dans la partie sud de la zone d'étude. La superposition des quatre couches modélisées est précisée sur la figure 9 et l'individualisation des différents maillages sur les figures 10 à 13

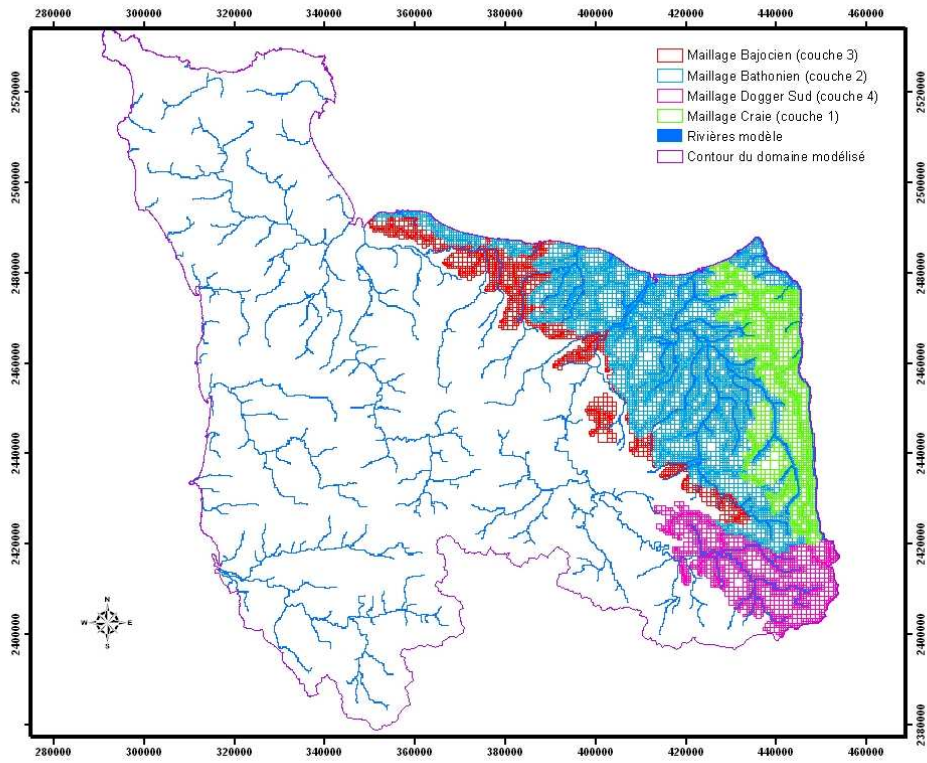


Figure 9 : superposition des quatre maillages des formations aquifères prises en compte dans le modèle hydrodynamique

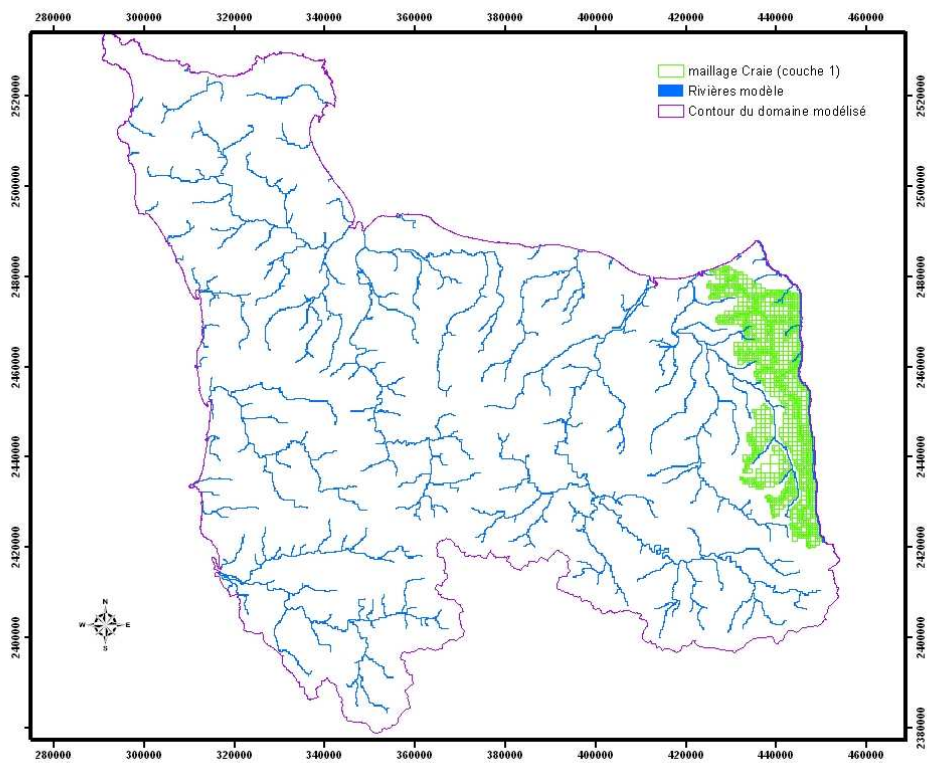


Figure 10 : maillage des formations du Cénomaniens/Oxfordien

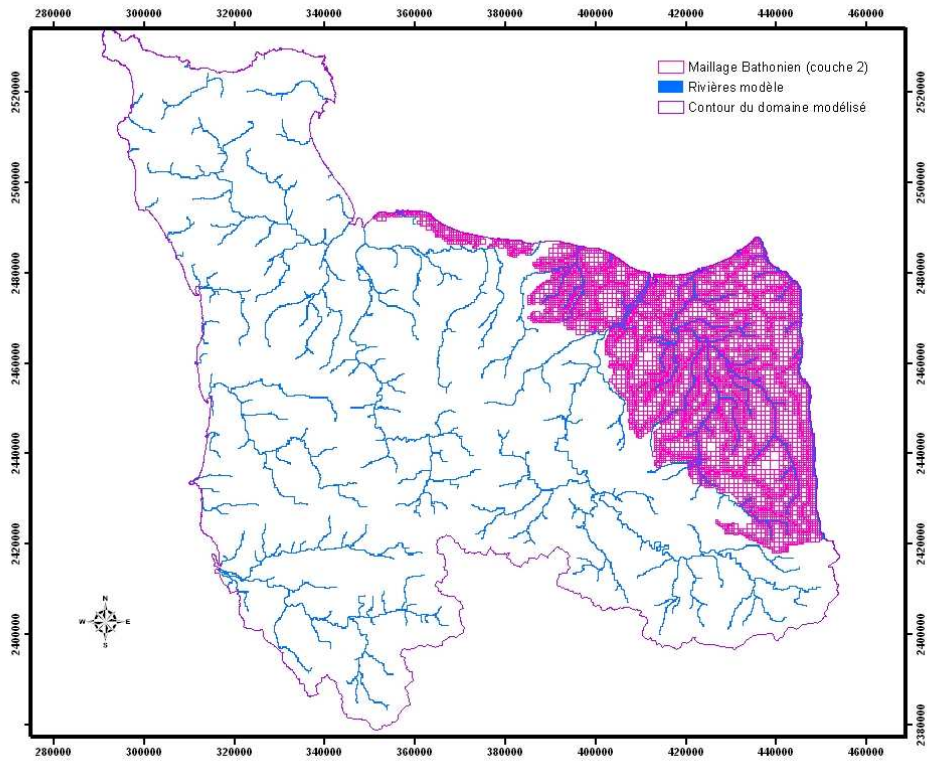


Figure 11 : maillage de la formation du Bathonien

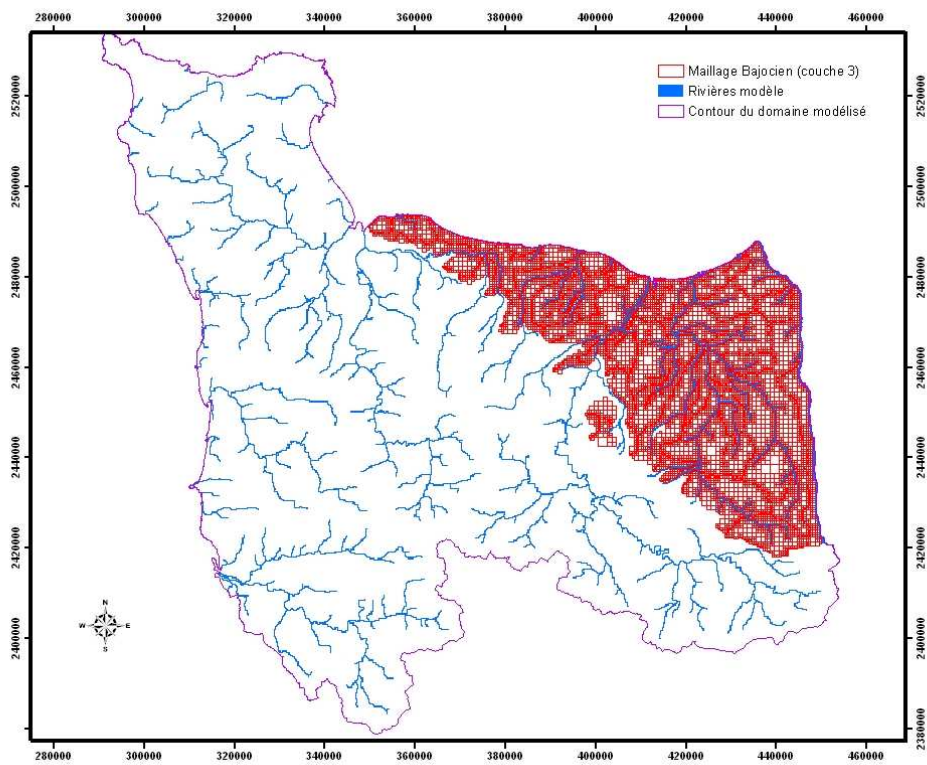


Figure 12 : maillage de la formation du Bajocien

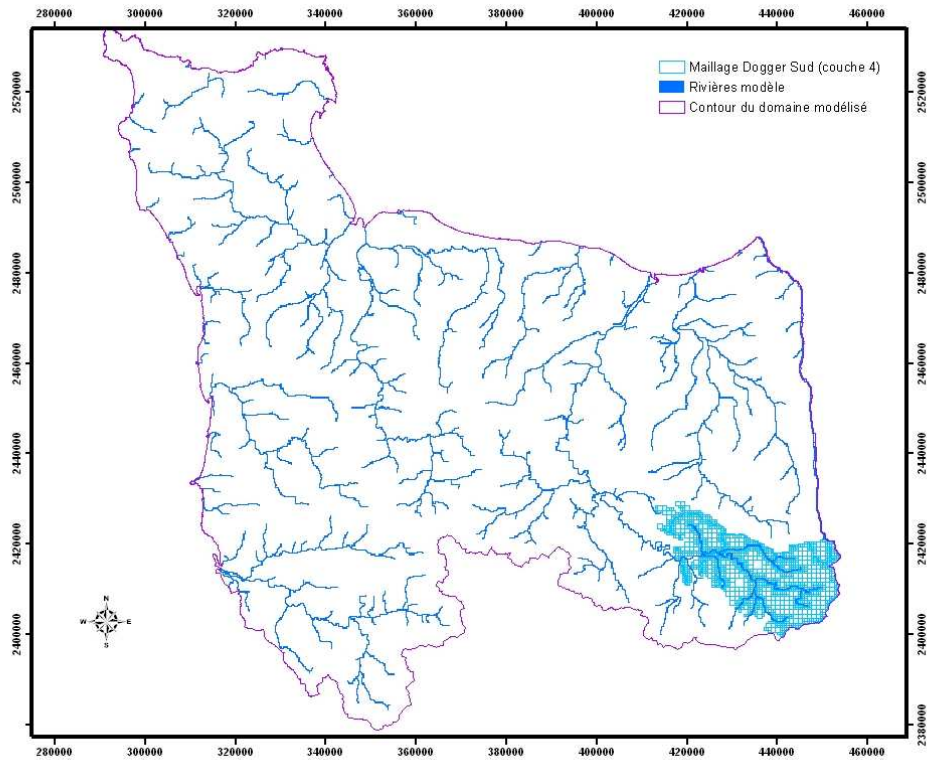


Figure 13 : maillage de la formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude)

#### 2.1.4 Mise en place sur la Basse Normandie : paramètres d'entrée, calage

Les données d'entrée et de forçage sont essentiellement constituées par les données météorologiques représentées par la pluviométrie globale (pluie + neige) et l'évapotranspiration potentielle (ETP). Ces données météorologiques journalières, issues du système d'analyse SAFRAN de Météo France, sont entrées sur une grille régulière au pas de 8 kilomètres couvrant l'ensemble du domaine de surface.

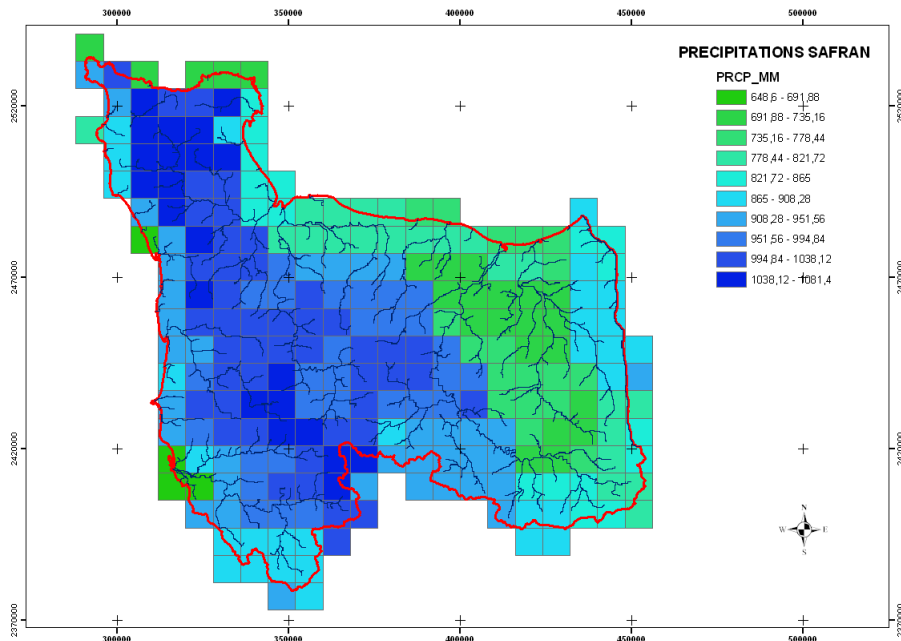


Figure 14 : grille d'entrée des paramètres météorologiques et précipitations moyennes annuelles sur le secteur modélisé (période 1970-2005)

Le calage de l'ensemble des paramètres du modèle (fonctions de production, paramètres hydrodynamiques des différentes formations aquifères du modèle) consiste à reproduire, au pas de temps journalier, sur une période de plus de 20 ans et de la manière la plus fiable possible l'ensemble des débits\* des principaux cours d'eau et des niveaux

piézométriques mesurés sur les trois aquifères pris en compte. 26 piézomètres et autant de stations hydrométriques ont été utilisés pour ce calage. Les figures 15 et 16 illustrent deux des résultats obtenus au niveau de la station hydrométrique de Beaumais sur la Dives et au piézomètre de Martragny (aquifère du Bajocien).

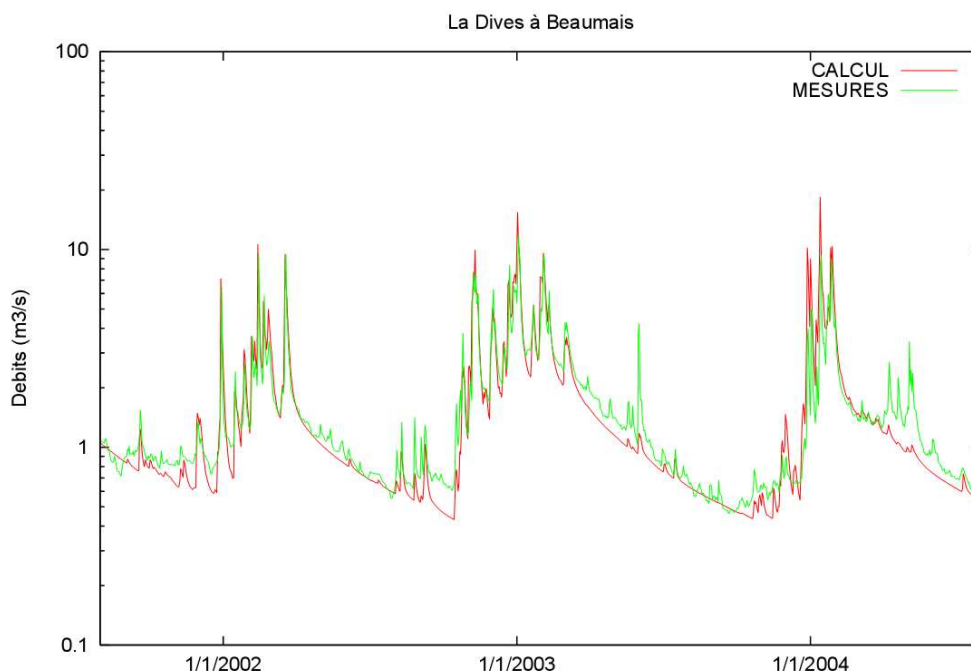


Figure 15 : débits mesurés et calculés à la station de Beaumais sur la Dives

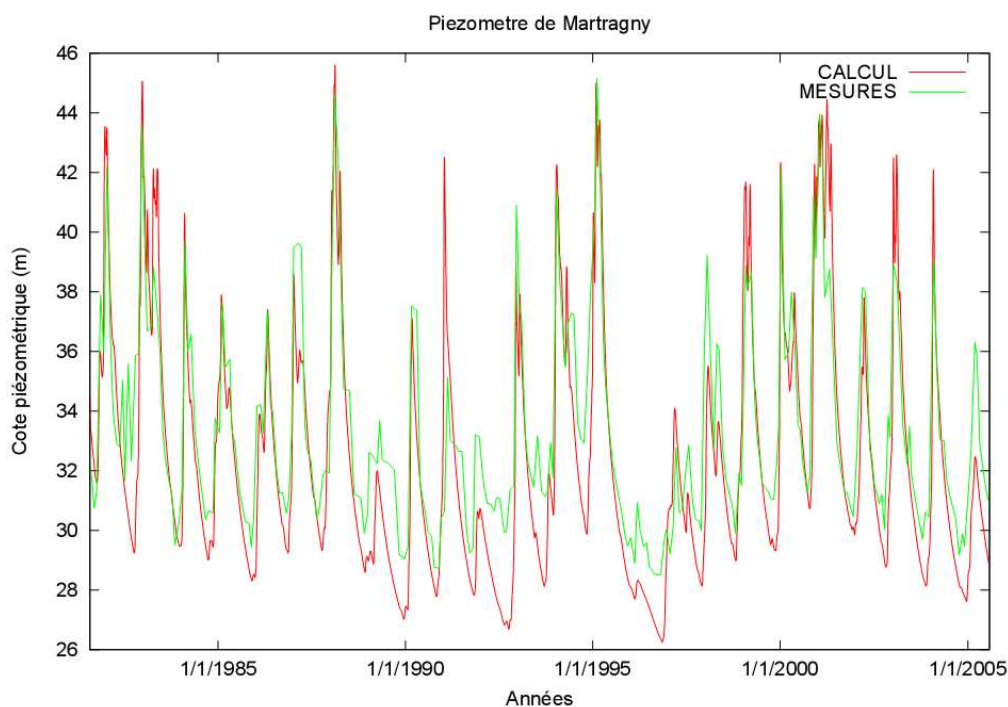


Figure 16 : piézométrie mesurée et calculée à Martragny

## 2.2. Le modèle agronomique STICS

### 2.2.1 Principes généraux

STICS (Simulateur multIdisciplinaire pour les Cultures Standard) est un modèle générique de simulation du cycle agronomique des cultures ainsi que de leurs bilans hydrique et azoté. Il a été développé par l'INRA en collaboration avec différents organismes (ITCF, Agrotransfert, CIRAD, AGPM, CETIOM, CEMAGREF,...). Il est utilisé pour simuler au

pas de temps journalier, le comportement du système sol-plante au cours de plusieurs années successives d'exploitation (Brisson et al, 2003).

L'interface supérieure du modèle est l'atmosphère, caractérisée par plusieurs variables climatiques (radiation solaire, température minimum et maximum, précipitation, évapotranspiration potentielle). L'interface inférieure se situe dans le sol au niveau de la profondeur maximale accessible au système racinaire. Celle-ci est fonction du type de sol et de la nature de la plante cultivée.

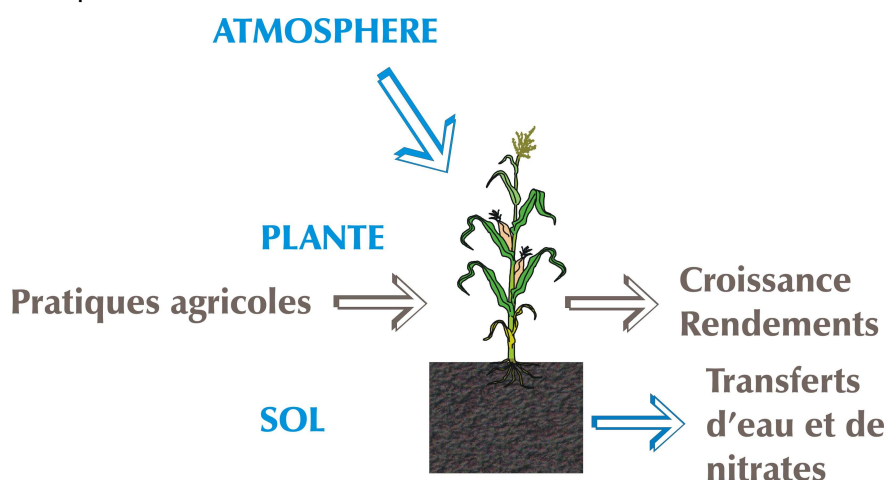


Figure 17 : principe général des phénomènes pris en compte par STICS

La mise en œuvre de STICS requiert quatre sources de données :

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

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

Les données de sortie de STICS fournissent des grandeurs agronomiques (biomasse végétale, rendement en produit récolté, teneur en protéines des grains, bilan azoté de la culture, etc..) et des grandeurs environnementales (flux d'eau et de nitrate sortant de la zone racinaire).

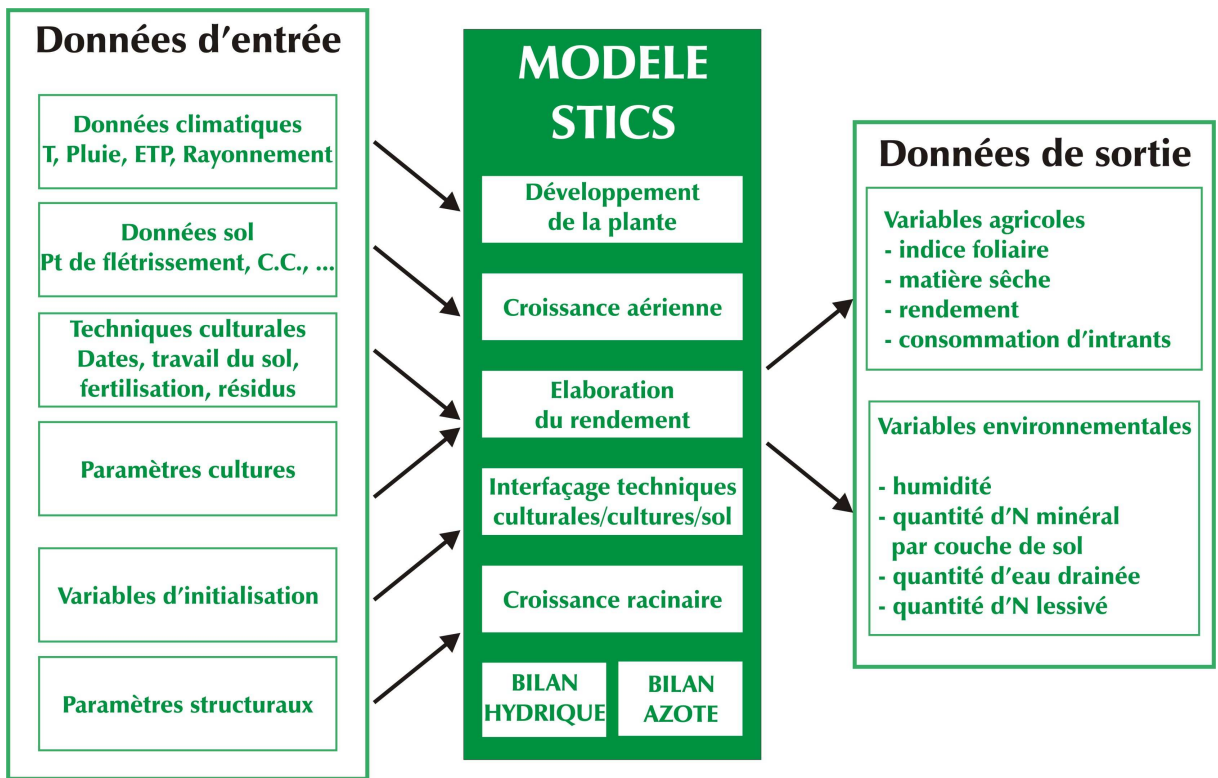


Figure 18 : entrées-sorties STICS

### 2.2.2 Spatialisation de STICS en interface de MODCOU

Le couplage du modèle agronomique STICS avec le modèle hydrogéologique MODCOU a nécessité la mise en œuvre d'une procédure de spatialisation qui permet la mise en correspondance de chaque élément de la grille du modèle MODCOU en s'appuyant sur la définition de zones géographiques « homogènes » croisant spatialement les données climatiques, les types de sol et les zones agricoles, tout en tenant compte de l'évolution temporelle des données météorologiques et des pratiques agricoles (pratiques, assolements ...).

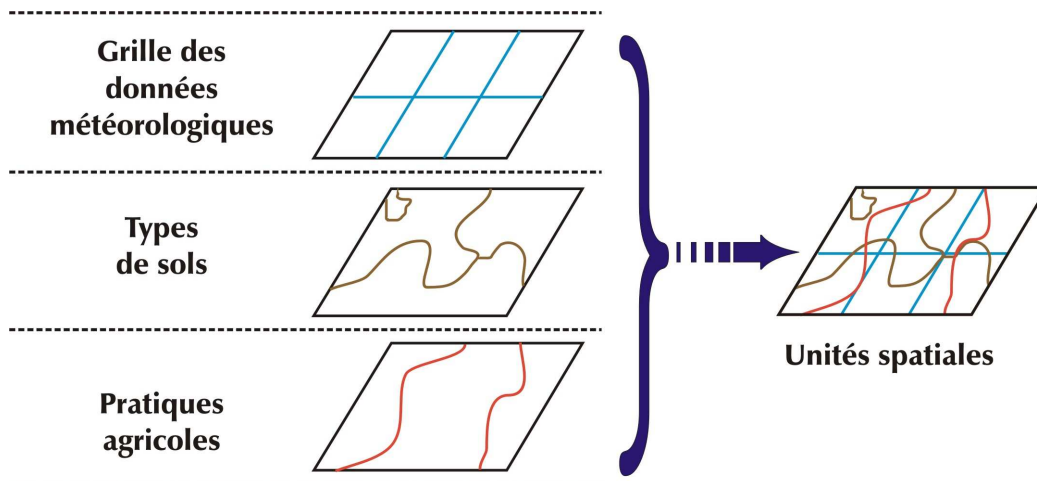
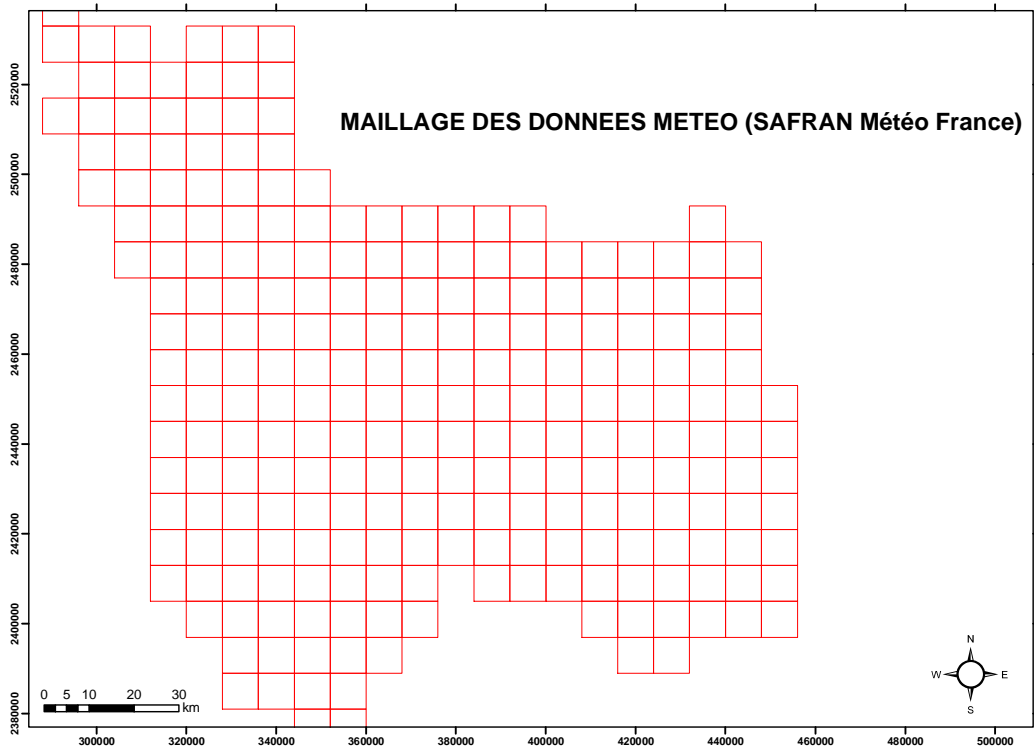


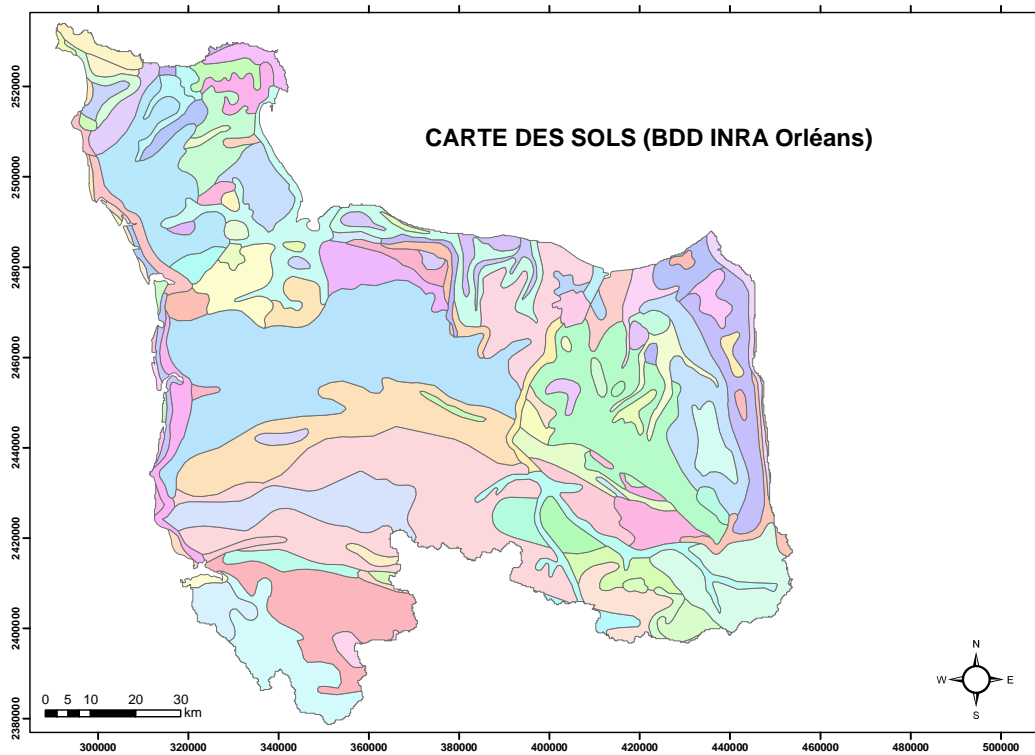
Figure 14 : organisation spatiale des données météorologiques, pédologiques et agricoles

Sur le secteur d'étude, on croise donc :

- la grille des données météorologiques (grille SAFRAN de Météo-France) :

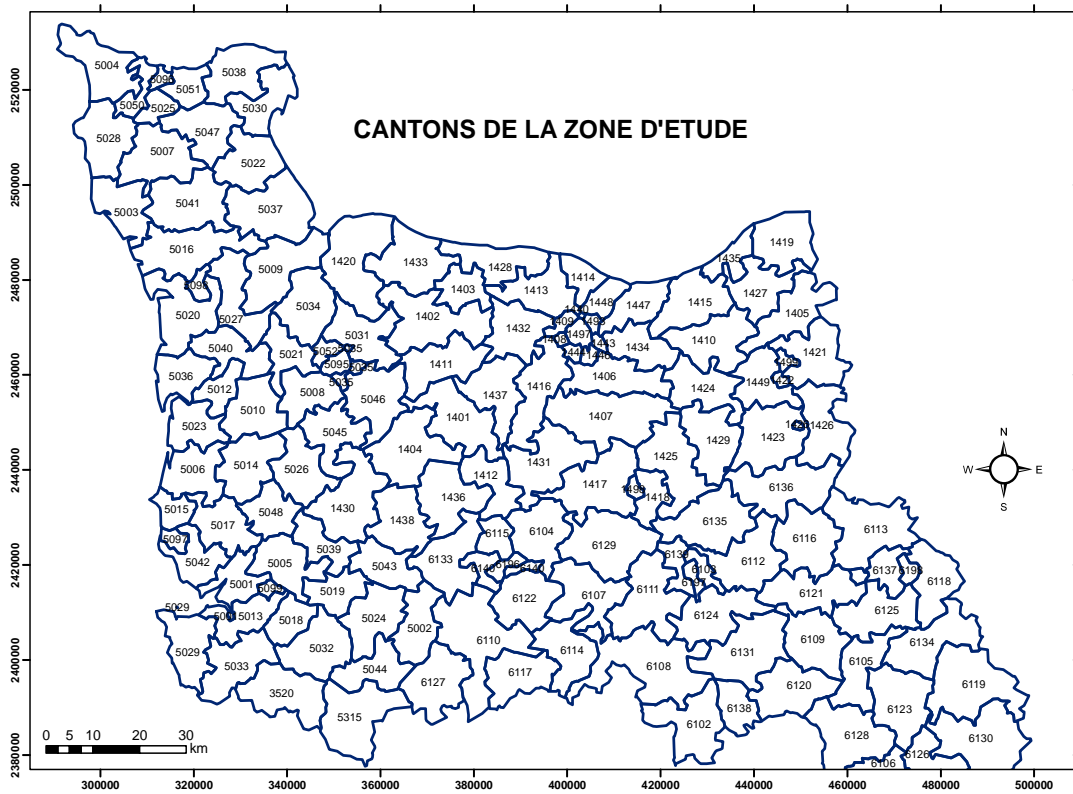


- la carte des sols au 1/1 000 000 de l'INRA d'Orléans :



- et la grille de résolution de la base des données agricoles (cantons) :





Au final on obtient la carte suivante (figure 15) qui précise la localisation de l'ensemble des unités de simulation STICS qui seront modélisés par le logiciel agronomique.

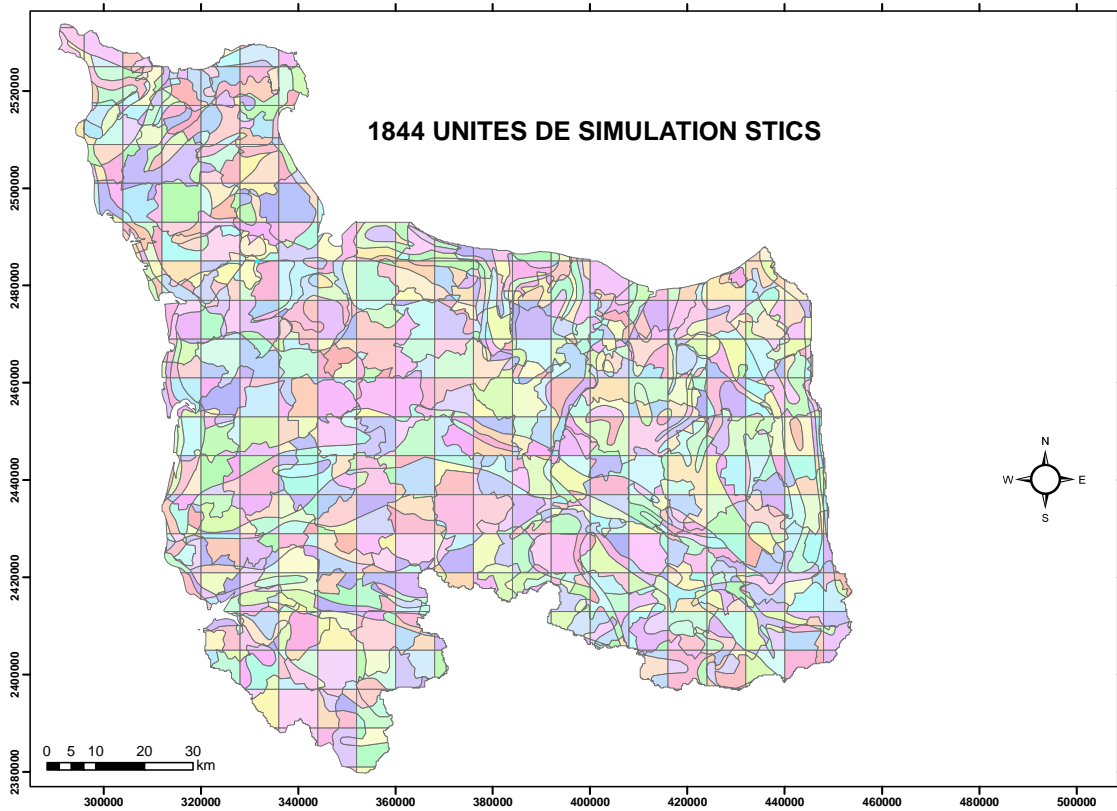


Figure 15 : cartographie des unités spatiales de simulation du modèle agronomique STICS

### 2.3. Méthodes de renseignement des pratiques agricoles sur le bassin

La simulation du lessivage de nitrates par STICS fait donc appel à trois types d'informations : des informations sur la nature des sols, sur le climat et concernant les pratiques agricoles, et plus précisément les systèmes de cultures. Ces derniers sont déclinés en deux niveaux :

- **les successions de cultures**, en tant que suites ordonnées des cultures implantées sur une même parcelle, constituent, plus que les assolements, une variable explicative des risques de pertes en nitrates, car elles incluent la période d'inter-culture. Le risque lié à l'inter-culture dépend de sa durée, de la gestion des résidus de culture et de l'apport de déjections animales, mais aussi de la proportion de cultures de printemps et de la présence éventuelle de cultures intermédiaires. Les successions culturales restent toutefois plutôt méconnues et rarement étudiées pour elles-mêmes : de rares tentatives de construction de typologies peuvent être recensées, qui s'avèrent limitées par leur extrême variabilité spatio-temporelle, en particulier depuis que les progrès techniques ont autorisé les agriculteurs à s'affranchir de plus en plus des contraintes agronomiques au profit de logiques plus spéculatives.
- **les séquences techniques** représentent des suites ordonnées de techniques culturales réalisées sur un couvert végétal en vue d'en tirer une production. Ne sont prises en compte dans STICS que les techniques culturales qui sont censées avoir un impact sur le cycle de l'azote. Parmi elles figurent principalement les travaux du sol, les dates de semis et de récolte, et les pratiques de fertilisation azotée minérale et organique.

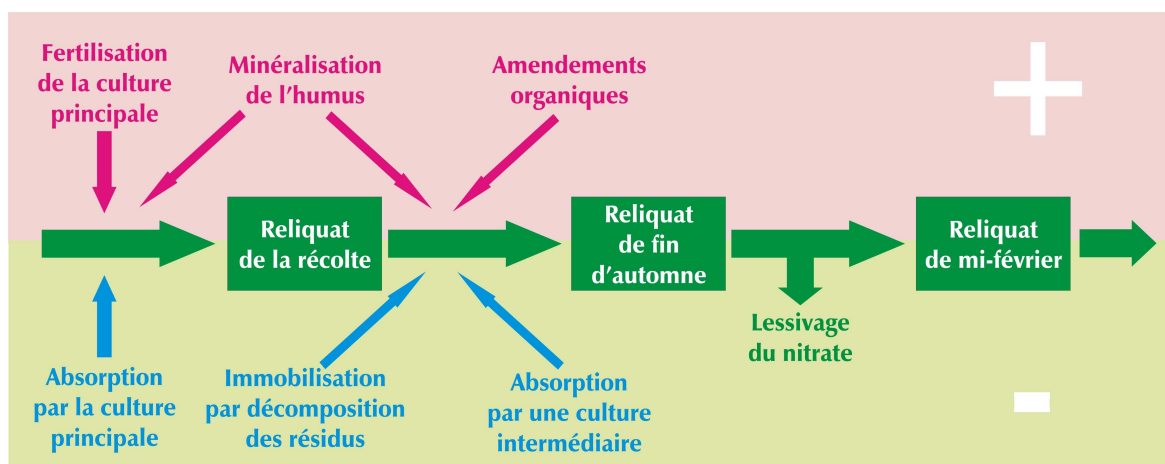


Figure 16 : facteurs techniques influençant l'évolution du reliquat d'azote nitrique dans le sol au cours du temps et de son lessivage (+ : accroissement - : diminution)

Différentes méthodes ont été adoptées pour informer et spatialiser sur les 38 dernières années l'évolution des successions de cultures et des séquences techniques sur l'ensemble du bassin de la Basse Normandie, afin de constituer une base de données agricoles permettant d'alimenter le modèle STICS. Ces méthodes sont de trois ordres :

- constitution d'une information la plus rigoureuse possible à partir du croisement de différentes sources de données mobilisables sur une large échelle spatio-temporelle,
- spatialisation de l'information au sein du bassin versant,
- modélisation temporelle de l'information depuis 1970.

L'ensemble des méthodes adoptées et résultats obtenus sont consignés dans le rapport « Schott C., Mimet A., Mignolet C. « Création d'une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006 » INRA Mirecourt, septembre 2010.

On dispose finalement, pour chaque canton :

- de trois périodes pendant lesquelles les rotations et itinéraires techniques n'évoluent pas : 1970-1984, 1985-1993, 1993 à 2009
- de rotations et d'itinéraires techniques associés (travaux culturaux, fertilisation) exprimés en % de la SAU totale du canton et ce pour chaque période.

A titre d'exemple pour le canton de Bréteville sur Laize, les successions culturales présentent lors de la période 1993-2009 sont les suivantes :

Successions culturales	% SAU du canton
Pois – Blé	12 %
Maïs	5 %
Pois – Blé - Escourgeon	16 %
Lin – Blé - Blé	10 %
Colza – Blé - Escourgeon	12 %
Betterave – Blé	9 %
Maïs - Blé	4 %
Betterave – Blé – Pois - Blé	15 %
Prairies	17 %

Tableau 1 : succession culturales sur le canton de Bréteville sur Laize

#### 2.4. Couplage des modèles STICS et MODCOU

Le calcul du bilan hydrique des précipitations par le module de surface du modèle hydrogéologique fournit les débits ruisselés et infiltrés sur chaque maille du domaine de surface suivant le pas de temps des données météorologiques (journalier). Le modèle STICS fournit, au même pas de temps, les flux d'azote sous racinaires et les débits drainés à la base de la même zone sous-racinaire.

A partir de ces données, une concentration sous racinaire est calculée en associant les flux d'eau calculés par le modèle hydrogéologique (et non les flux d'eau STICS) et les flux d'azote par STICS. Cette méthode présente l'avantage de conserver par la suite à la fois les flux d'eau alimentant les rivières et le souterrain, et le flux azoté. C'est également à ce niveau du calcul que sont pris en compte les proportions de surfaces cultivées par rapport aux zones non agricoles : zones urbaines, couverts forestiers dont les flux d'azote, très faibles, sont considérés comme négligeables au regard des sols cultivés.

L'eau d'infiltration contenant la concentration en nitrates est ensuite acheminée vers les nappes souterraines après passage dans la zone non saturée.

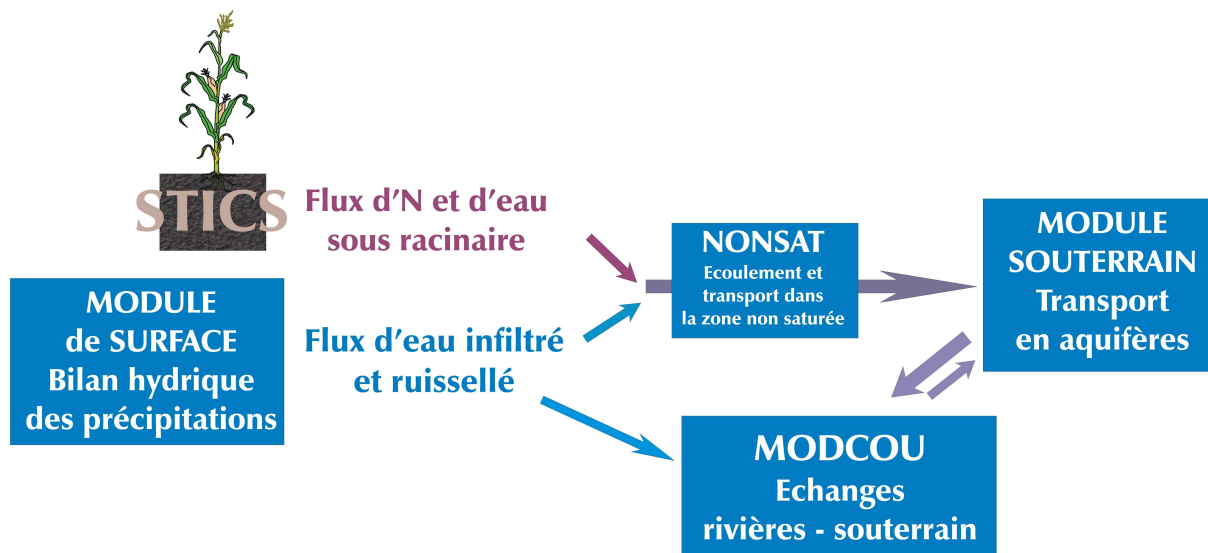


Figure 27 : représentation schématique simplifiée du couplage MODCOU-STICS-NEWSAM

## 2.5. Modélisations STICS sur la période 1970-2009

A partir de la base de données complète par cantons fournie par l'INRA Mirecourt sur la période 1970-2009, une simulation complète, au pas de temps journalier, a été effectuée. Les figures 28 à 31 fournissent les résultats de flux sous-racinaires obtenus, moyennés par période, sur l'ensemble des 1844 unités de simulation du domaine modélisé. Ces résultats sont exprimés en kg/ha/an de surface agricole cultivée (Surface Agricole Utile).

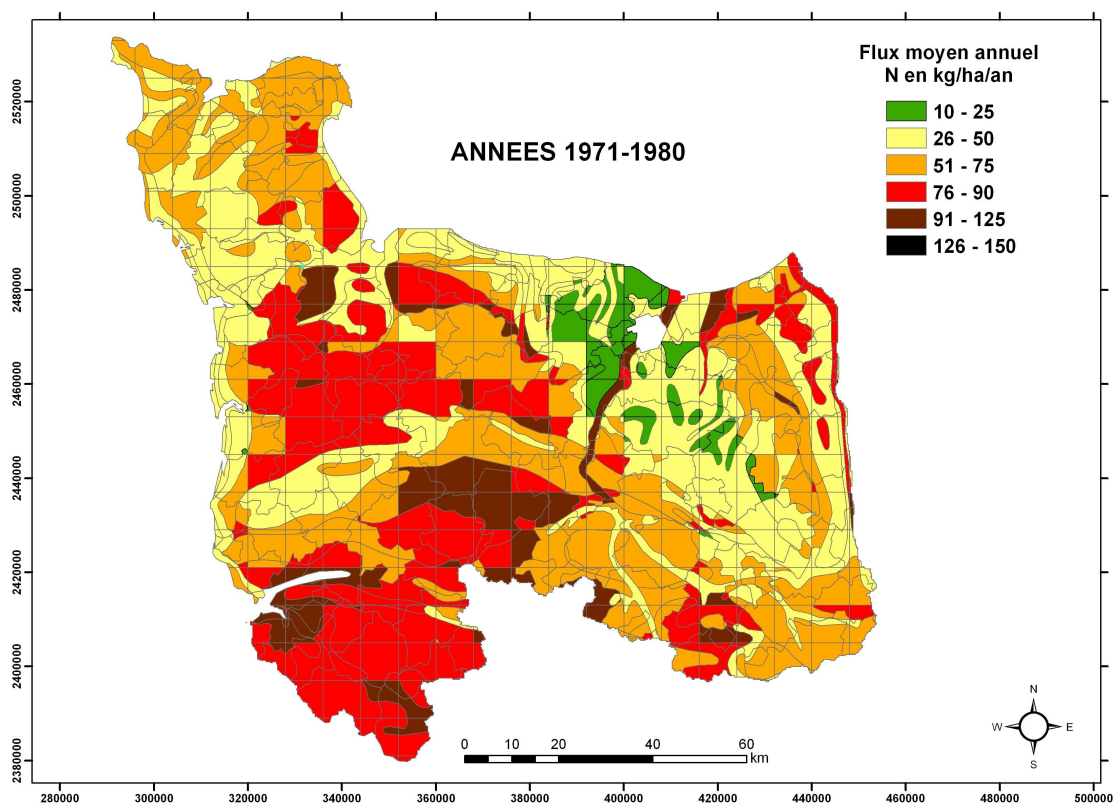


Figure 28 : flux moyen d'azote (N) sous-racinaire calculé sur la période 1971-1980 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

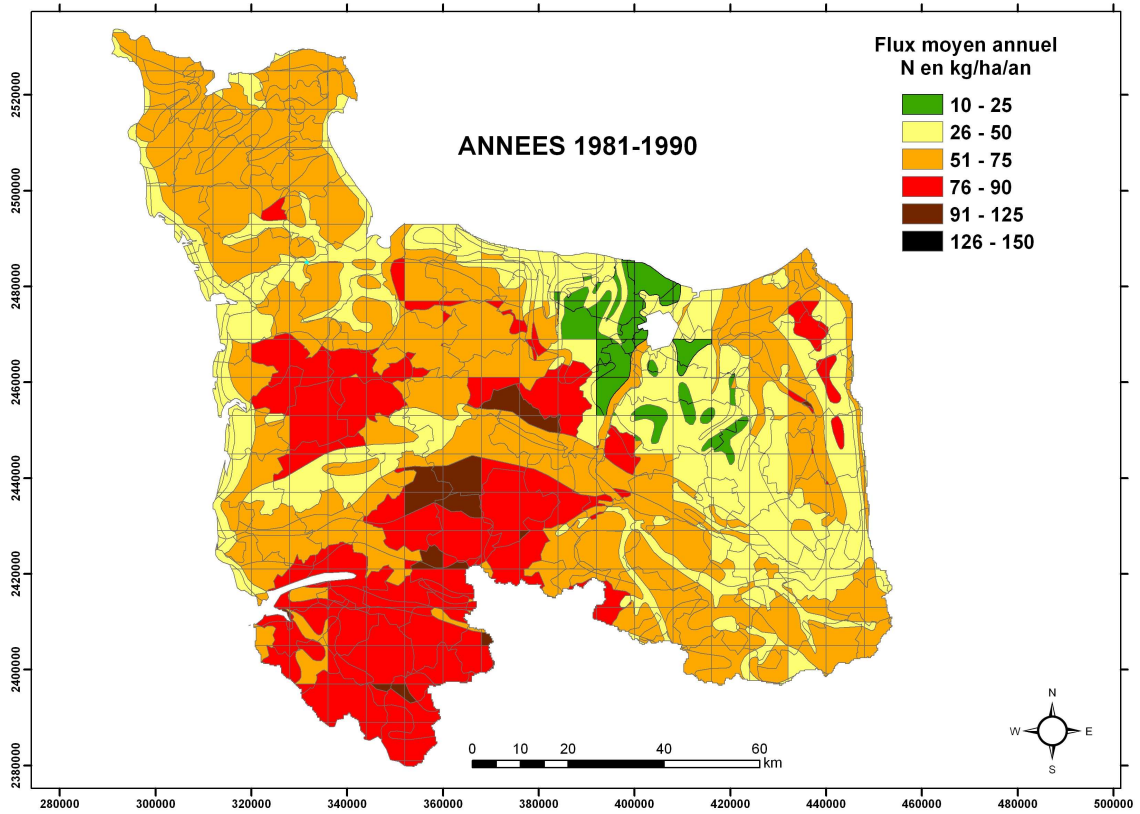


Figure 29 : flux moyen d'azote (N) sous-racinaire calculé sur la période 1981-1990 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

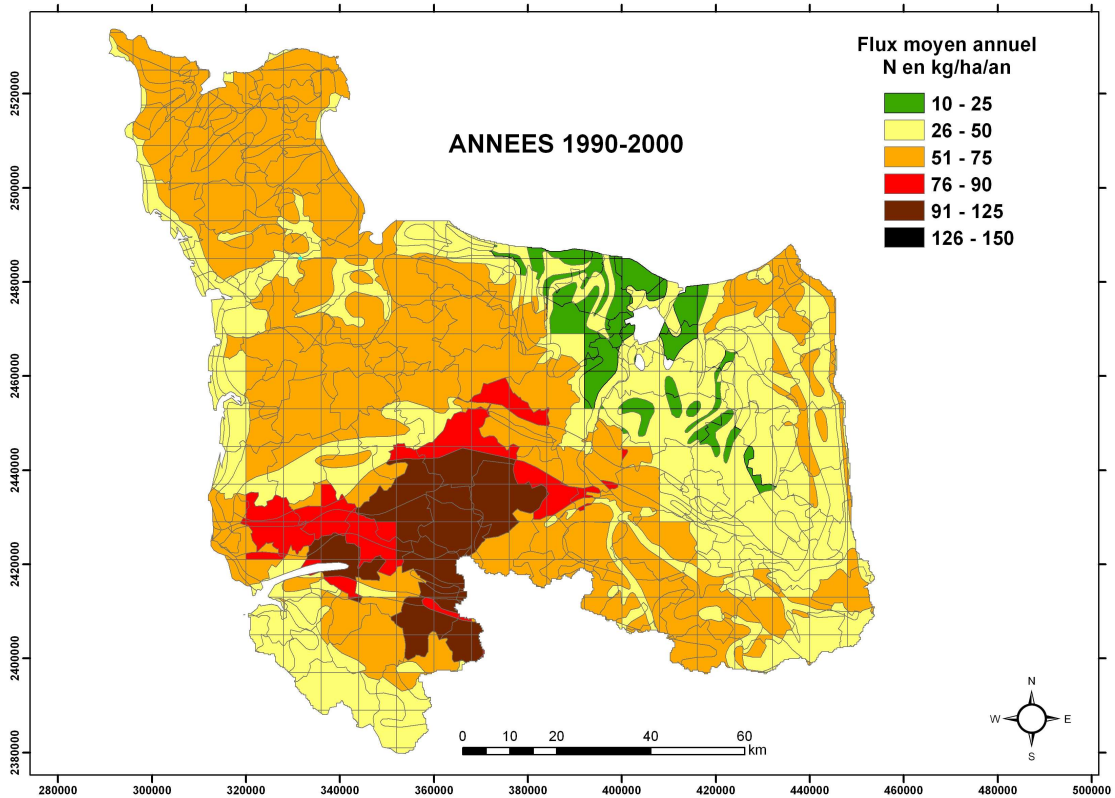


Figure 30 : flux moyen d'azote (N) sous-racinaire calculé sur la période 1991-2000 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

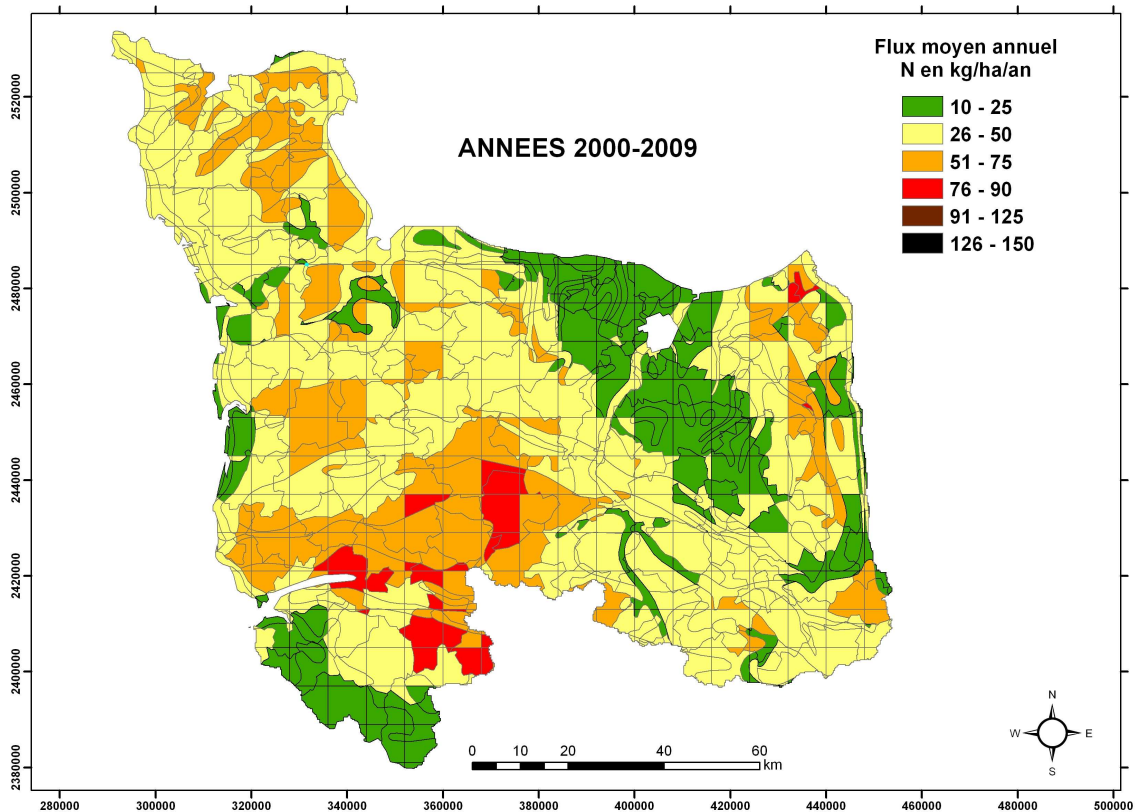


Figure 31 : flux moyen d'azote (N) sous-racinaire calculé sur la période 2000-2009 (exprimé en kg N/ha de SAU/an)

Ces figures laissent apparaître une diminution sensible, au cours du temps, des flux d'azote sous racinaires, surtout marquée dans les années 2000 par rapport aux périodes précédentes.

On notera plus particulièrement également que les flux les plus faibles, et plus particulièrement dans les années 2000, sont surtout calculés au droit des formations du Bajocien/Bathonien.

Les figures 32 à 35 présentent la localisation et les flux d'azote (N) moyens annuels calculés par le logiciel agronomique entre 1971 et 2009 sur trois unités de simulations choisies arbitrairement sur le domaine d'étude (du nord au sud de la zone du Bajocien/Bathonien). Ces résultats montrent globalement bien la tendance à la baisse des flux d'azote sous racinaire calculés depuis les années 1980.

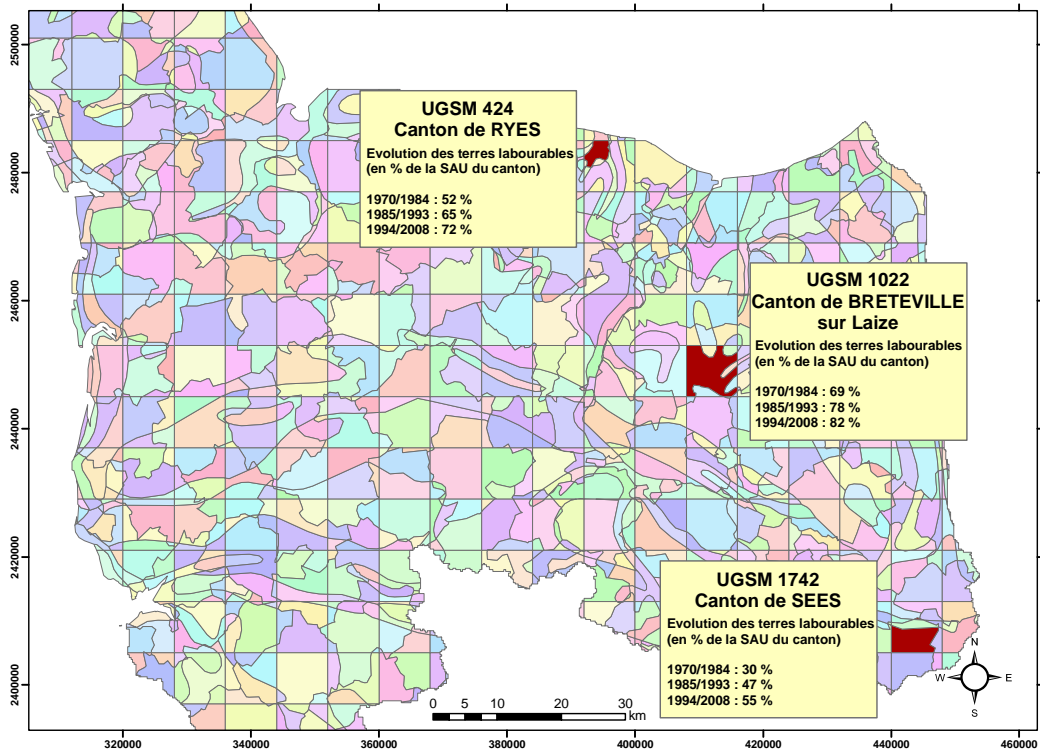


Figure 32 : localisation des trois unités de simulation sélectionnées

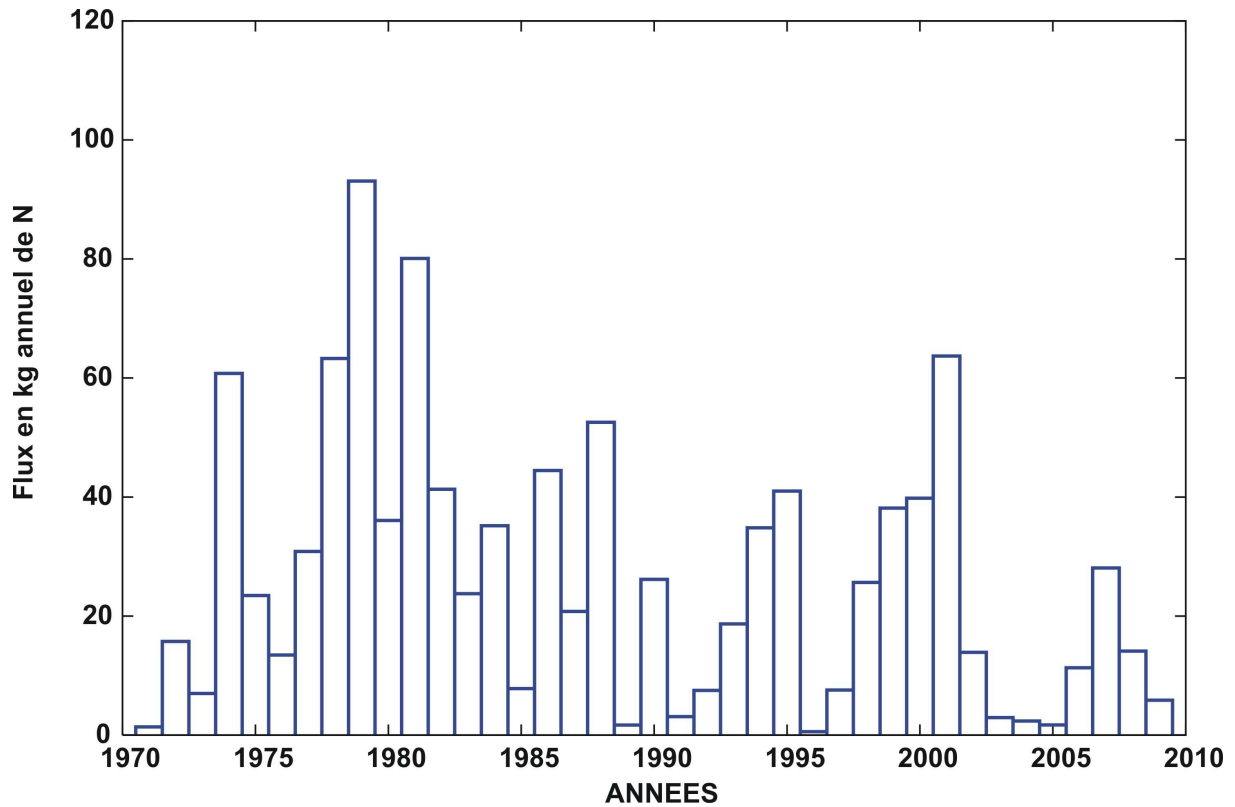


Figure 33 : flux moyen annuel d'azote (N) sous racinaire calculé sur l'unité de simulation n°424 – Canton de Ryes

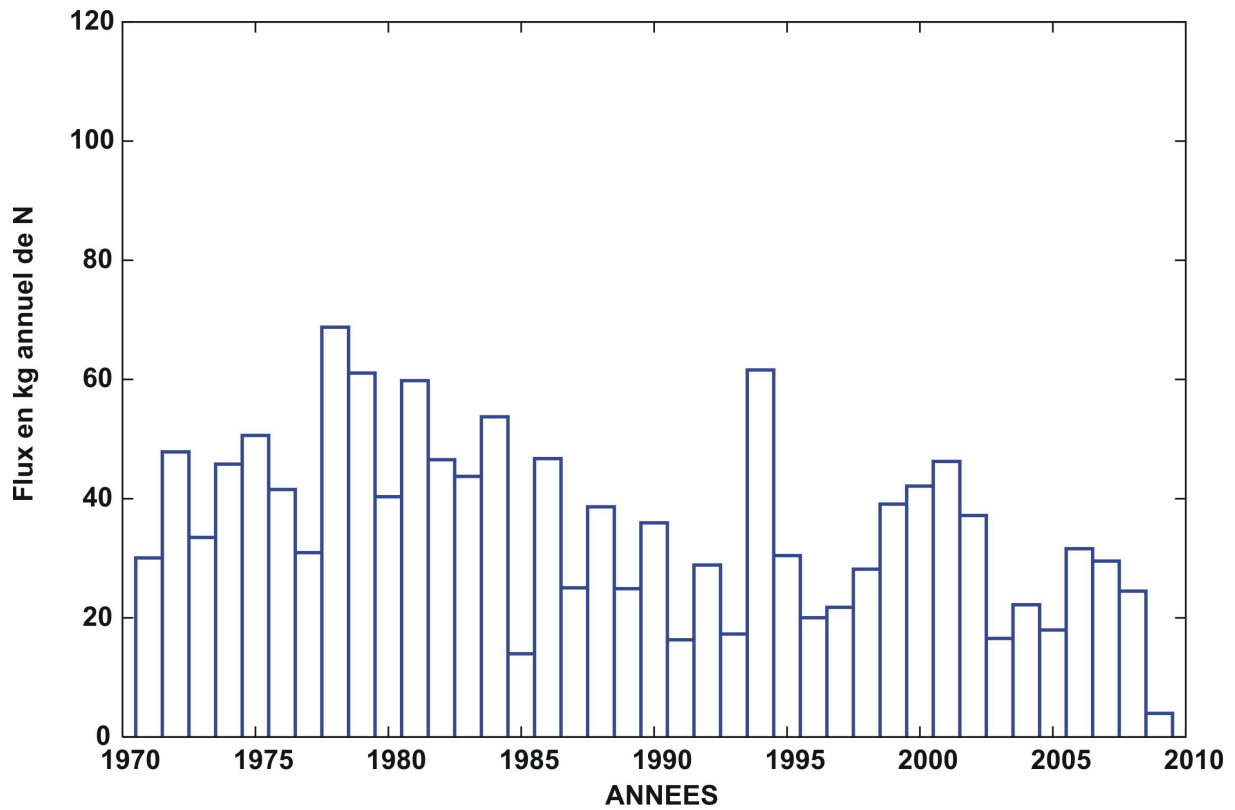


Figure 34 : flux moyen annuel d'azote (N) sous racinaire calculé sur l'unité de simulation n°1022 – Canton de Brétleville sur Laize

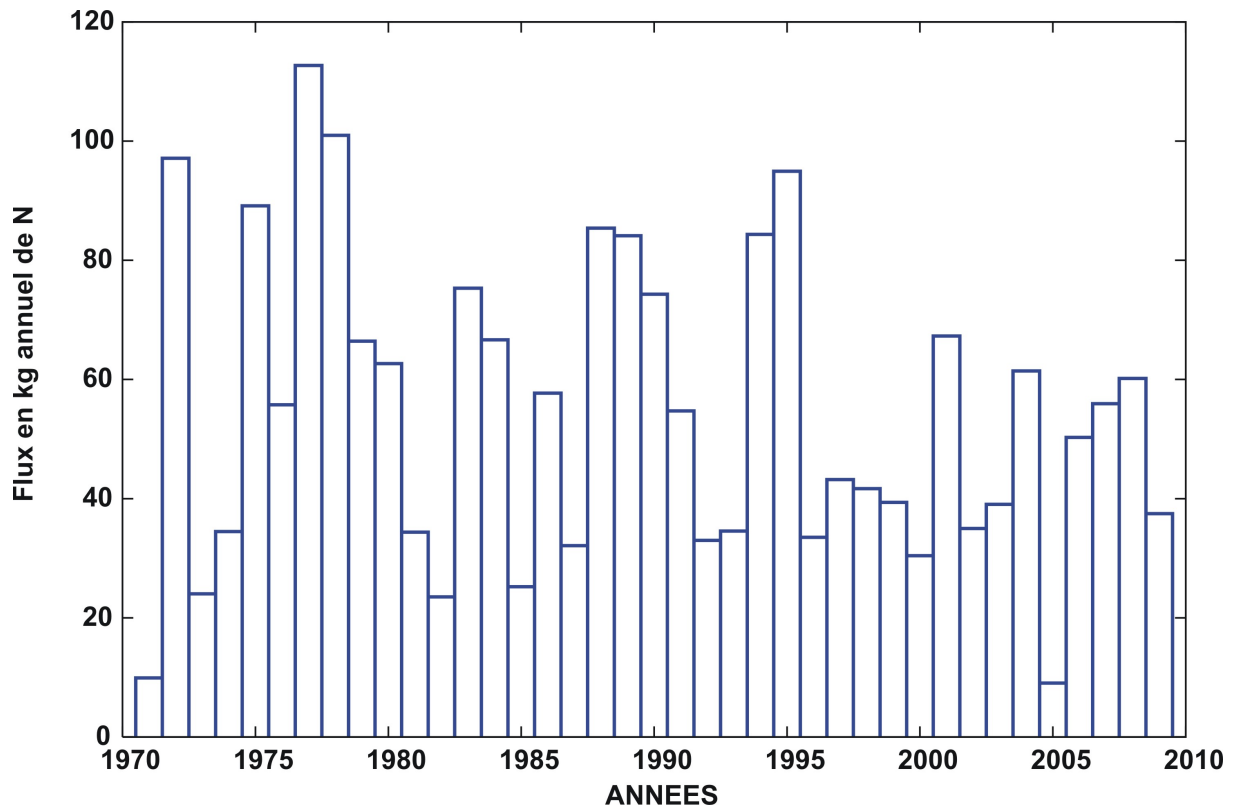


Figure 35 : flux moyen annuel d'azote (N) sous racinaire calculé sur l'unité de simulation n°1742 – Canton de Sées

Ces mêmes flux, couplés aux flux d'eau calculés par les module de surface du modèle hydrogéologique sur chaque maille de surface située à la verticale des formations aquifères modélisées, donnent les concentrations sous racinaires moyennées par décade et présentées sur les figures 36 à 39. Les calculs de ces concentrations intègrent la proportion



de surface agricole utile (SAU) vis-à-vis de la surface totale de chaque maille du modèle de surface. Ce sont donc ces concentrations calculées qui seront « injectées » dans le module souterrain afin de calculer l'évolution temporelle des concentrations dans les aquifères.

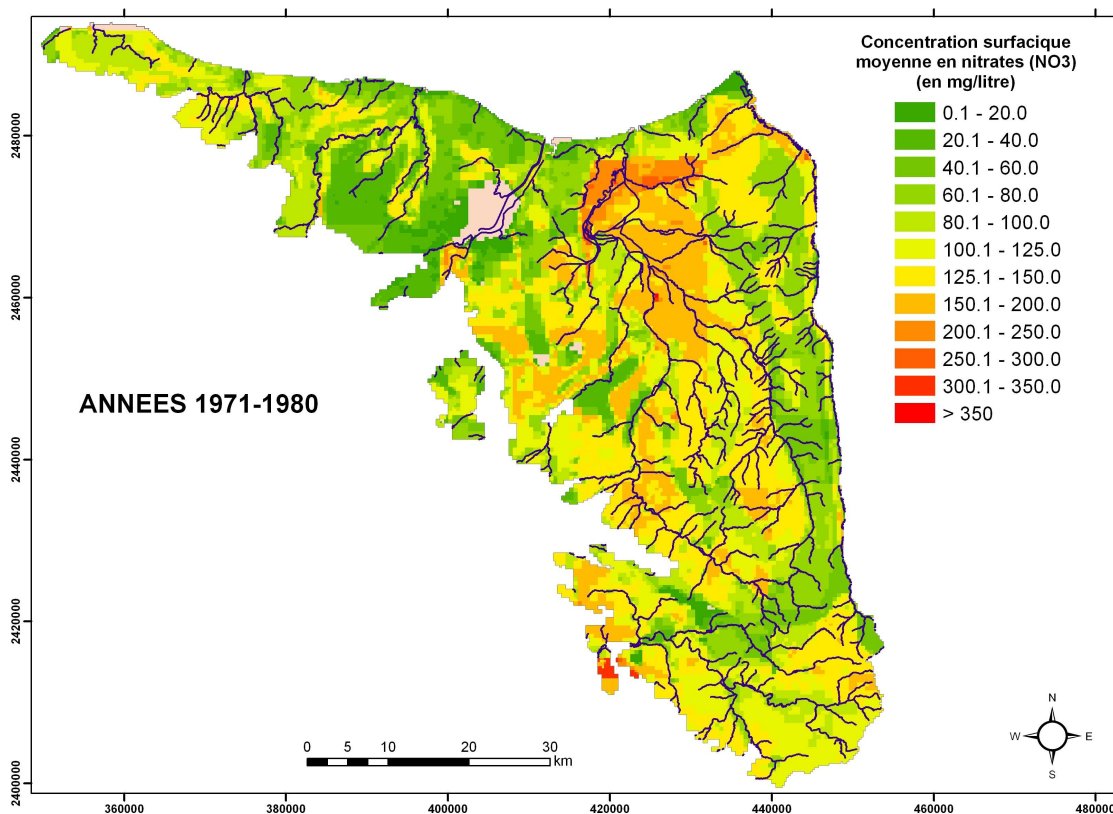


Figure 36 : concentration sous racinaire moyenne calculée sur la période 1971-1980 (mg/litre)

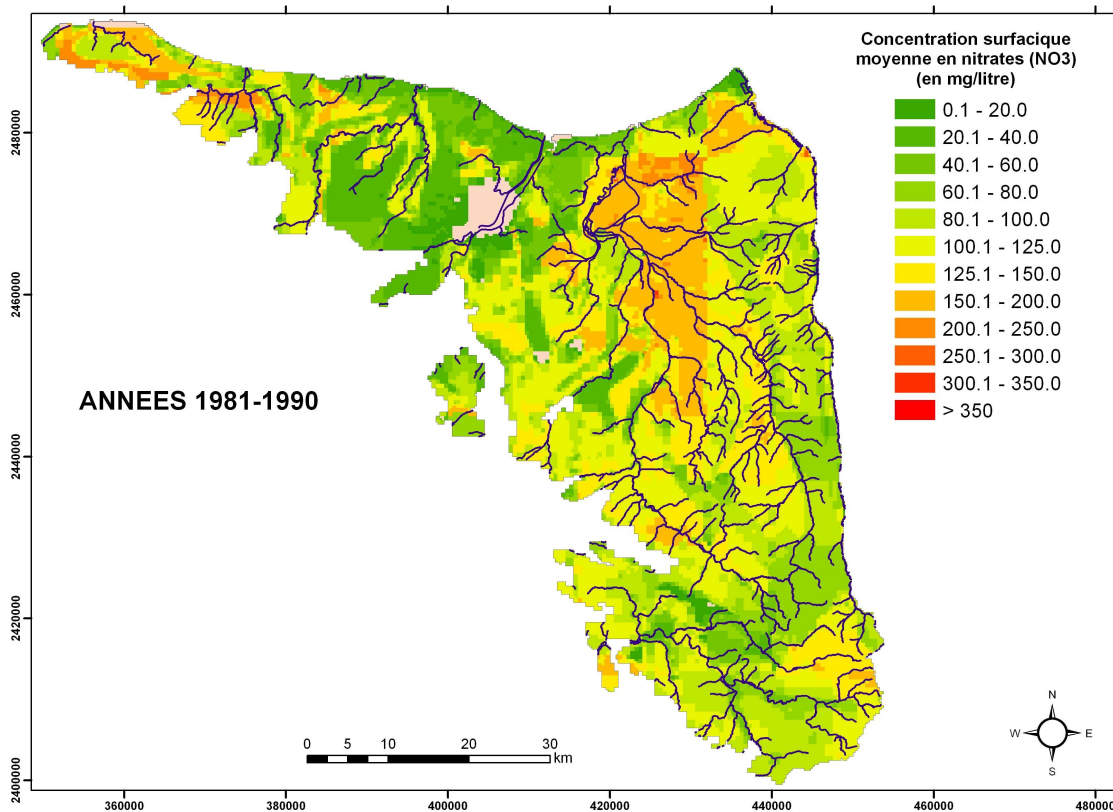


Figure 37 : concentration sous racinaire moyenne calculée sur la période 1981-1990 (mg/litre)

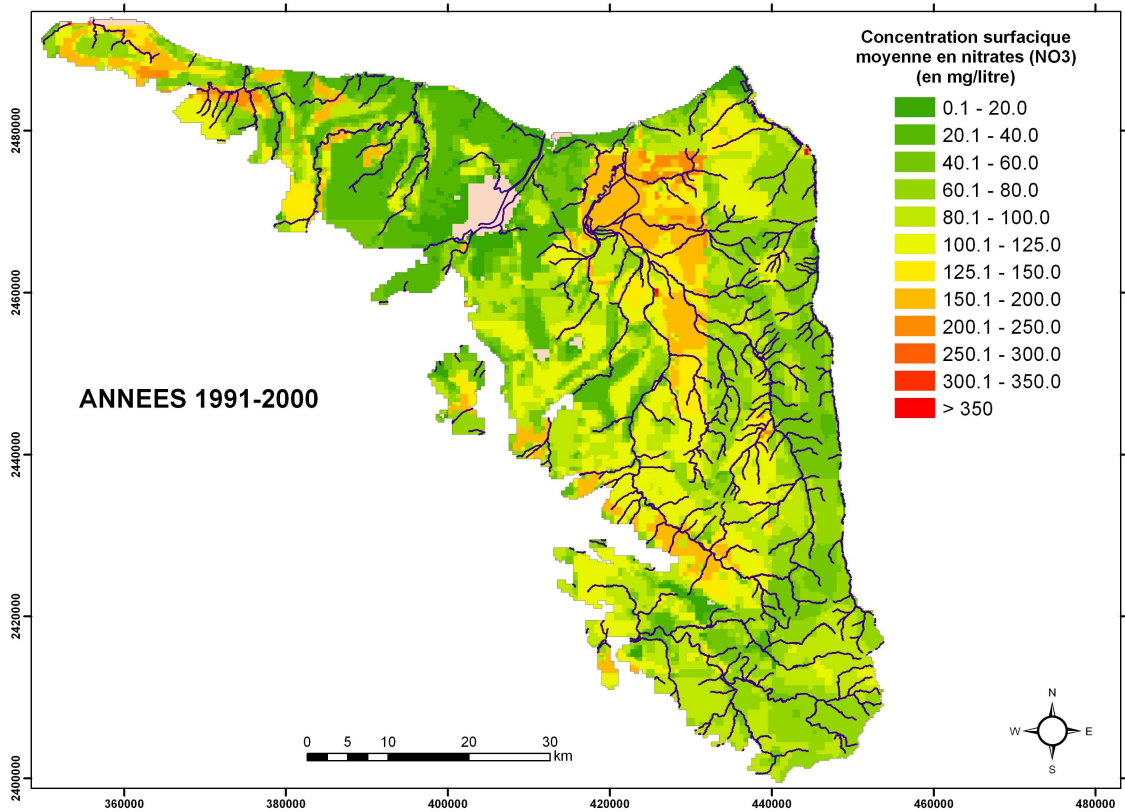


Figure 38 : concentration sous racinaire calculée sur la période 1991-2000 (mg/litre)

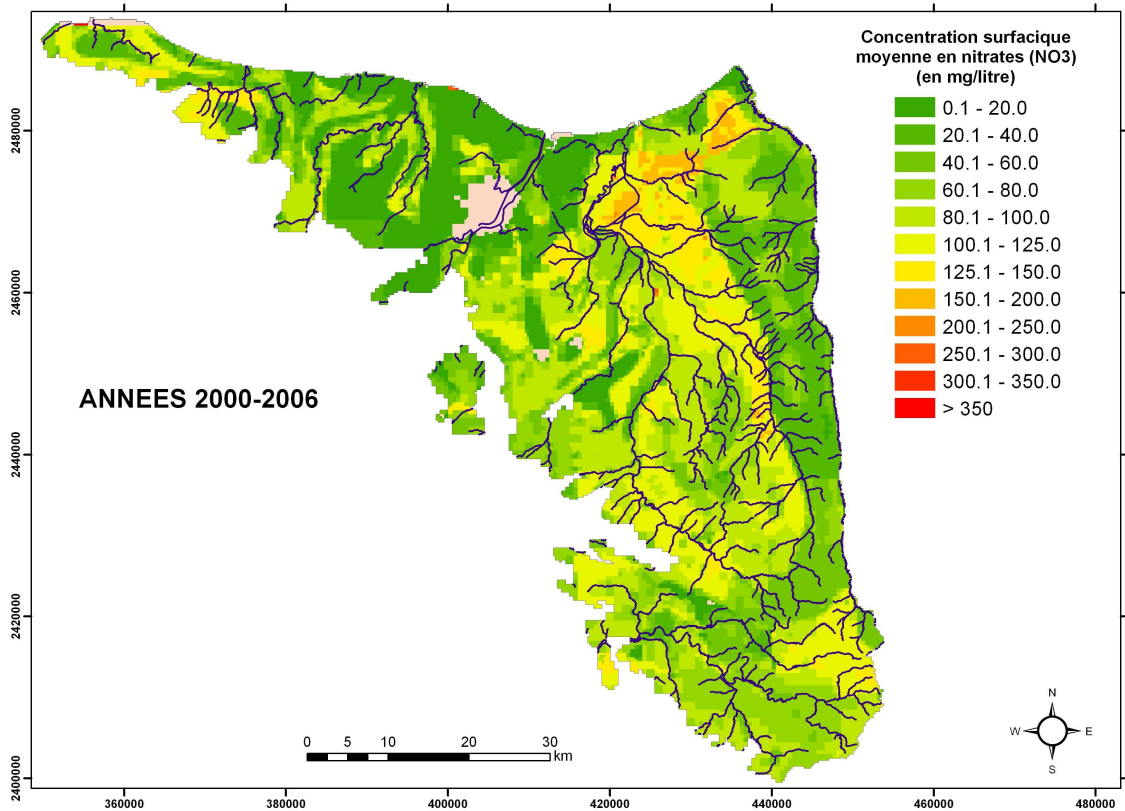


Figure 39 : concentration moyenne sous racinaire calculée sur la période 2000-2006 (mg/litre)

## **2.6. Calage du modèle sur les concentrations mesurées dans les aquifères**

Le principal but de ces modélisations est de tenter de reproduire, autant que faire se peut, les évolutions temporelles des concentrations en nitrates mesurées dans différents ouvrages répartis sur l'ensemble de la zone d'étude. Pour ce qui nous concerne ici, ceci se limite donc aux formations aquifères modélisées à savoir les formations du Bajocien/Bathonien et les formations du Cénomaniens/Oxfordien. Compte tenu de l'extension géographique relativement limitée de ces formations et par conséquent d'un nombre également limité de mesures d'évolution de la concentration en nitrates au cours du temps dans ces aquifères, il n'est pas possible d'utiliser de méthodes statistiques (comme l'évolution de la médiane des concentrations mesurées par exemple) pour caractériser la qualité de représentation du modèle. Nous nous sommes donc appliqués à « comparer » les évolutions calculées et mesurées sur un certain nombre d'ouvrages disponibles dans les bases de données (ADES, DRASS, ...) et répartis géographiquement sur la zone d'étude.

### **2.6.1 Principe général des simulations**

La principale difficulté rencontrée dans ce genre de simulation se trouve être la phase d'initialisation du système. En effet, au temps  $t_0$ , l'ensemble du système est vierge de toute pollution azotée (zone non saturée, formations aquifères). Imposer une carte de concentrations mesurées à une date donnée est illusoire puisque, parallèlement, il est impossible, par manque total d'information, d'associer une concentration à l'ensemble des eaux présentes dans le non saturé. Il est donc nécessaire de réaliser une phase d'initialisation sur N années avant le début « effectif » du calcul à partir des flux d'eau et de nitrates calculés depuis 1971. Dans le cas présent et compte tenu d'épaisseurs de zone non saturée relativement faibles, une phase d'initialisation de 7 ans en imposant un flux d'eau moyen des années soixante dix associé à un flux de nitrates correspondant à la même période a été nécessaire. En d'autres termes, les simulations commencent en 1964 avec un flux d'eau et de nitrates moyens correspondant aux années 70 imposés pendant 7 ans (jusqu'en 1971 donc) et ensuite calcul avec les évolutions calculées par STICS et MODCOU.

Au niveau du paramétrage du modèle, aucune modification n'est apportée sur les paramètres hydrodynamiques (transmissivité, coefficient d'emmagasinement) afin de ne pas modifier la dynamique hydraulique du système modélisé. Seule la porosité cinématique (encore appelée porosité efficace), nouveau paramètre, est affectée à chaque maille du domaine souterrain et est donc susceptible d'être calée. Elle représente le volume de vide de la formation aquifère dans laquelle l'eau peut circuler. On remarque donc que cette notion de porosité, utilisée dans le transport de polluant par exemple, est liée à la notion de circulation des fluides et non au pourcentage de volume occupé par la phase fluide dans la formation. La porosité cinématique est donc toujours inférieure, et parfois très nettement, à la porosité totale.

### **2.6.2 Formations du Bajocien-Bathonien**

La figure 40 présente la localisation des points de mesures sur lesquels nous nous sommes appuyés pour valider ou non l'ensemble de la chaîne de modélisation. La formation dénommée « Dogger indifférencié » et situé au sud de la zone d'étude, sera traitée indépendamment.

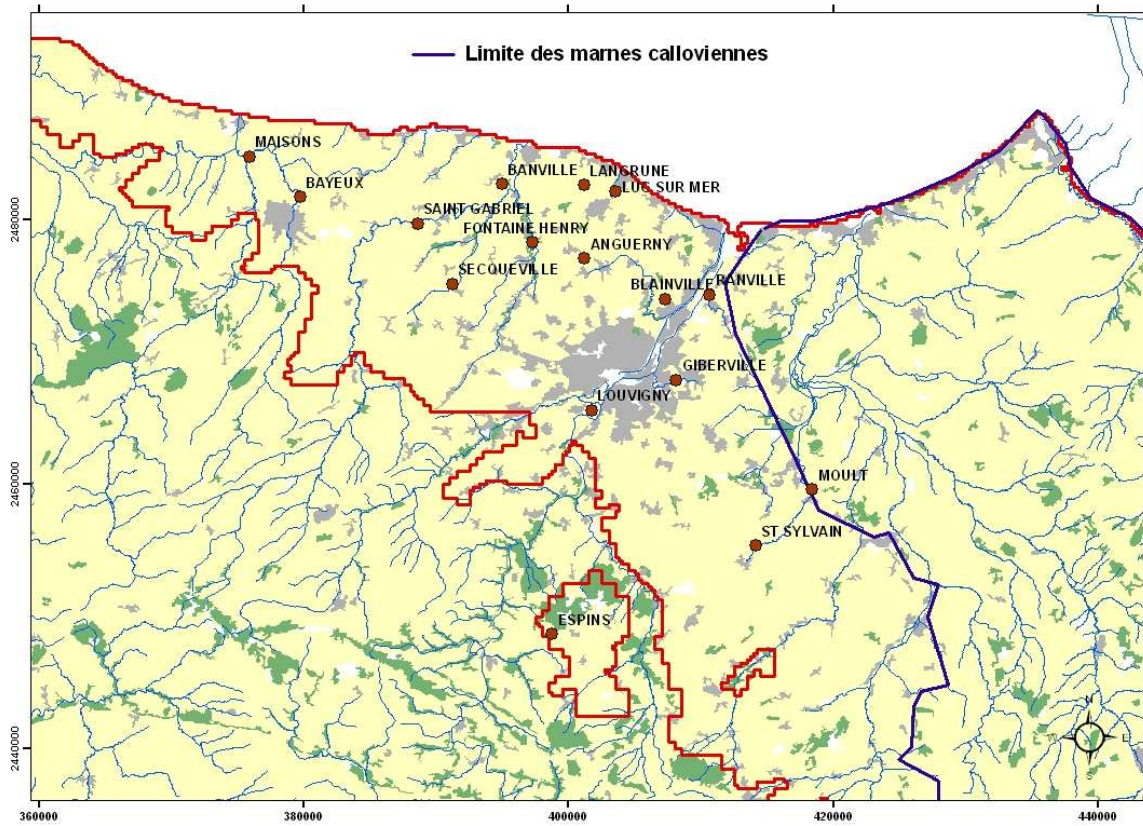


Figure 40 : localisation des points de mesures (formations du Bajocien/Bathonien)

Les figures 41 à 44 présentent les évolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les différents ouvrages répertoriés.

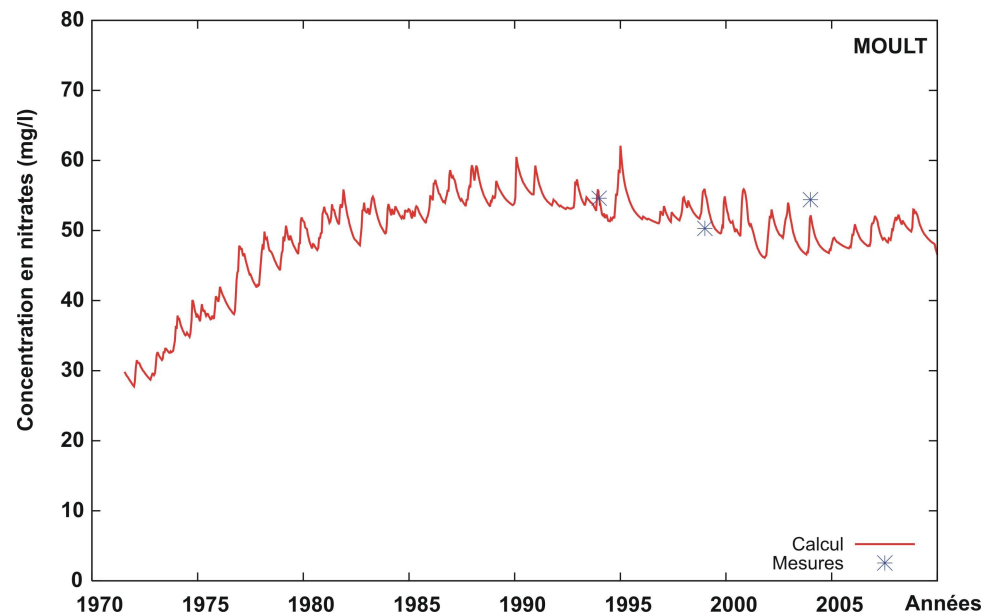
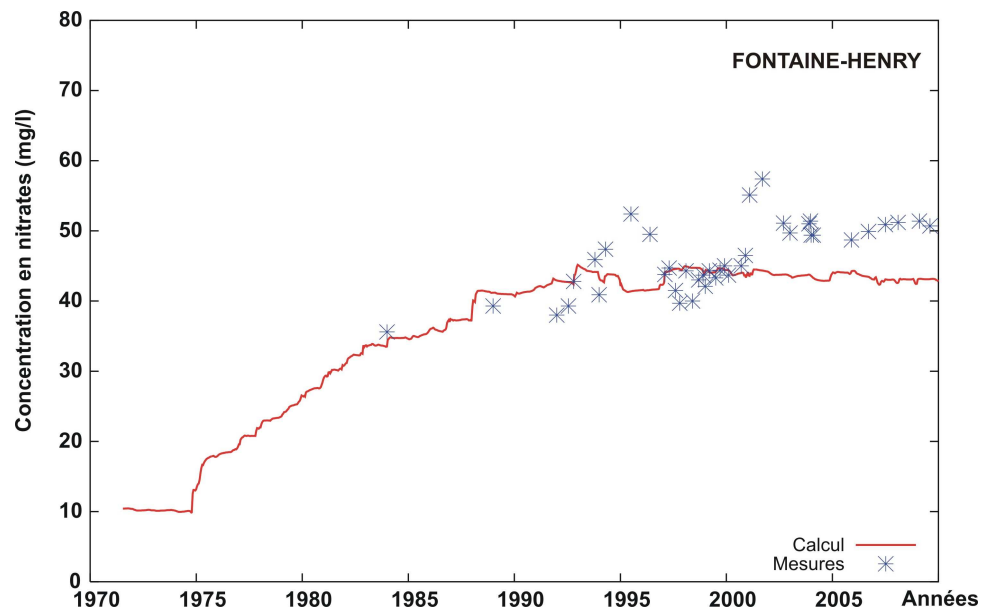
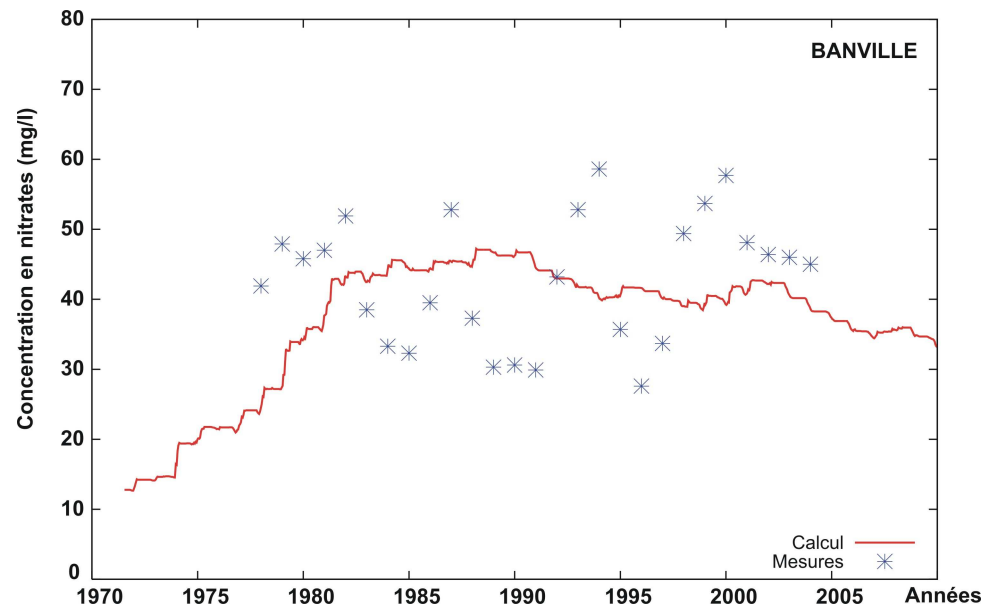
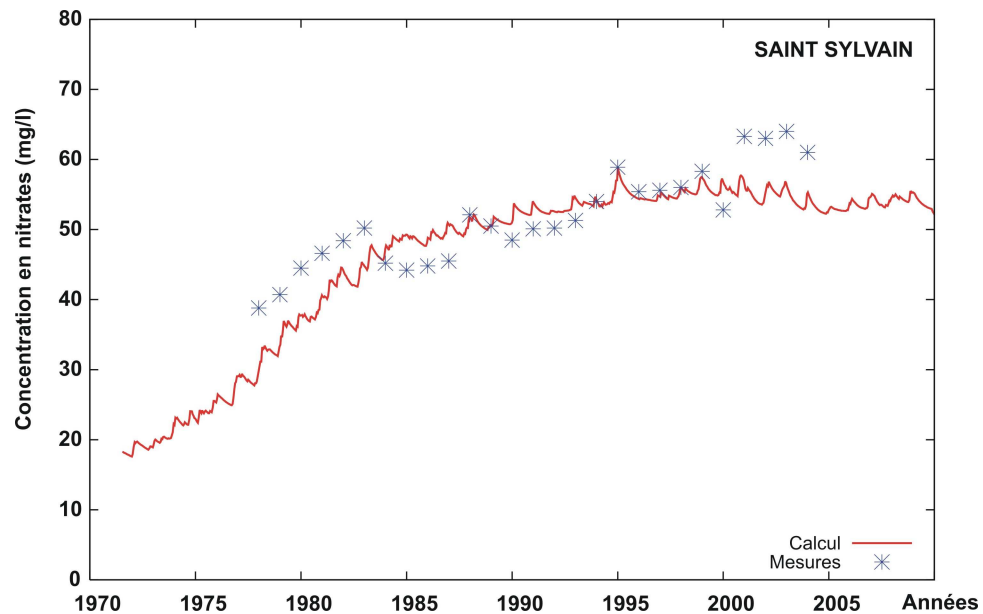


Figure 41 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Saint-Sylvain, Banville, Fontaine-Henry et Moulton

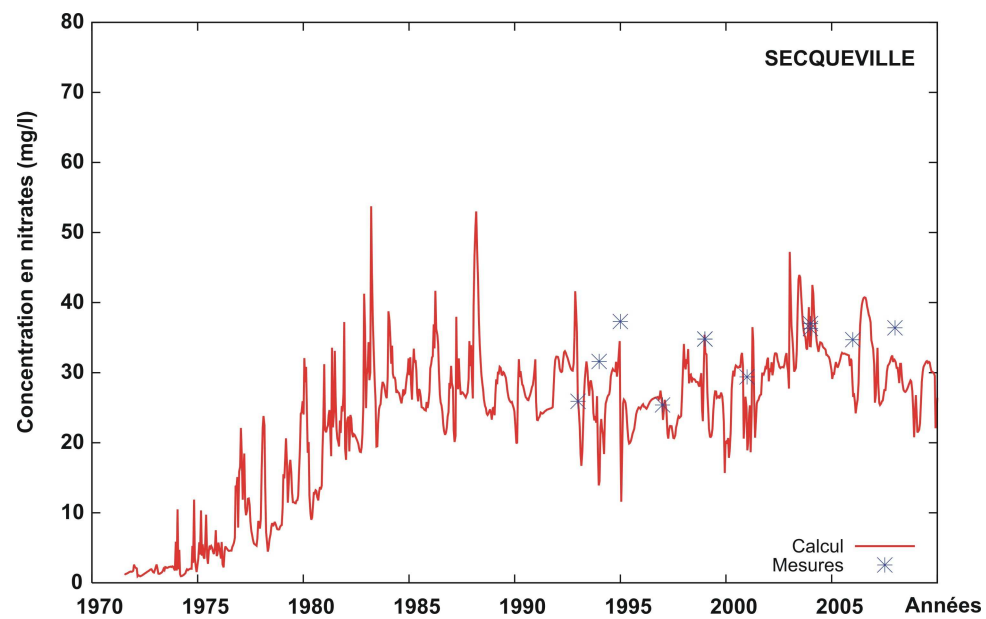
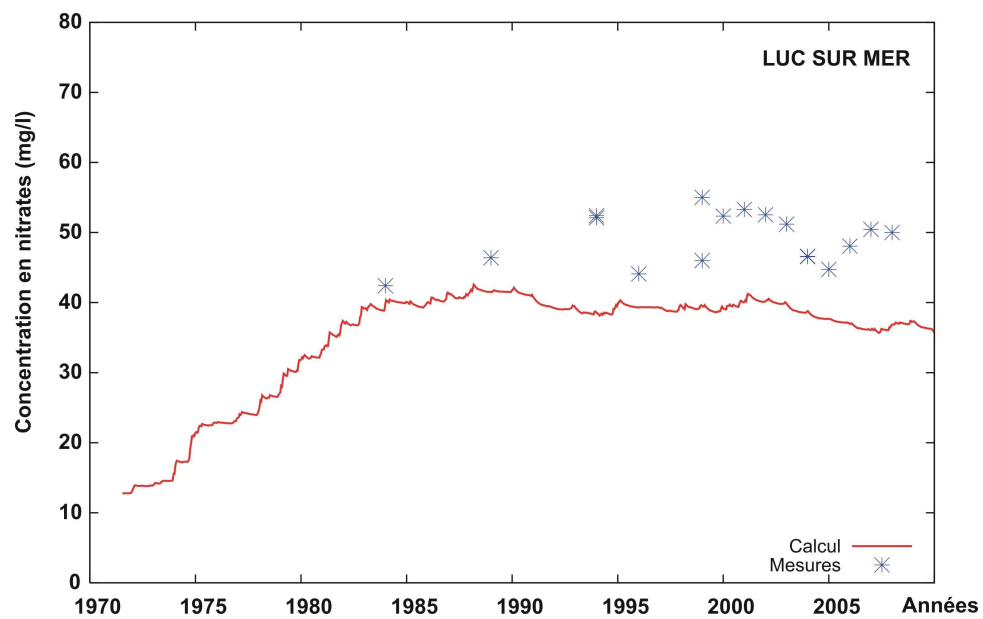
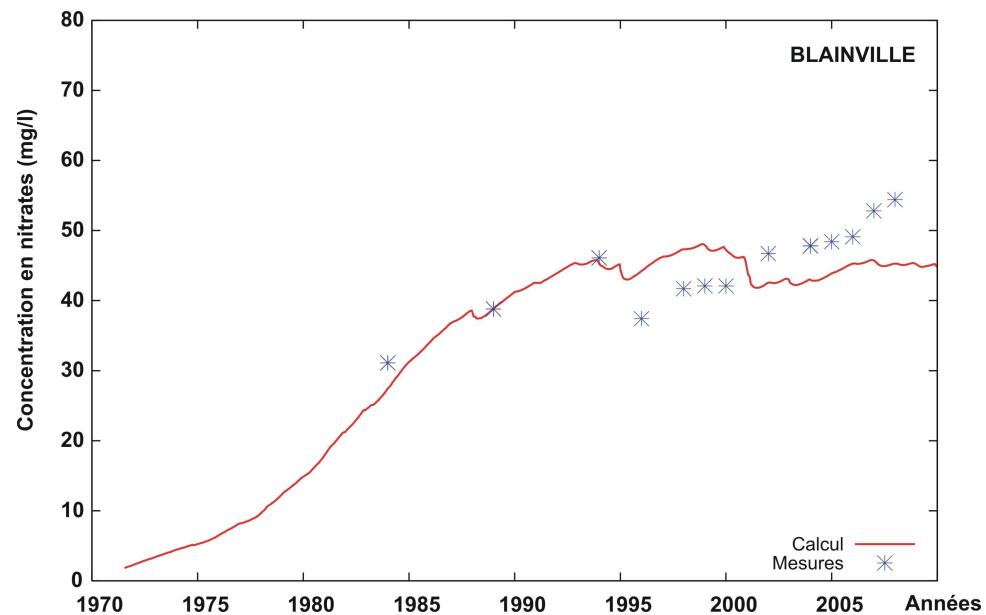
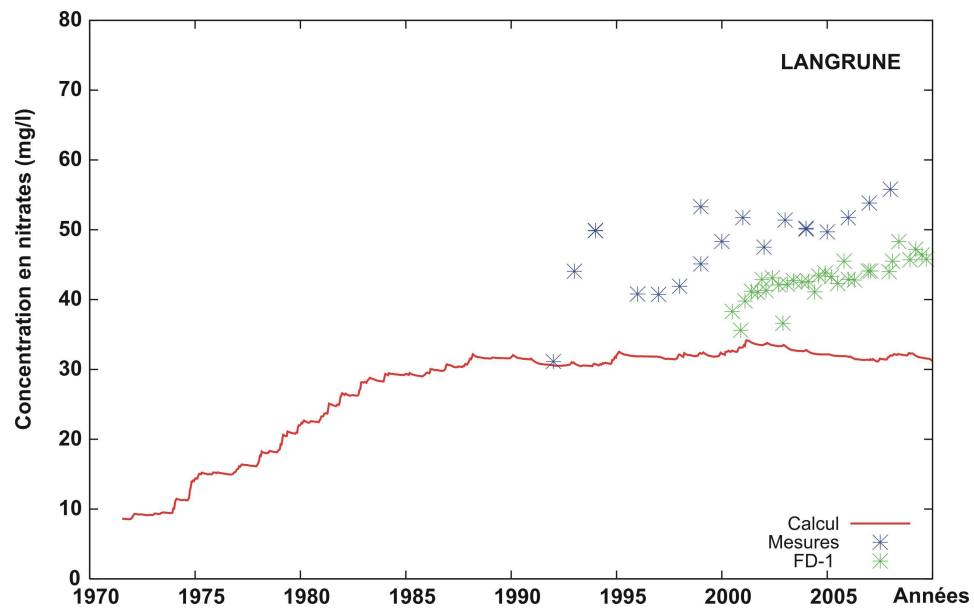


Figure 42 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Langrune, Blainville, Luc-sur-Mer et Secqueville

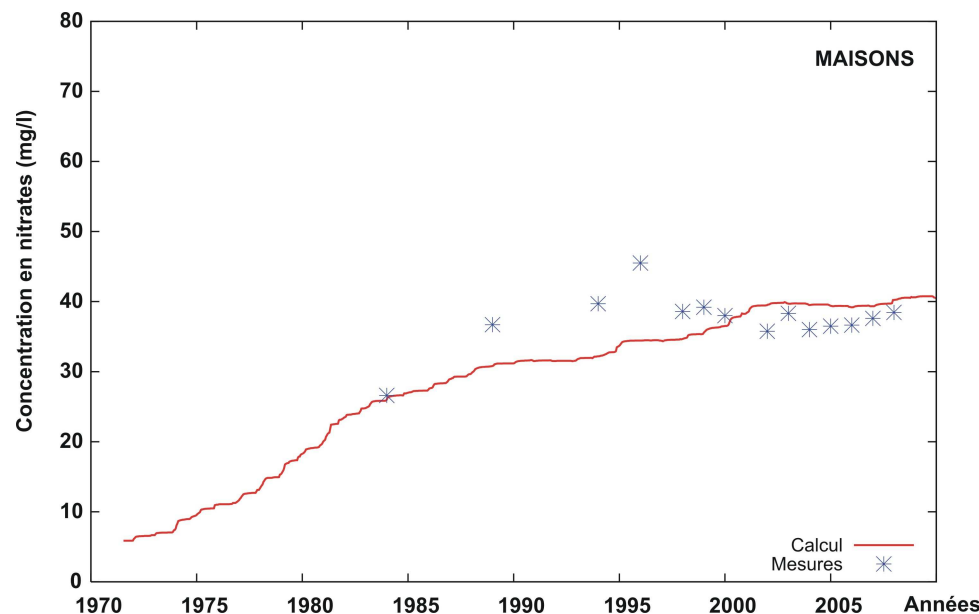
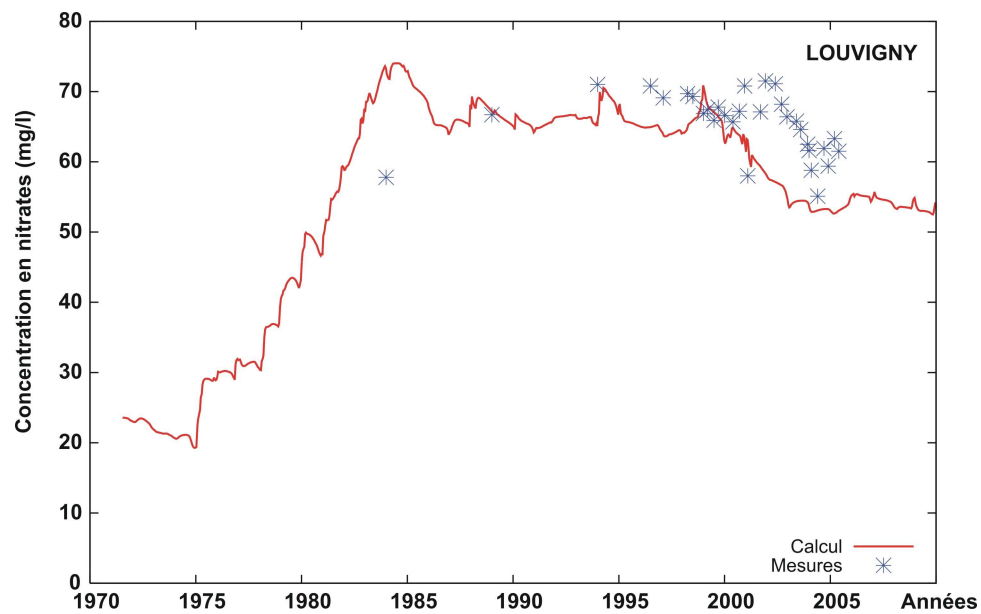
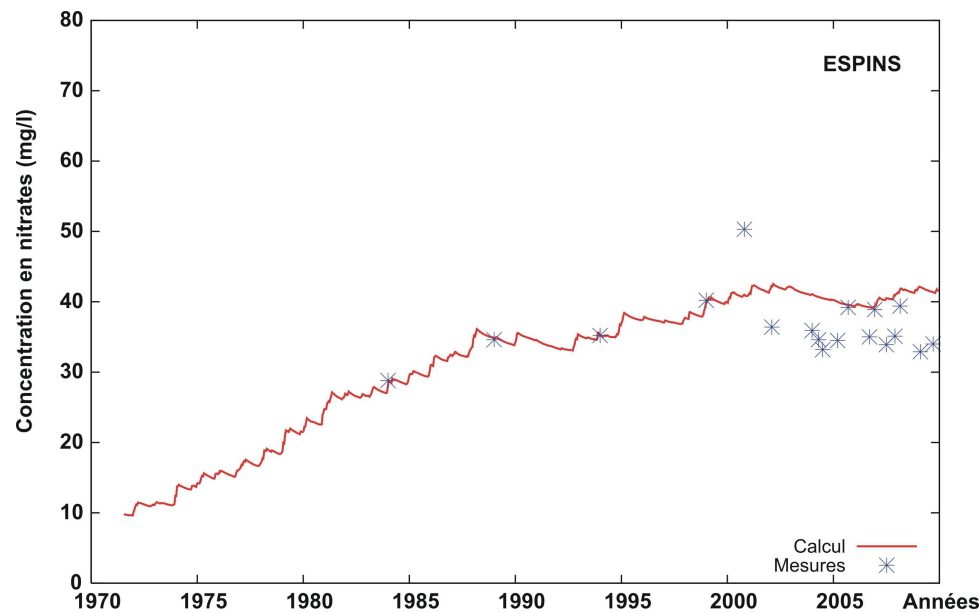
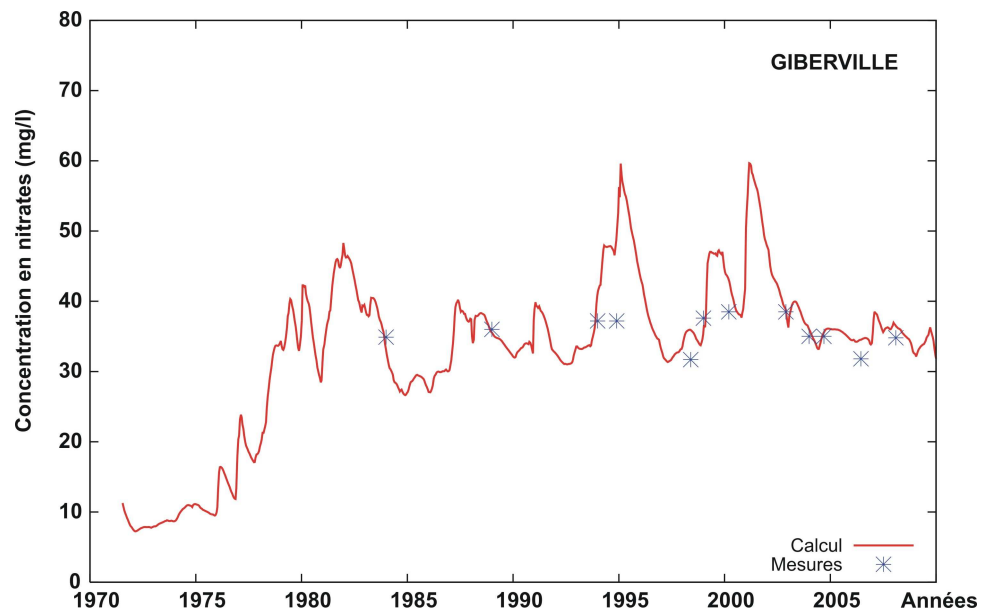


Figure 43 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Giberville, Espins, Louvigny et Maisons

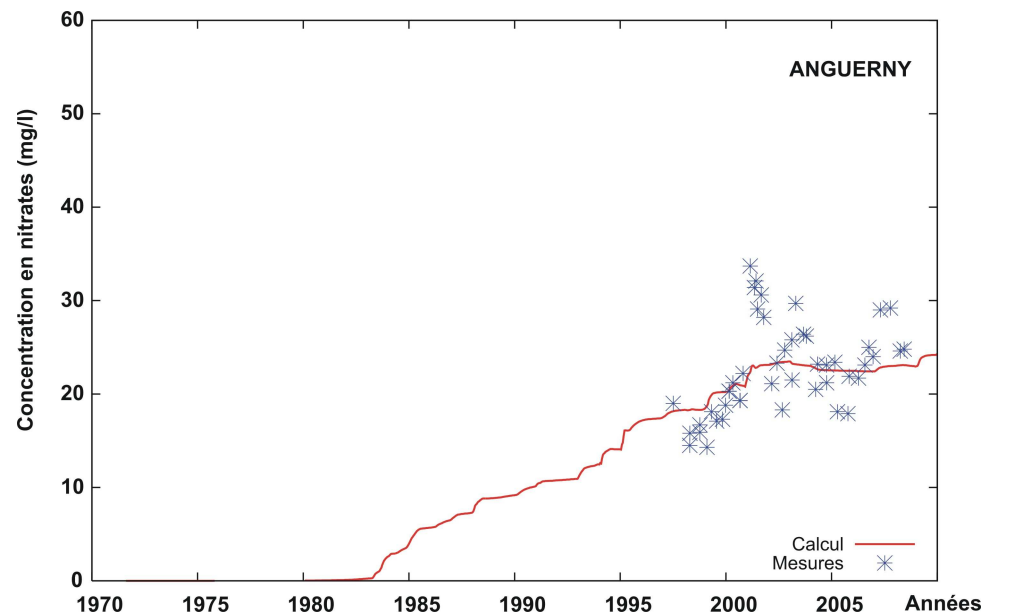
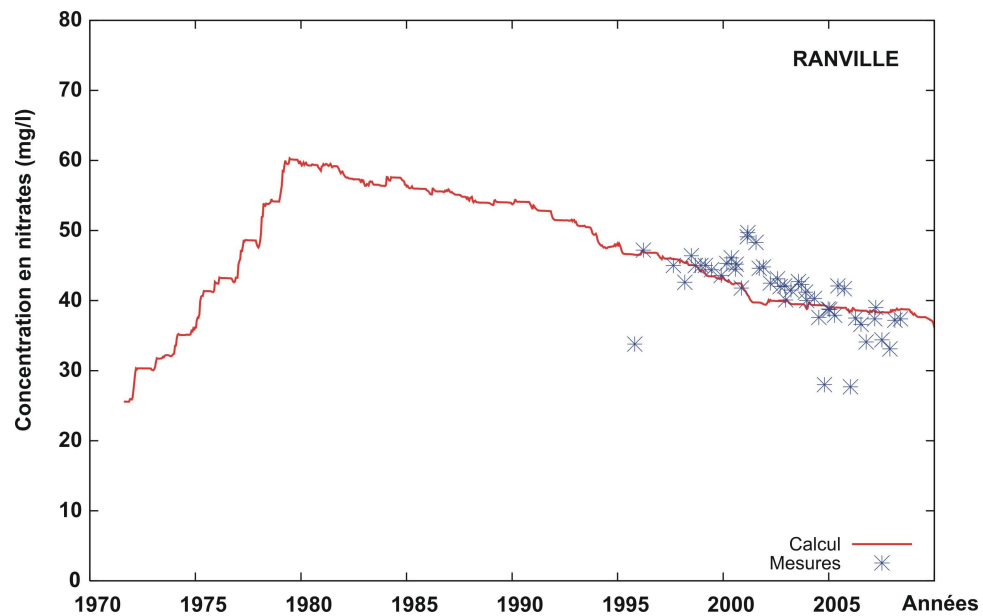
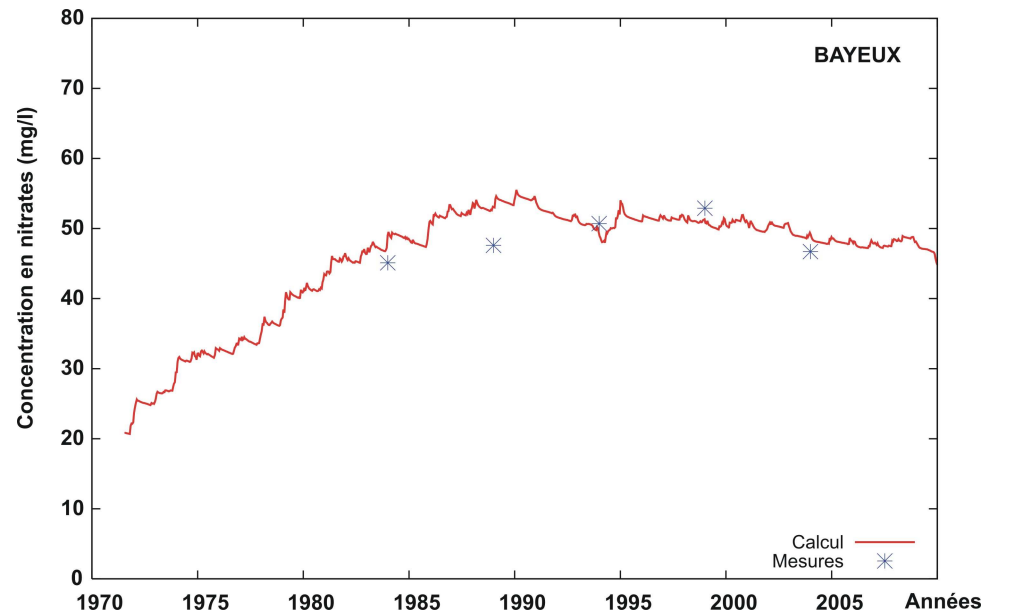
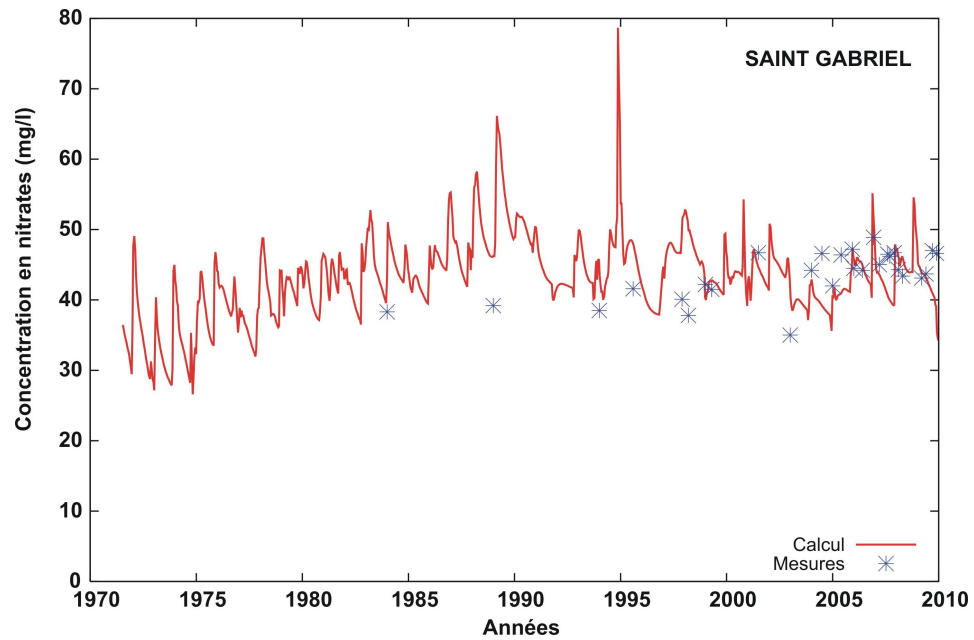


Figure 44 : formation du Bajp/Bathonien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de St-Gabriel, Bayeux, Ranville et Anguerny



Ces résultats laissent apparaître que :

- le modèle semble reproduire de manière très satisfaisante l'évolution des concentrations mesurées au sud est de Caen (plaine de Caen) et plus globalement en rive est de l'Orne (commune de Ranville notamment) ;
- les concentrations calculées dans le secteur des communes de Luc-sur-Mer et Langrune restent sensiblement inférieure aux mesures. Ces résultats s'expliquent par des flux d'azote sous racinaire très faibles calculés par STICS ;
- au nord ouest de Caen (communes de Secqueville et de Saint Gabriel), les concentrations calculées se calent beaucoup mieux sur les mesures même si elles semblent très légèrement inférieures ;
- plus à l'ouest, les concentrations calculées à Maisons et Bayeux sont dans les fourchettes de variation des mesures (la modélisation tend globalement à lisser les concentrations calculées au regard des mesures) ;
- les concentrations calculées les plus élevées se rencontrent dans la partie sud de la plaine de Caen, en adéquation avec les mesures présentées figure 4.

La figure 45 présente l'évolution de la médiane des concentrations calculées sur l'ensemble des mailles au droit des affleurements de la formation du Bajocien/Bathonien.

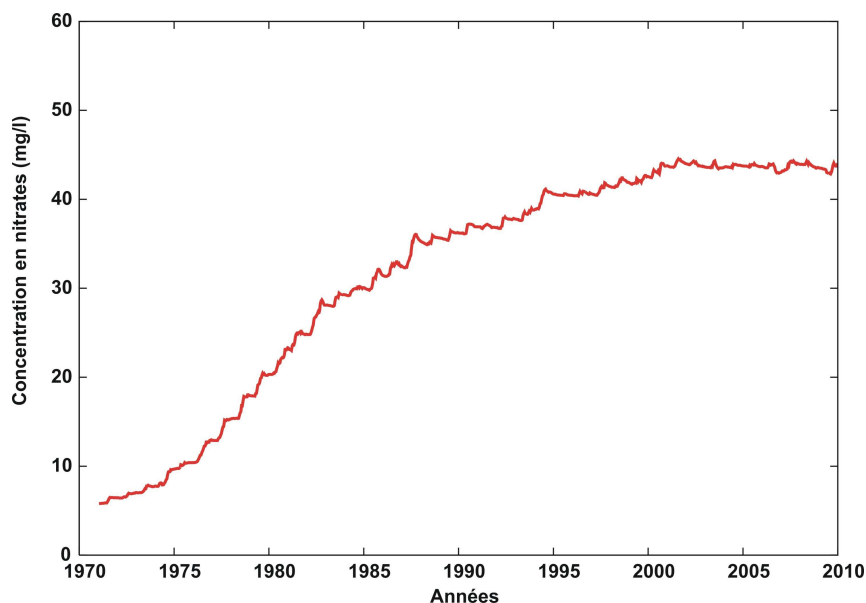


Figure 45 : évolution de la médiane des concentrations calculées au droit des affleurements de la formation du Bajocien/Bathonien

Cette figure tend à montrer qu'une asymptote semble atteinte depuis le milieu des années 2000. Ceci est la conséquence directe des résultats précédemment présentés, à savoir une stagnation voire une diminution des flux d'azote sous racinaires calculés par le modèle agronomique et donc des concentrations en nitrates des eaux susceptibles d'atteindre les formations aquifères. A ceci s'ajoute également le probable effet d'une succession d'années sèches faisant suite au fort lessivage opéré en 2001.

### 2.6.3 Formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude)

Hydrauliquement indépendante des autres formations du Dogger (formations du Bathonien et du Bajocien) située plus au nord, cette zone a fait l'objet d'un traitement particulier. Les ouvrages retenus à titre de comparaison entre les concentrations en nitrates calculées et mesurées sont présentés sur la figure 46.

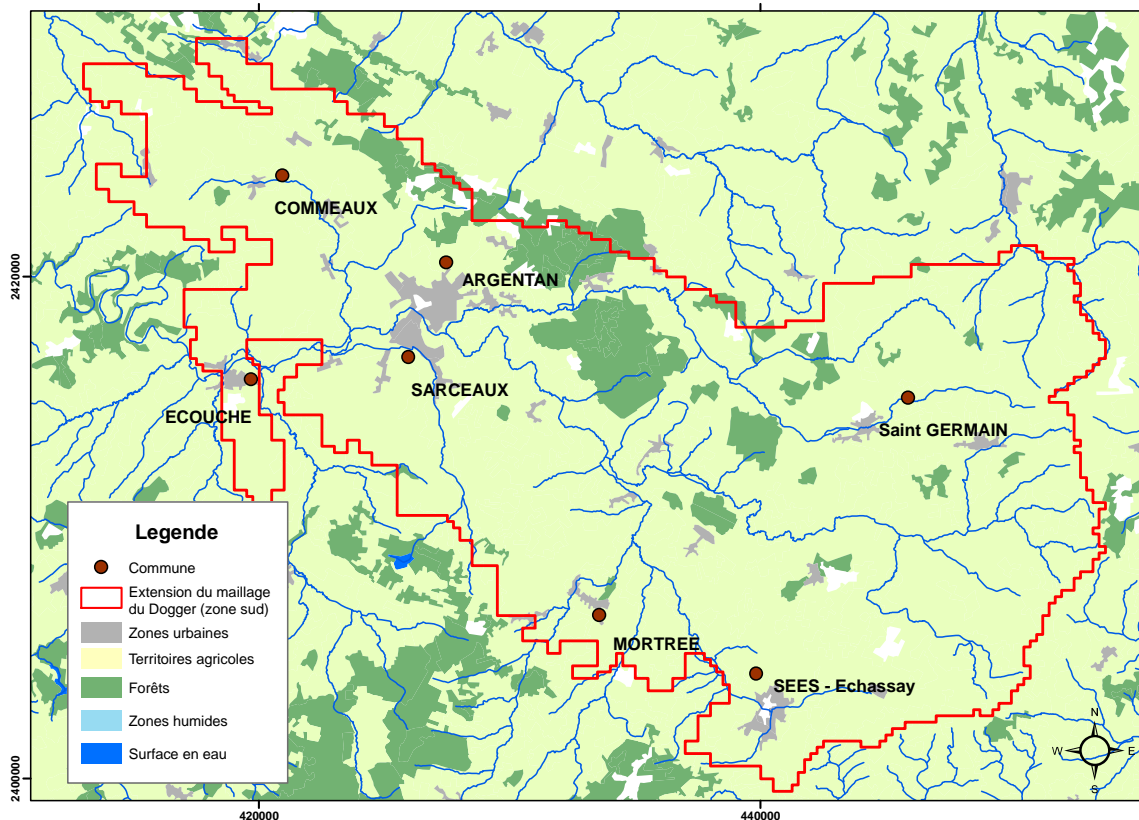


Figure 46 : localisation des points de mesures dans la formation du Dogger indifférencié

Les figures 47 et 48 présentent les évolutions comparées entre les mesures et les concentrations calculées par le modèle hydrogéologique.

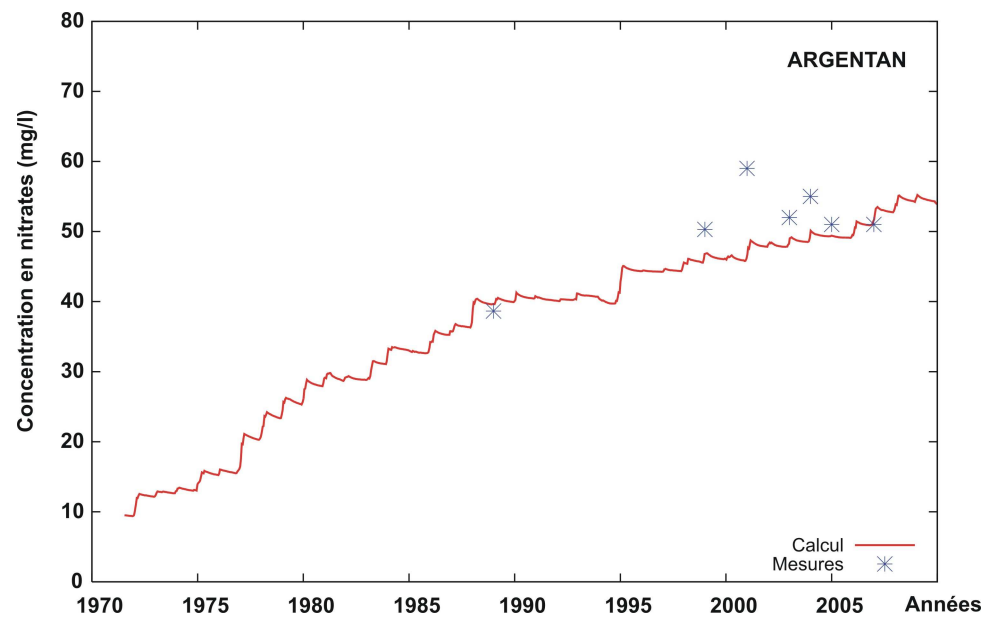
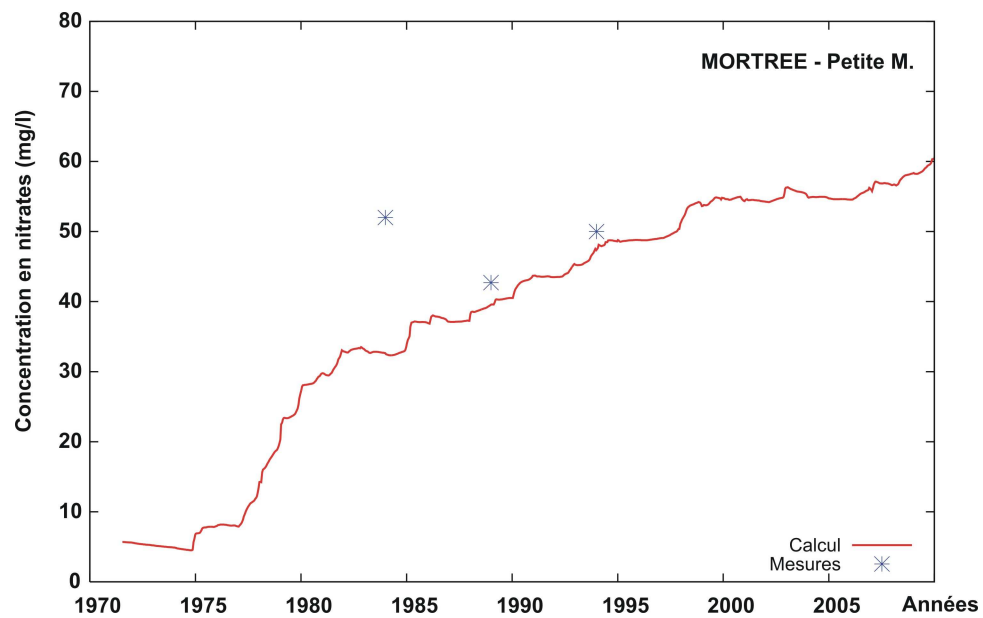
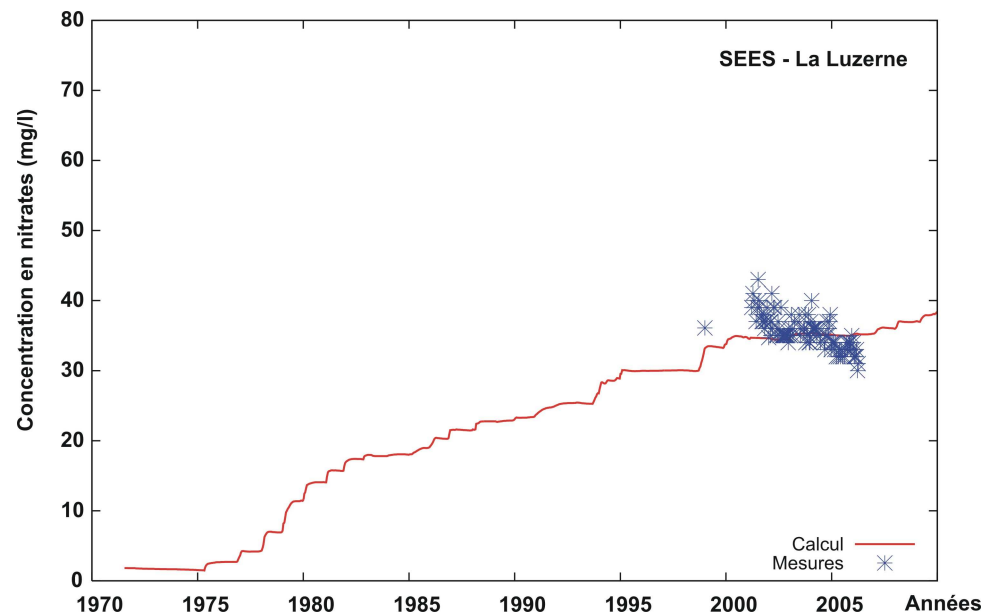
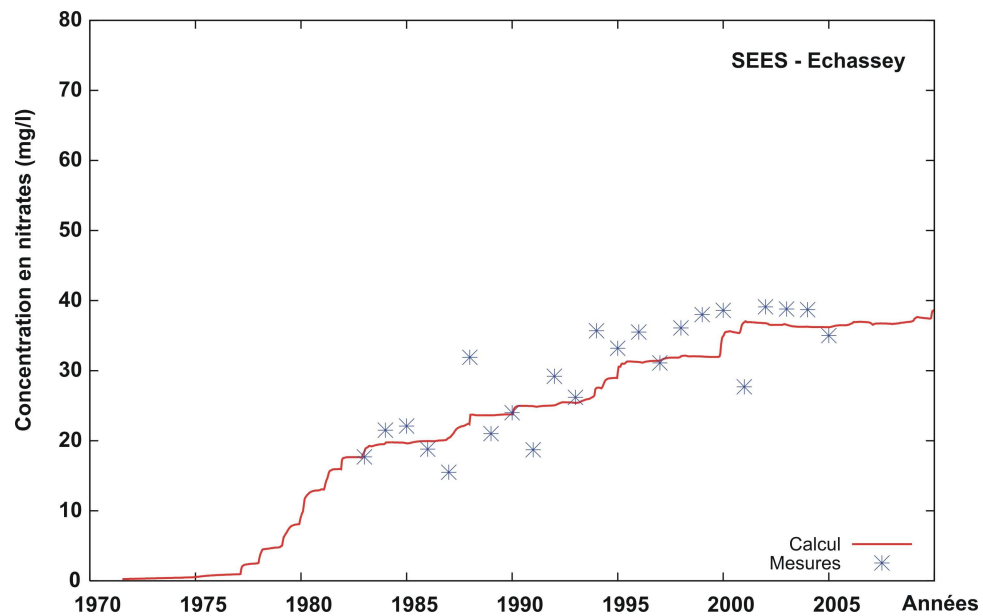


Figure 47 : formation du Dogger indifférencié – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Sées « Echassay », Sées « la Luzerne », La Petite Mortrée et Argentan

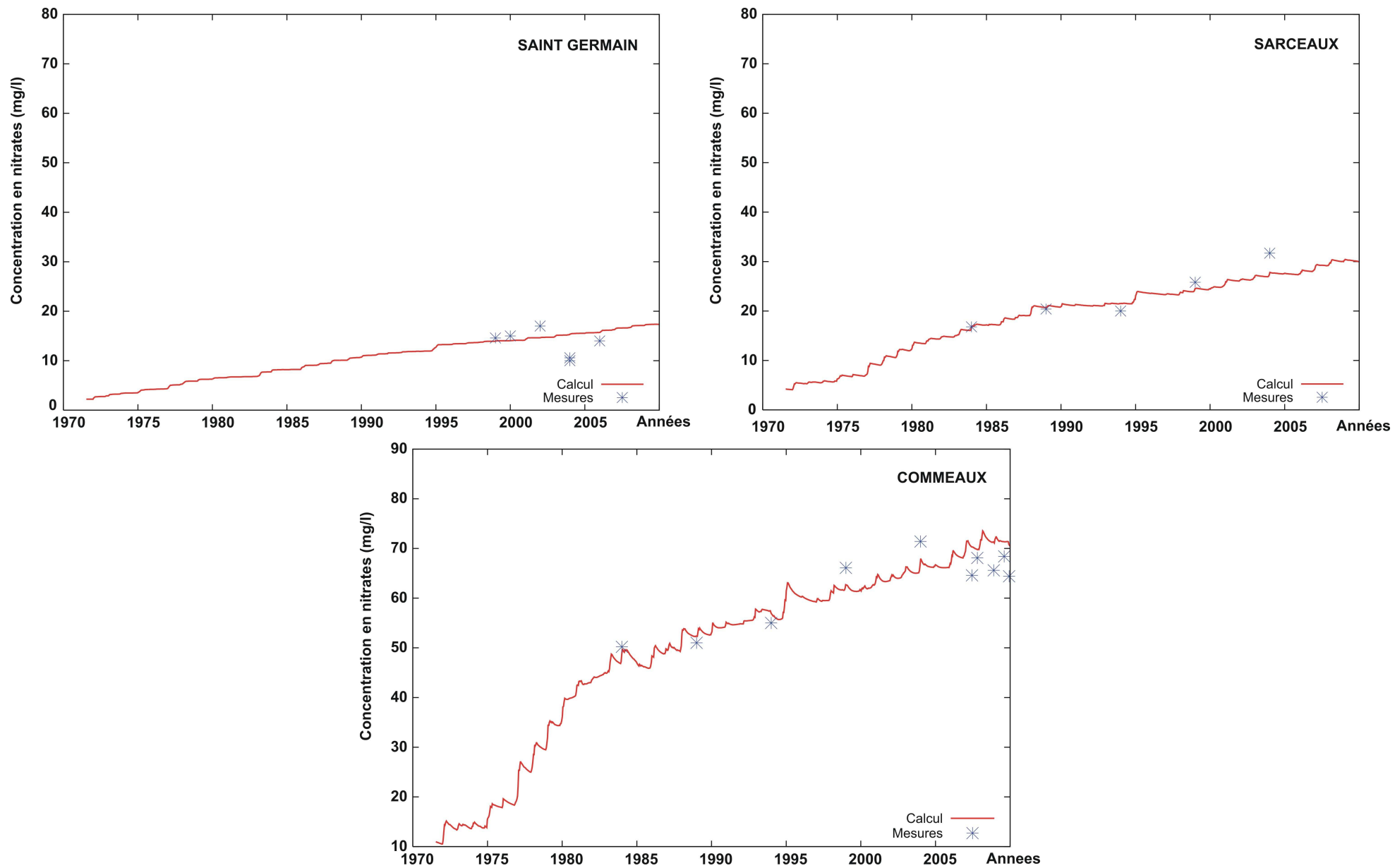


Figure 48 : formation du Dogger indifférencié – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Saint-Germain, Sarceaux et Commeaux

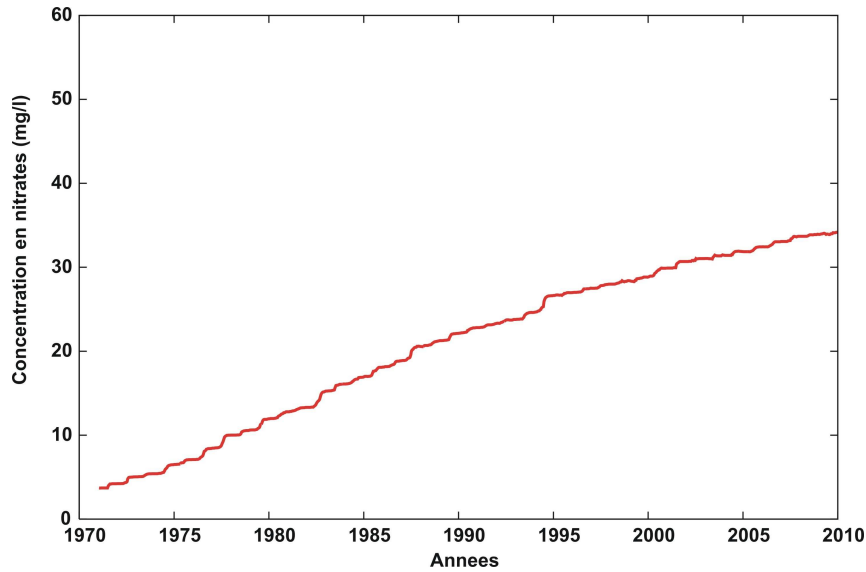


Figure 49 : évolution de la médiane des concentrations calculées au droit des affleurements de la formation du Dogger indifférencié au sud de la zone d'étude

L'évolution de la médiane laisse apparaître que contrairement aux formations du Bajocien/Bathonien situées plus au nord, les concentrations continuent à croître dans les années 2000. Ces concentrations restent toutefois plus faibles que dans les zones plus septentrionales.

#### 2.6.4 Formations du Cénomaniens/Oxfordien

De la même manière, la figure 50 présente la localisation des ouvrages retenus pour comparer les concentrations calculées dans la formation aquifère et celles mesurées à différentes dates dans différents ouvrages. Les figures 51 et 52 présentent les évolutions comparées.

Enfin, la figure 53 présente la médiane des concentrations calculées sur l'ensemble des mailles de la couche modélisée.



Figure 50 : localisation des points de mesures dans les formations du Cénomane /Oxfordien

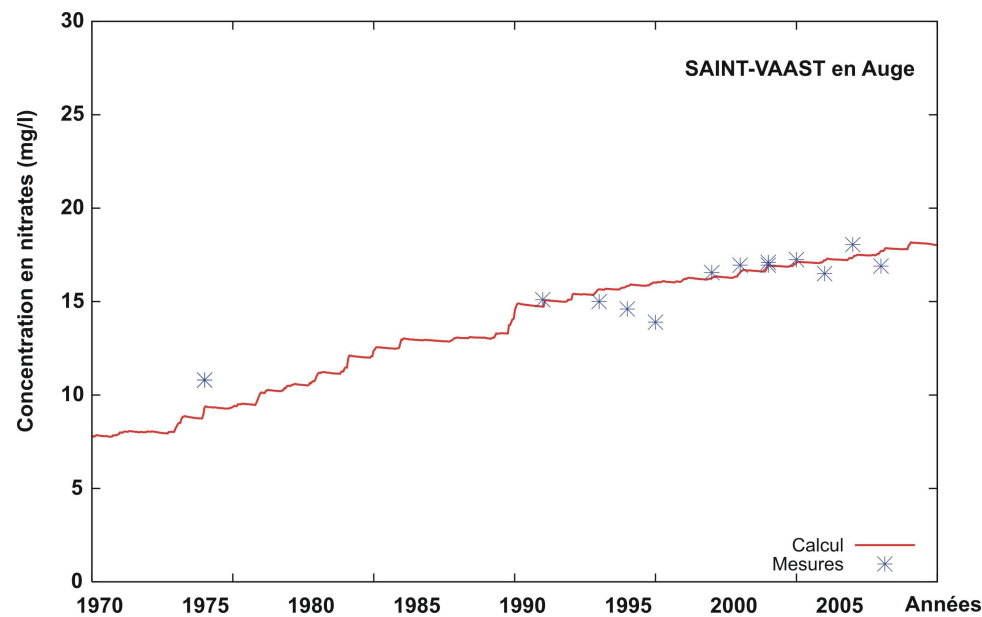
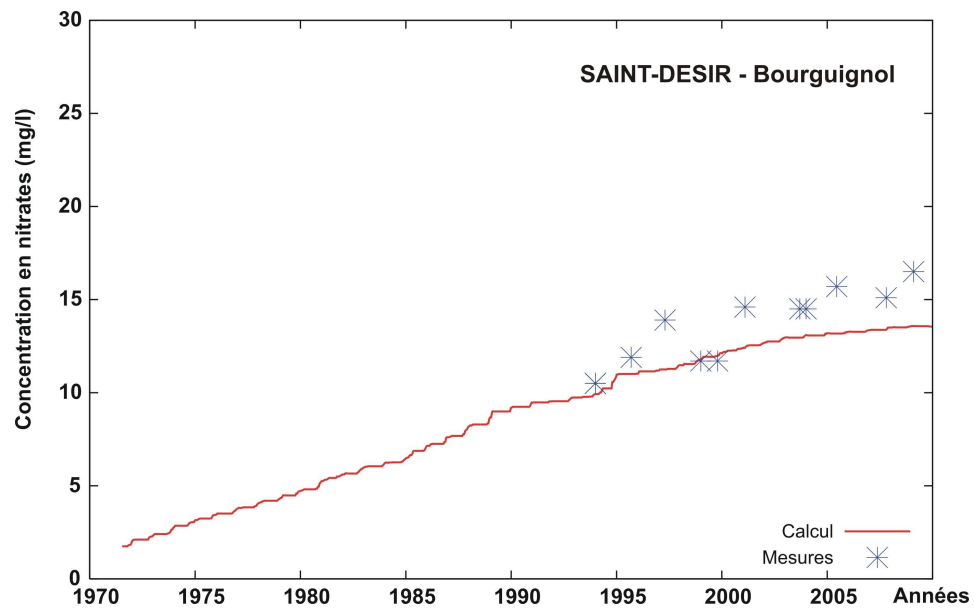
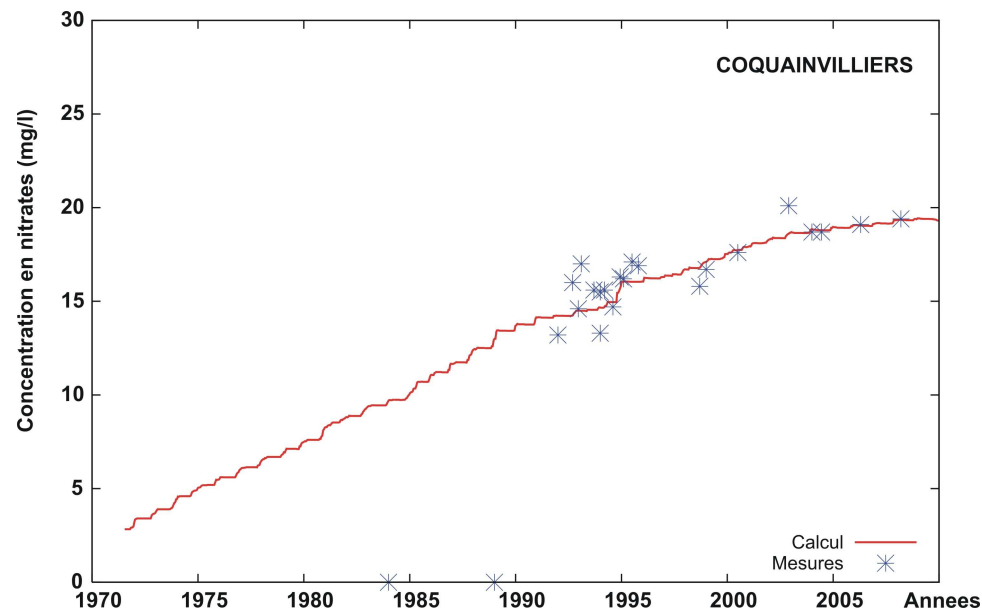
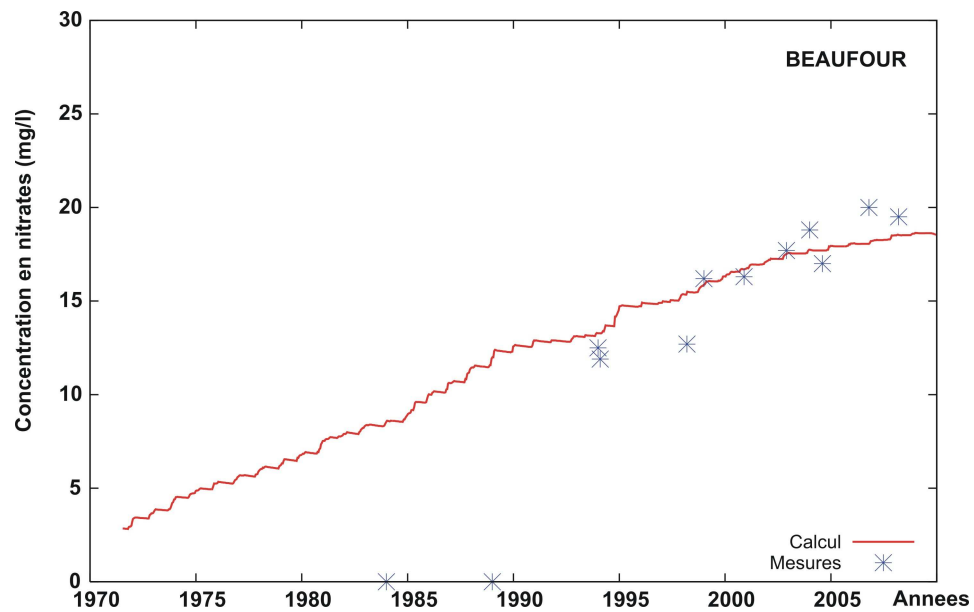
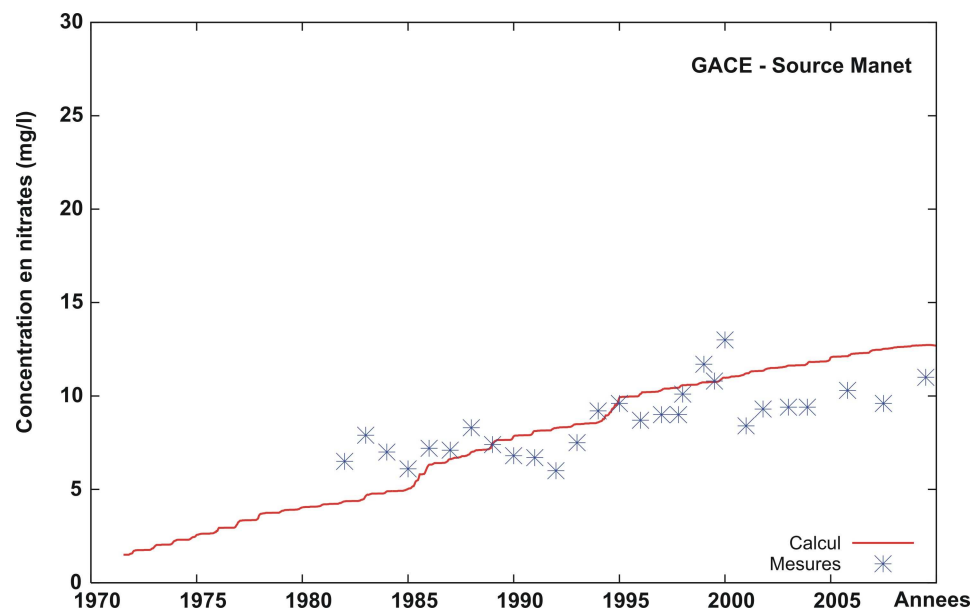
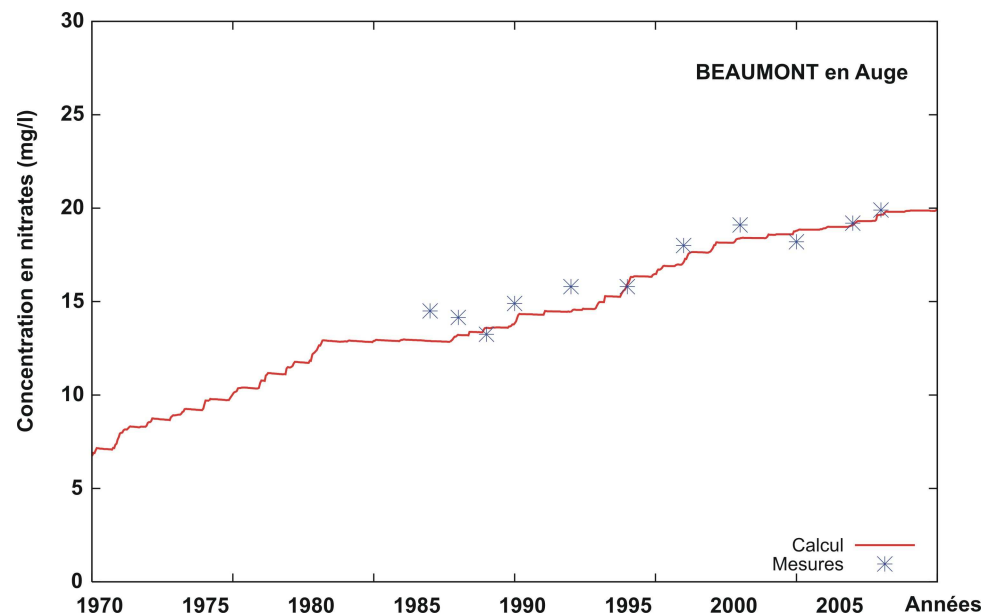
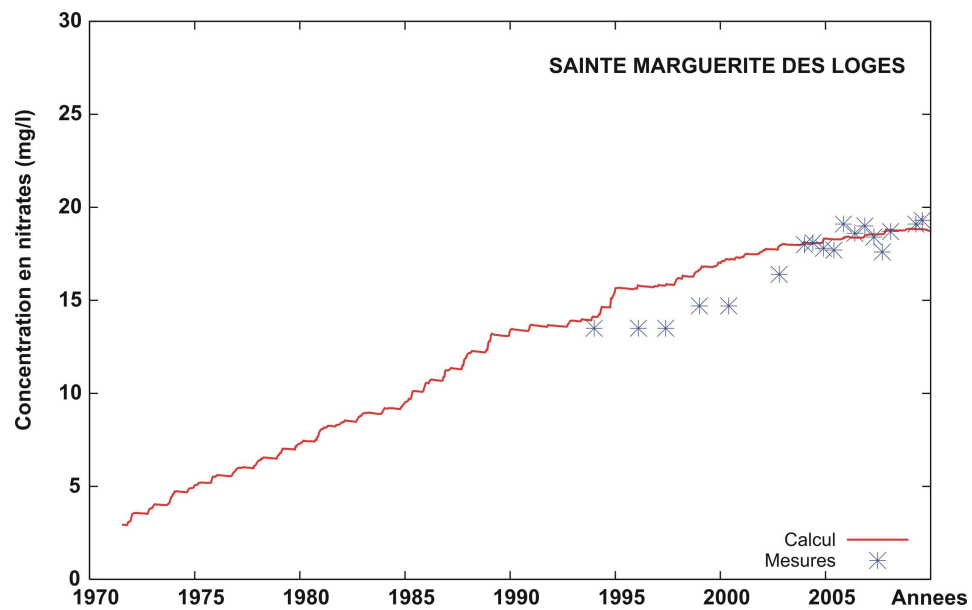


Figure 51 : formation du Cénomaniens/Oxfordien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Beaufour, Coquainvilliers, Saint-Désir et Saint-Vaast en Auge



• *Figure 52 : formation du Cénomaniien/Oxfordien – Evolutions comparées des concentrations mesurées et calculées sur les ouvrages de Sainte-Marguerite des Loges, Beaumont en Auge et Gacé – Source Manet*



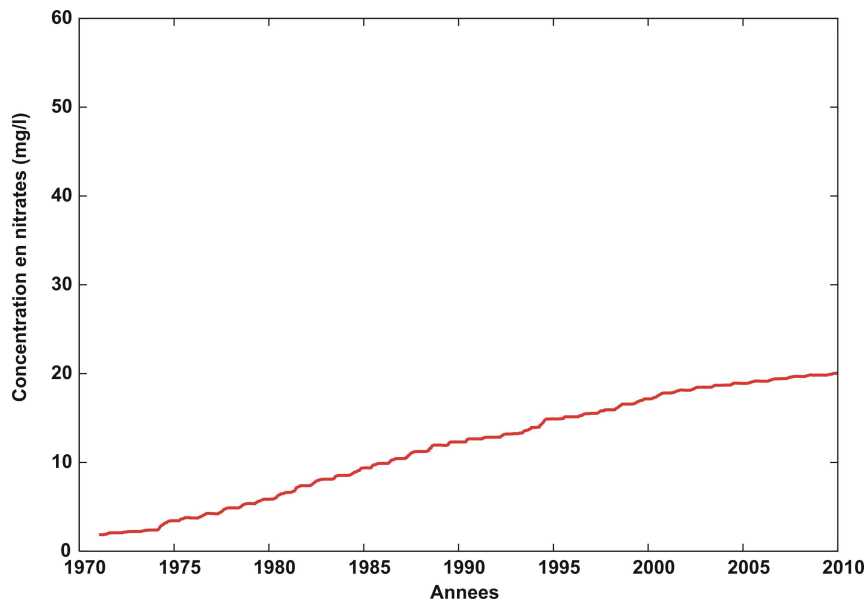


Figure 53 : évolution de la médiane des concentrations calculées au droit des affleurements de la formation de la Craie/Oxfordien

Comme pour la formation du Dogger indifférencié, l'asymptote n'est pas encore atteinte. Toutefois, dans cette formation, les concentrations moyennes calculées restent relativement faibles (de l'ordre de 20 mg/l) même en fin de période de simulation (fin 2009).

### **2.6.5 Cartes de concentrations calculées et d'évolution moyenne sur les trois dernières décennies**

Les figures 54 à 57 présentent les cartes de concentration en nitrates calculées dans les formations aquifères modélisées. Ces cartes confirment que les secteurs les plus rapidement atteints se situent dans la formation du Bajocien-Bathonien au nord-ouest de la zone d'étude et dans la plaine de Caen. Sur ces zones, les concentrations calculées sont d'ores et déjà fortes dès les années quatre vingt dix pour se stabiliser, voire décroître sur certains secteurs dans les années deux mille.

Ces évolutions annuelles sont représentées sur les figures 58 à 60 qui présentent l'évolution moyenne annuelle, exprimée en mg/litre et par an, des concentrations calculées entre les années 80 et 90, 90 et 2000, 2000 à 2009. On remarque que les accroissements les plus forts sont calculés sur la période 1980-1990 et que dans les années plus récentes les concentrations décroissent dans les secteurs les plus touchés par la pollution diffuse par les nitrates. Dans les formations du Cénomaniens/Oxfordien et du Dogger indifférencié, au sud de la zone d'étude, les concentrations continuent de croître.

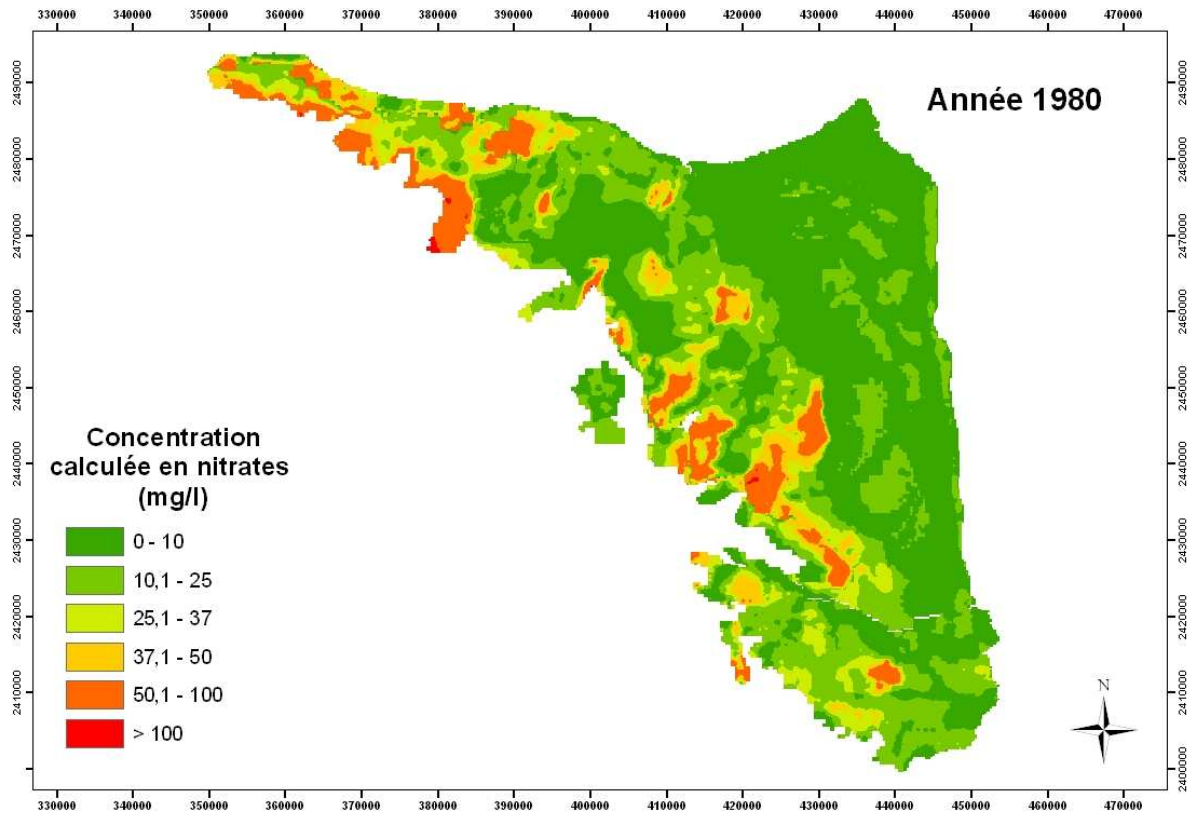


Figure 54 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 1980

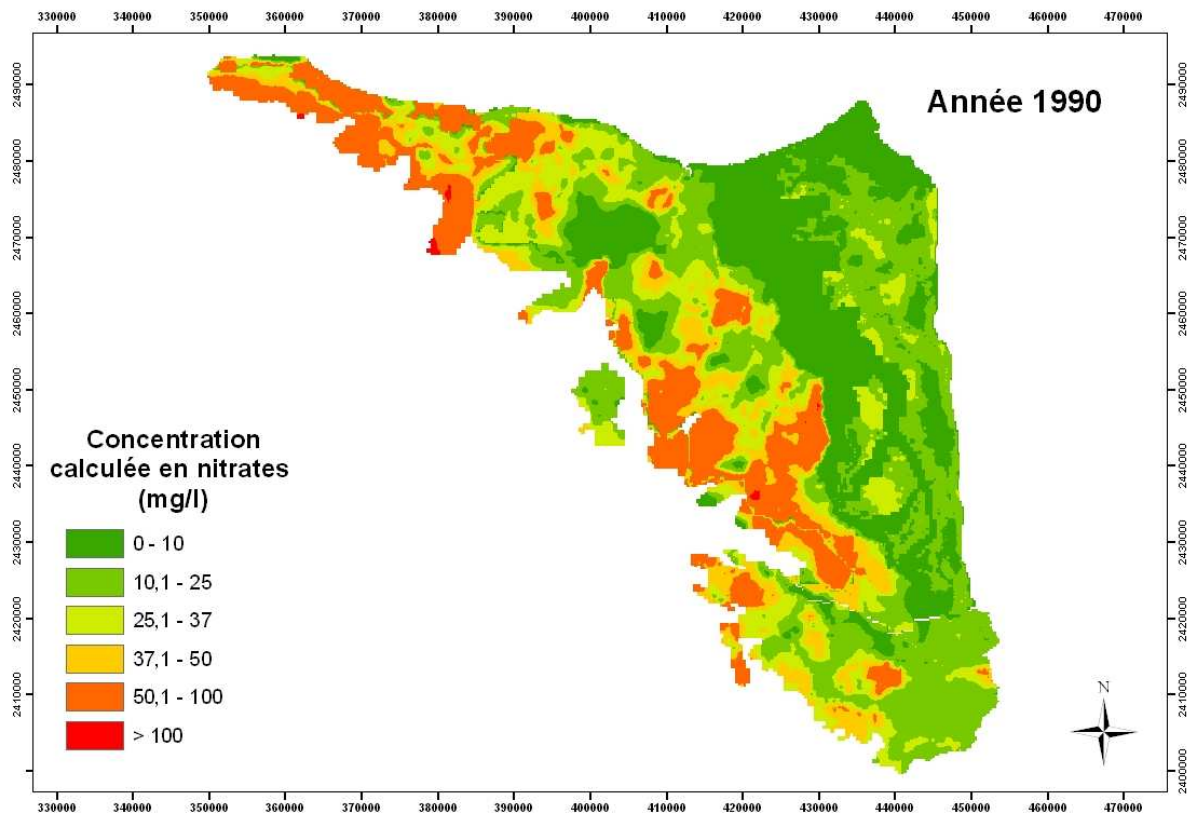


Figure 55 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 1990

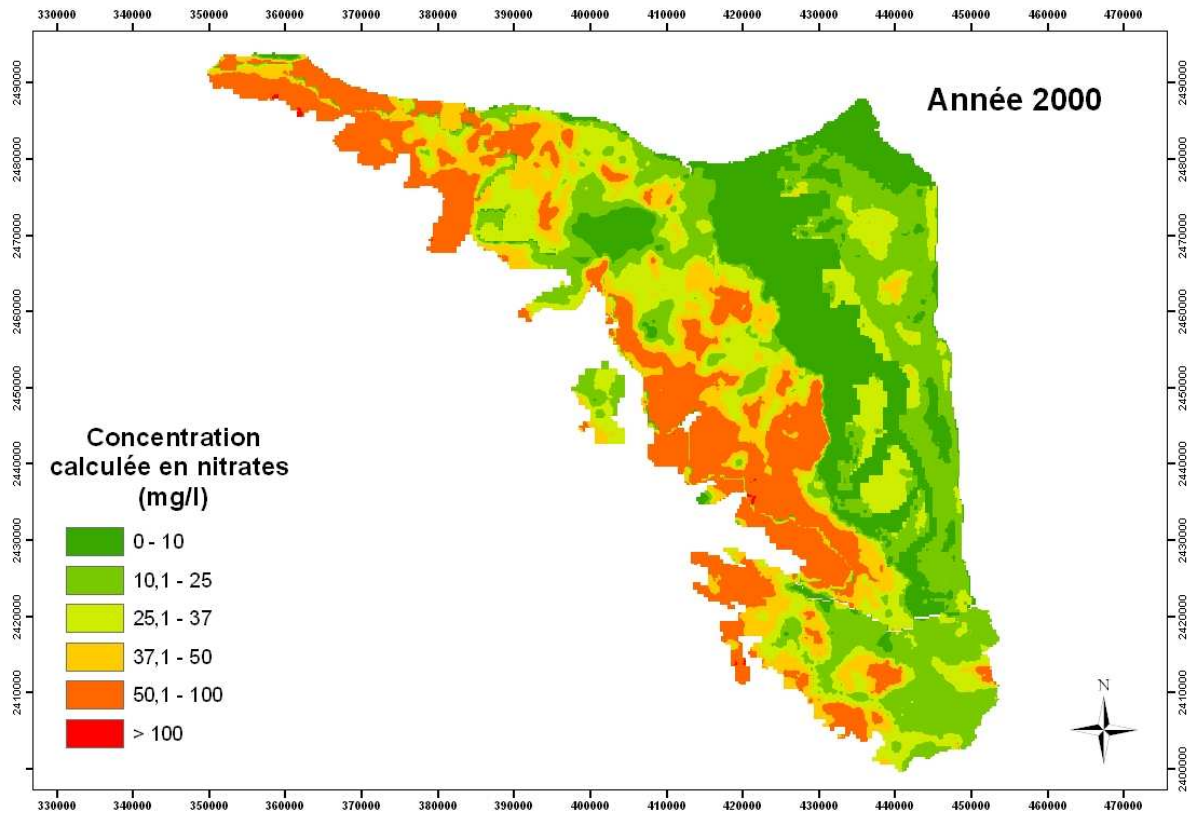


Figure 56 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 2000

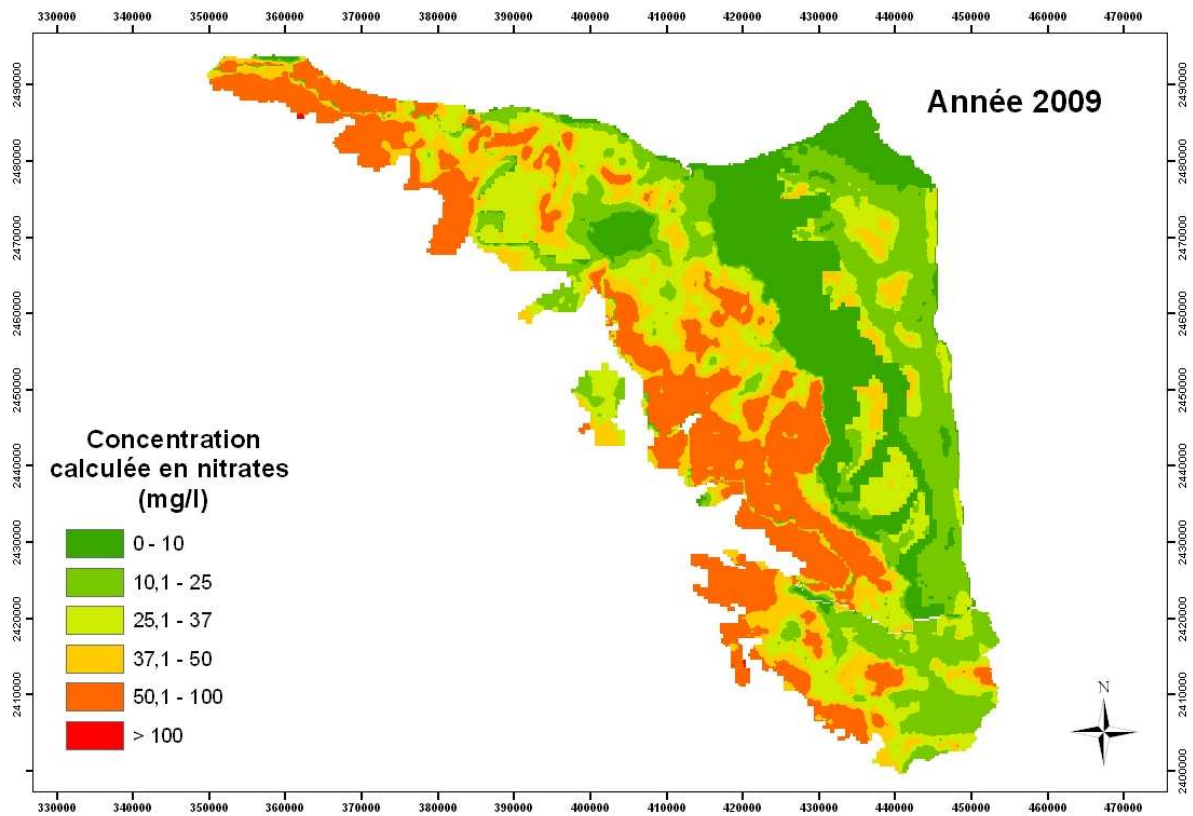


Figure 57 : carte des concentrations calculées en nitrates pour l'année 2009

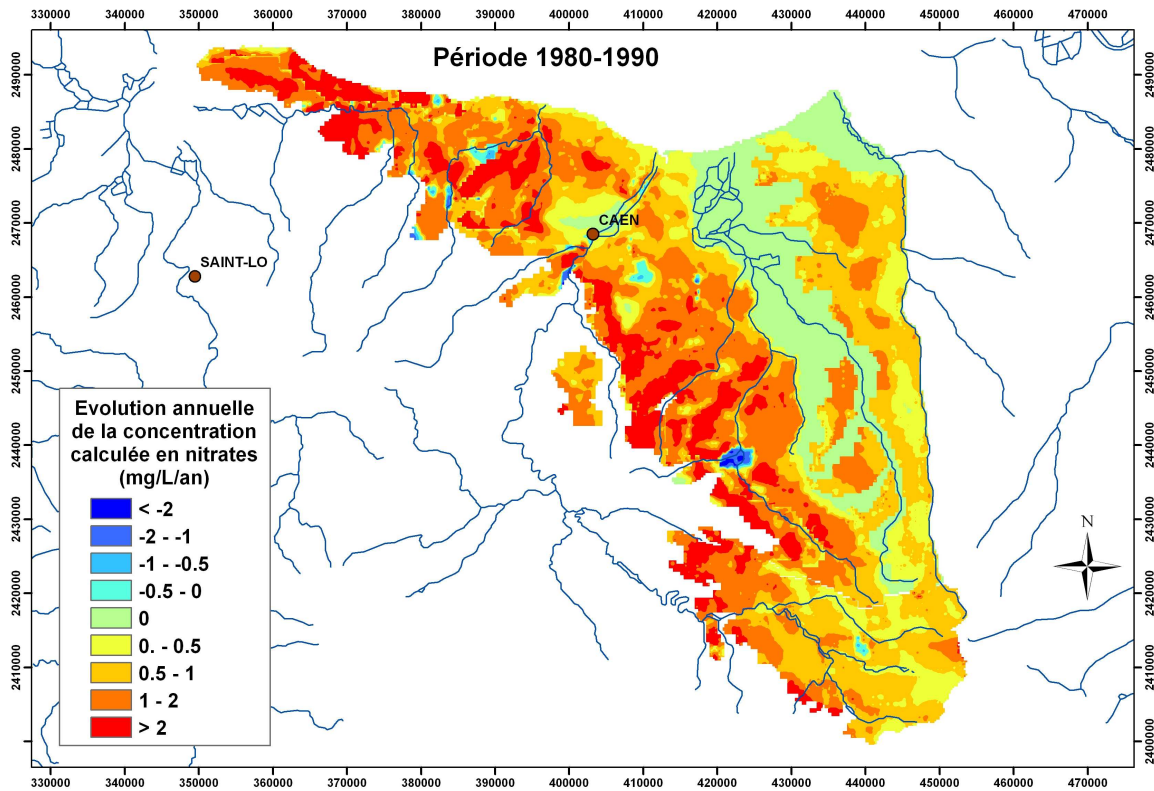


Figure 58 : évolution annuelle des concentrations calculées dans les années 1980

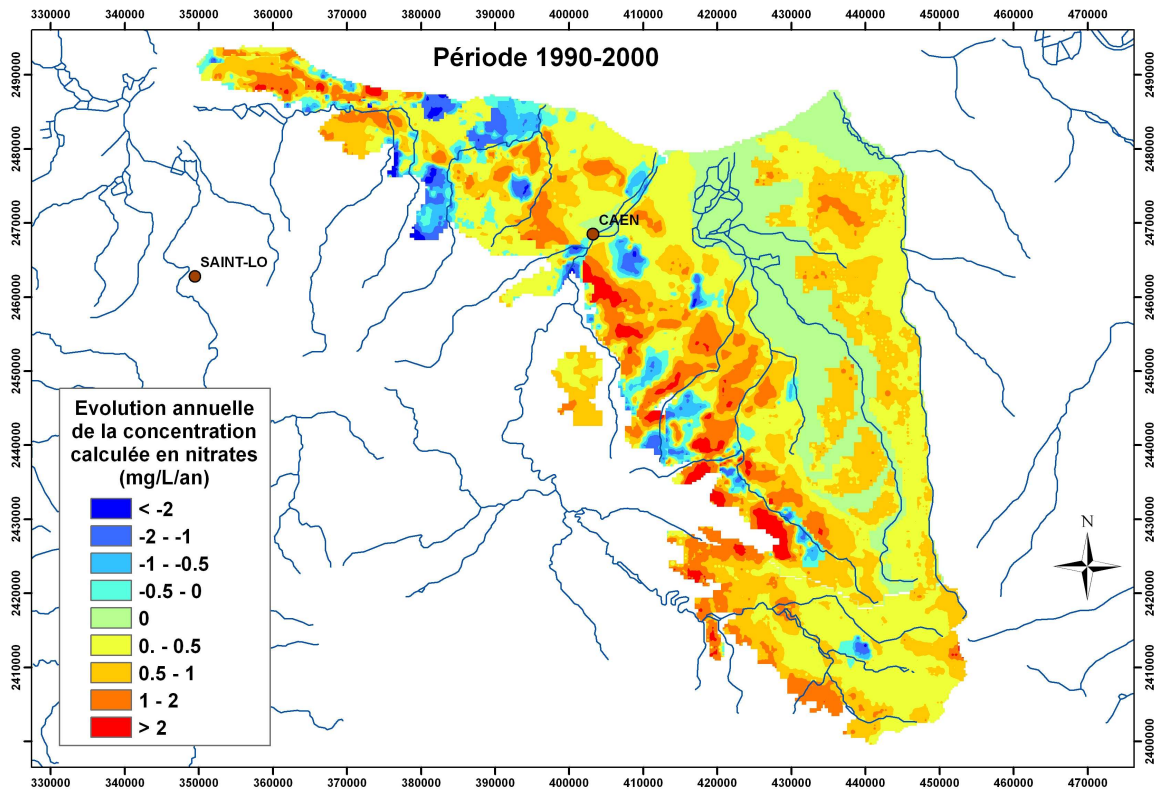


Figure 59 : évolution annuelle des concentrations calculées dans les années 1990

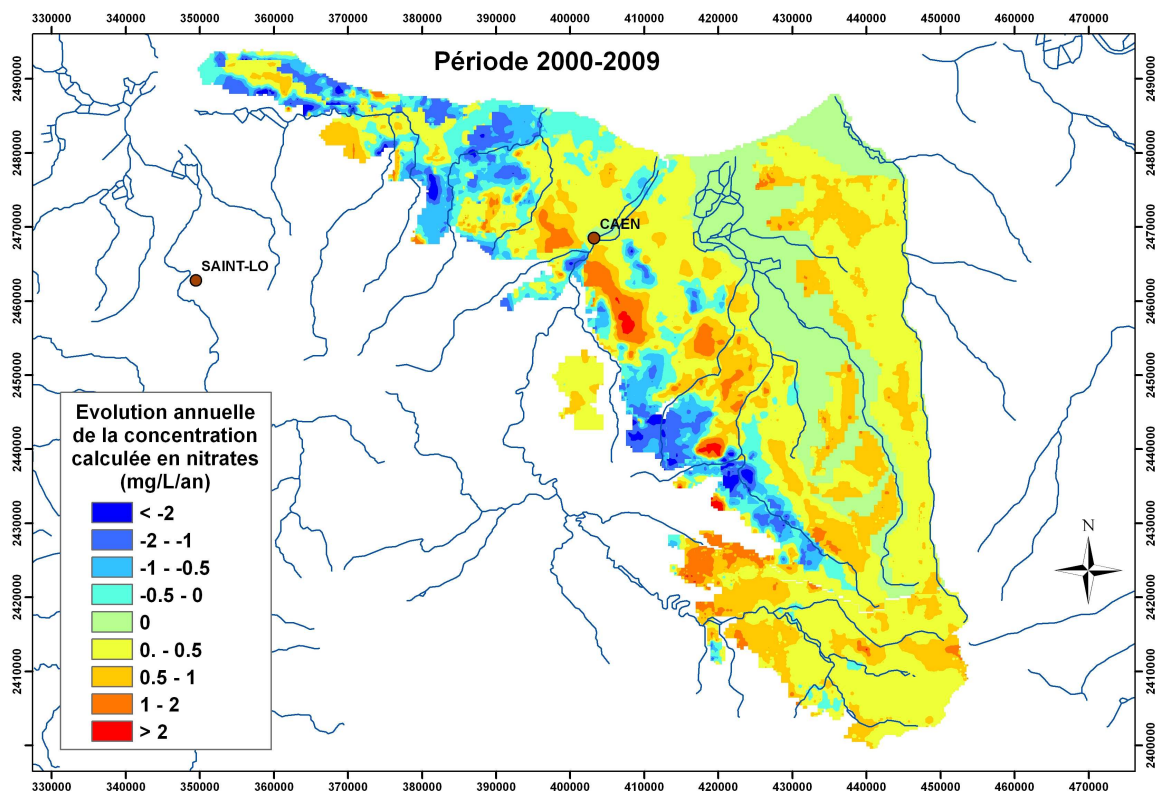


Figure 60 : évolution annuelle des concentrations calculées dans les années 2000

Le tableau suivant précise, pour la situation actuelle (2009), le pourcentage de **surface modélisée** à concentration supérieure à 50 mg/l et ce pour les deux masses souterraines présentes sur le secteur. Si l'extension de la masse d'eau 3308 (285 608 ha) est pratiquement totalement couverte par la modélisation (239 225 ha soit près de 84% de la masse d'eau), il n'en est pas de même pour la masse d'eau 3213 (219 806 ha) dont seule une partie à l'ouest de la Touques est prise en compte dans les calculs (6565.6 ha soit près de 30% de la surface totale de la masse d'eau). En l'absence d'autres éléments, nous supposons toutefois que cette part modélisée est représentative de l'ensemble de la masse d'eau.

Echéance SDAGE / Masse d'eau	MESO 3308	MESO 3213
% de surface à C>50mg/l	37,9 %	0,3 %

Tableau 2 : pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/l. Situation calculée pour l'année 2009

Enfin, sur fond d'extension des deux principales masses d'eau souterraines du secteur modélisé, la figure 61 précise plus particulièrement les zones où l'évolution de la concentration moyenne annuelle en nitrates calculée a été supérieure à 0.5 mg/l/an sur les dix dernières années.

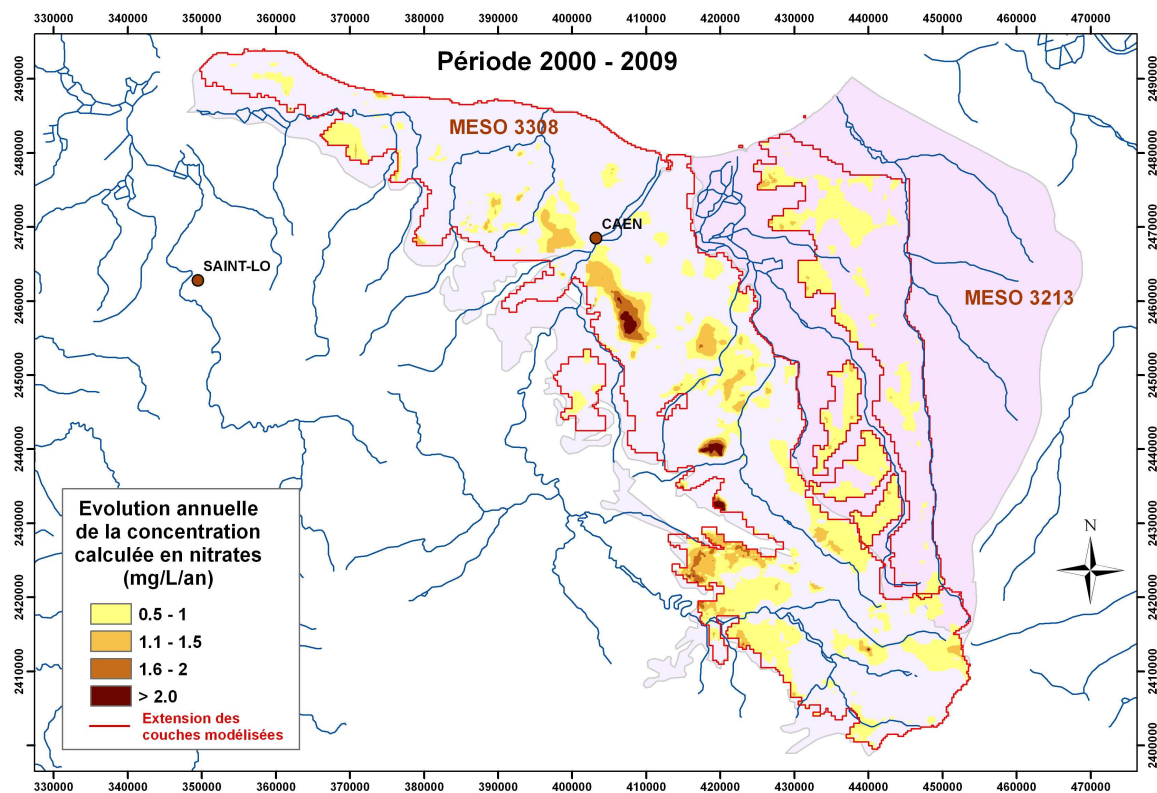


Figure 61 : zones à évolution annuelle des concentrations calculées supérieures à 0.5 mg/l entre les années 2000 et 2009



### 3. Modélisations prospectives : simulations d'évolution des concentrations en nitrates dans les formations aquifères selon différents scénarii

#### 3.1. Principe général des simulations

Les simulations utilisées pour représenter l'évolution passée et actuelle des concentrations dans les formations aquifères permet l'initialisation du système dans un état proche de celui observé en 2009. Les simulations prospectives consisteront donc dans une reproduction de données météorologiques observées associées aux pratiques agricoles actuelles modifiées ou non par l'intégration de divers scénarii.

#### 3.2. Simulation de référence ou scénario « Laisser faire »

Une simulation dénommée de « référence » consiste au maintien des pratiques agricoles actuelles associées à une météorologie représentée par une succession de deux fois des données réelles 2000-2009 (figure 62). Cette simulation pourrait également être dénommée : scénario « Laisser faire ».

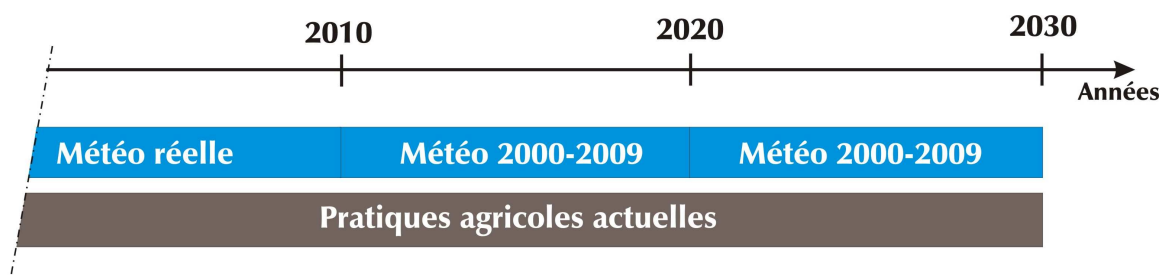


Figure 62 : simulation de référence : principe général

Les figures 63 à 65 présentent respectivement l'évolution de la médiane des concentrations calculées sur les formations du Bajocien/Bathonien, Dogger « sud » et Cénomaniens/Oxfordien.

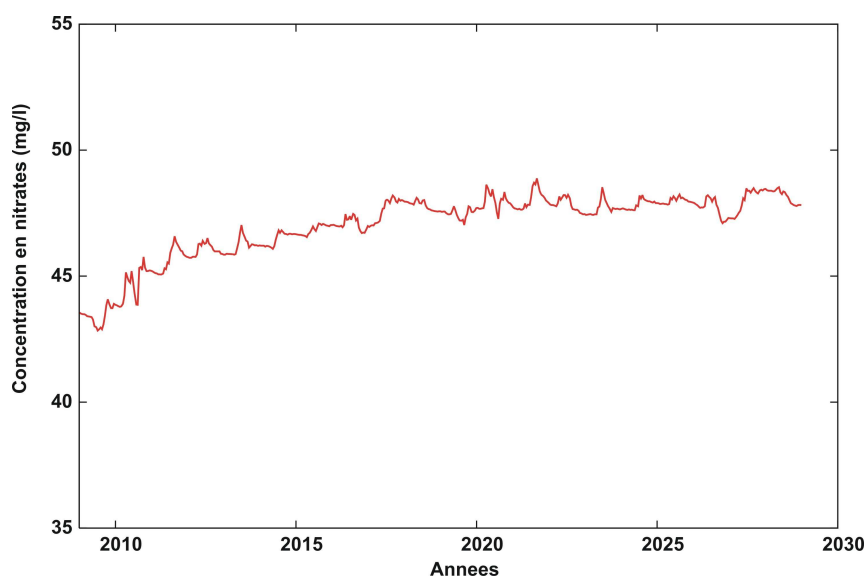


Figure 63 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien : simulation de référence



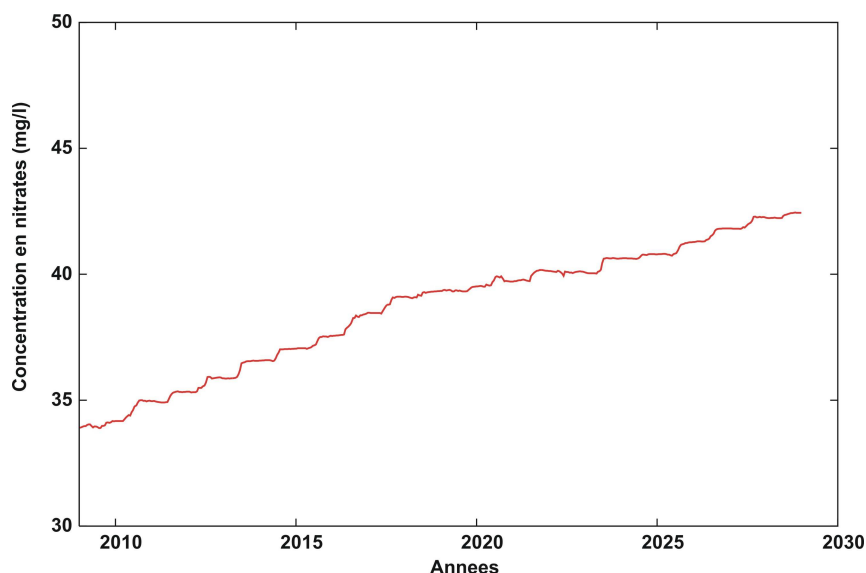


Figure 64 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude) : simulation de référence

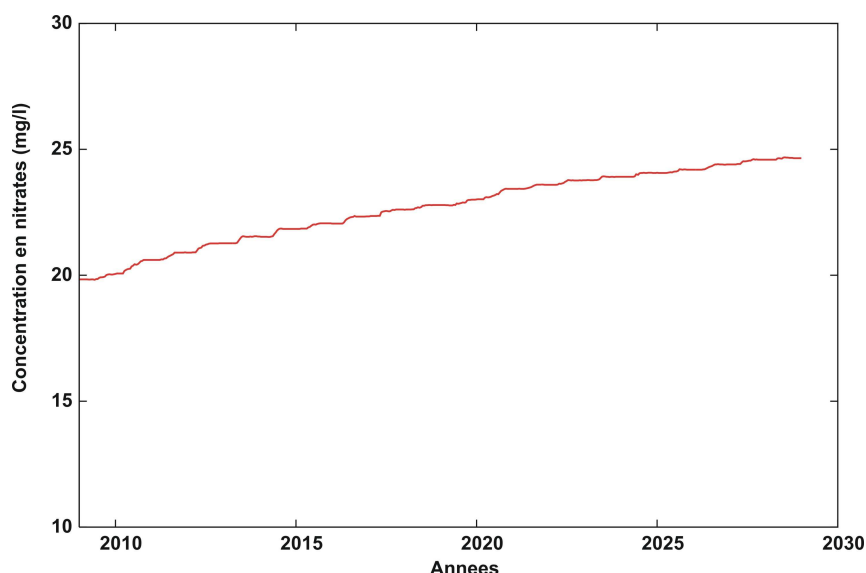


Figure 65 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Cénomaniens/Oxfordiens : simulation de référence

On remarque, notamment dans la formation du Bajocien/Bathonien, une reprise de la croissance de la médiane des concentrations à partir de 2010/2011 alors que cette dernière tendait vers une asymptote à la fin des années 2000 (figure 47). Ceci serait certainement dû à un lessivage accru des stocks de nitrates, présents dans les formations non saturées, du fait de la reproduction des années 2000 et 2001, années particulièrement humides.

Les figures 66 à 69 présentent les cartes des concentrations calculées à l'actuel (calcul de référence) et à l'horizon des années 2015, 2021 et 2027 (échéances SDAGE/DCE).

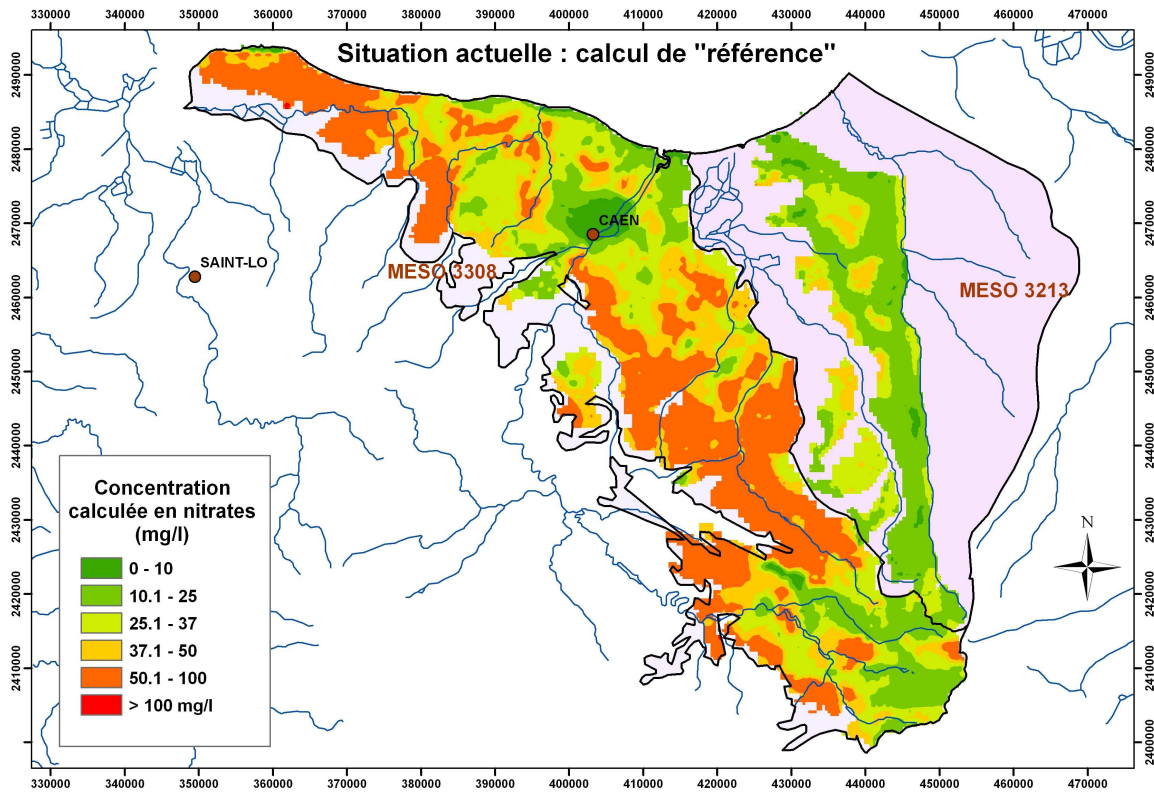


Figure 66 : carte des concentrations calculées en nitrates : situation actuelle

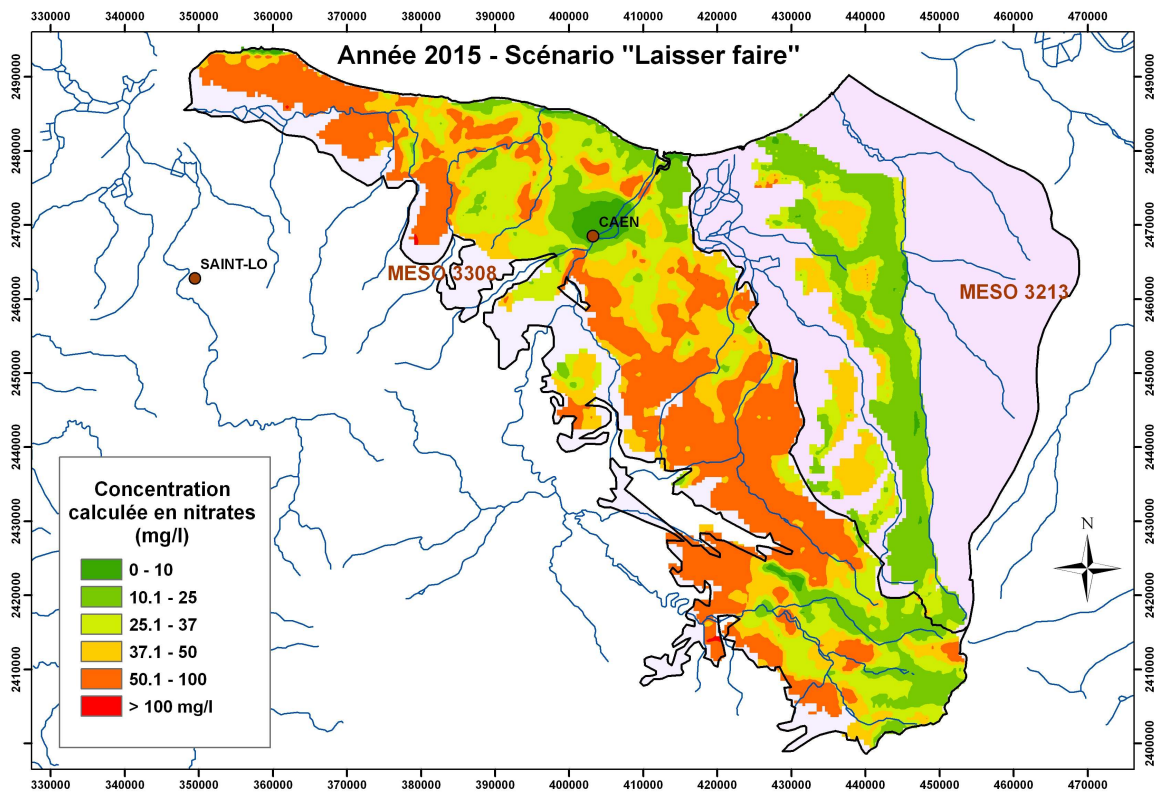


Figure 67 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2015 : scénario « Laisser faire »

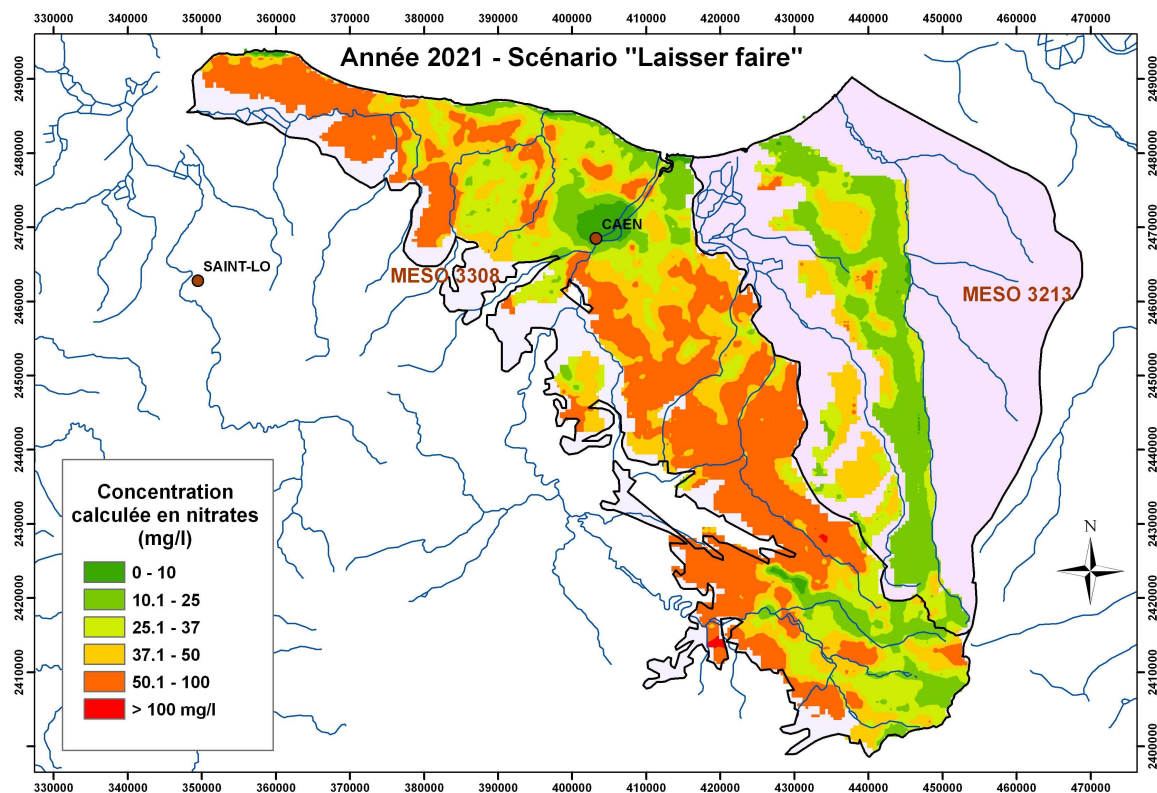


Figure 68 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 : scénario « Laisser faire »

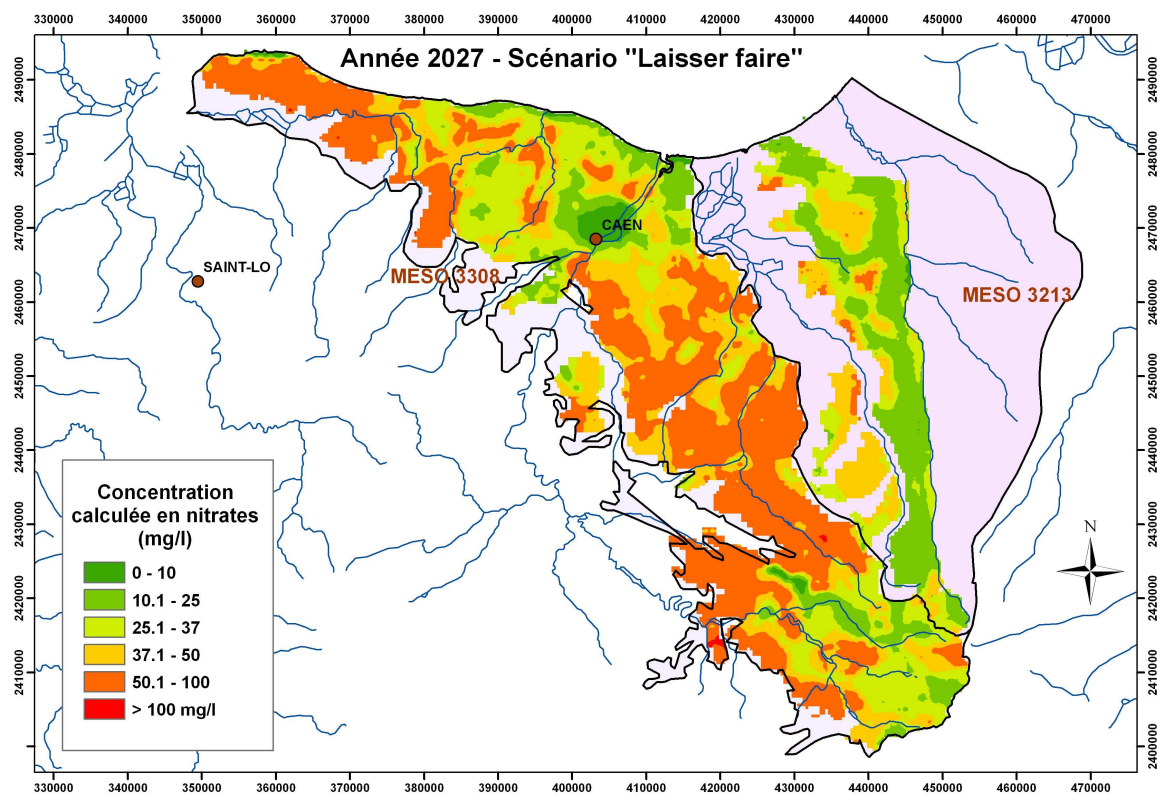


Figure 69 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 : scénario « Laisser faire »

Selon ce scénario « Laisser faire », l'évolution du pourcentage de surface modélisée à différentes dates et à concentration supérieure à 50 mg/l est précisée sur le tableau suivant.

Echéance SDAGE / Masse d'eau	MESO 3308	MESO 3213
Situation actuelle	37,9 %	0,3 %
Horizon 2015	41,6 %	0,9 %
Horizon 2021	43,1 %	3,0 %
Horizon 2027	43,5 %	5,0 %

Tableau 3 : pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/litre de nitrates : scénario « Laisser faire »

### 3.3. Influence du scénario climatique sur les résultats de référence

Le même type de simulation que celui présenté précédemment a été réalisé en modifiant la séquence climatique imposée à partir de 2010. En remplacement de la séquence climatique 2000-2009 imposée deux fois, une année climatique moyenne, au sens hydrogéologique, a été reproduite 20 fois.

#### *Choix de l'année hydrogéologique moyenne :*

A l'échelle du bassin et plus généralement en hydrogéologie, la moyenne journalière sur une année de l'ensemble des variables météorologiques (pluie et ETP) ne permet pas de reproduire une année « moyenne ». En effet, la moyenne des pluies, par exemple, conduit à faire pleuvoir pratiquement tous les jours en lissant les périodes les plus humides (s'ajoute à cela la variabilité spatiale observée sur le bassin). De plus, une année météorologique qui serait considérée comme moyenne au sens climatique ne conduit pas spécialement à une année de recharge moyenne des aquifères.

L'année de recharge moyenne la plus représentative a donc été obtenue en comparant les alimentations efficaces moyennes annuelles calculées par le modèle de surface sur les 38 années de simulation (figure 70). L'année moyenne retenue, la plus proche de la moyenne sur la période, est 2003.

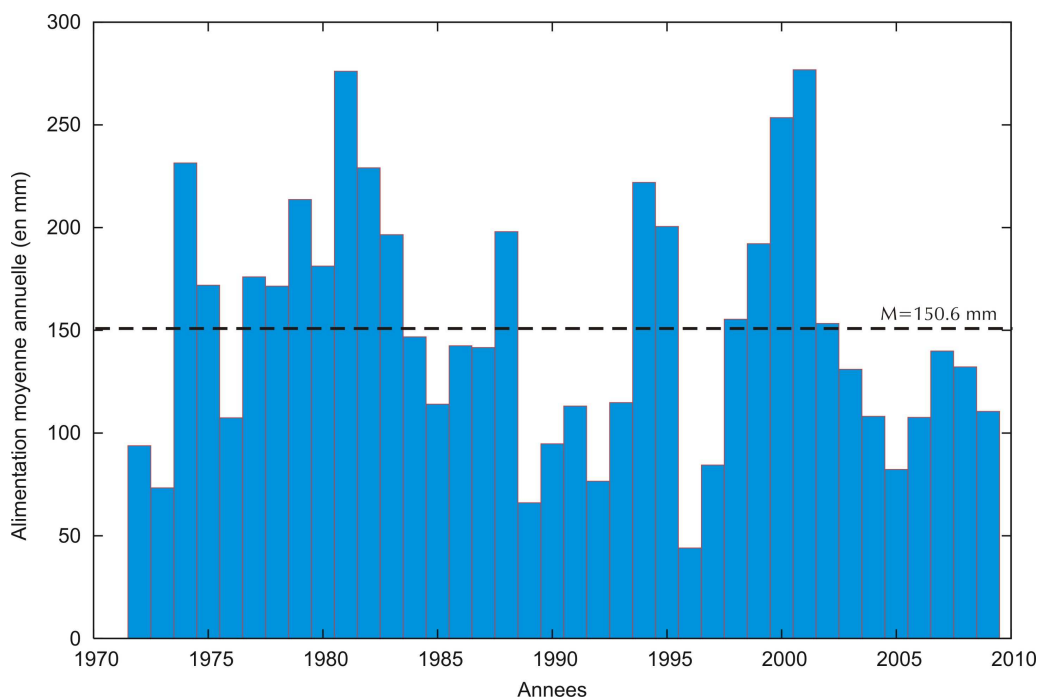


Figure 70 : alimentations efficaces moyennes annuelles des formations aquifères calculées entre 1972 et 2009

Les simulations sont donc effectuées selon le schéma suivant (figure 71) :

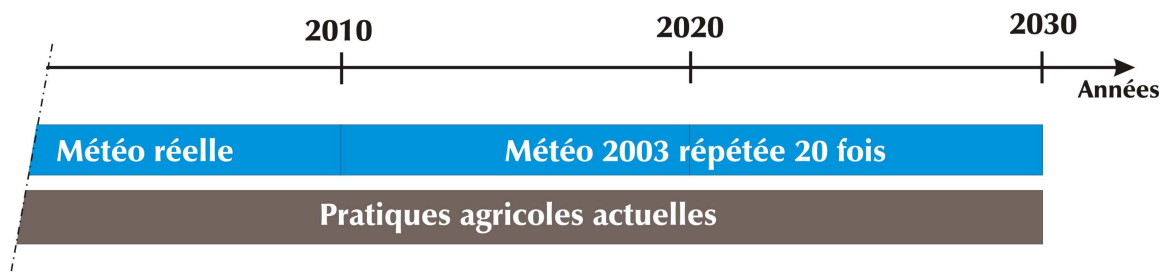


Figure 71 : simulation à « météorologie constante » : principe général

Les figures 72 à 74 présentent les évolutions comparées entre la « référence » et le calcul à année météorologique constante des médianes des concentrations calculées dans les trois formations aquifères.

Ces figures montrent bien la sensibilité des résultats, sur une courte période de quelques années, au choix des années météorologiques utilisées pour la prospective. Toutefois, sur la grande majorité du territoire modélisé et à l'exception de la formation du Dogger indifférencié au sud de la zone, l'évolution des médianes donne, à l'horizon 2025, des résultats sensiblement identiques pour les formations du Bajocien/Bathonien et du Cénomaniens/Oxfordien.

**Dans l'ensemble des simulations prospectives, le scénario climatique retenu sera donc deux successions de la période 2000-2009.**

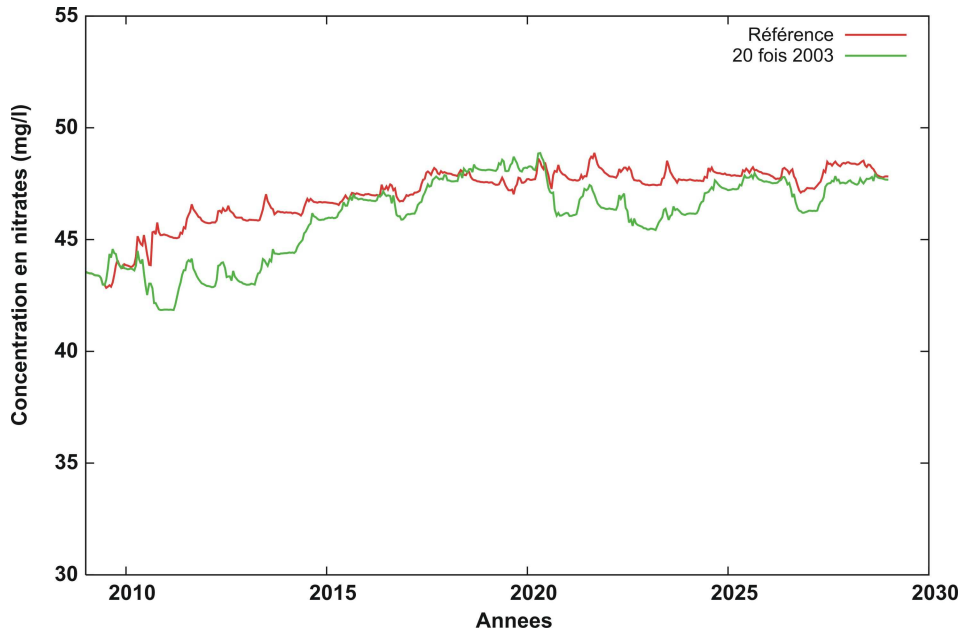


Figure 72 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bajocien/Bathonien – Influence de la séquence climatique sur les résultats

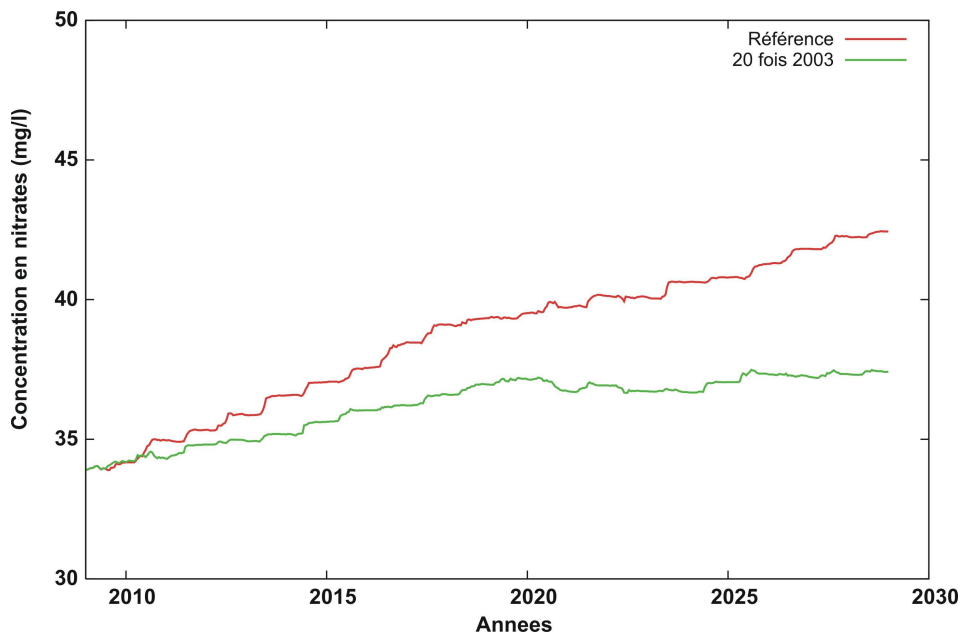


Figure 73 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Dogger indifférencié - Influence de la séquence climatique sur les résultats

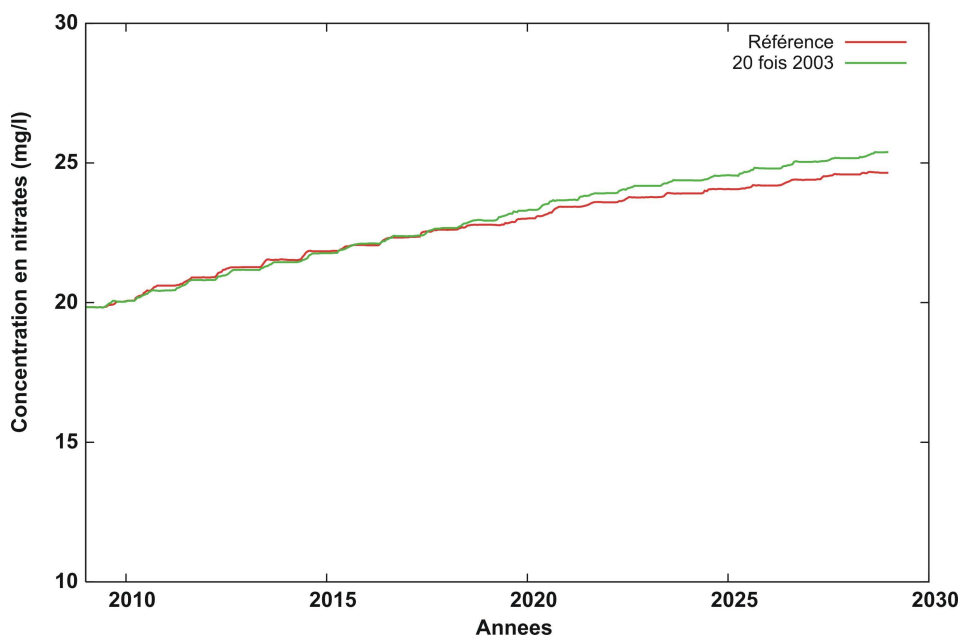


Figure 74 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Cénomaniens/Oxfordien - Influence de la séquence climatique sur les résultats

### 3.4. Scénario 1 : introduction de CIPAN (Cultures Intermédiaires Pièges à Nitrates) dans les rotations

L'objectif de ce scénario est de simuler l'efficacité d'une des principales avancées du 4<sup>ème</sup> programme d'actions de la Directives Nitrates, applicable sur la zone d'étude dans le Calvados à l'ouest de la Dives et dans l'Orne : la mise en place systématique d'une couverture hivernale des sols à partir de 2012.

A des fins de simplification, la systématisation est mise en place dans ce scénario dès 2010.

L'introduction de CIPAN dans l'ensemble des rotations est systématiquement effectuée si :

- le sol est nu après le 20 août si la culture précédente est du pois ou bien après le 31 août suite à une autre culture et si :
- la période de sol nu est supérieure à 60 jours,

ou alors si :

- le sol est nu pendant une durée supérieure à 45 jours à partir du 31 octobre (prise en compte de la possibilité d'un semis tardif de blé et/ou récolte tardive de maïs).

Sauf cas particulier (semis tardif suite à une culture de maïs par exemple), **la culture de CIPAN est implantée sur une durée maximale de 60 jours. Le CIPAN implanté dans les simulations est de type « moutarde »**

A titre d'exemple, la figure 75 illustre l'introduction de CIPAN dans une rotation Betterave-Blé-Orge.

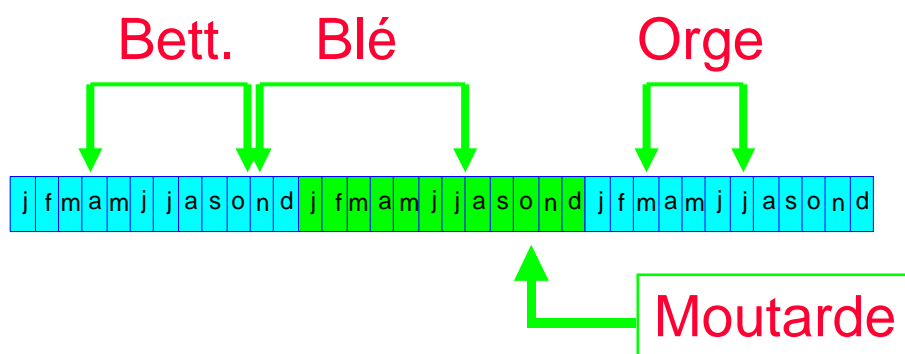


Figure 75 : exemple d'insertion d'une culture intermédiaire dans un assolement Betteraves-Blé-Orge

Sur le territoire modélisé, l'introduction systématique de CIPAN dans les pratiques agricoles lorsque que cela s'avère possible ne touche qu'une partie de la SAU des différents cantons. La figure 76 précise la proportion de SAU intéressée par la possibilité d'introduction d'un (ou plusieurs) CIPAN dans les différentes rotations de ces cantons.

Du fait de rotations s'exerçant sur plusieurs années (2, 3, 4 ans voire plus), l'introduction d'un seul CIPAN au sein d'une rotation se traduit par une occurrence annuelle de présence limitée d'autant (figure 77).

La figure 82 présente la réduction du flux d'azote sous racinaire (sous forme N) lié à l'introduction de CIPAN. Ces résultats sont tout à fait conformes aux chiffres régulièrement avancés par l'INRA sur l'efficacité des CIPAN à réduire les flux d'azote sous racinaires, chiffres qui varient généralement entre 30 et 50% du flux global l'année de leur implantation.

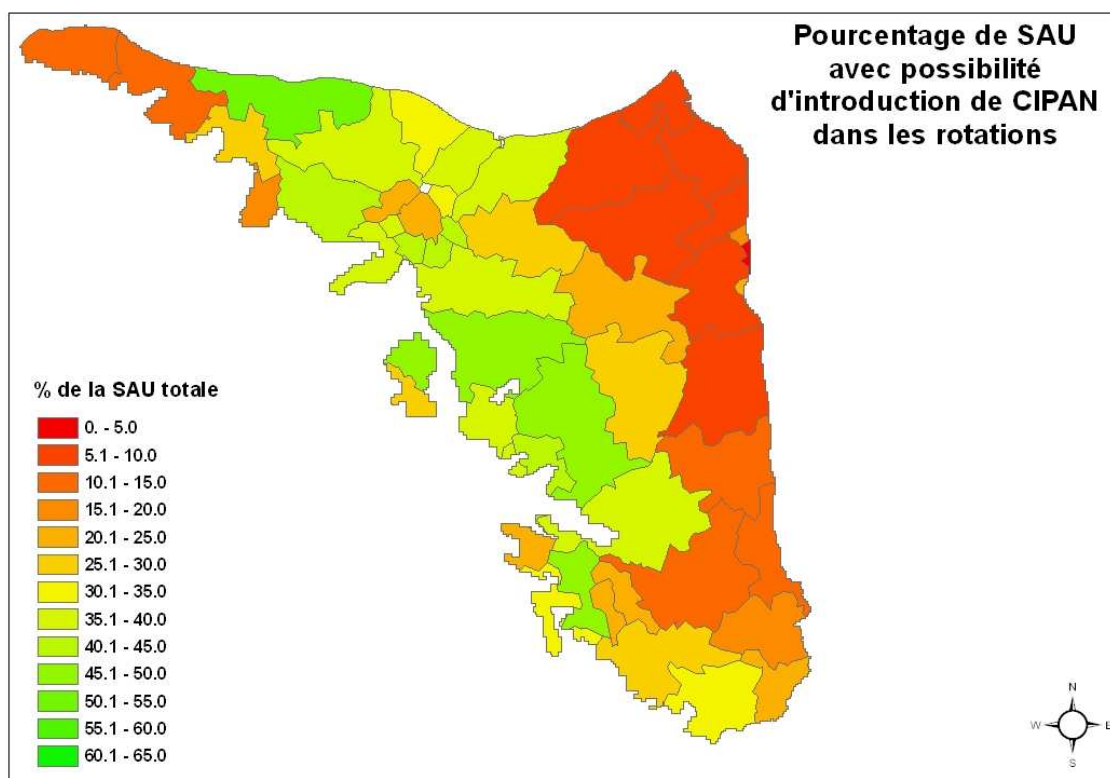


Figure 76 : pourcentage de SAU par canton avec possibilité d'introduction d'un CIPAN au sein de la rotation



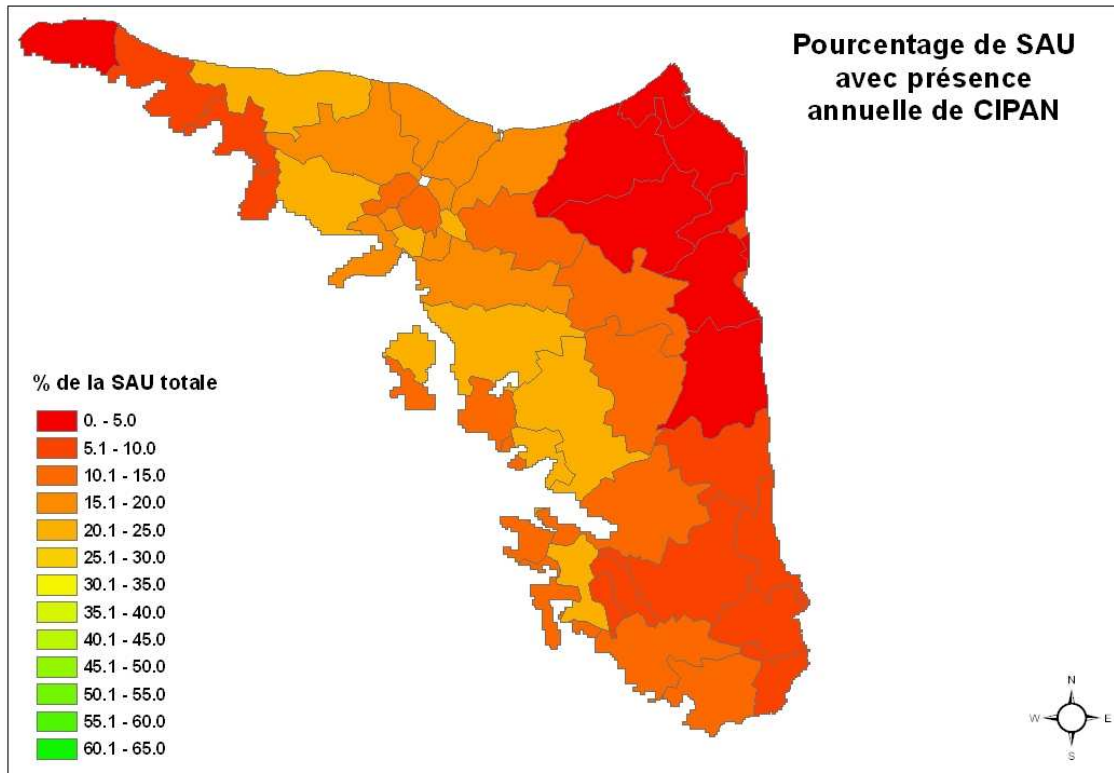


Figure 77 : pourcentage de SAU par canton avec présence annuelle de CIPAN

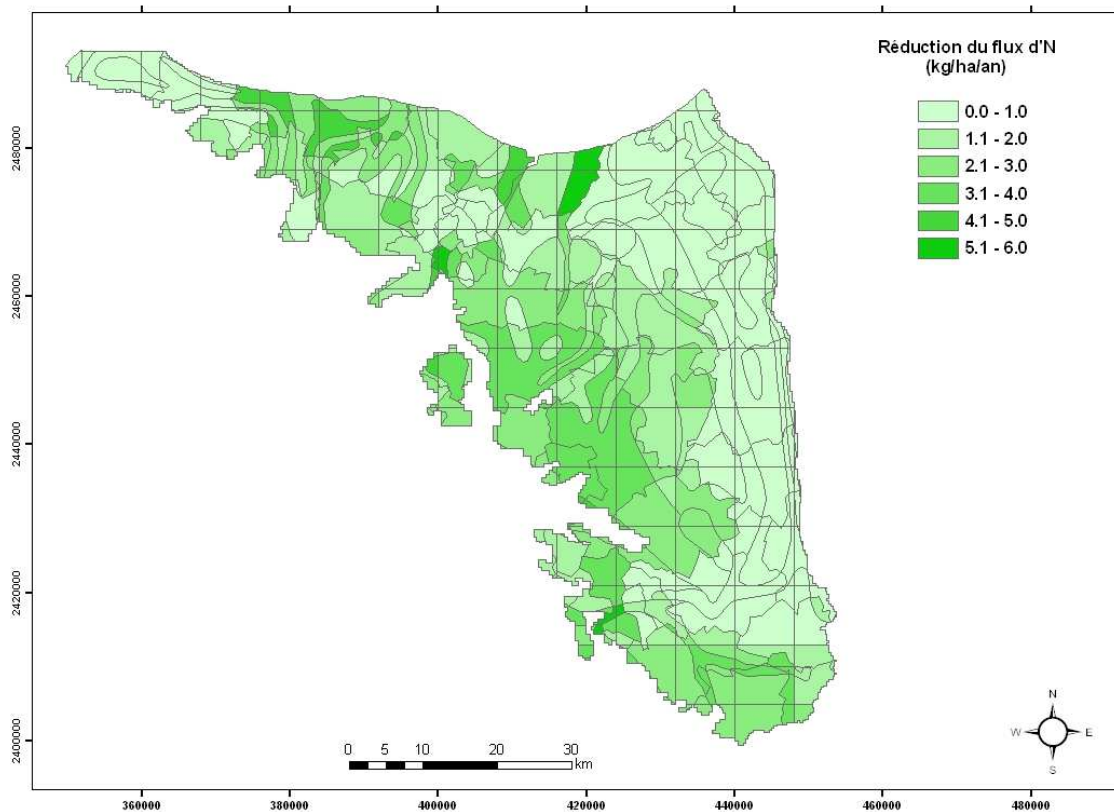


Figure 78 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié à l'introduction de CIPAN dans les rotations

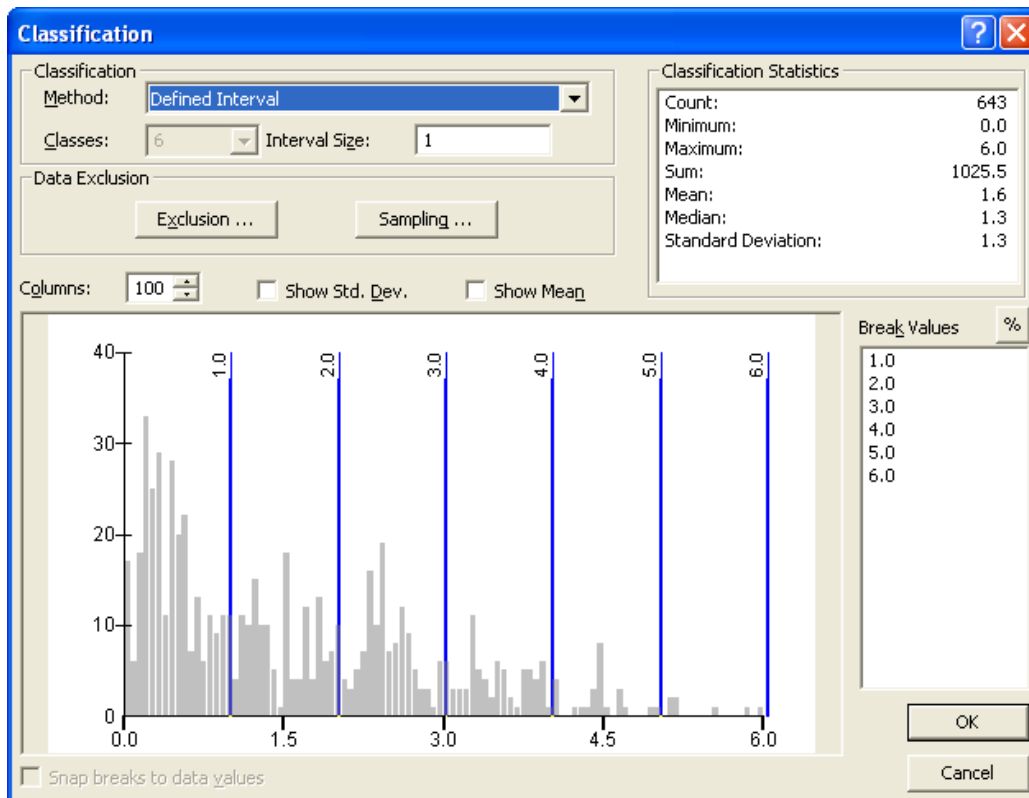


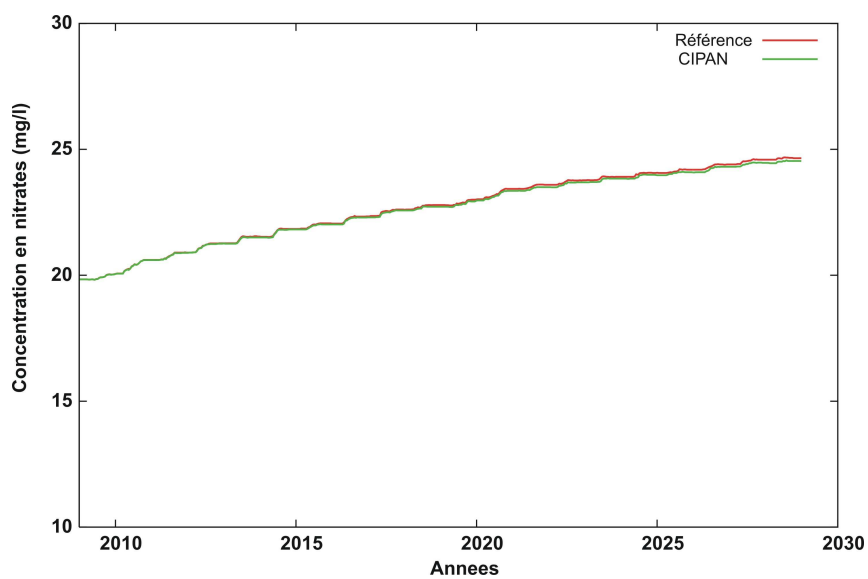
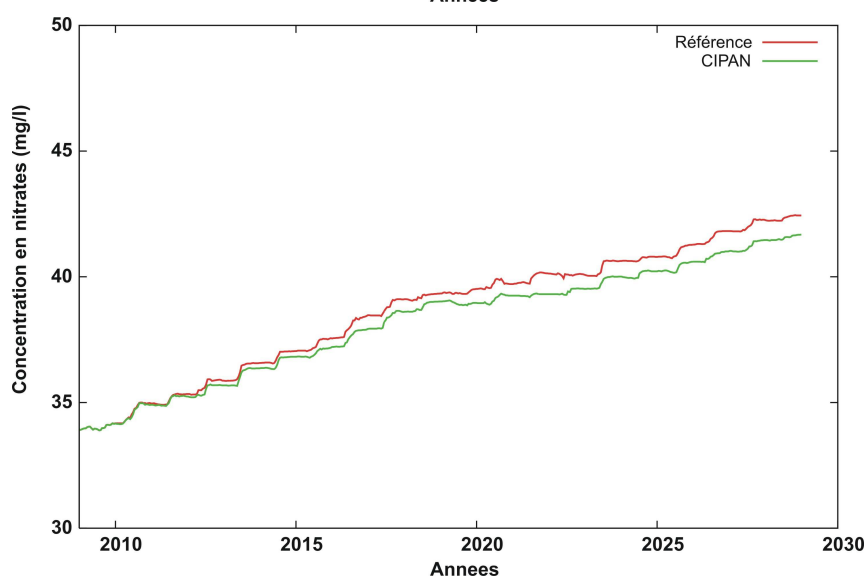
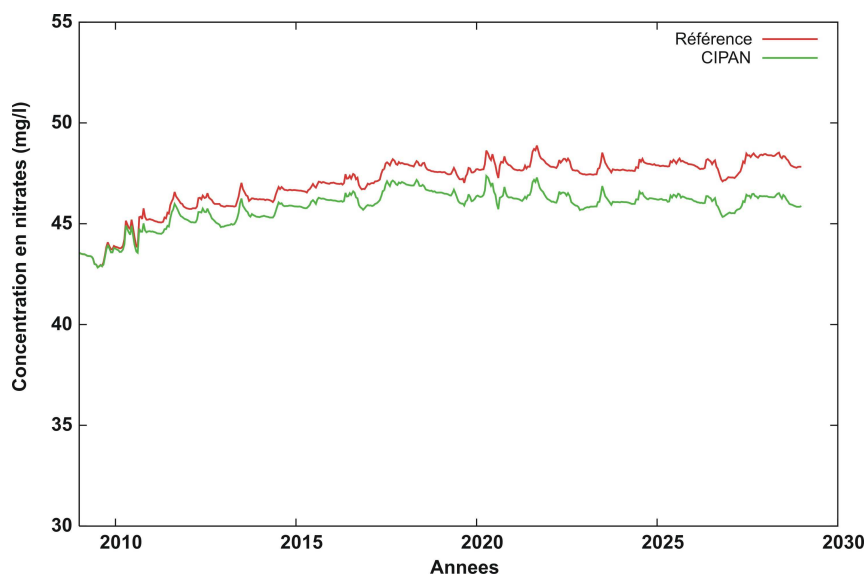
Tableau 4 : statistique de réduction des flux d'azote sous racinaires calculés par unité de simulation du logiciel agronomique STICS (en abscisse du graphe la valeur de réduction du flux, en ordonnées le nombre d'unités de simulation concernées)

Cette réduction de flux d'azote sous racinaire liée à l'introduction de CIPAN influe sur l'évolution de la médiane des concentrations calculées pour les trois formations aquifères prises en compte. Les figures 79 à 81 présentent les résultats comparés à la simulation de « référence ».

Les résultats de simulation montrent que l'introduction de CIPAN dans les rotations actuellement observée sur le secteur modélisé ne provoque, à l'horizon 2027, que des baisses de concentration limitées voire négligeables sur certains secteurs comme dans la formation du Cénomaniens/Oxfordien (secteur sur lequel la possibilité d'implantation de CIPAN est très faible ; elle n'est d'ailleurs pas obligatoire, la partie à l'est de la Dives n'étant pas classé en zone vulnérable nitrates).

Logiquement, la baisse calculée la plus forte est calculée pour l'aquifère du Bajocien/Bathonien mais reste limitée à quelques milligrammes de nitrates par litre.

Enfin, les figures 82 à 84 présente la carte des concentrations calculées dans les aquifères du bassin modélisé à l'horizon 2015, 2021 et 2027 (échéances SDAGE/DCE).



Figures 79 à 81 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans les trois formations : Bajocien/bathonien - Dogger indifférencié - Cénomaniens/Oxfordien

Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations

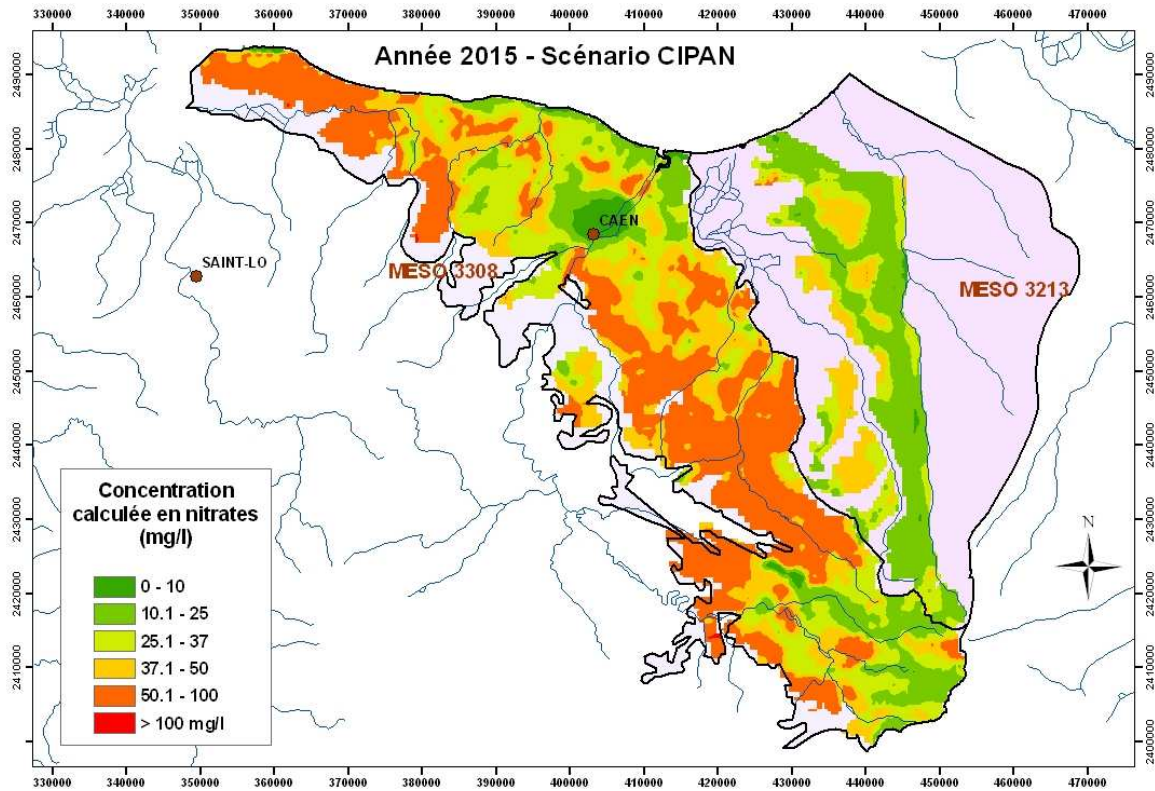


Figure 82 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2015 – scénario « CIPAN »

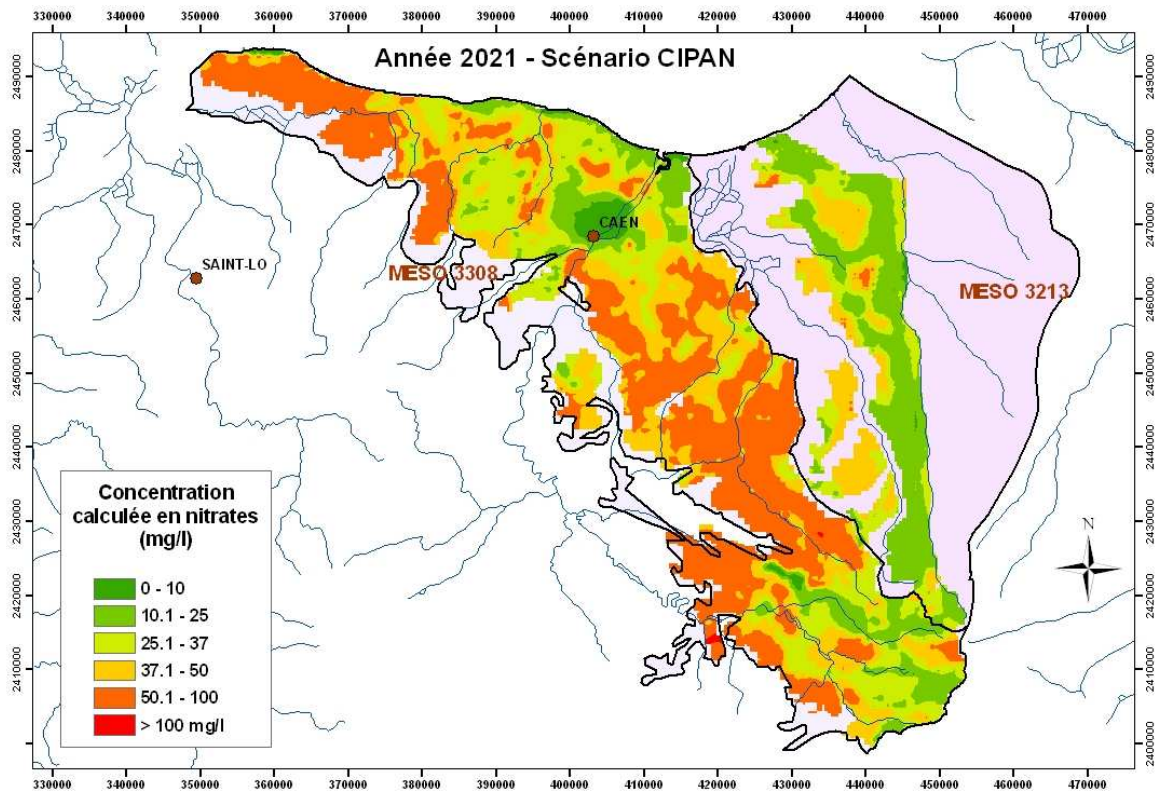


Figure 83 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 – scénario « CIPAN »

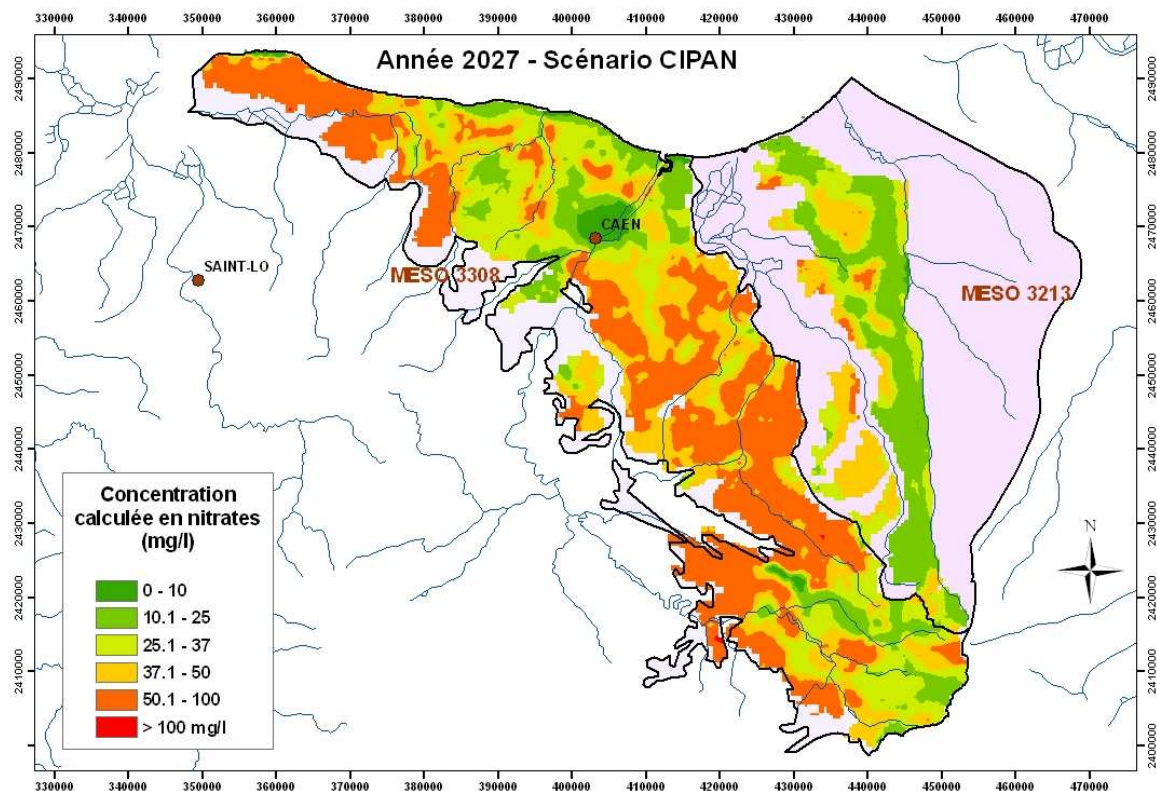


Figure 84 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 – scénario « CIPAN »

Le tableau suivant précise, pour le scénario CIPAN (implantés sur 2 mois), le pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/l et ce pour les deux masses souterraines présentes sur le secteur. On remarque que, pour la masse d'eau souterraine 3308, ce scénario ne permet que de limiter et stabiliser les zones où la concentration en nitrates reste supérieure à 50 mg/l (aux alentours de 40% de la surface totale modélisée pour cette masse d'eau)

Echéance SDAGE / Masse d'eau	MESO 3308	MESO 3213
Situation actuelle	37,9 %	0,3 %
Horizon 2015	40,0 %	0,9 %
Horizon 2021	40,0 %	3,0 %
Horizon 2027	40,0 %	4,9 %

Tableau 5 : pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/litre de nitrates : scénario «CIPAN » (implantés sur 2 mois)

### 3.5. Scénario 2 : scénario d'amélioration des pratiques : diminution des intrants

Le but de ce scénario est de tester l'influence de pratiques agricoles économes en intrants et donc de simuler une diminution réaliste de la fertilisation azotée minérale. Deux scénarii ont été testés : diminution de 20 et de 30% de la fumure minérale sur l'ensemble des cultures.

Les engrais minéraux présents dans les bases de données et concernés par cette diminution sont :

- les ammonitrates ;
- les engrais azotés de type Solution 39 ;
- les sulfates d'azote ;
- les engrais binaires (NP ou NK)
- les engrais triples (NPK) ;
- l'urée ;
- les engrais starter.

Les figures 85 et 86 présentent la diminution moyenne des flux d'azote (N) sous racinaires annuels calculés sur la période de simulation (pratiques actuelles et deux fois la séquence climatique 2000-2009).

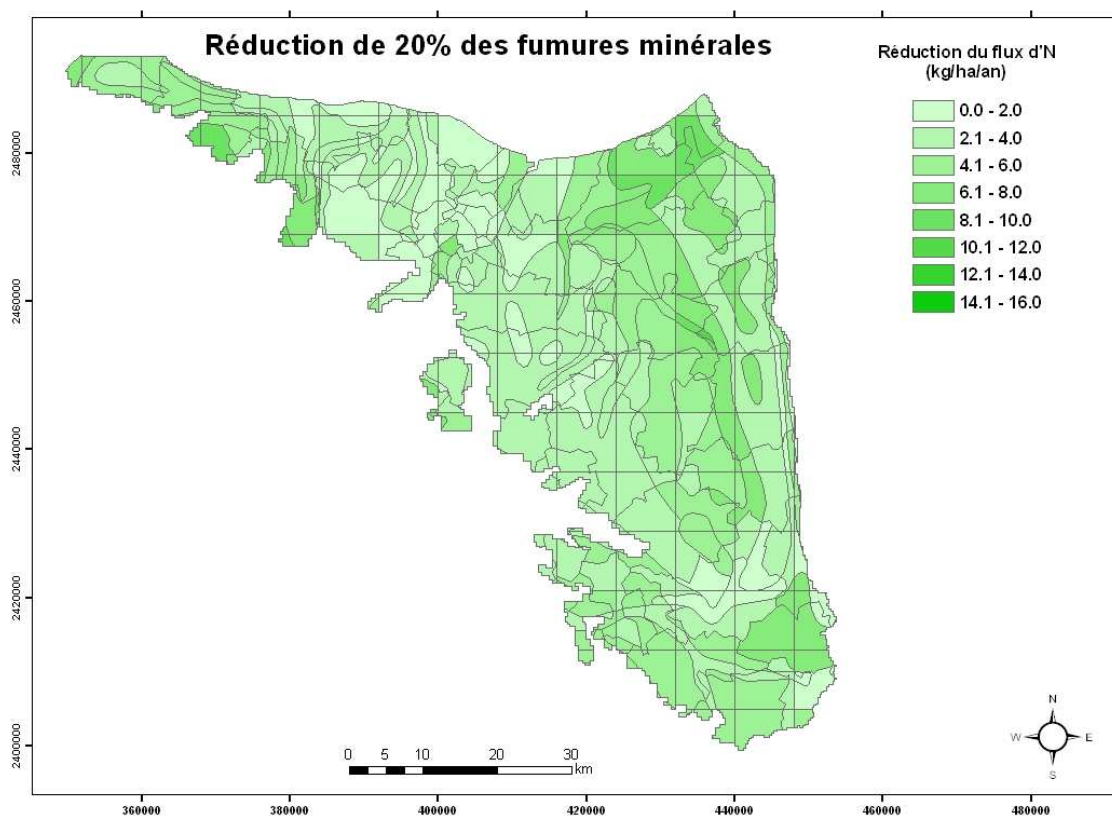


Figure 85 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié à réduction de 20 % des fumures minérales

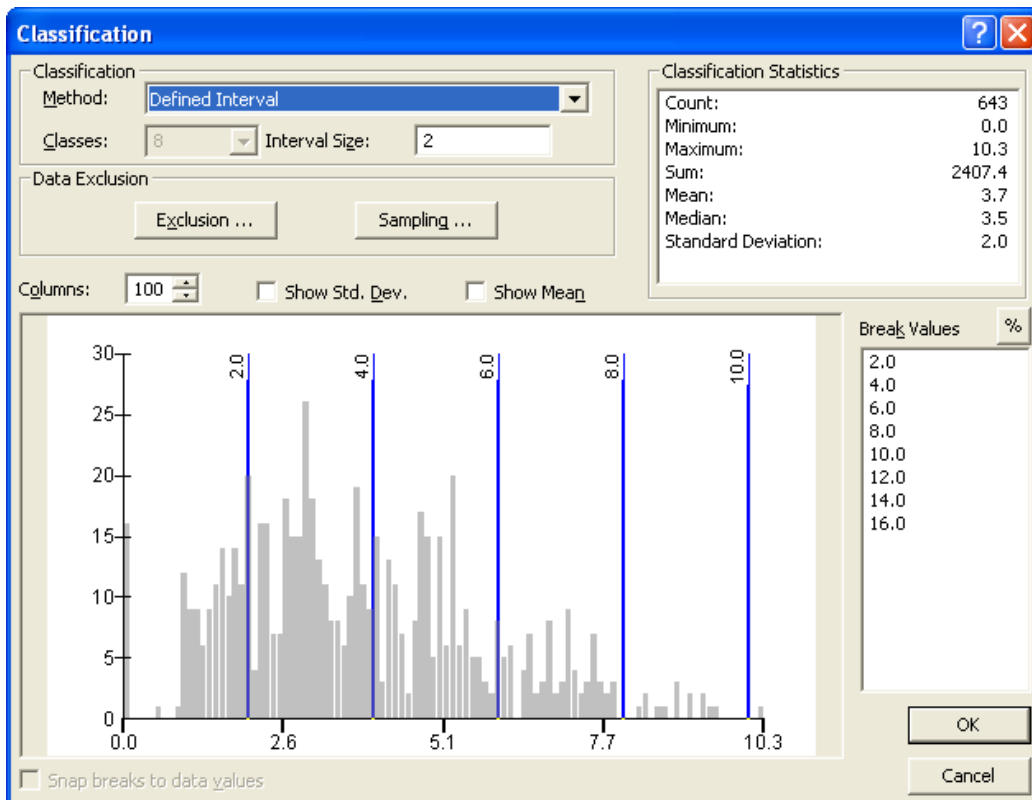


Tableau 6 : statistique de réduction des flux d'azote sous racinaires calculés par unité de simulation du logiciel agronomique STICS (en abscisse du graphe la valeur de réduction du flux, en ordonnées le nombre d'unités de simulation concernées)

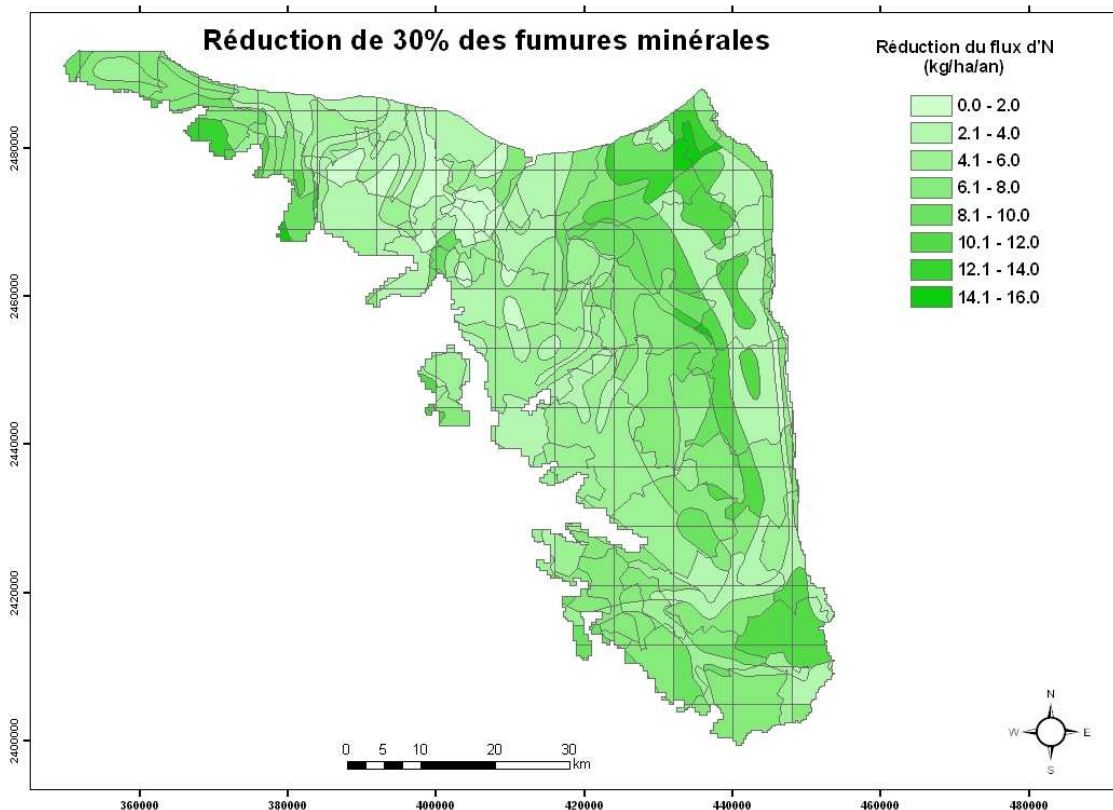


Figure 86 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié à réduction de 30 % des fumures minérales

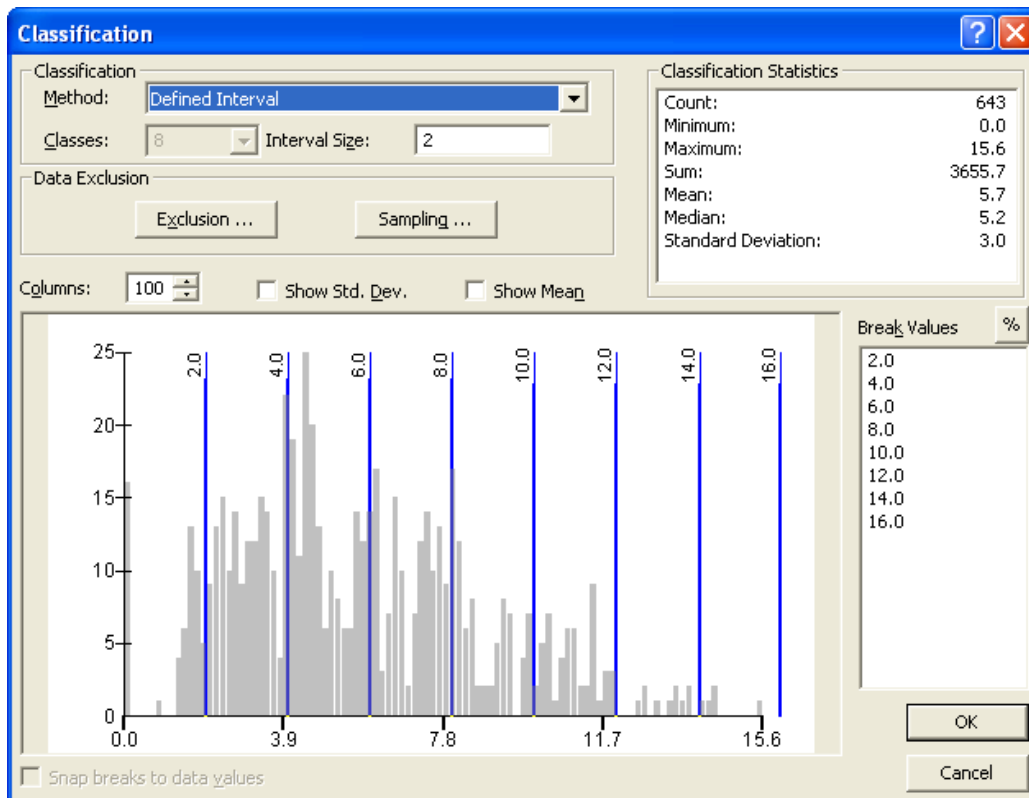


Tableau 7 : statistique de réduction des flux d'azote sous racinaires calculés par unité de simulation du logiciel agricole STICS (en abscisse du graphe la valeur de réduction du flux, en ordonnées le nombre d'unités de simulation concernées)

L'influence de ces réductions d'intrants sur l'évolution de la médiane des concentrations calculées dans les aquifères est présentée figure 87 à 89.

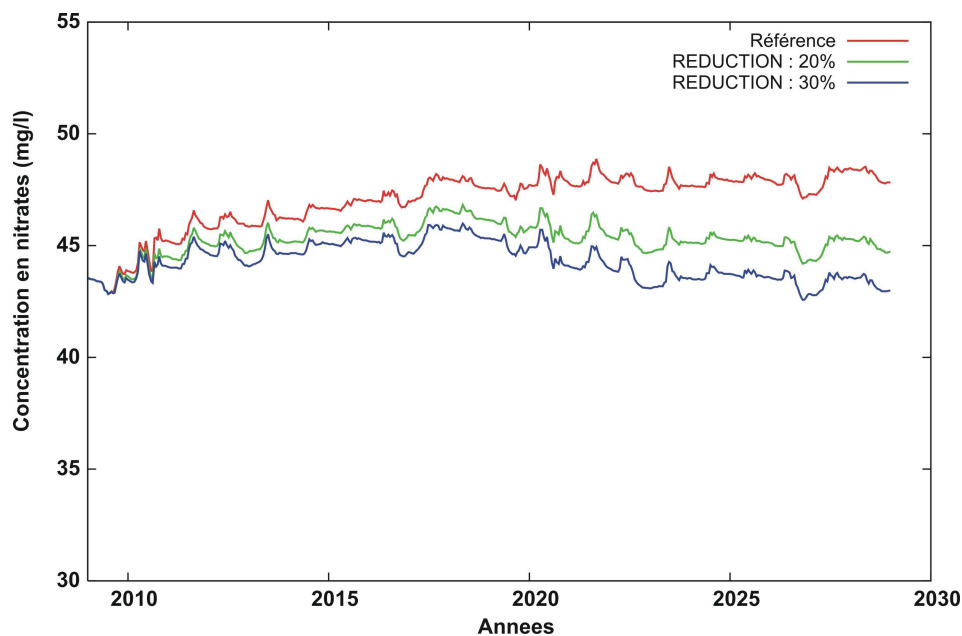


Figure 87 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bathonien/Bajocien



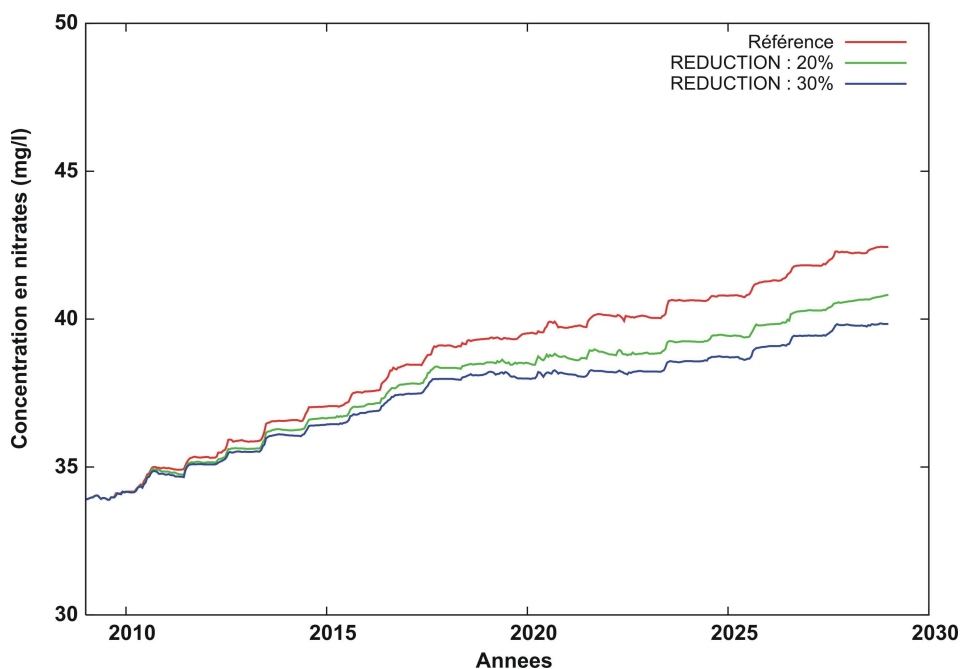


Figure 88 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Dogger indifférencié

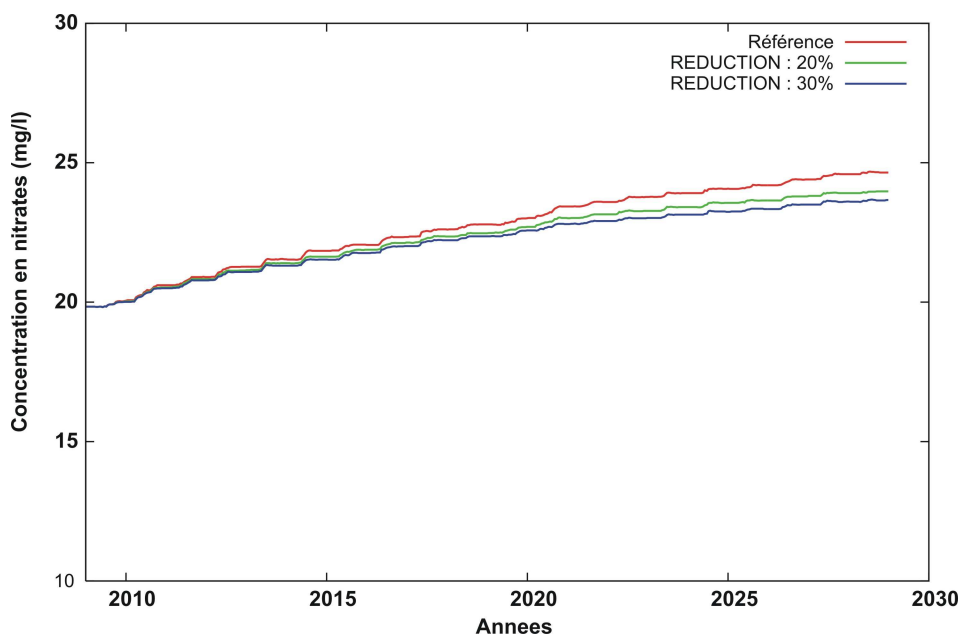


Figure 89 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Cénomaniens/Oxfordien

Les figures 90 à 95 présentent respectivement les cartes de concentrations calculées à l'horizon 2015, 2021 et 2027 pour les deux scénarii de réduction d'intrants minéraux.

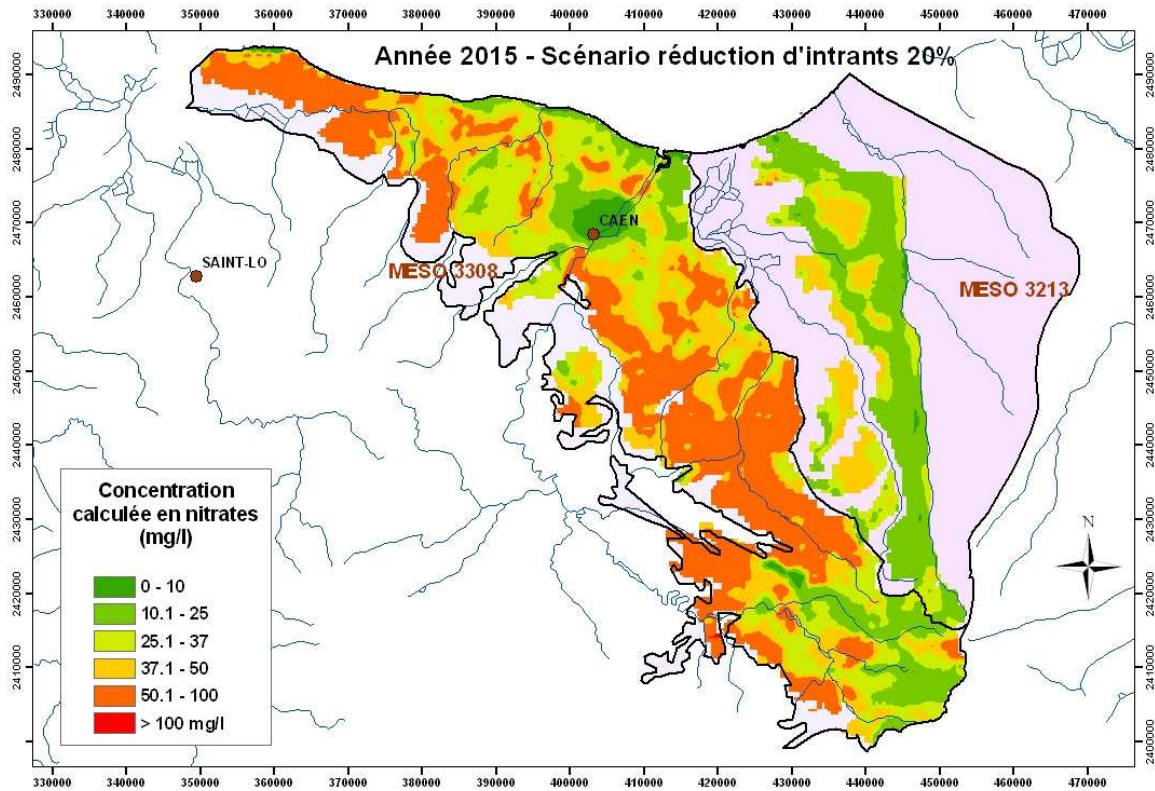


Figure 90 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2015 – scénario « -20% »

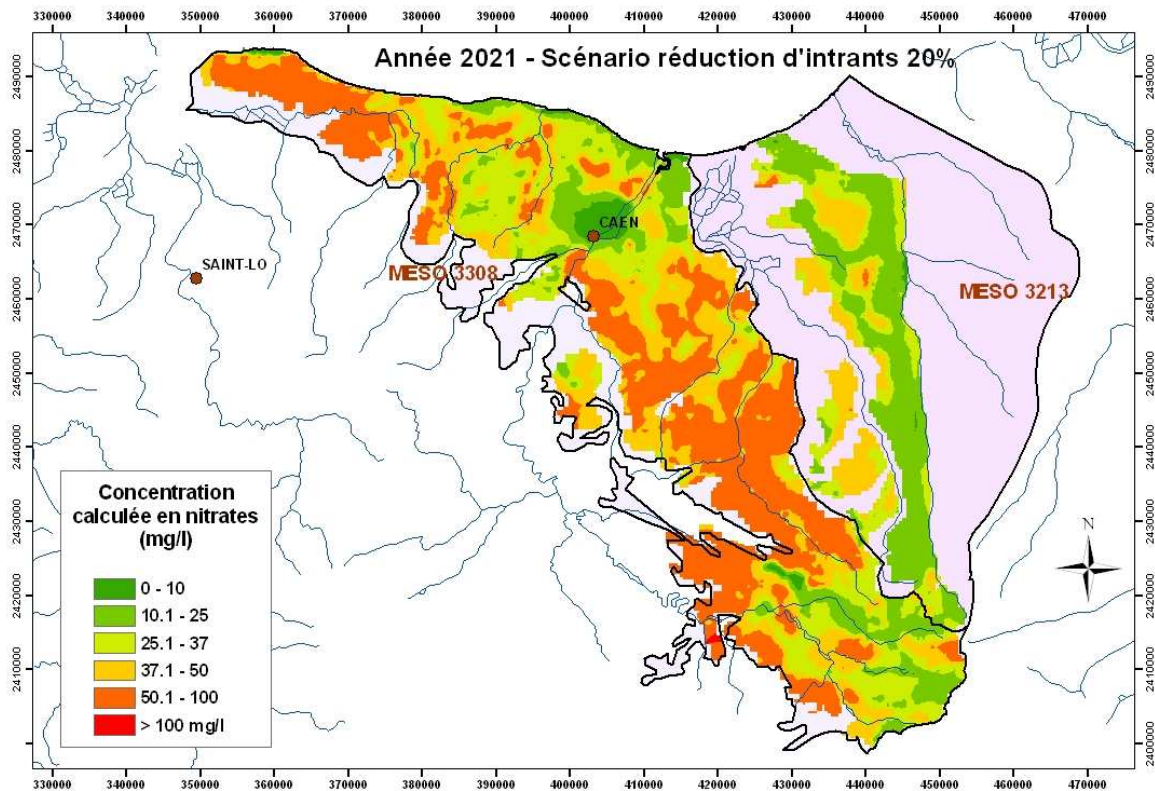


Figure 91 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 – scénario « -20% »

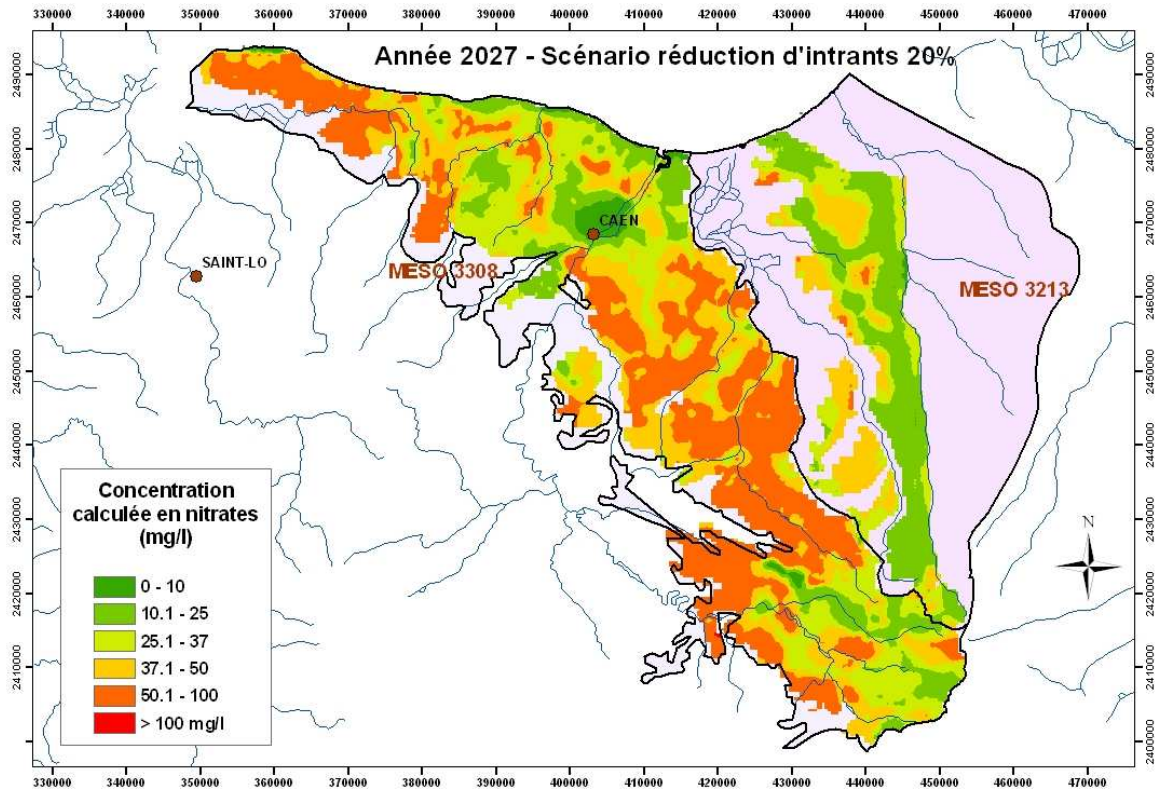


Figure 92 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 – scénario « -20% »

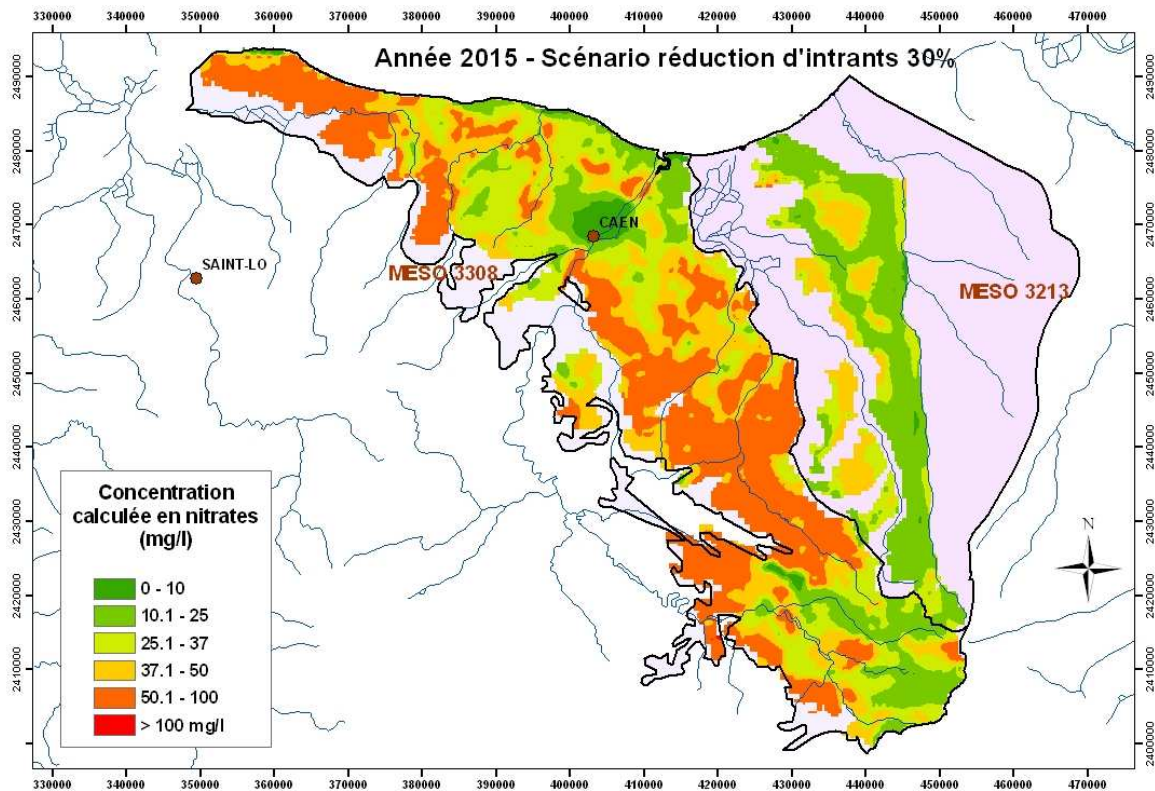


Figure 93 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2015 – scénario « -30% »

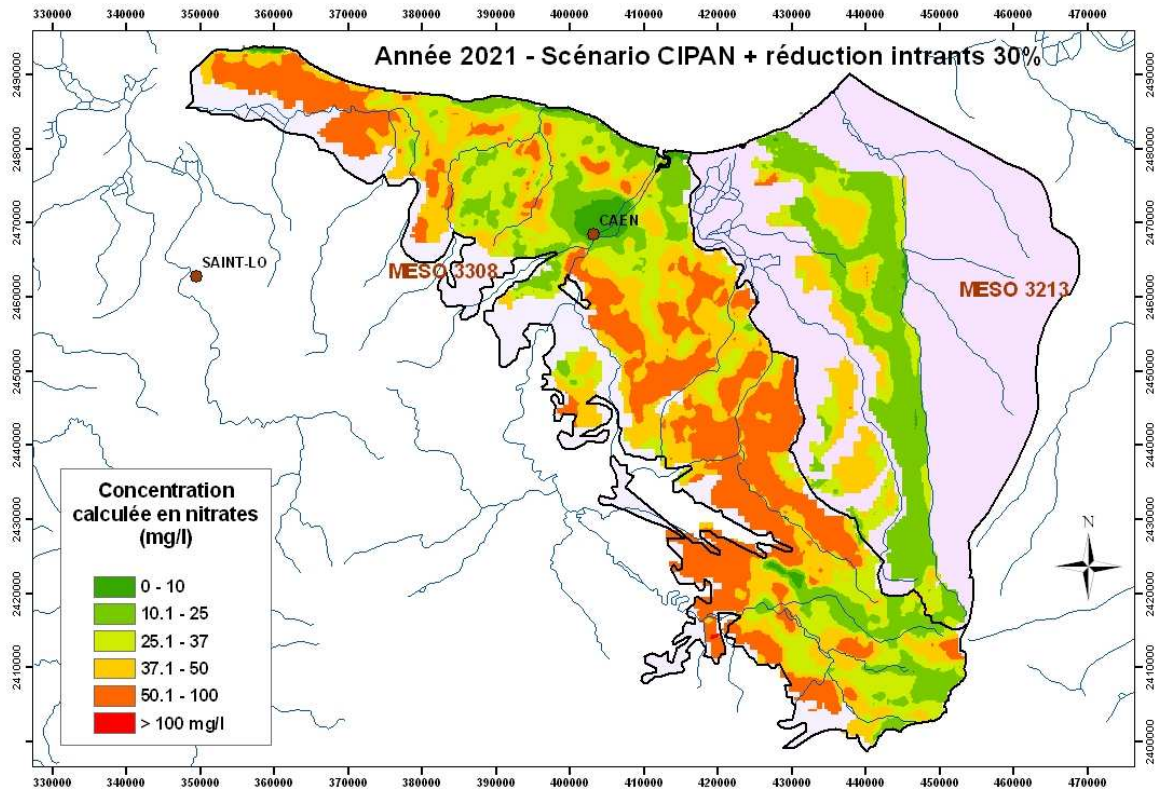


Figure 94 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 – scénario « -30% »

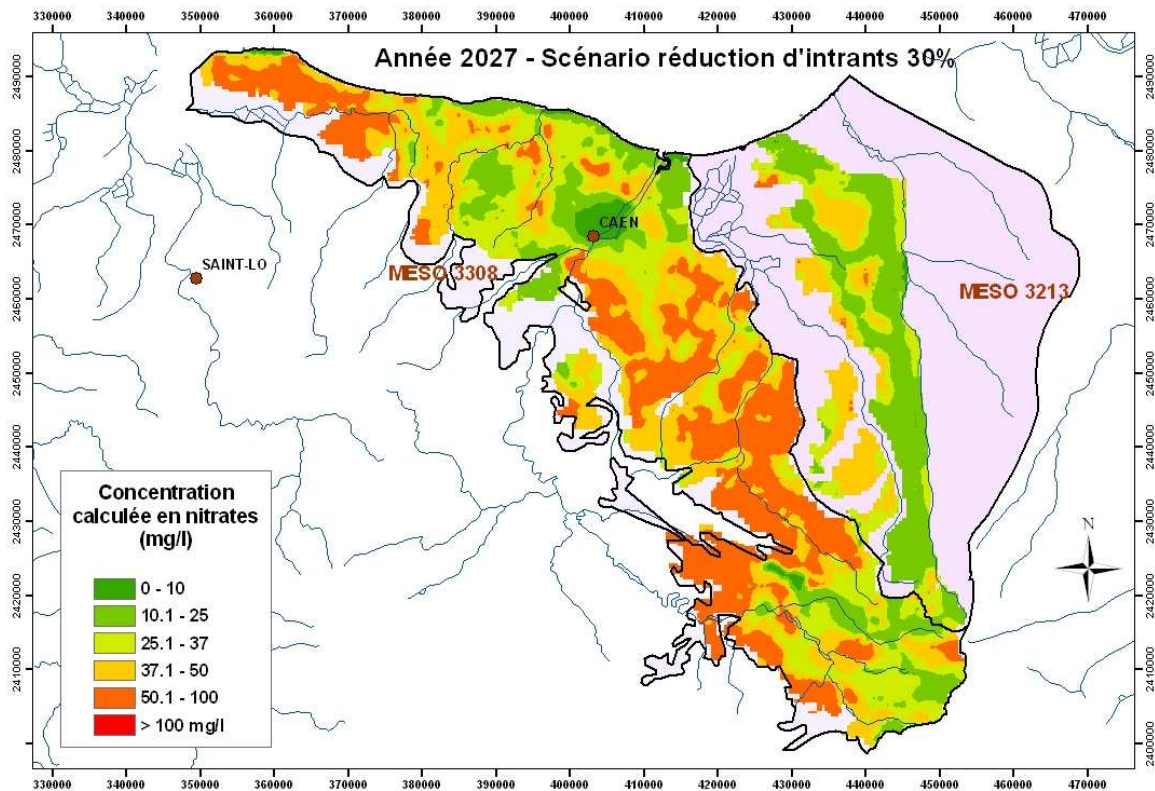


Figure 95 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2029 – scénario « -30% »

Les tableaux suivants précisent, pour les deux scénarii de réduction des intrants minéraux azotés, le pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/l et ce pour les deux masses souterraines présentes sur le secteur.

Echéance SDAGE / Masse d'eau	MESO 3308	MESO 3213
Situation actuelle	37,9 %	0,3 %
Horizon 2015	39,6 %	0,5 %
Horizon 2021	38,0 %	1,6 %
Horizon 2027	37,6 %	3,2 %

Tableau 8 : pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/litre de nitrates : scénario «réduction d'intrants minéraux de 20% »

Echéance SDAGE / Masse d'eau	MESO 3308	MESO 3213
Situation actuelle	37,9 %	0,3 %
Horizon 2015	38,5 %	0,5 %
Horizon 2021	35,0 %	1,1 %
Horizon 2027	33,4 %	2,3 %

Tableau 9 : pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/litre de nitrates : scénario «réduction d'intrants minéraux de 30% »

On remarque que seul le scénario « intrants -30% » permet de réduire la surface de masse d'eau 3308 à concentration calculée supérieure à 50 mg/l dès l'horizon 2021, le scénario « intrants -20% » ne permettant que de maintenir la situation actuelle. Pour ce qui concerne la masse d'eau 3213, relativement peu impactée par la pollution azotée, les surfaces à concentration supérieure à 50 mg/l croissent tout de même lentement pour atteindre de 2,5 à 3% de la surface modélisée, selon le scénario.

### 3.6. Scénario 3 : implantation de CIPAN associée à une réduction importante des intrants minéraux

Ce scénario représente la combinaison du scénario « CIPAN » et du scénario « réduction des intrants minéraux ». L'introduction de CIPAN dans les rotations est effectuée de la même manière que celle présentée au paragraphe 3.4 et une réduction d'intrants sous forme minérale de 30% est appliquée sur l'ensemble des surfaces agricoles présentes.

La figure 96 présente la carte de réduction moyenne annuelle du flux d'azote sous racinaire calculée par rapport à la simulation dite de « référence » (scénario « Laisser faire ») et les figures 97 à 99 l'évolution calculée de la médiane des concentrations jusqu'à l'horizon 2029.

Enfin les figures 100 à 102 présentent la carte des concentrations calculées aux horizons 2015, 2021 et 2027

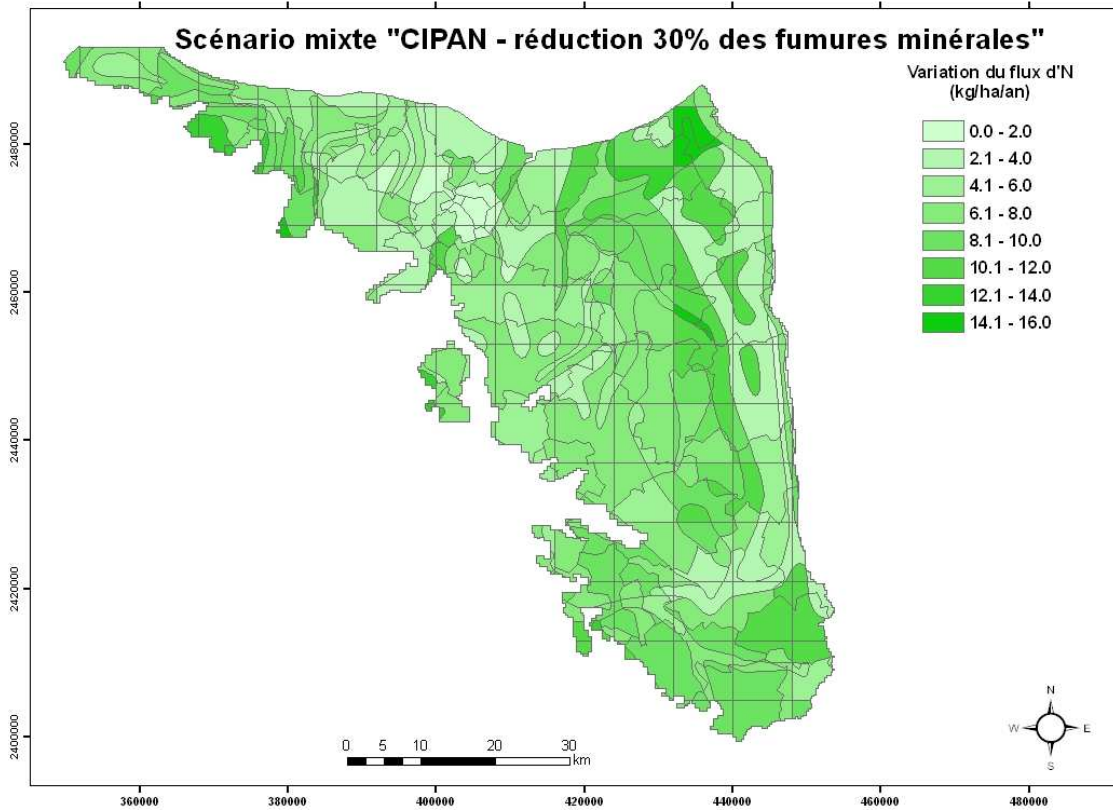


Figure 96 : réduction du flux d'azote (N) sous racinaire lié au scénario mixte (CIPAN -30%)

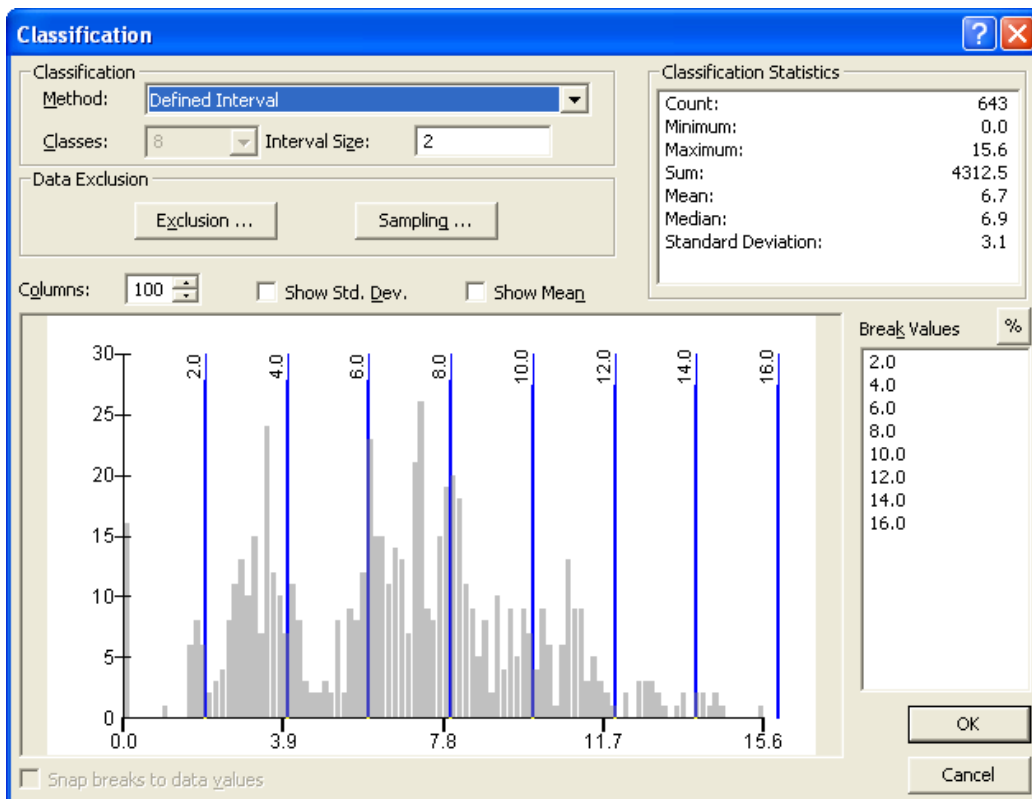


Tableau 10 : statistique de réduction des flux d'azote sous racinaires calculés par unité de simulation du logiciel agronomique STICS (en abscisse du graphe la valeur de réduction du flux, en ordonnées le nombre d'unités de simulation concernées)

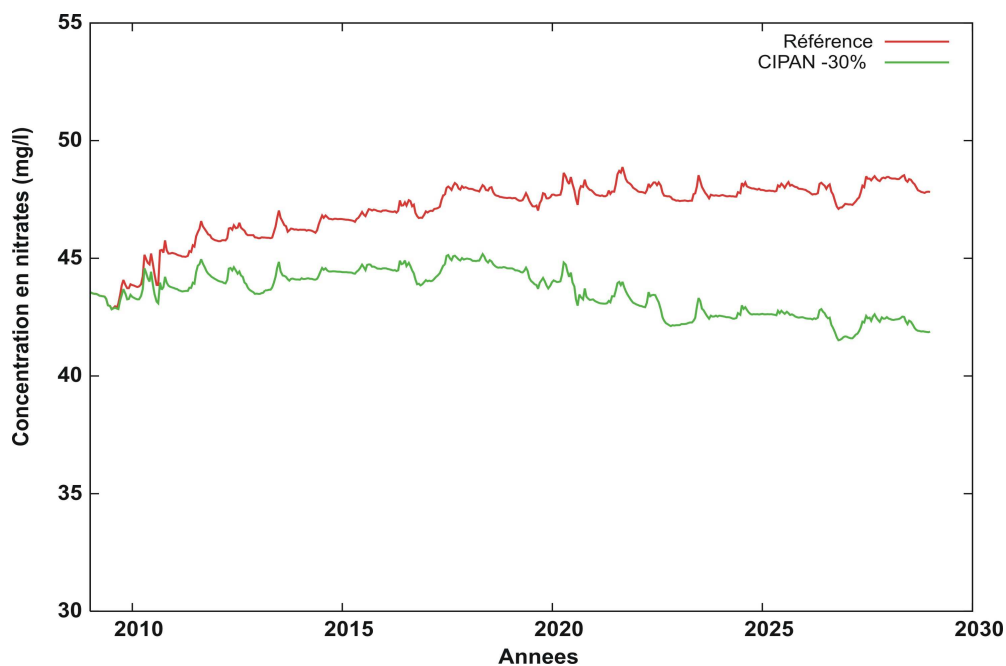
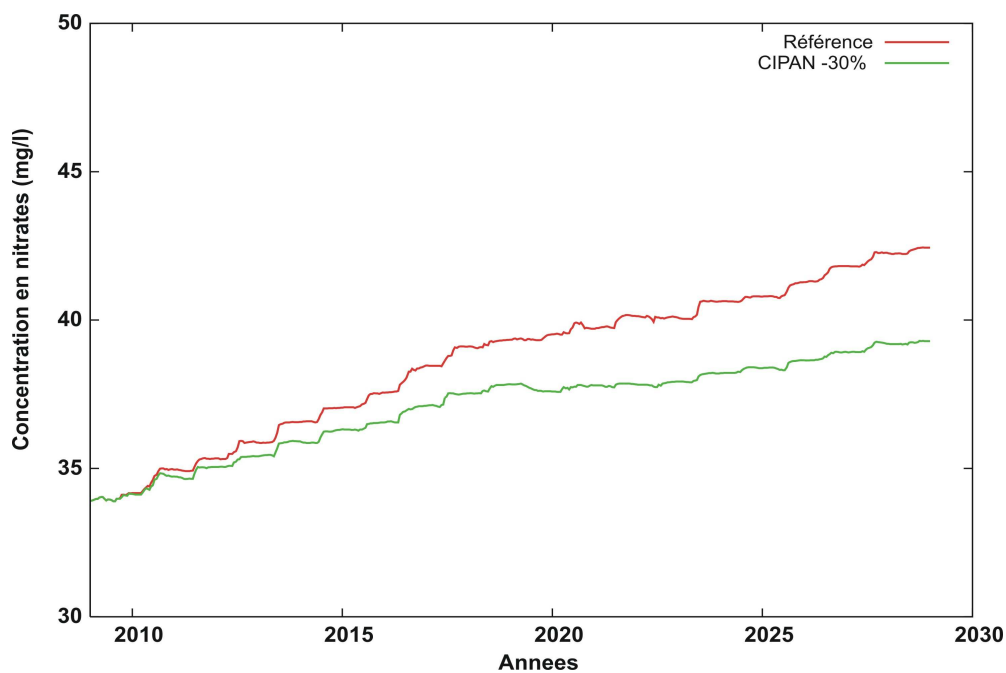


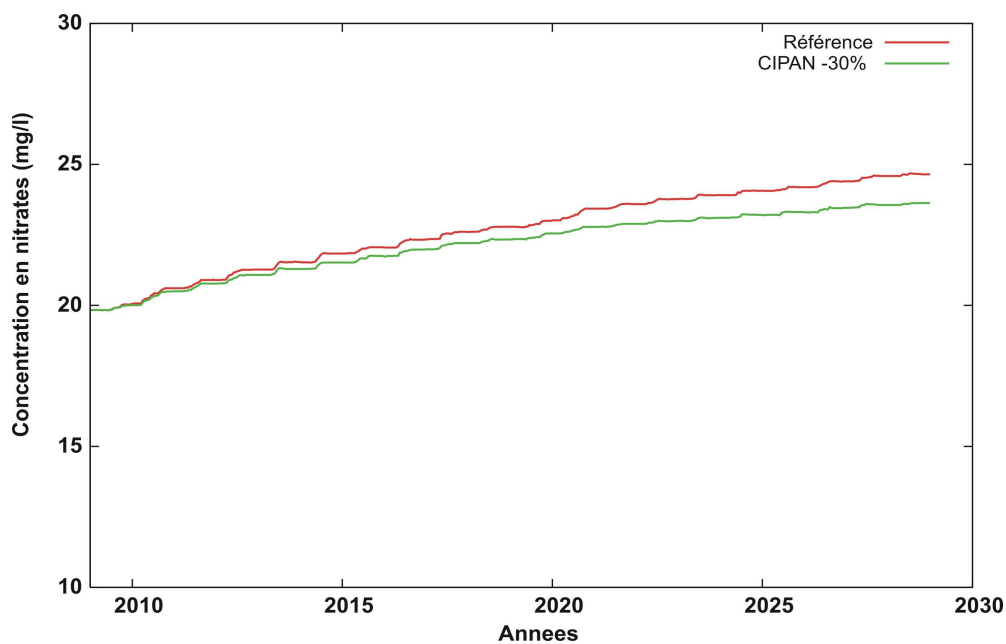
Figure 97 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bajocien/Bathonien

Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations et d'une réduction des fumures minérales azotées de 30%



Figures 98: évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude)

Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations et d'une réduction des fumures minérales azotées de 30%



Figures 99 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Cénomaniens/Oxfordien

Influence de l'introduction de CIPAN dans les rotations et d'une réduction des fumures minérales azotées de 30%

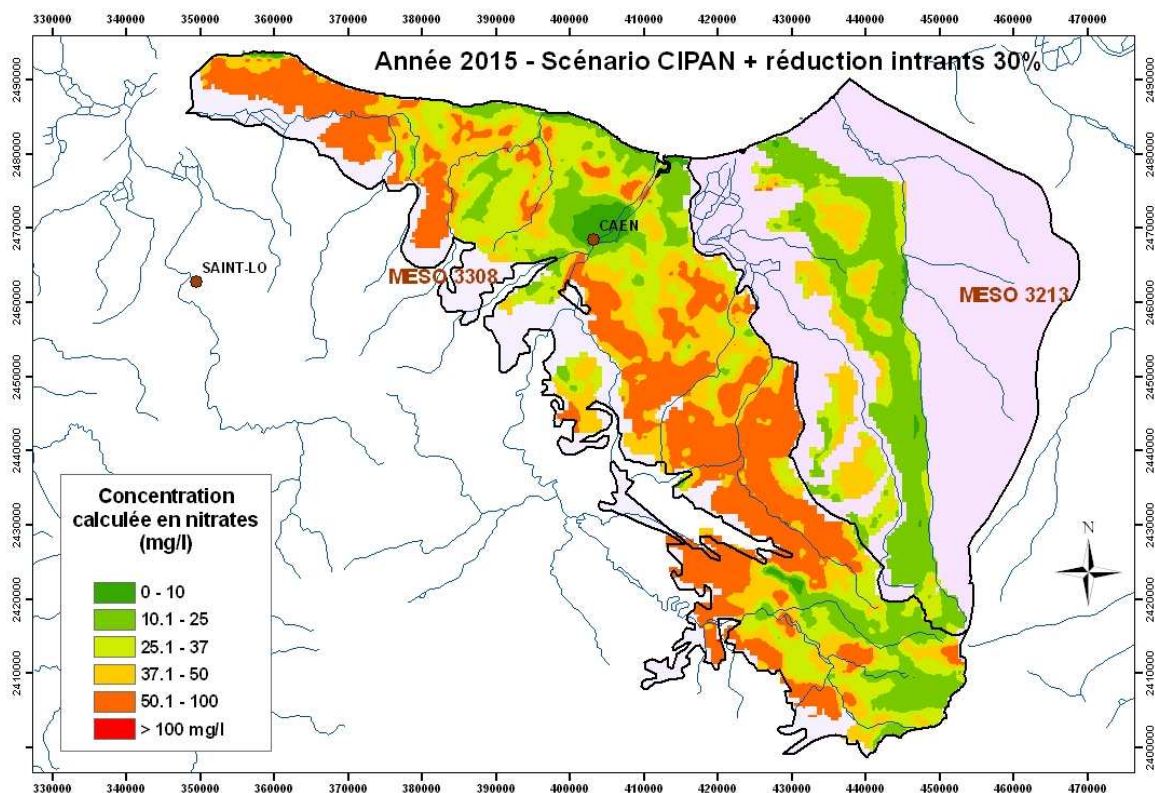


Figure 100 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2015 scénario «CIPAN -30% »



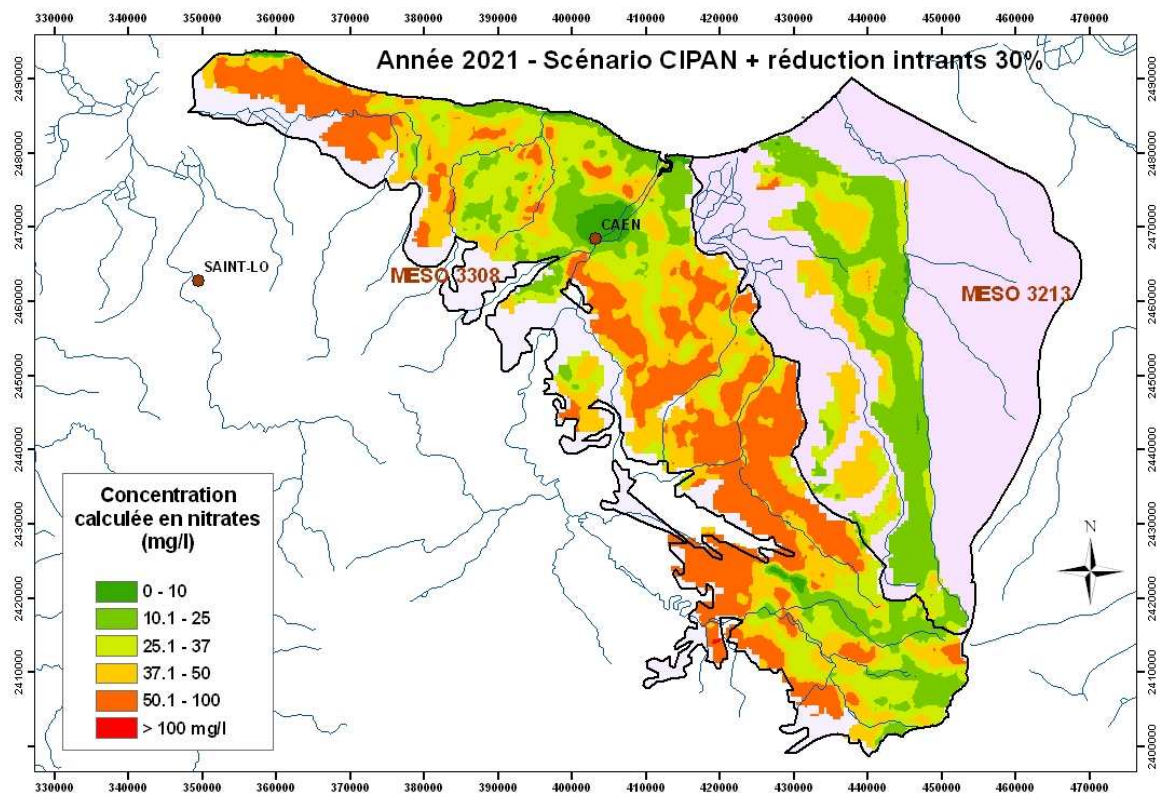


Figure 101 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2021 scénario «CIPAN -30% »

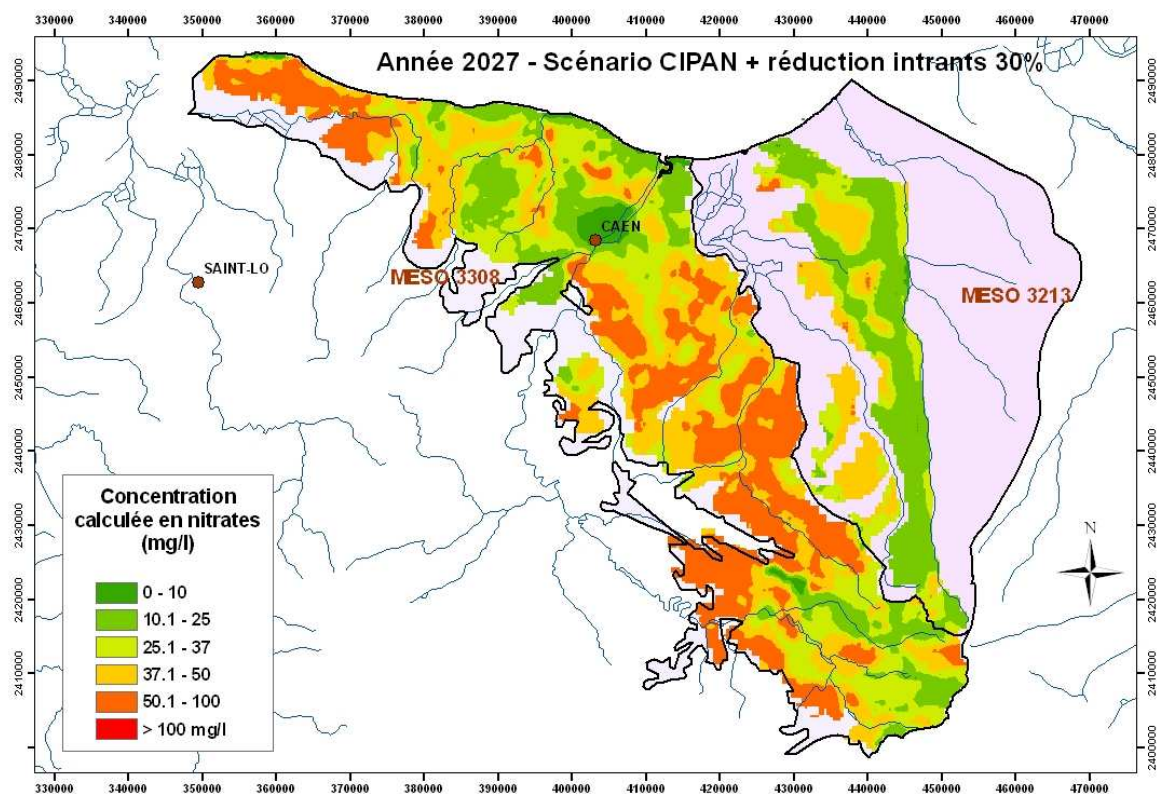


Figure 102 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2027 scénario «CIPAN -30% »

Le tableau suivant précise, pour le scénario de réduction des intrants minéraux azotés de 30% associé à l'implantation de CIPAN, le pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/l et ce pour les deux masses souterraines présentes sur le secteur.

Echéance SDAGE / Masse d'eau	MESO 3308	MESO 3213
Situation actuelle	37,9 %	0,3 %
Horizon 2015	37,5 %	0,5 %
Horizon 2021	33,2 %	1,1 %
Horizon 2027	31,1 %	2,2 %

Tableau 11 : pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/litre de nitrates : scénario « réduction d'intrants minéraux de 30% associé à l'implantation de CIPAN »

### 3.7. Scénario 4 : remplacement des céréales d'hiver par des céréales de printemps pour une introduction accrue de CIPAN (scénario « Bayeux-Intercom »)

Ce scénario se propose de substituer dans l'ensemble des rotations les céréales d'hiver (blé, escourgeon) qui n'auraient pu être précédées d'un CIPAN par une céréale de printemps (orge) et ainsi permettre, justement, l'implantation d'un CIPAN. À titre d'exemple, le tableau suivant présente la modification apportée dans l'ensemble des rotations présentes ces dernières années sur le canton de Bréteville sur Laize.

Successions culturales actuelles	Successions culturales modifiées
Pois – Blé	Pois – Moutarde - Blé
Maïs	Maïs – Moutarde
Pois – Blé - Escourgeon	Pois – Moutarde – Blé – Moutarde - Orge
Lin – Blé - Blé	Lin – Moutarde – Orge – Moutarde – Orge
Colza – Blé - Escourgeon	Colza - Moutarde – Orge – Moutarde – Orge
Betterave – Blé	Betterave – Moutarde - Orge
Maïs - Blé	Maïs – Moutarde – Orge
Betterave – Blé – Pois - Blé	Betterave – Moutarde - Orge – Moutarde – Pois – Moutarde - Blé

Tableau 12 : transformation des rotations présentes sur le canton de Bréteville sur Laize dans le cas d'application du scénario « Bayeux Intercom »

Dans l'ensemble des calculs, l'implantation de CIPAN (moutarde) s'effectue de la même manière que celle présentée au chapitre 3.7.4 et l'implantation de la culture d'orge est effectuée en imposant :

- un semis au jour 55 (24 février) ;
- une fumure azotée minérale apportée en un seul passage au jour 90 (1<sup>er</sup> avril) et avec une dose de 80 unités par hectare.

Pour ce qui concerne la moutarde, sa durée d'implantation est limitée, comme précédemment, à 2 mois

La figure 103 présente la carte de modification des flux d'azote (N) sous racinaire liée à ce scénario (carte des différences de flux moyen calculé « Référence » – « Scénario »).

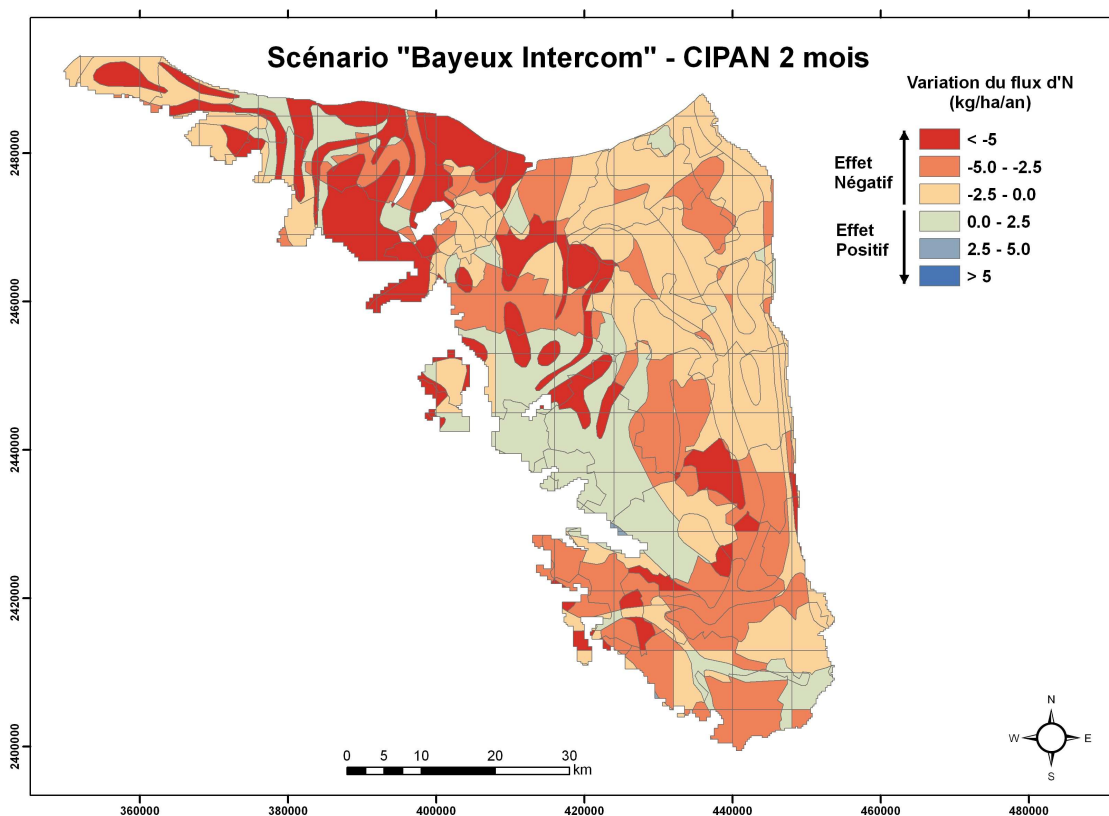


Figure 103 : carte d'évolution des flux (N) sous racinaires liés à la mise en place du scénario « Bayeux Intercom »

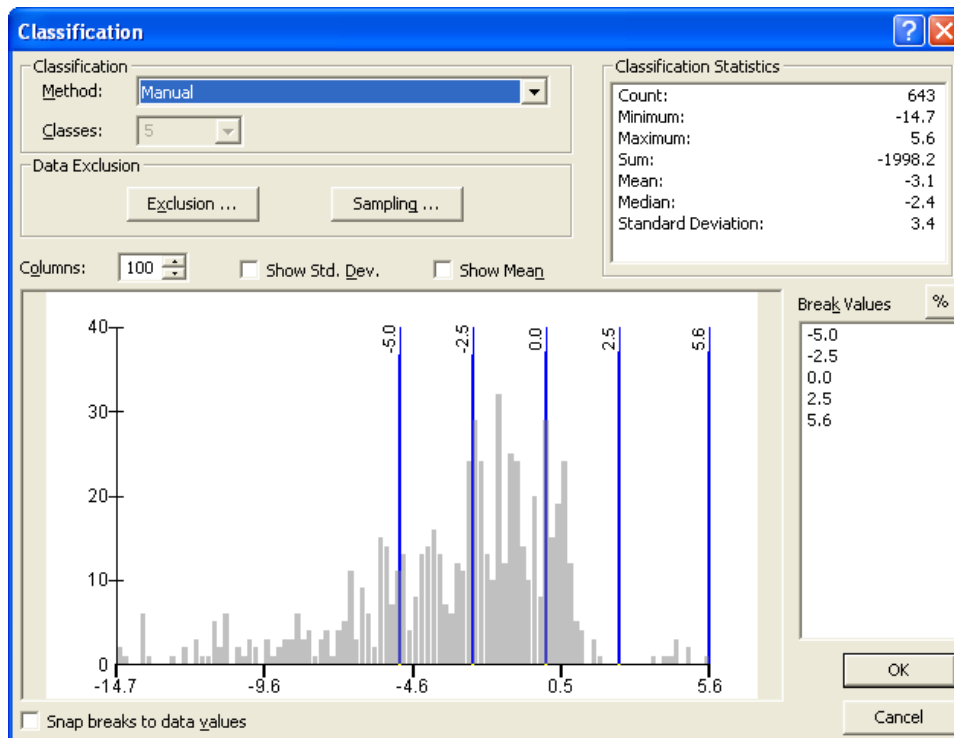


Tableau 12 : statistique de modification des flux d'azote sous racinaires calculés par unité de simulation du logiciel agronomique STICS (en abscisse du graphe la valeur de variation du flux, en ordonnées le nombre d'unités de simulation concernées). Une valeur négative indique une augmentation de flux par rapport au scénario de référence

Sur cette carte, seules les zones cartographiées en bleu laissent apparaître un effet bénéfique de ce scénario sur la valeur moyenne du flux d'azote sous racinaire. Les zones en dégradés de rouge indiquent une augmentation (parfois sensible) de ces flux. Ceci tendrait à montrer qu'une céréale d'hiver réduit plus efficacement les flux d'azote sous racinaire qu'une culture intermédiaire de type moutarde suivi par une culture de printemps.

Il reste tout de même, dans le cadre de cette étude, difficile de conclure sur la réelle efficacité ou non d'un tel scénario même si les résultats donnés par le modèle agronomique STICS laissent tout de même apparaître des effets globalement négatifs voire même localement très négatifs. A ce stade, cette lixiviation accrue du stock résiduel de nitrates peut être attribuée à une augmentation de la durée de présence de sol nu (entre la destruction du CIPAN et le semis de l'orge de printemps).

L'ensemble des résultats obtenus à l'échelle du bassin se retrouvent bien évidemment sur les courbes d'évolution de la médiane des concentrations calculées dans les trois grands aquifères modélisés (figure 104 à 106) puisque la médiane des concentrations dans les formations du Bajocien/Bathonien est près de 5 mg/litre supérieure à celle du calcul de référence (« Laisser faire » des pratiques actuelles).

Enfin, la figure 107 présente la carte des concentrations calculées dans les aquifères à l'horizon 2029.

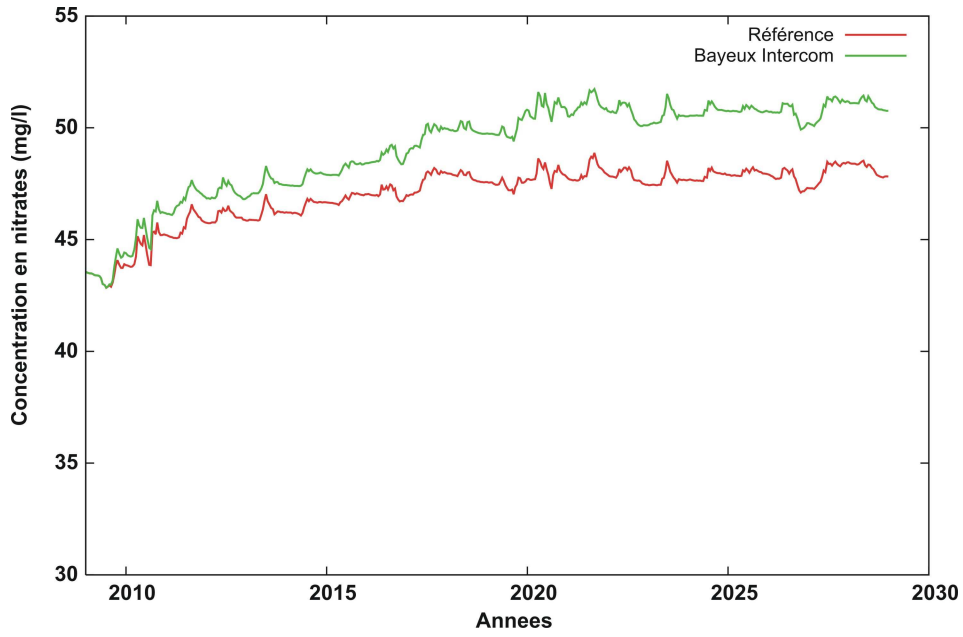


Figure 104 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bajocien/Bathonien

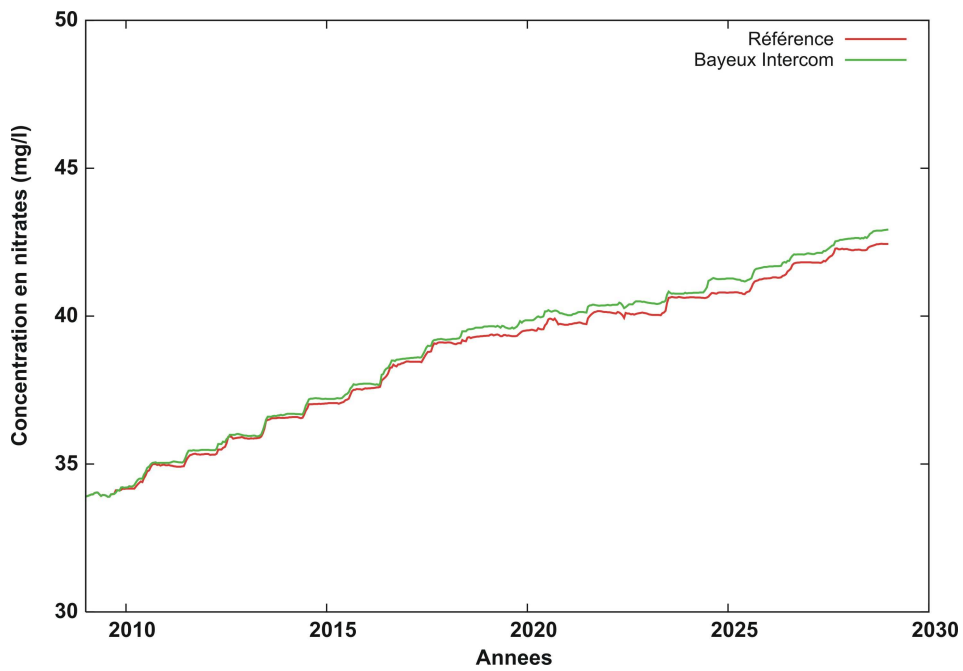


Figure 105 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Dogger indifférencié (sud de la zone d'étude)

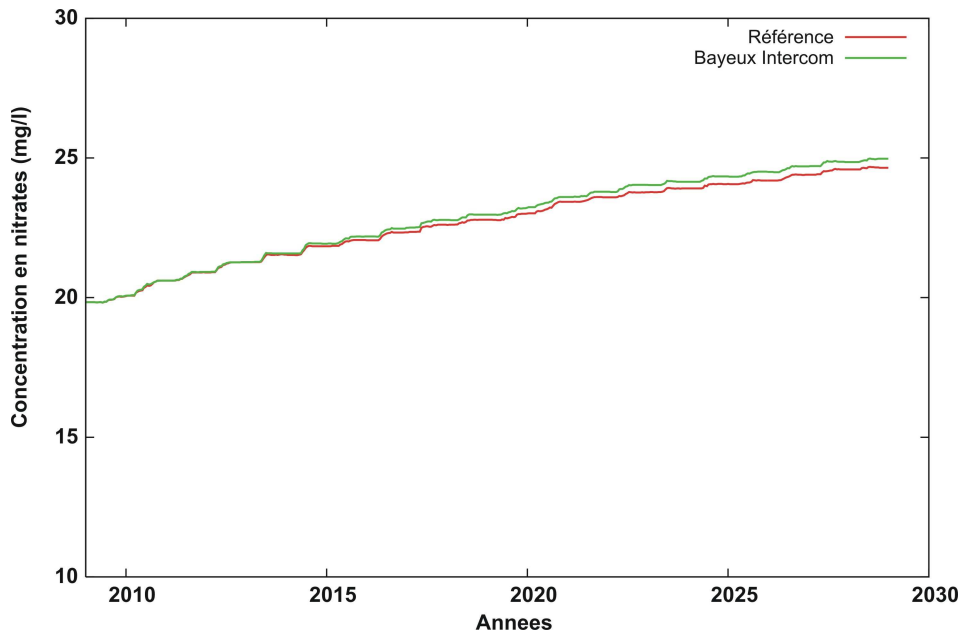


Figure 106 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Cénomanien/Oxfordien

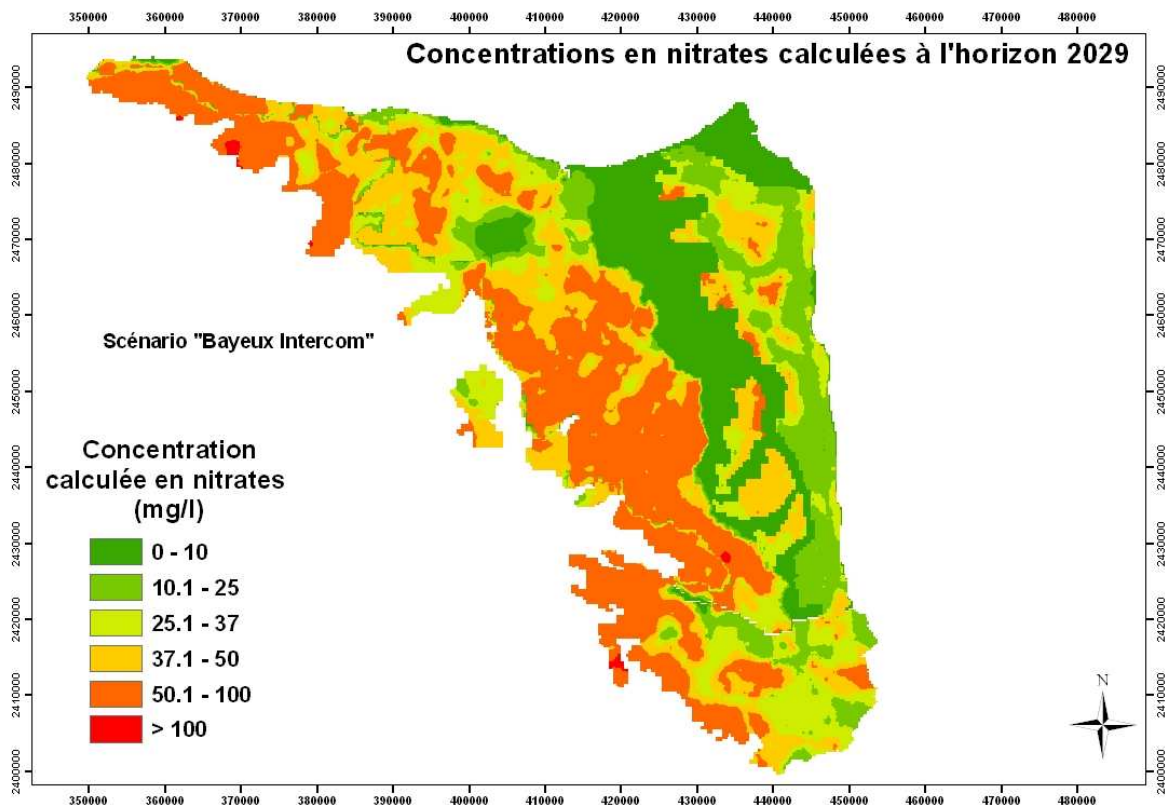


Figure 107 : carte des concentrations calculées en nitrates à l'horizon 2029 – scénario « Bayeux Intercom »

Le tableau suivant précise, pour ce scénario « Bayeux Intercom », le pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/l et ce pour les deux masses souterraines présentes sur le secteur.

Echéance SDAGE / Masse d'eau	MESO 3308	MESO 3213
Situation actuelle	37,9 %	0,3 %
Horizon 2015	41,8 %	1,1 %
Horizon 2021	44,4 %	3,3 %
Horizon 2027	44,4 %	5,8 %

Tableau 13 : pourcentage de surface modélisée à concentration supérieure à 50 mg/litre de nitrates : scénario « Bayeux Intercom »

### 3.8. Influence de la durée d'implantation du CIPAN

#### 3.8.1 Cas du scénario « CIPAN »

Dans l'ensemble des résultats présentés jusqu'alors, l'implantation du CIPAN, lorsque c'était possible, était effectuée pendant une durée maximale de 60 jours. Des calculs complémentaires ont été menés afin de tester la sensibilité du modèle à cette durée d'implantation. Une simulation a donc été effectuée en imposant une durée maximale d'implantation, toujours dépendante de la date de semis de la culture suivante dans la rotation et mais limitée toutefois à une date butoir fixée fin décembre. La figure 108 présente, sur l'ensemble du domaine modélisé, l'influence sur le flux d'azote (N) sous racinaire d'une implantation plus longue (lorsque possible) du CIPAN calculée par rapport à une implantation limitée à 2 mois.

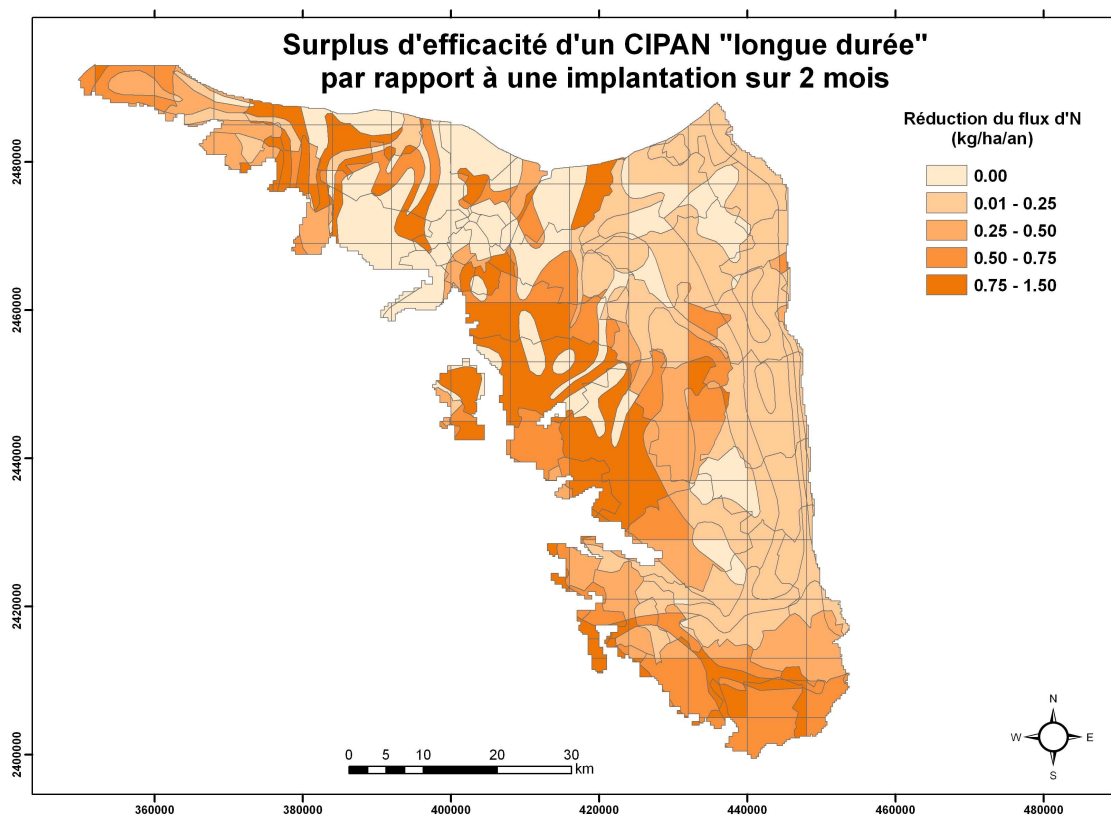


Figure 108 : influence de la durée d'implantation du CIPAN sur la réduction du flux d'azote (N) sous racinaire

On remarque que la réduction obtenue reste faible, ce que confirme la comparaison des courbes d'évolution de la médiane des concentrations calculées dans la formation du Bajocien/Bathonien (figure 109).

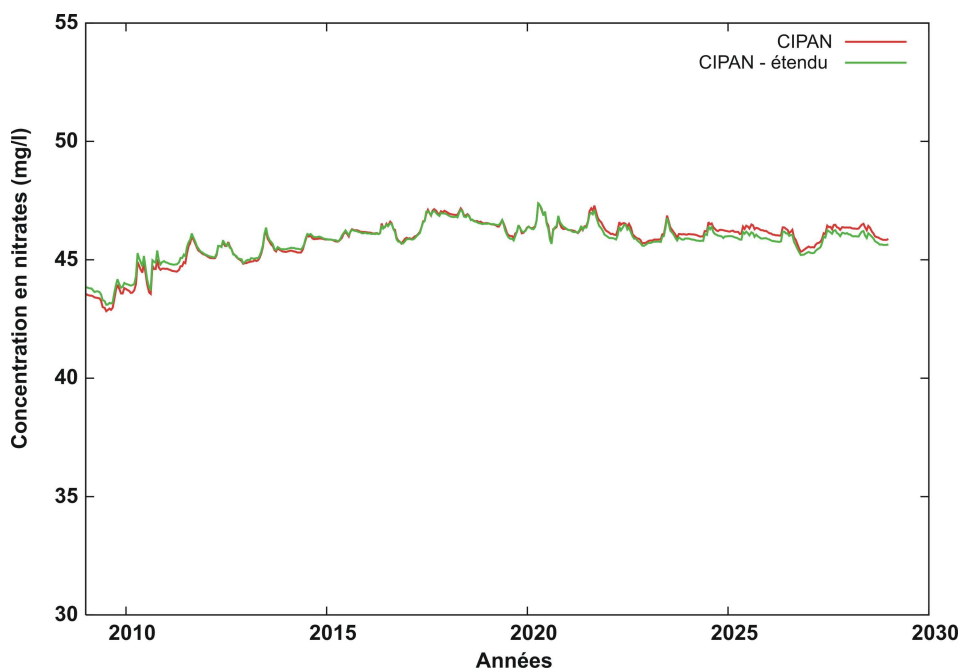


Figure 109 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien. Influence de la durée d'implantation du CIPAN sur les résultats

### 3.8.2 Cas du scénario « Bayeux Intercom »

Le même type de calcul a été mené sur le scénario Bayeux Intercom. Dans le cas de possibilité de substitution d'une céréale d'hiver par un CIPAN et une culture d'orge de printemps, la culture de moutarde est maintenue, lorsque faire se peut, avec une date butoir fin décembre.

La variation de flux d'azote sous racinaire liée à ce scénario par rapport au scénario de référence (« Laisser faire ») est précisé figure 110.



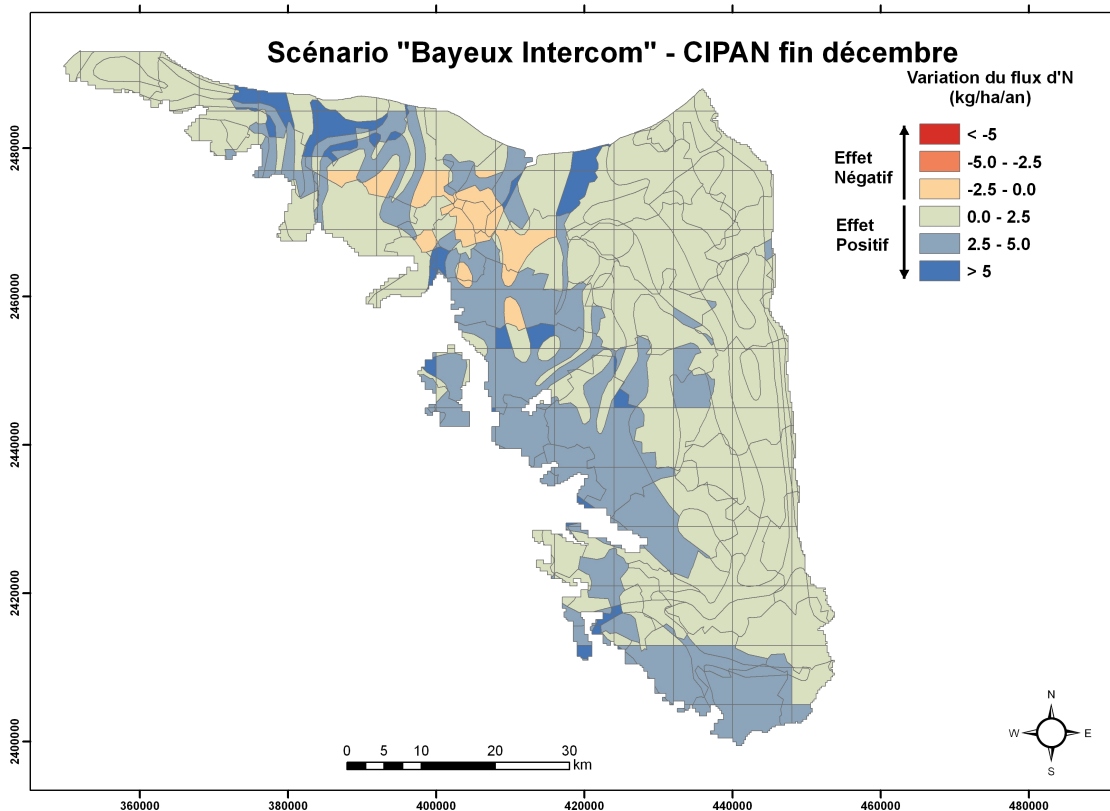


Figure 110 : carte d'évolution des flux (N) sous racinaires liés à la mise en place du scénario « Bayeux Intercom » avec implantation plus longue du CIPAN

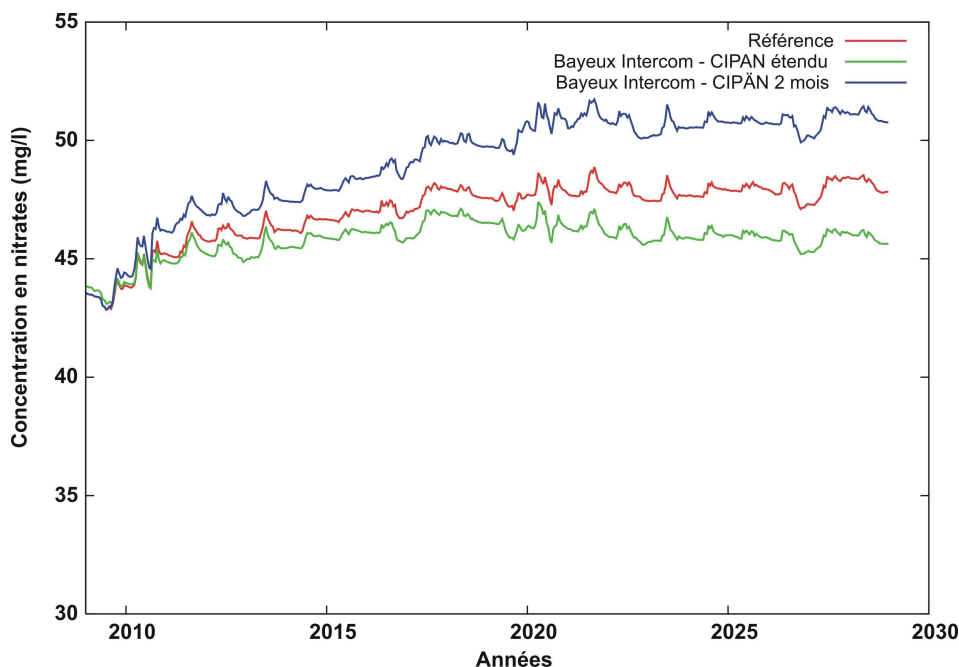


Figure 111 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien. Influence de la durée d'implantation du CIPAN sur les résultats

On remarque que, d'après le modèle agronomique STICS, l'allongement de la durée d'implantation du CIPAN semble jouer un rôle très important dans le cas de ce scénario. Ceci tendrait à confirmer le fait qu'une destruction trop précoce du CIPAN (2 mois) dans le cas de la substitution d'une céréale d'hiver par un CIPAN+orge (chapitre 4.7) induit une

présence de sol nu accrue pendant les mois d'hiver, période propice à la lixiviation du stock résiduel de nitrates présent dans le sol.

Au final, l'efficacité de ce dernier scénario est à rapprocher de celle du scénario CIPAN classique (chapitre 4.4) comme le montre la figure 112 qui présente l'évolution de la médiane des concentrations calculées dans les formations du Bajocien/Bathonien.

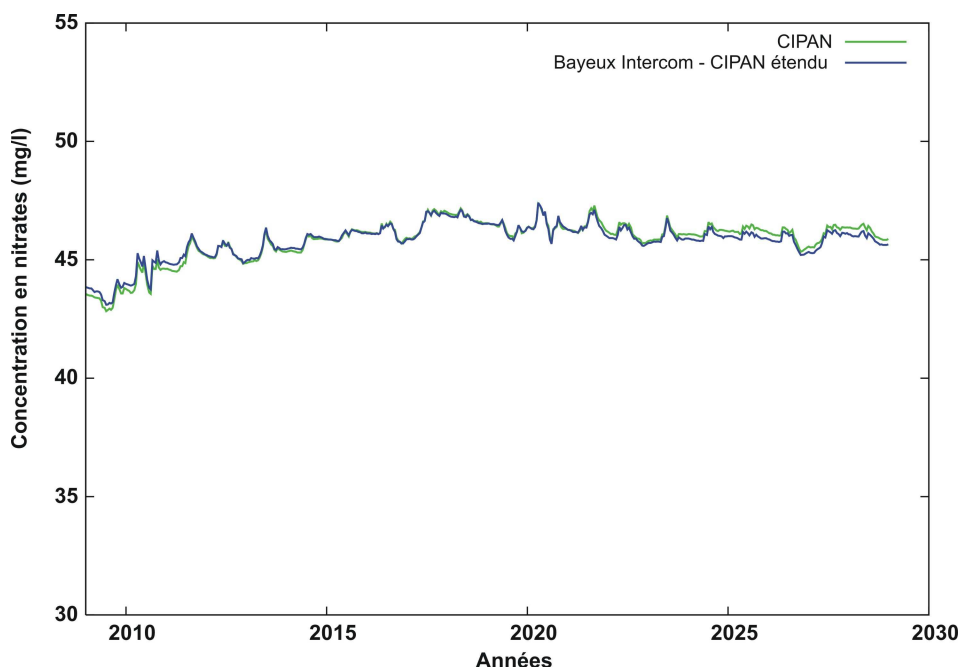


Figure 112 : évolution de la médiane des concentrations calculées dans le Bajocien/Bathonien. Comparaison du scénario « CIPAN » et du scénario « Bayeux Intercom avec durée étendue de l'implantation des CIPAN »

**Dans l'ensemble des figures présentées, on peut donc considérer que le scénario « Bayeux Intercom » associé à un allongement de l'implantation des CIPAN produit sensiblement les mêmes résultats que ceux obtenus par le scénario CIPAN présenté au paragraphe 3.4.**

Toutefois et pour tenter de conforter la validité des résultats obtenus sur ce scénario, un calcul a été mené indépendamment de la modélisation du secteur des bocages normands à l'aide de la toute dernière version du logiciel STICS (Version 7).

Ce calcul complémentaire est effectué à une dimension, à l'échelle de l'équivalent d'une parcelle. Dans ce cas simplifié, le calcul est effectué en comparant les résultats obtenus sur une rotation « Betterave-Blé-Blé-Escourgeon » et sa rotation substituée « Betterave-Moutarde-Orge-Moutarde-Orge-Moutarde-Orge ». Les dates de semis et les fumures azotées inhérentes à ce type de rotation sont identiques à celles utilisées dans les calculs spatialisés présentés ci-dessus. Le type de sol utilisé est représentatif du centre de la plaine de Caen et les données météorologiques utilisées sont celles des années 1994 et 1995.

Les résultats obtenus confirment bien ceux obtenus et présentés précédemment :

- Le passage de la rotation standard à la rotation avec substitution par des CIPAN implantés pendant 60 jours suivi par une culture d'orge provoque une augmentation de près de 62% du flux d'N sous racinaire lixivié cumulé sur les 4 ans de simulation. Cette augmentation atteint même près de 77% si la culture du CIPAN est encore raccourcie de 10 jours (implantation sur seulement 50 jours) ;
- Le fait de maintenir les CIPAN sur une durée plus longue (avec date butoir de destruction fin décembre) modifie fortement ces résultats puisque la tendance

s'inverse : le flux d'azote sous racinaire diminue par rapport à la rotation de référence : -8 %.

Il est certain que ce type de résultat reste à être validé par des expérimentations de terrain mais il semble tout de même que la durée d'implantation du CIPAN joue un rôle important sur la lixiviation du stock résiduel de nitrates par les pluies météoriques. Mais le cas de la succession choisie accentuée peut être la démonstration et ce du fait que le CIPAN peut être implanté très tôt (et donc détruit très tôt également à l'automne puisque faisant suite, dans la rotation substituée, deux fois à une culture d'orge).

### 3.9. Evolution temporelle des concentrations calculées sur les stations de contrôle de la Directive Cadre sur l'Eau

Les figures suivantes (114 à 129) présentent les concentrations calculées sur différents ouvrages complémentaires à ceux présentés précédemment<sup>2</sup>.

Ces ouvrages sont utilisés, entre autres, comme stations de contrôle de la Directive Cadre sur l'Eau. Leur situation géographique est précisée figure 113.

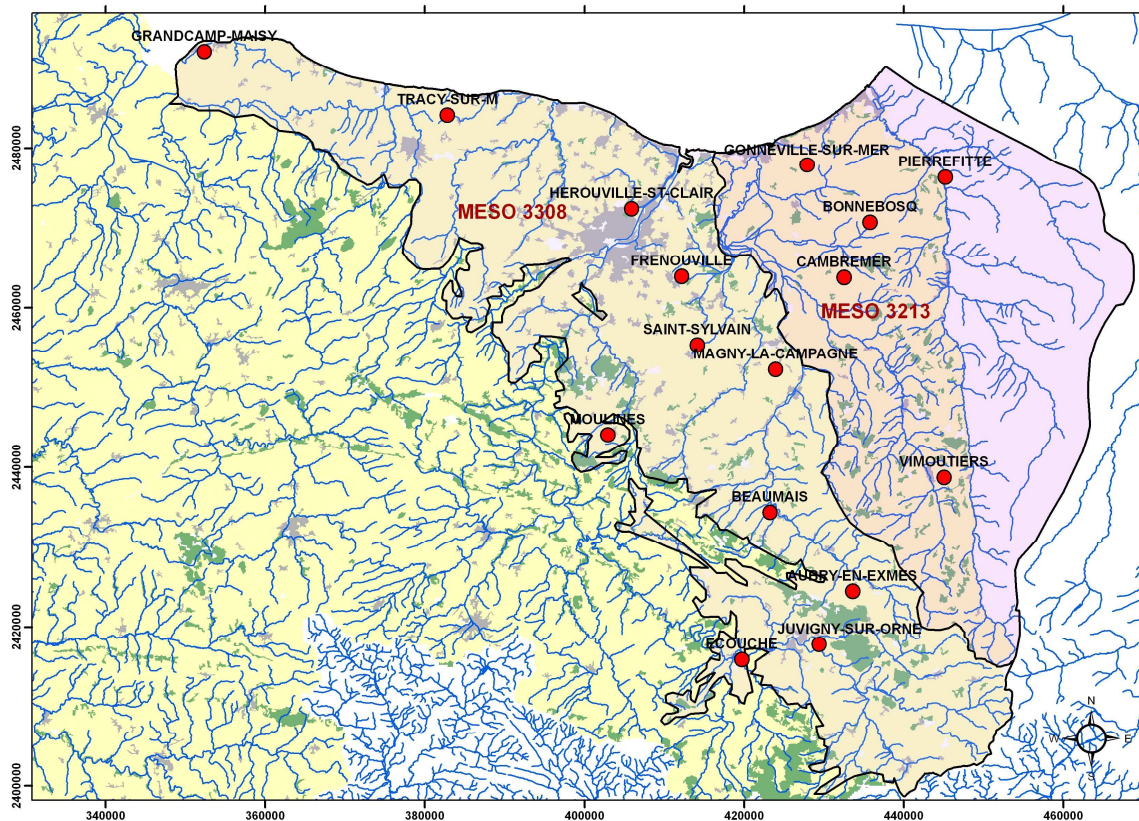
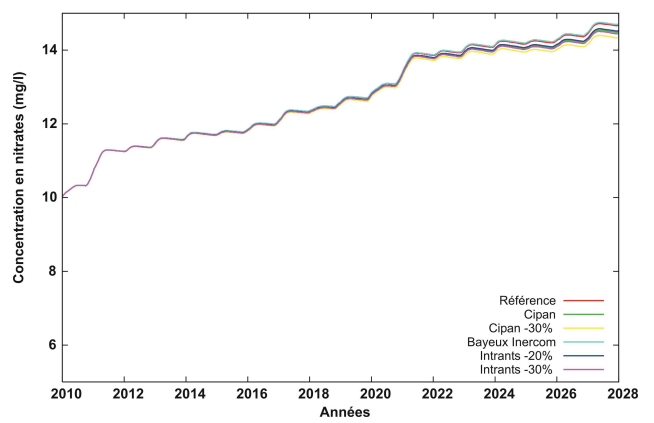
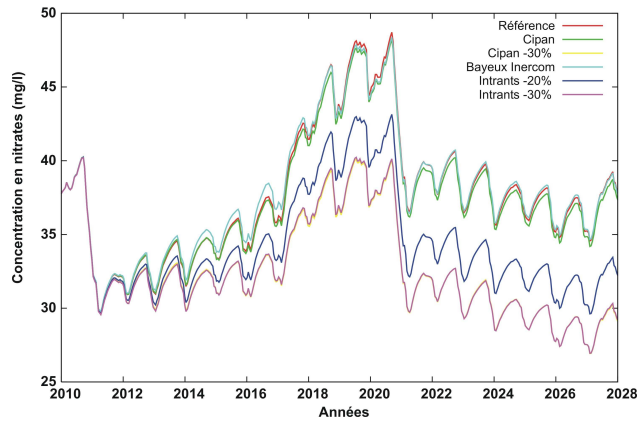
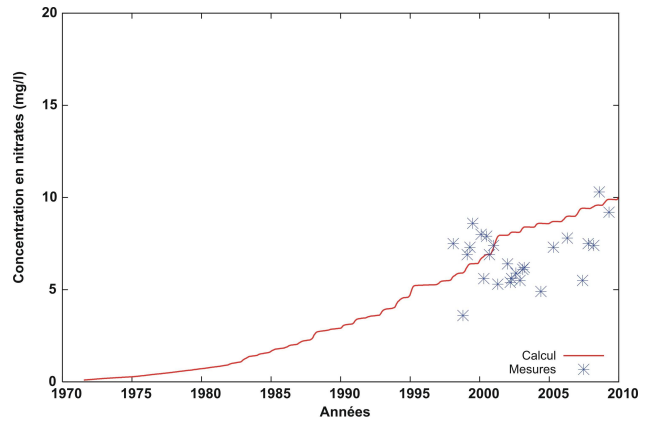
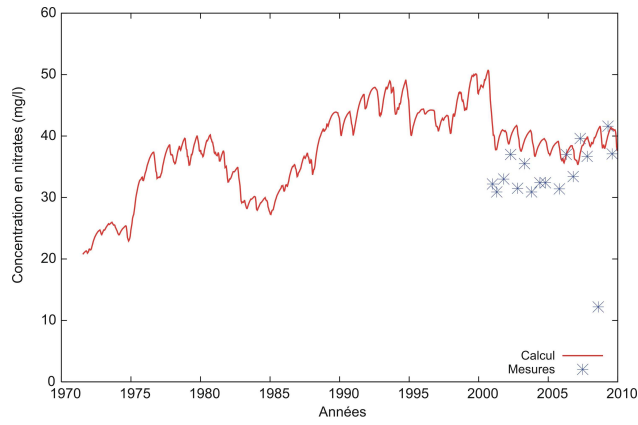


Figure 113 : situation géographique des ouvrages DCE complémentaires

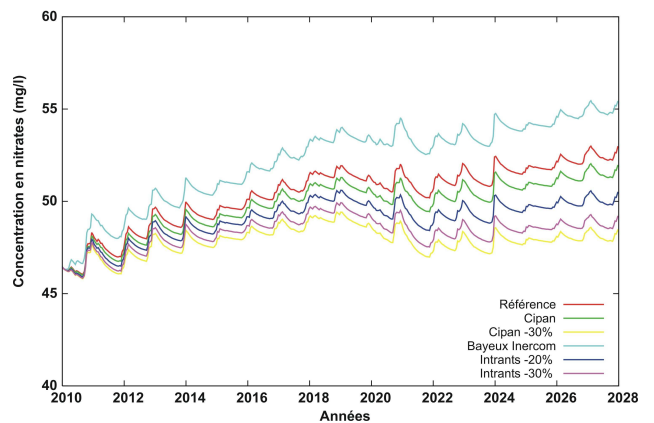
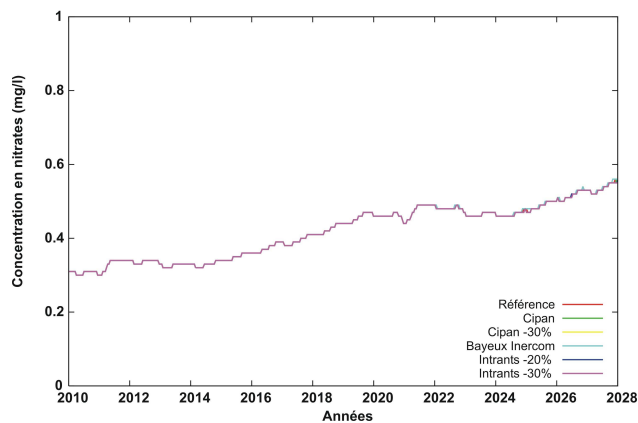
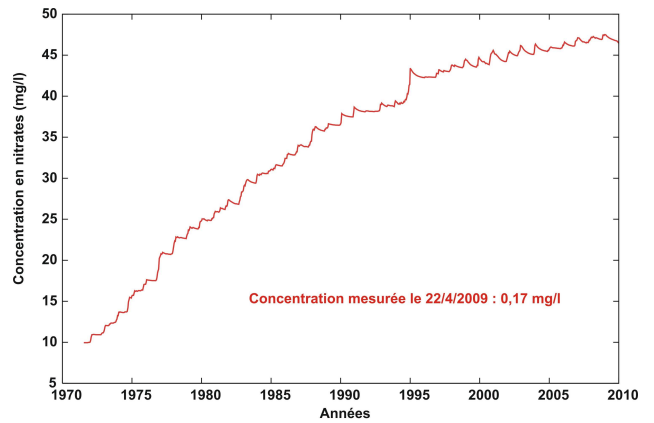
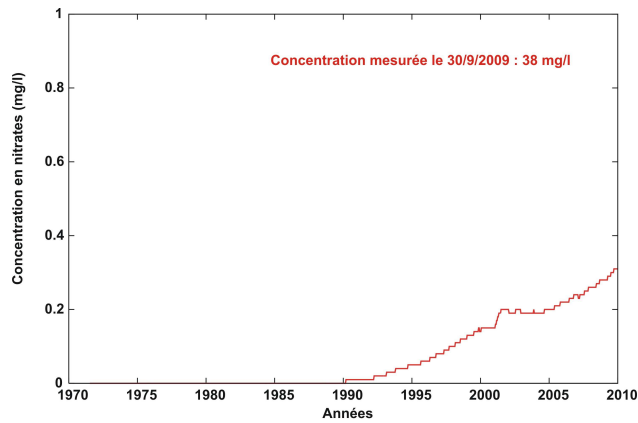
Les figures présentent, pour chaque ouvrage, les concentrations calculées de 1970 à nos jours, comparées aux mesures disponibles sur la base de données ADES, ainsi que celles calculées selon les différents scénarii présentés précédemment (calculs effectués de 2010 à 2028).

<sup>2</sup> Les résultats obtenus sur ces ouvrages représentent une phase de validation de la modélisation puisque le calage n'a pas été effectué en intégrant ces mesures



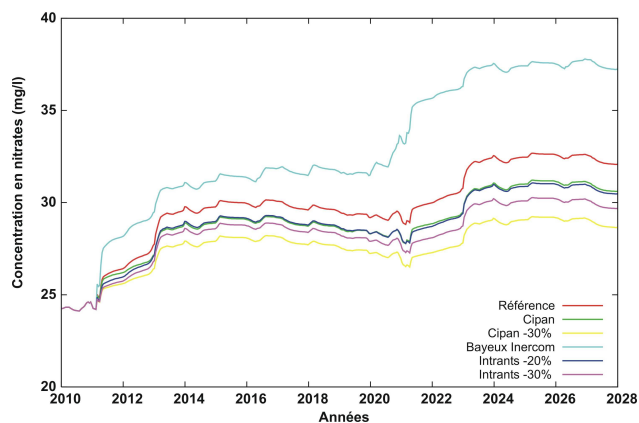
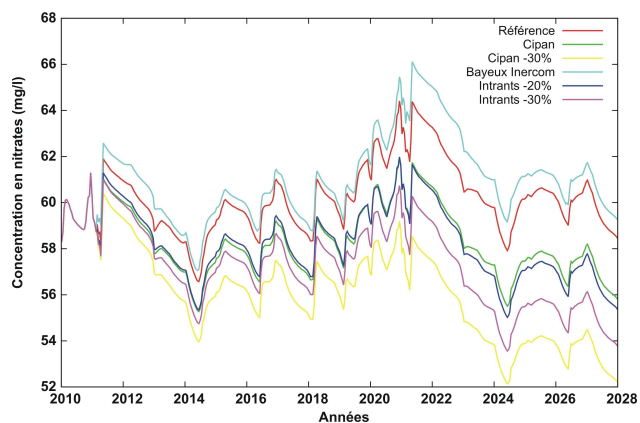
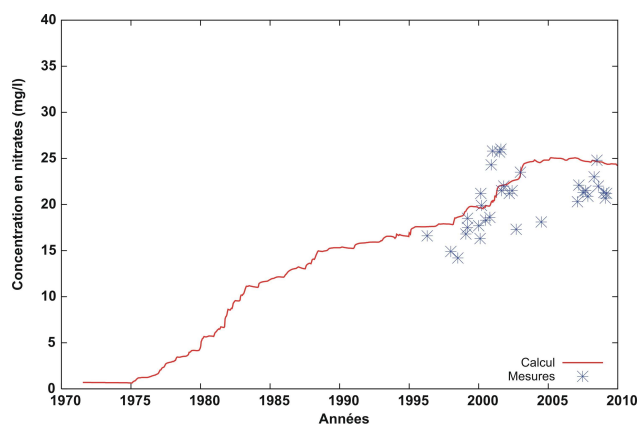
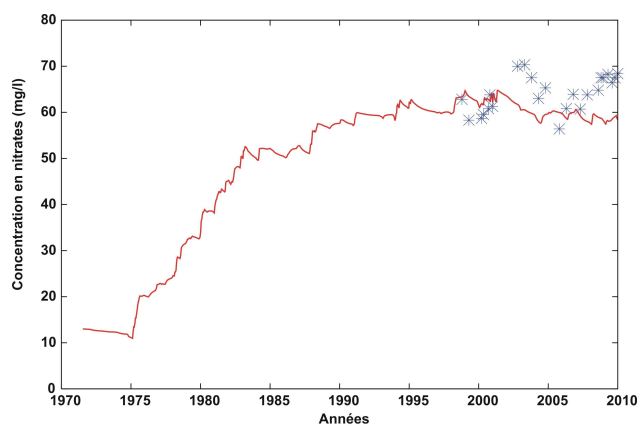
**F.114 : Grancamp-Maisy (Bajocien/Bathonien)**

**F.115 : Tracy-sur-Mer (Bajocien/Bathonien)**



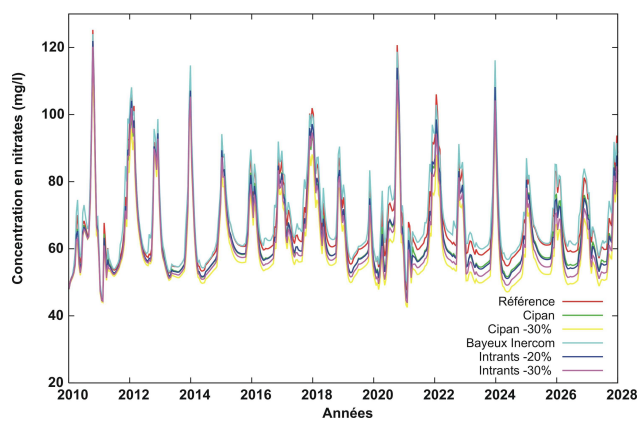
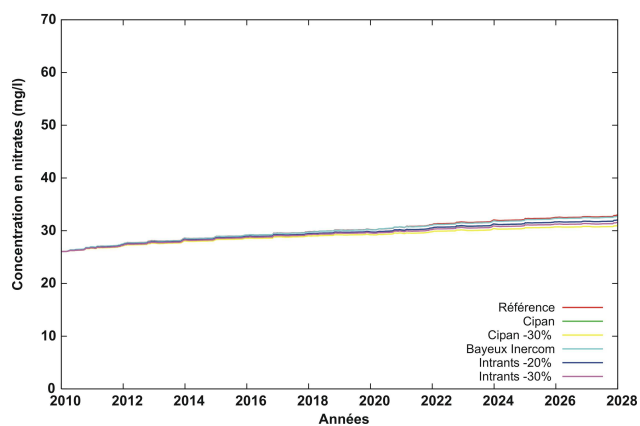
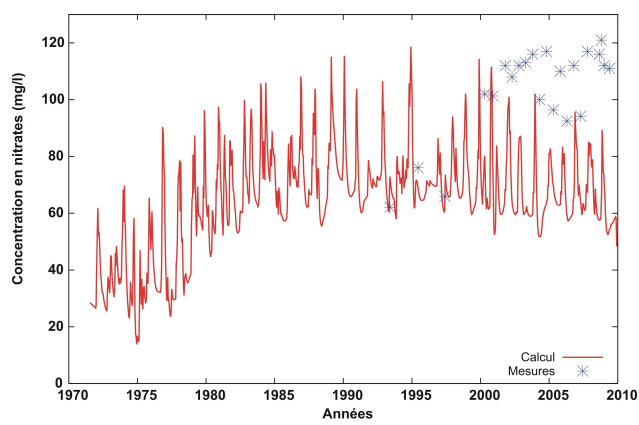
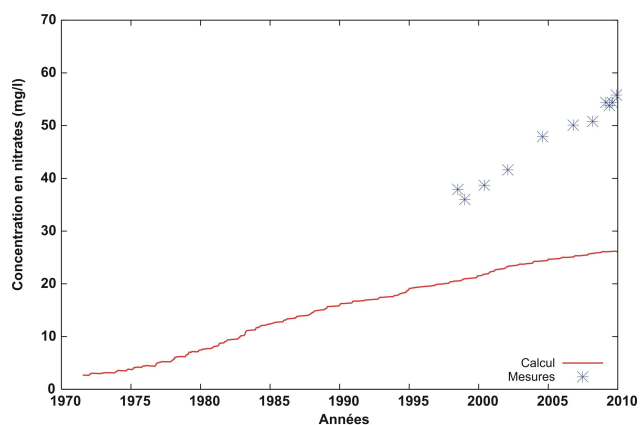
**F.116 : Hérouville-St-Clair (Bajocien/Bathonien)**

**F.117 : Frénuville (Bajocien/Bathonien)**



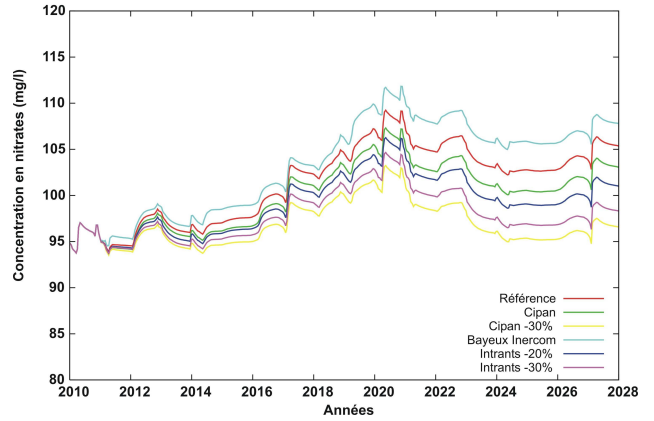
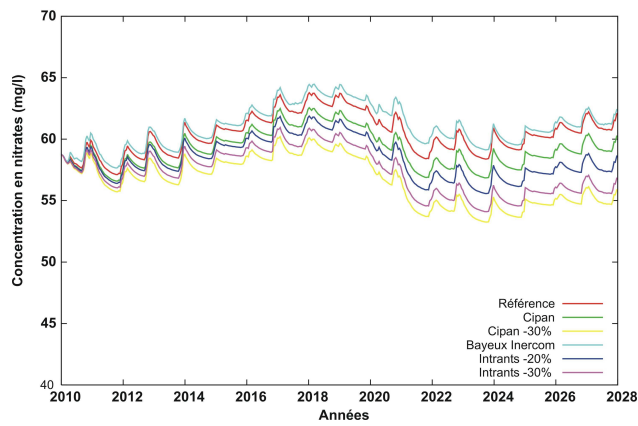
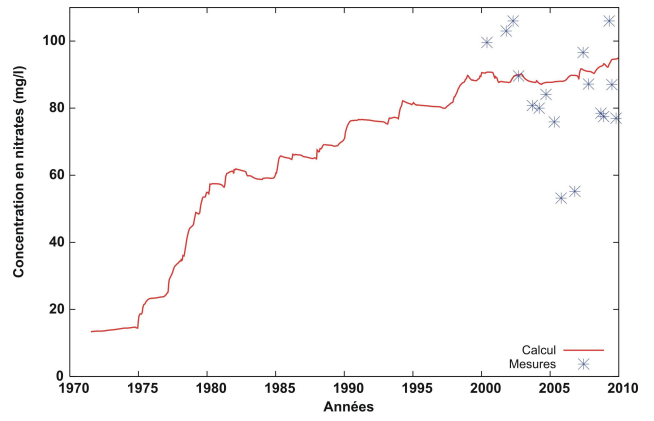
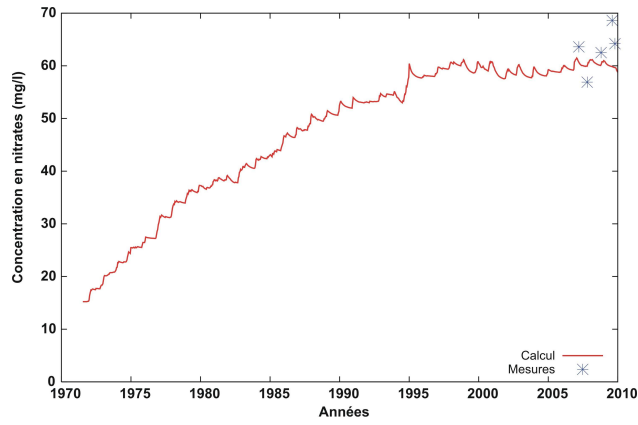
**F.118 : Saint-Sylvain (Bajocien/Bathonien)**

**F.119 : Magny-la-C. (Bajocien/Bathonien)**



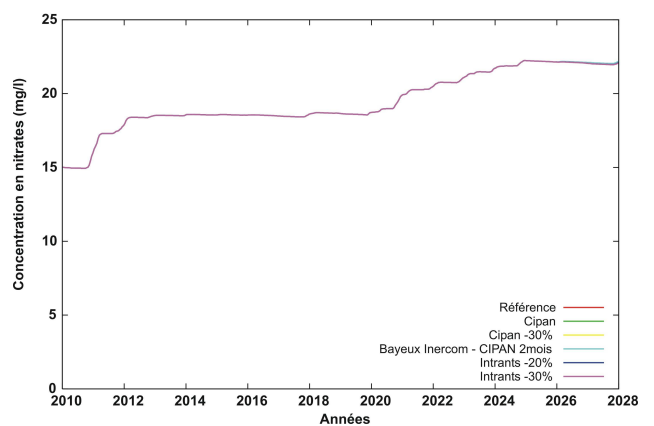
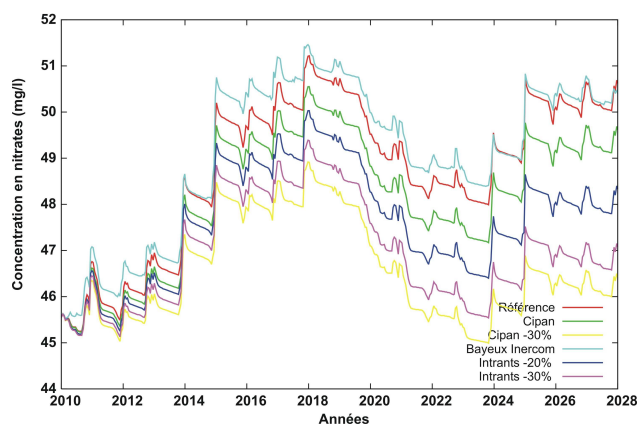
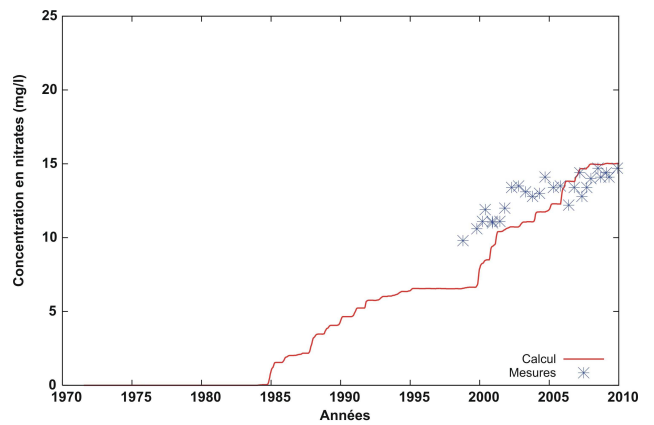
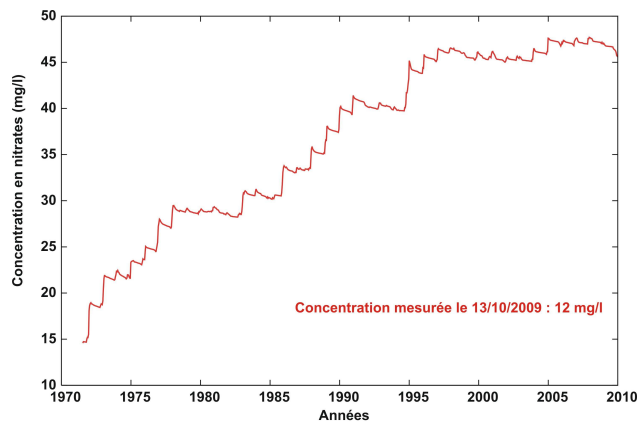
**F.120 : Moulines (Bajocien/Bathonien)**

**F.121 : Beaumais (Bajocien/Bathonien)**



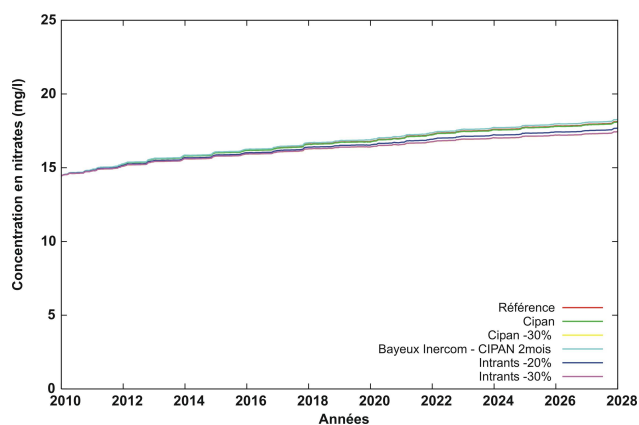
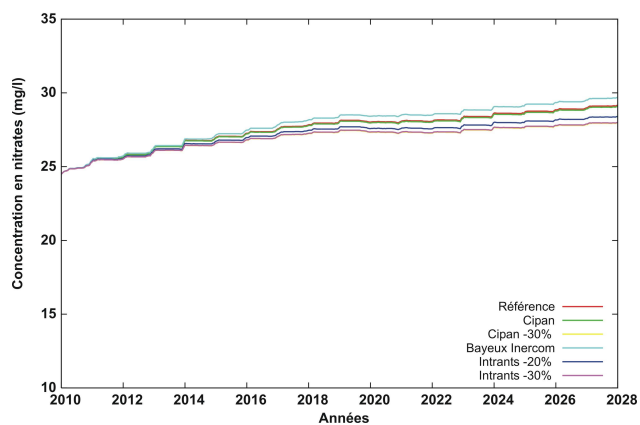
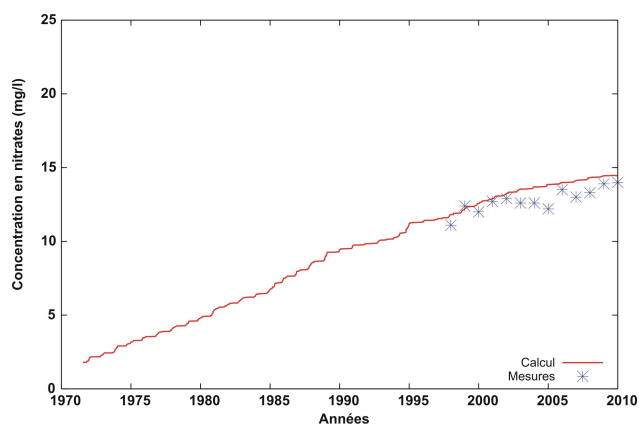
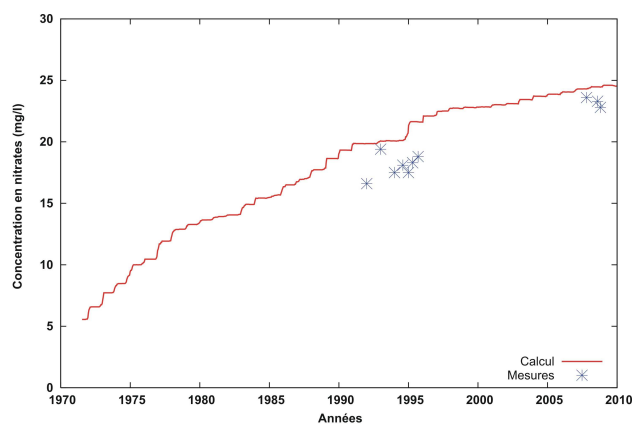
**F.122 : Aubry-en-Exmes (Bajocien/Bathonien)**

**F.123 : Ecouche (Dogger indifférencié)**



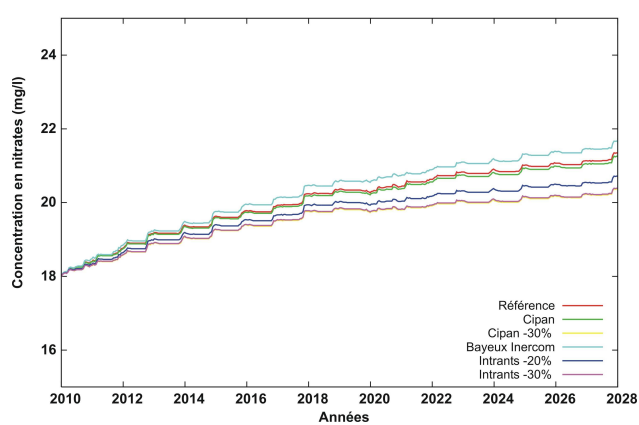
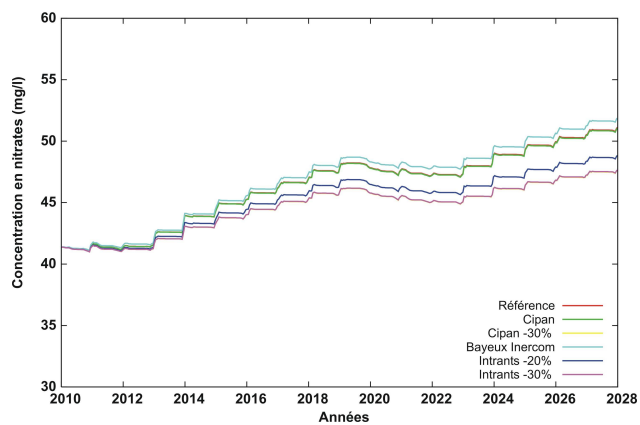
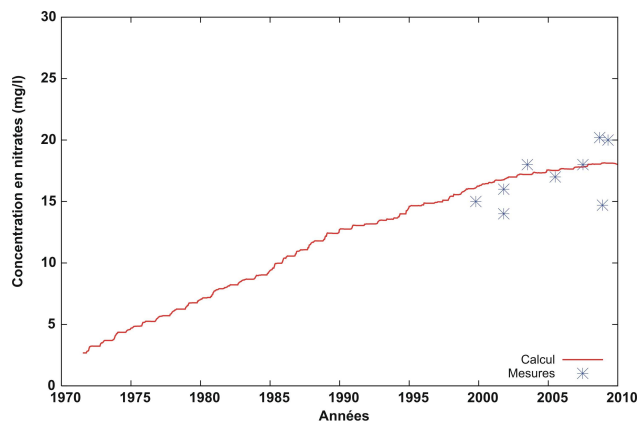
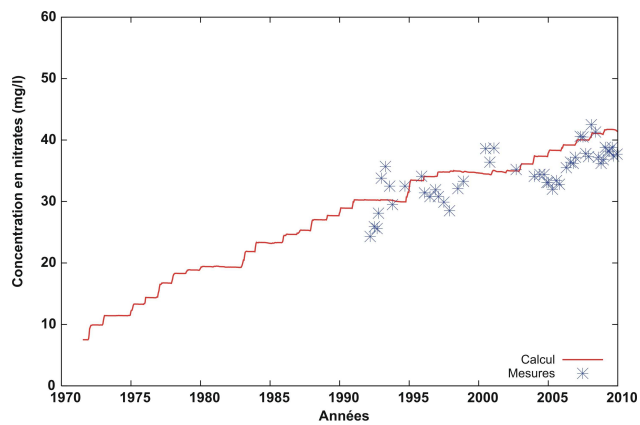
**F.124 : Juvigny-sur-Orne (Dogger indifférencié)**

**F.125 : Gonnevillle/Mer (Cénomarien/Oxfordien)**



**F.126 : Pierrefitte en A. (Cénomaniens/Oxfordien)**

**F.127 : Bonnebosq (Cénomaniens/Oxfordien)**



**F.128 : Cambremer (Cénomaniens/Oxfordien)**

**F.129 : Vimoutiers (Cénomaniens/Oxfordien)**

Si, pour la grande majorité des ouvrages le calcul représente bien le niveau moyen ainsi que la dynamique d'évolution des concentrations mesurées, quatre d'entre eux ne représentent pas du tout (ou mal) le niveau de pollution en nitrates mesuré actuellement : Hérouville Saint Clair, Frénoeuville, Moulines et Juvigny sur Orne :

- Hérouville Saint Clair : les mesures actuelles indiquent une pollution voisine de 40 mg/l et le calcul une pollution quasi-nulle. Ceci s'explique par le fait que le canton d'Hérouville est renseigné dans les bases de données et le modèle hydrogéologique comme étant en très grande majorité urbanisé et donc à alimentation des formations aquifères très faibles voire nulle (le bilan hydrique des précipitations favorisant alors le ruissellement de surface) ;
- Frénoeuville : les mesures indiquent une concentration pratiquement nulle (0.17 mg/litre mesuré en avril 2009) alors que ce dernier se trouve dans la zone très agricole de la plaine de Caen. Il est donc possible que la mesure soit effectuée dans un horizon protégé de l'aquifère (horizon profond protégé de la surface par des lentilles argileuses peu perméables) l'ouvrage de Frénoeuville étant situé à la limite de captivité de la formation du Bathonien sous les marnes calloviennes. D'autres forages du secteur présentent d'ailleurs les mêmes caractéristiques ;
- Moulines : sa situation géographique et la complexité géologique du secteur (aquifère multi-couches du Trias/Lias/Dogger - simplifié dans le modèle - et alimentation partielle par les altérites du socle) peuvent expliquer l'écart important obtenu entre simulations et mesures ;
- Juvigny sur Orne : les bases de données indiquent un secteur très agricole et donc soumis fortement à la pression azotée. Or, les concentrations actuelles mesurées sont de l'ordre de 10 mg/litre. Une des explications à ces faibles teneurs tient certainement à la localisation du captage, à proximité de l'Orne, provoquant une dénitrification locale dans la zone riparienne sous les alluvions (phénomène non pris en compte dans les modélisations).

### **3.10. Evolution temporelle comparée des teneurs en nitrates calculées sur quelques captages classés prioritaires « Grenelle »**

Les figures 131 à 134 présentent les évolutions comparées, selon les différents scénarii traités, des concentrations calculées en nitrates jusqu'en 2029 sur 4 captages définis comme prioritaires selon les critères du « Grenelle de l'environnement » : Fontaine-Henry, Langrune, Saint Gabriel Brécy et Saint Désir « Bourguignolles ».

Ces captages ont été identifiés selon des critères de contamination importante (en nitrates et/ou en pesticides (ce qui peut expliquer parfois de faibles teneurs en nitrates sur les graphiques suivants) et leur caractère stratégique pour l'AEP. L'objectif est de mettre en place des mesures de reconquête de la qualité d'ici 2012. Leur localisation est précisée sur la figure 130.

Ces résultats montrent que sur ces quatre ouvrages, aucun scénario étudié ne permet de diminuer sensiblement les concentrations calculées au droit des ouvrages. Toutefois, sur deux de ceux-ci, Fontaine-Henry et Langrune, les résultats obtenus sont certainement à relativiser du fait de concentrations calculées inférieures de 10 à 15 mg/litre par rapport aux mesures effectuées en 2009.



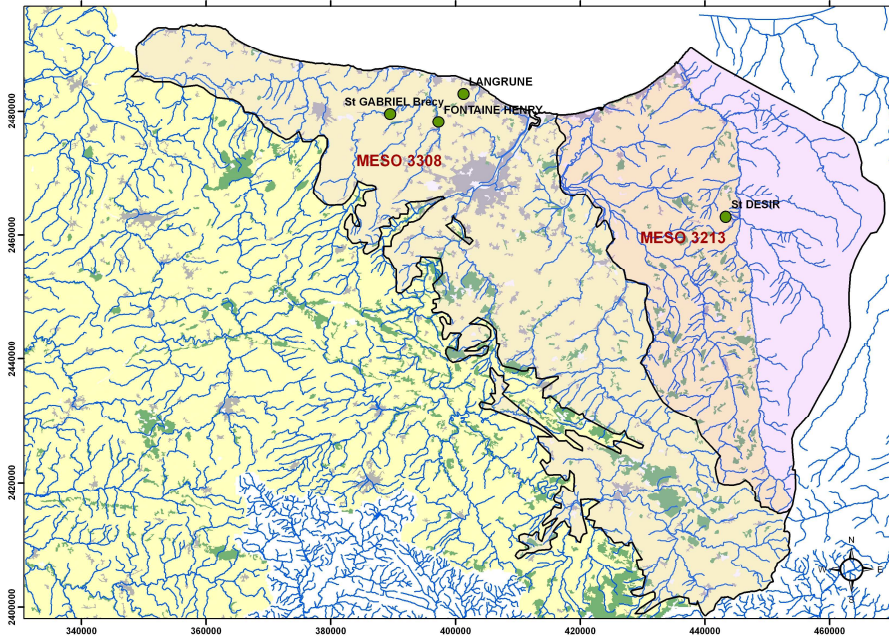


Figure 130 : situation géographique de quatre ouvrages classés « prioritaires Grenelle »

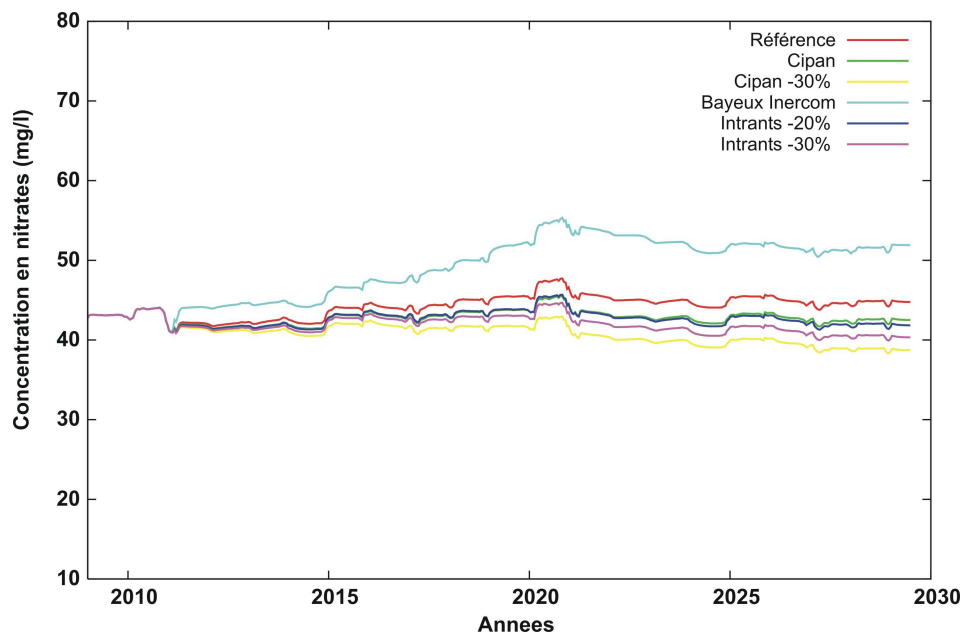


Figure 131 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Fontaine-Henry (formation du Bathonien/Bajocien) selon les différents scénarii

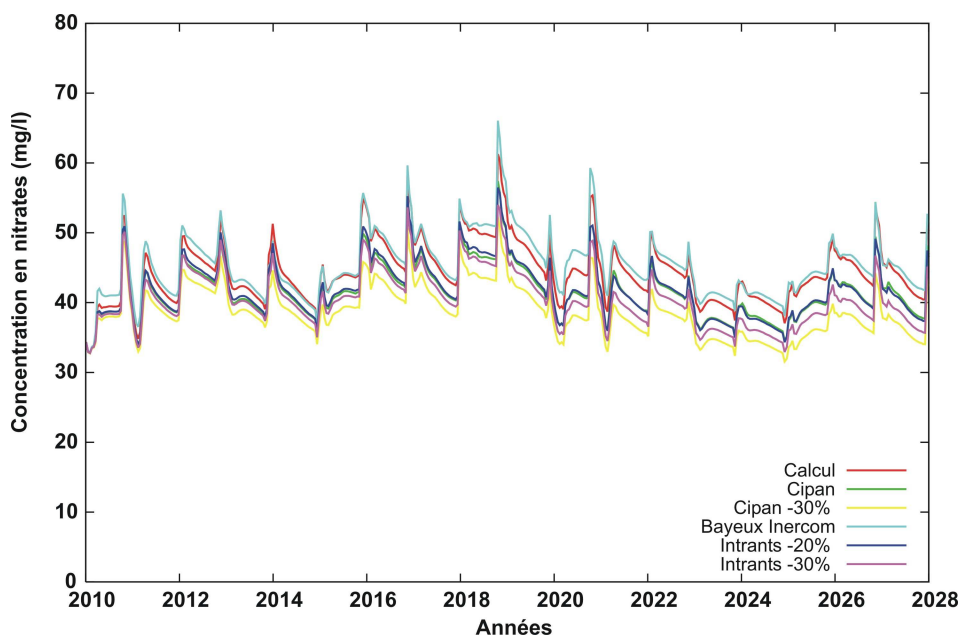


Figure 132 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Saint-Gabriel (formation du Bathonien/Bajocien) selon les différents scénarii

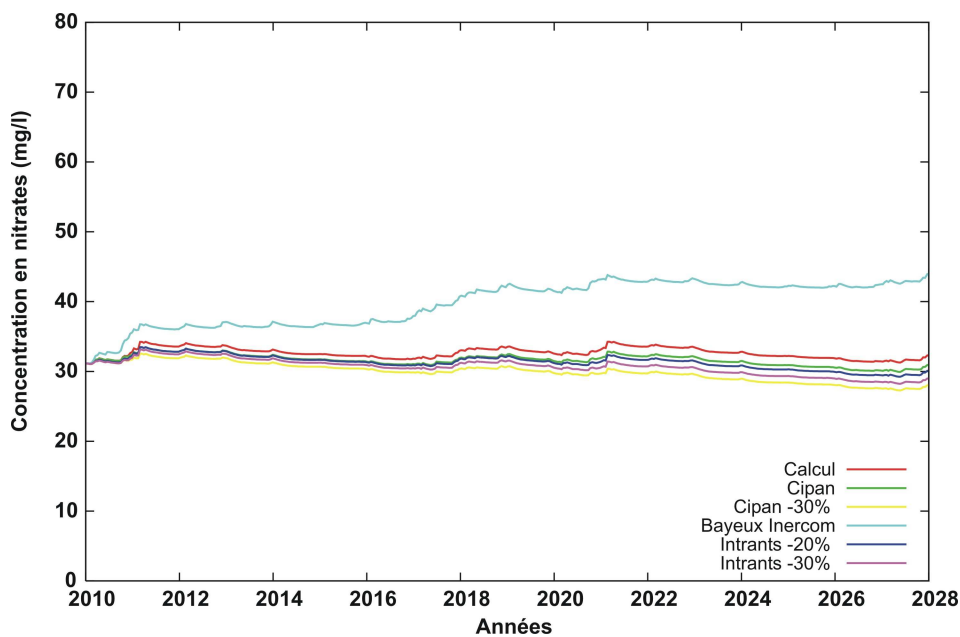


Figure 133 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Langrune (Bernières Saint-Aubin) (formation du Bathonien/Bajocien) selon les différents scénarii

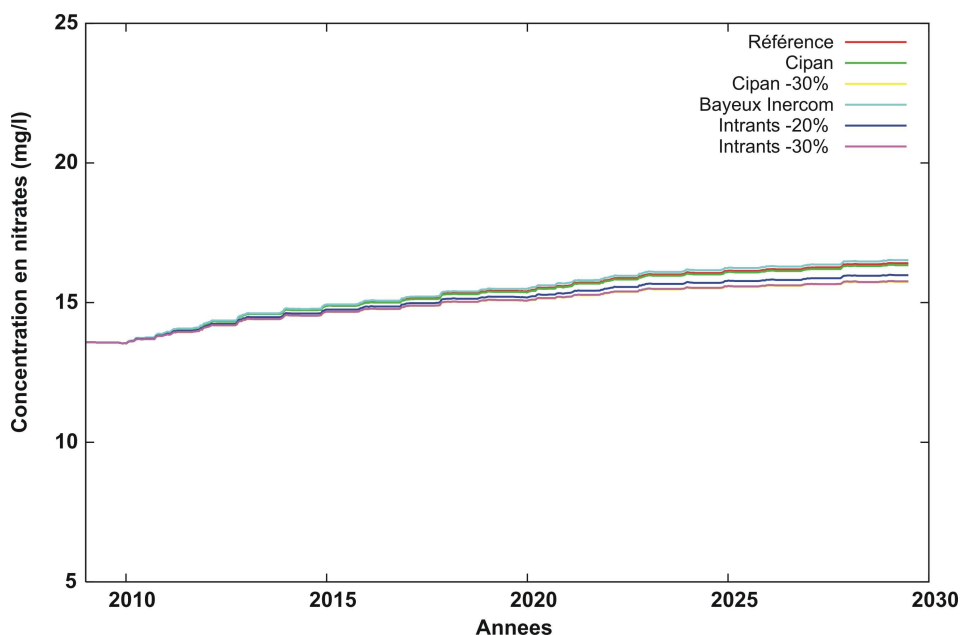


Figure 134 : évolution comparée de la concentration calculée en nitrates au captage de Saint-Désir « Bourguignol » (formation du Cénomaniens/Oxfordien) selon les différents scénarii

### 3.11. Dynamique du système modélisé

Si la dynamique de mise en place de la pollution azotée peut être approchée à partir du suivi de l'évolution des concentrations calculées depuis le début des années soixante dix, elle peut l'être également en imposant dans le modèle, et à partir d'une date quelconque, une concentration nulle en nitrates dans les eaux d'alimentation des formations aquifères. Il s'en suit une plus ou moins lente décroissance des concentrations calculées dans ces mêmes formations aquifères qui dépend du flux d'eau issu du bilan hydrique des précipitations, de l'épaisseur de la zone non saturée et de ses caractéristiques physiques et des propriétés de l'aquifère sous-jacent (épaisseur, porosité cinématique moyenne).

A titre d'illustration, les figures 135 à 142 présente les évolutions comparées des concentrations calculées sur huit ouvrages répartis sur le domaine modélisé et ce dans le cas du scénario « Laisser faire » et dans le cas d'un scénario à intrants azotés nuls. Dans ce dernier scénario, une concentration des eaux infiltrées alimentant les formations aquifères est supposée à concentration nulle à partir du 1<sup>er</sup> août 2009.

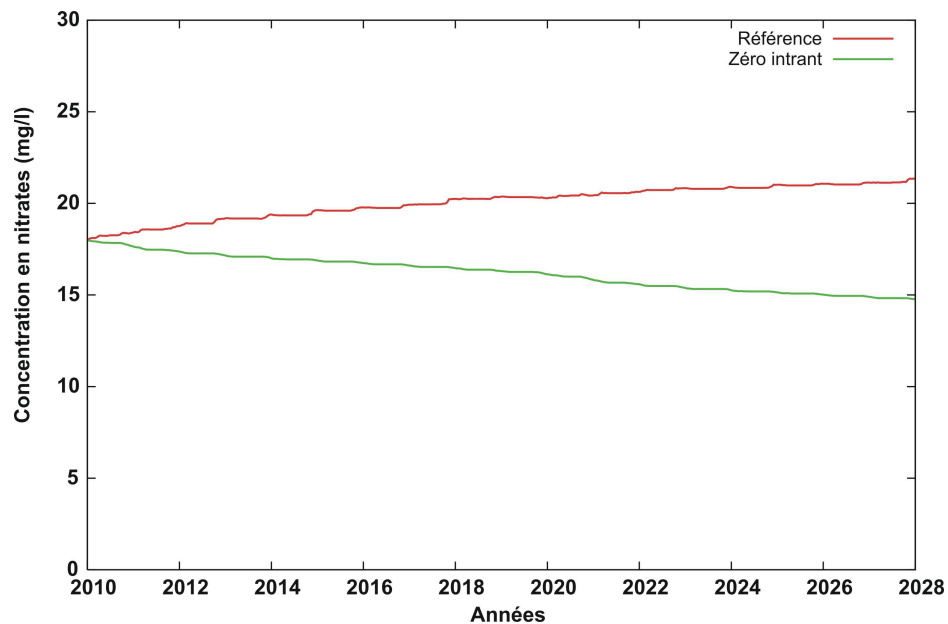
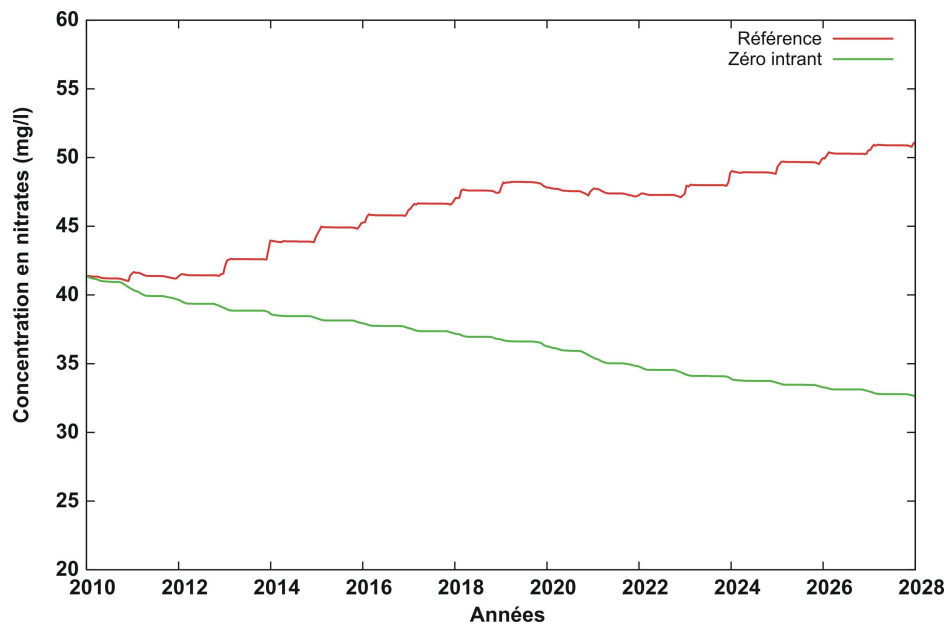


Figure 135 : ouvrage de Cambremer (Cénomaniens/Oxfordien)

Figure 136 : ouvrage de Vimoutiers (Cénomaniens/Oxfordien)

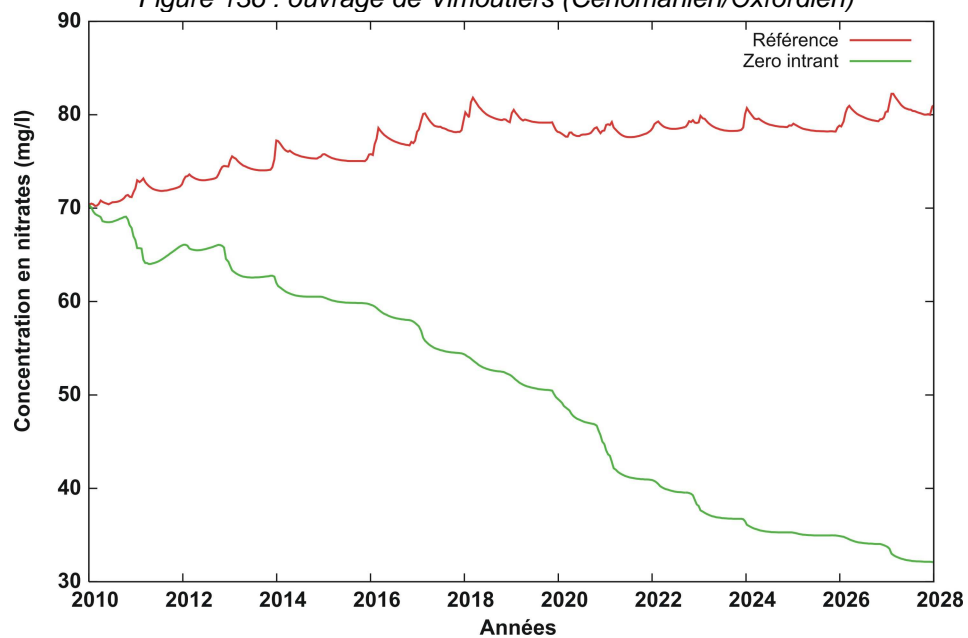
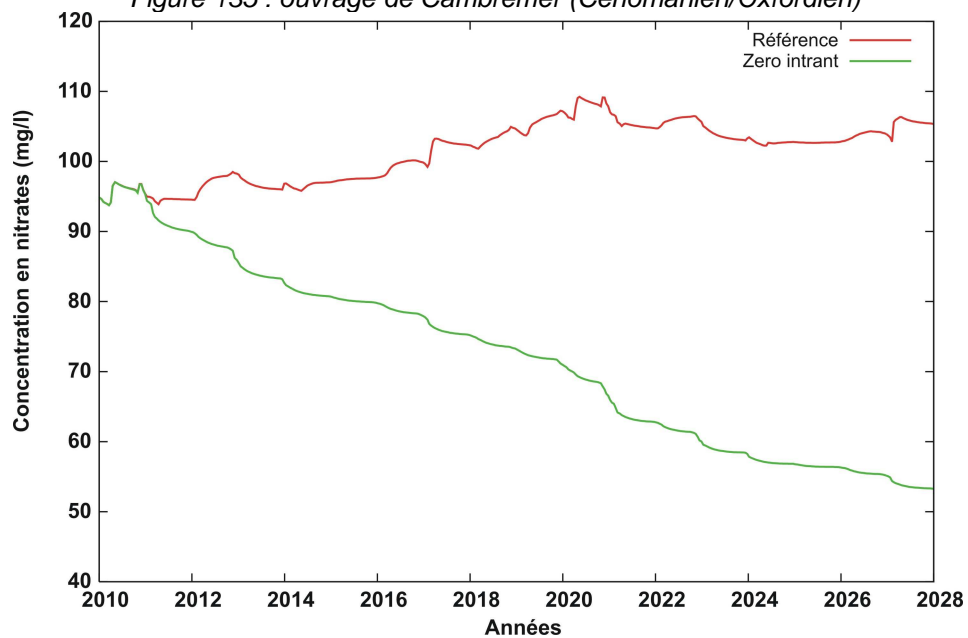


Figure 137 : ouvrage d'Ecouche (Dogger indifférencié)

Figure 138 : ouvrage de Commeaux (Dogger indifférencié)

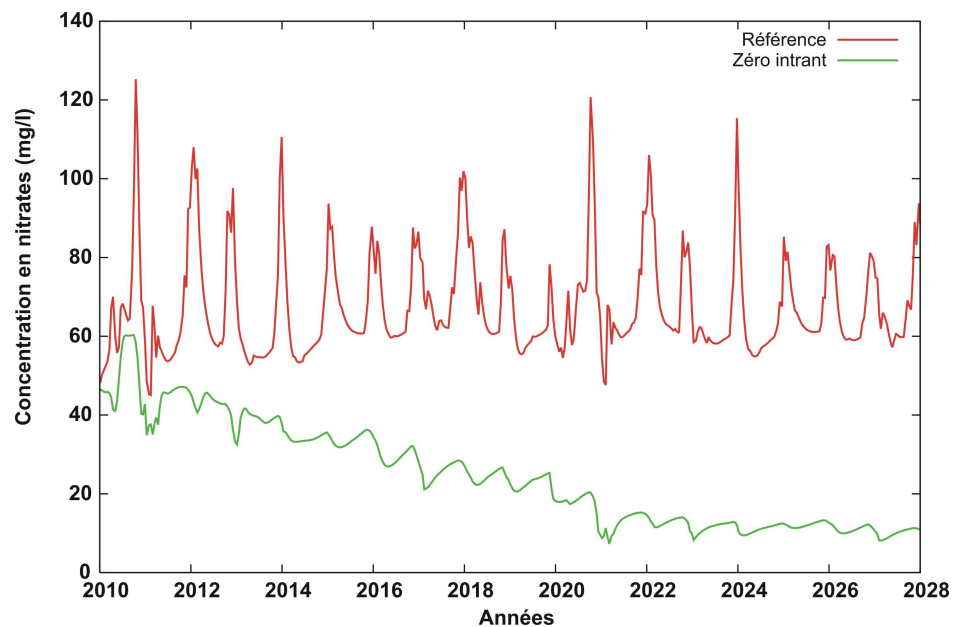


Figure 139 : ouvrage de Beaumais (Bajocien/Bathonien)

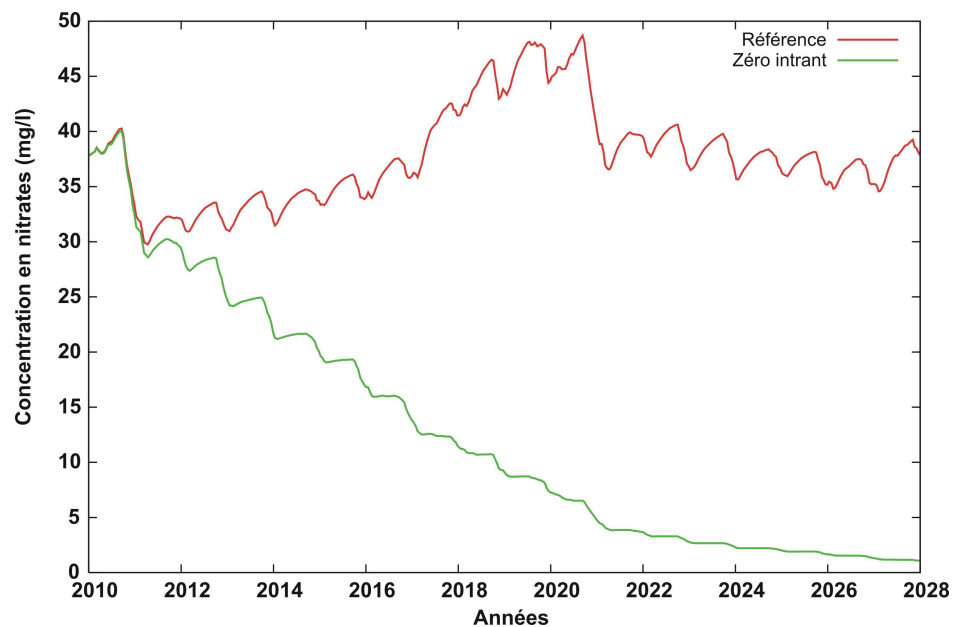


Figure 140 : ouvrage de Grandcamp-Maisy (Bajocien/Bathonien)

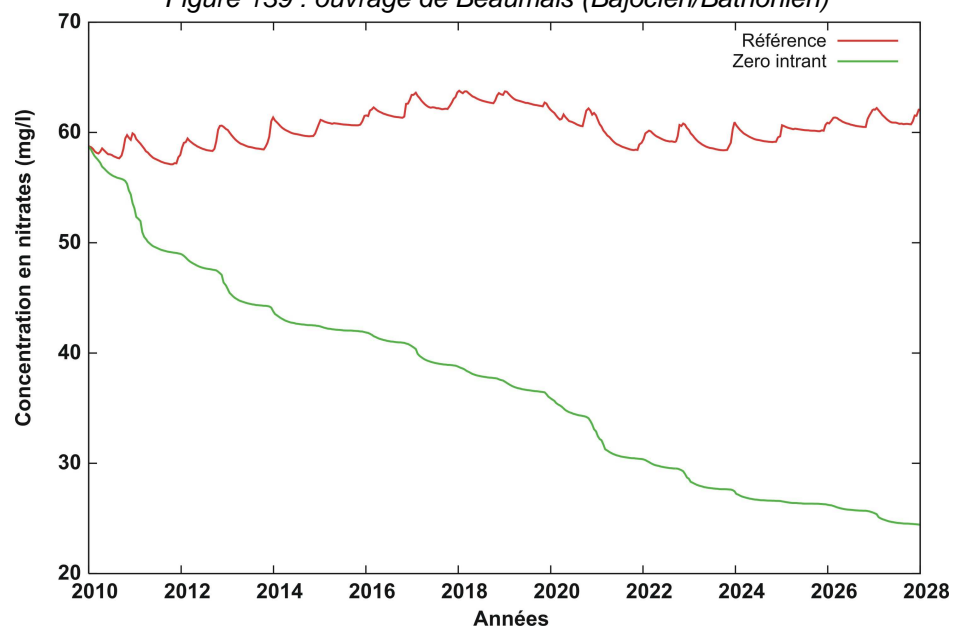


Figure 141 : ouvrage d'Aubry en Exmes (Bajocien/Bathonien)

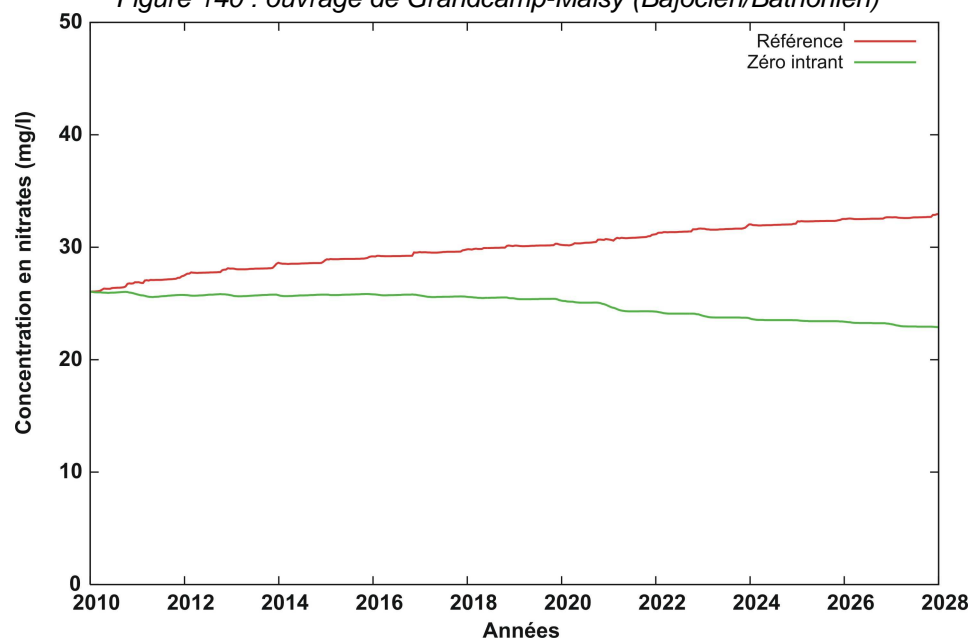


Figure 142 : ouvrage de Moulines (Bajocien/Bathonien)

A l'échelle des grandes formations modélisées, la figure 143 présente les concentrations calculées à l'horizon 2028 selon le scénario « zéro intrants » et les figures 144 à 146 présentent les évolutions comparées de la médiane des concentrations calculées dans chaque aquifère.

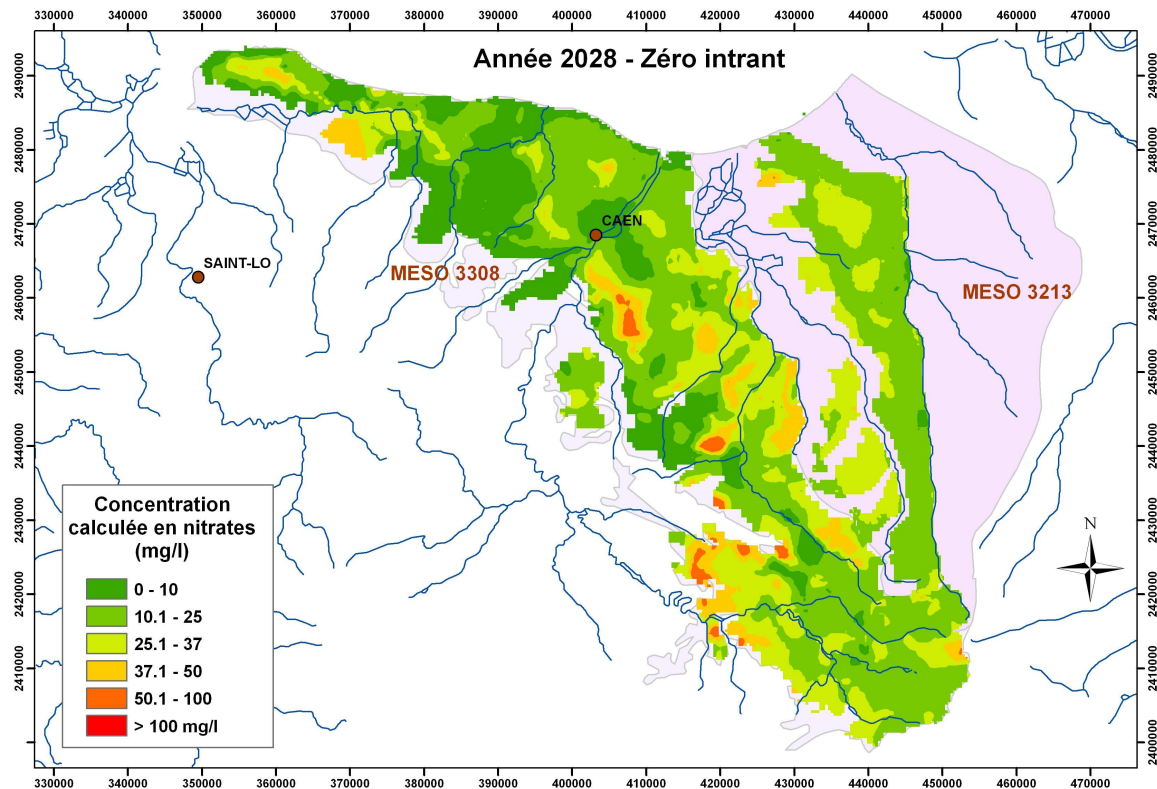


Figure 143 : carte des concentrations en nitrates calculées à l'horizon 2028 : scénario « zéro intrant »

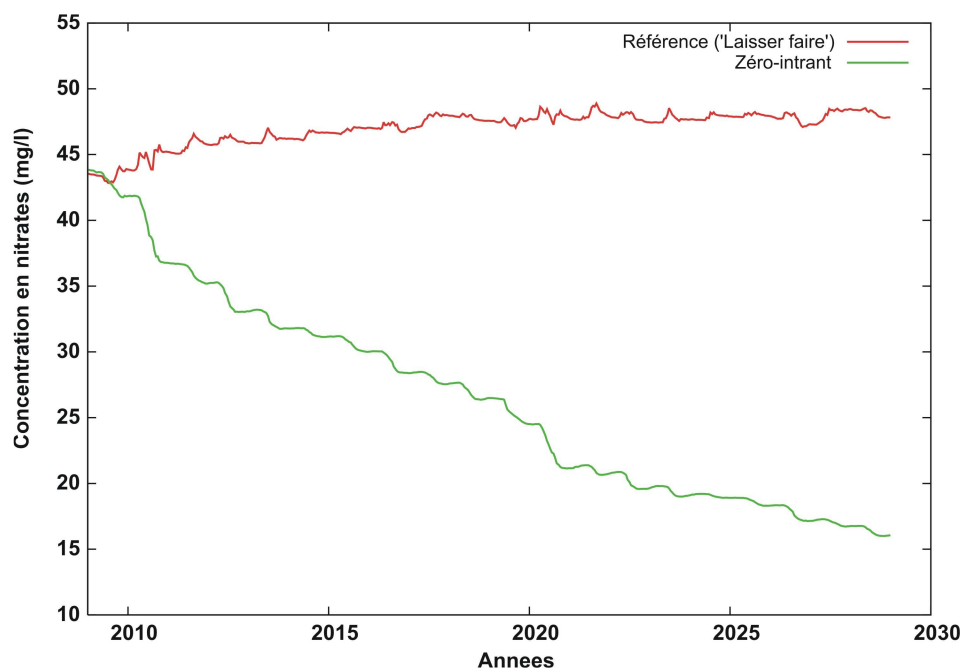


Figure 144 : évolution de la médiane des concentrations calculées : formation du Bajocien/Bathonien

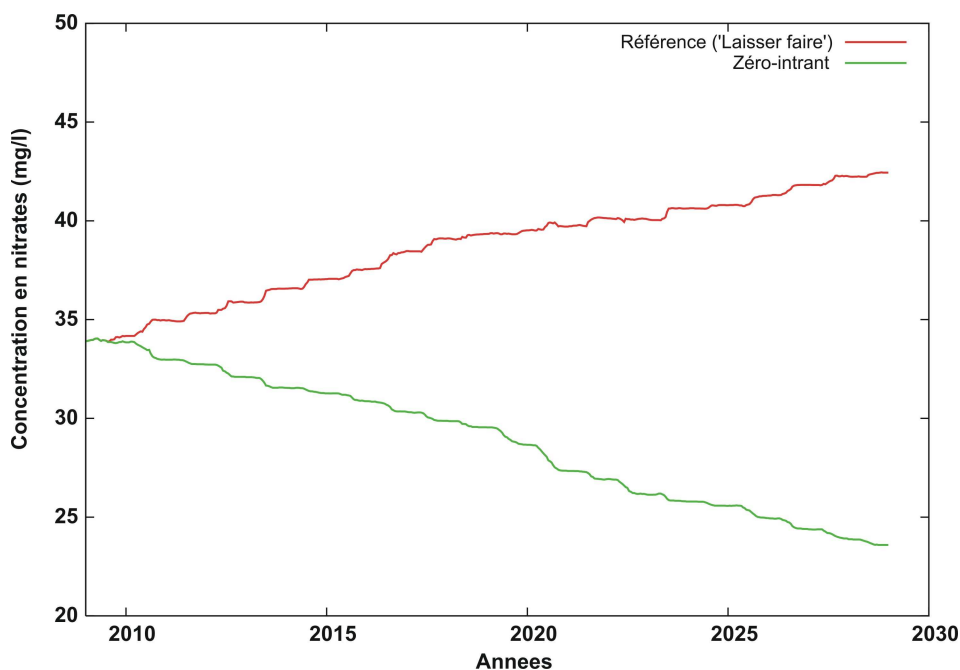


Figure 145 : évolution de la médiane des concentrations calculées : formation du Dogger indifférencié

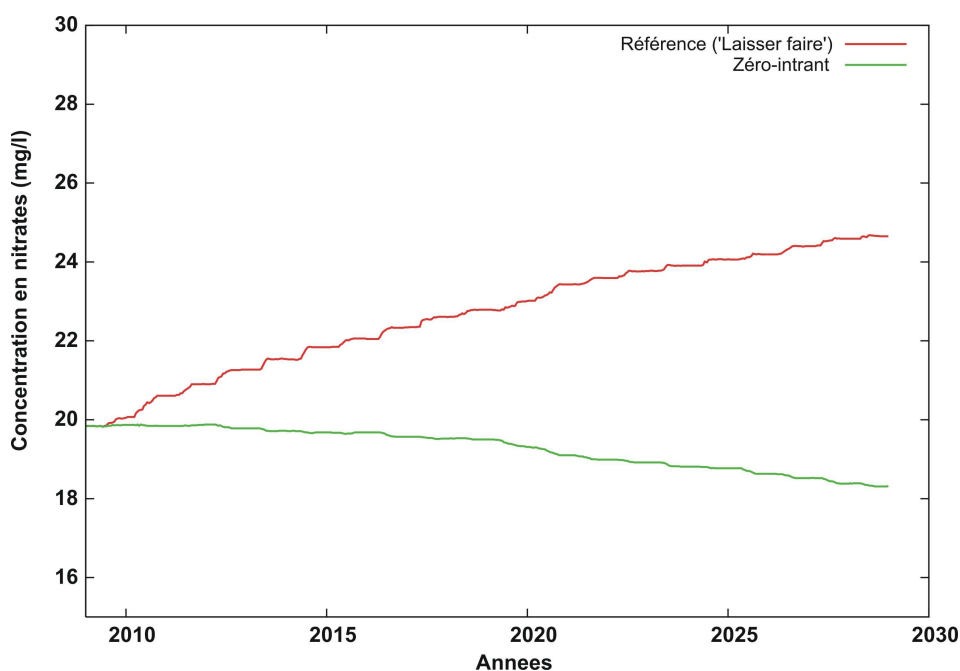


Figure 146 : évolution de la médiane des concentrations calculées : formation du Cénomaniens/Oxfordien

Enfin, les figures 147 et 148 présentent les périodes de retour des formations modélisées à concentrations inférieures à 50 et 37 mg/l. En d'autres termes, ces cartes présentent la période pendant laquelle les concentrations calculées redescendent (ou restent si elle ne l'ont jamais atteinte) sous la barre des concentrations en nitrates de 50 et 37 mg/l en cas de suppression de toute contamination azotée dans les eaux de percolation alimentant les formations aquifères sous-jacentes. Ces cartes montrent que le temps de réaction correspondant au temps de transfert dans la zone non saturée associé à la porosité dynamique de l'aquifère est relativement court (de l'ordre de 5 ans) notamment dans la plaine de Caen puisqu'en l'absence totale de pollution nitrique en surface, les concentrations calculées dans cette zone passe rapidement sous le seuil de 50 mg/l.

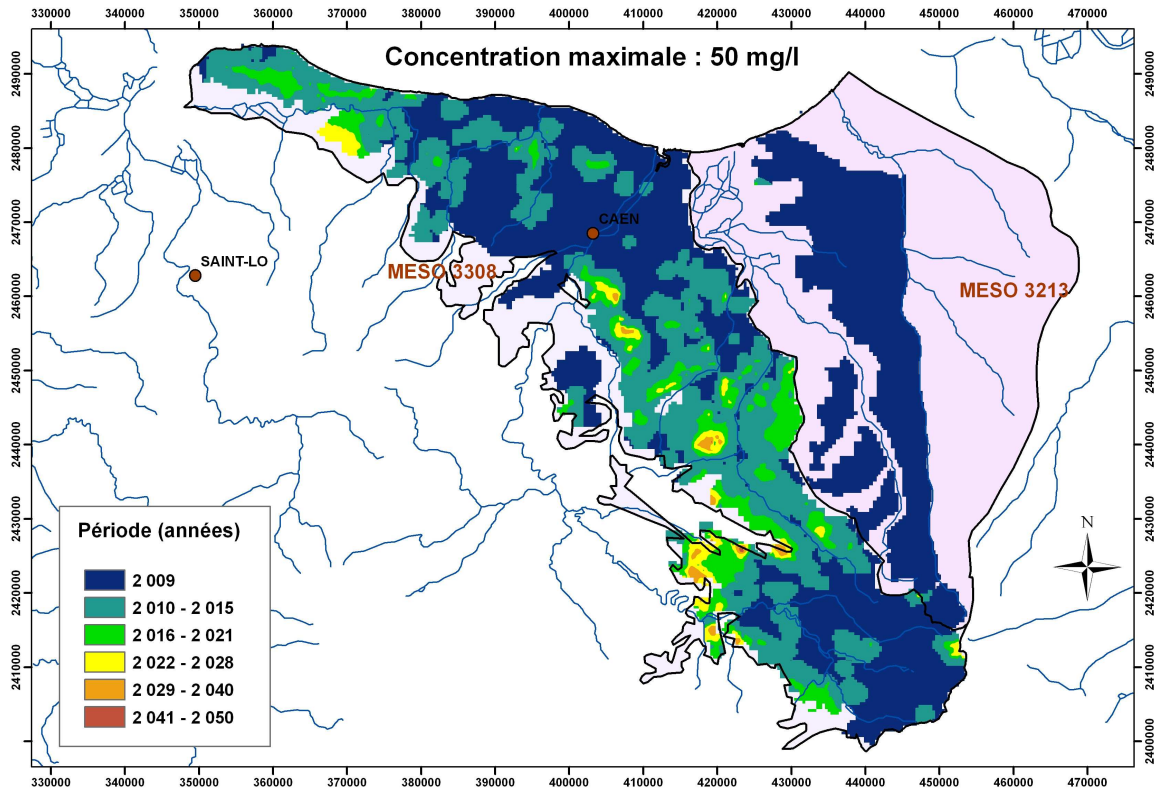


Figure 147 : période de retour à concentration inférieure à 50 mg/l de nitrates

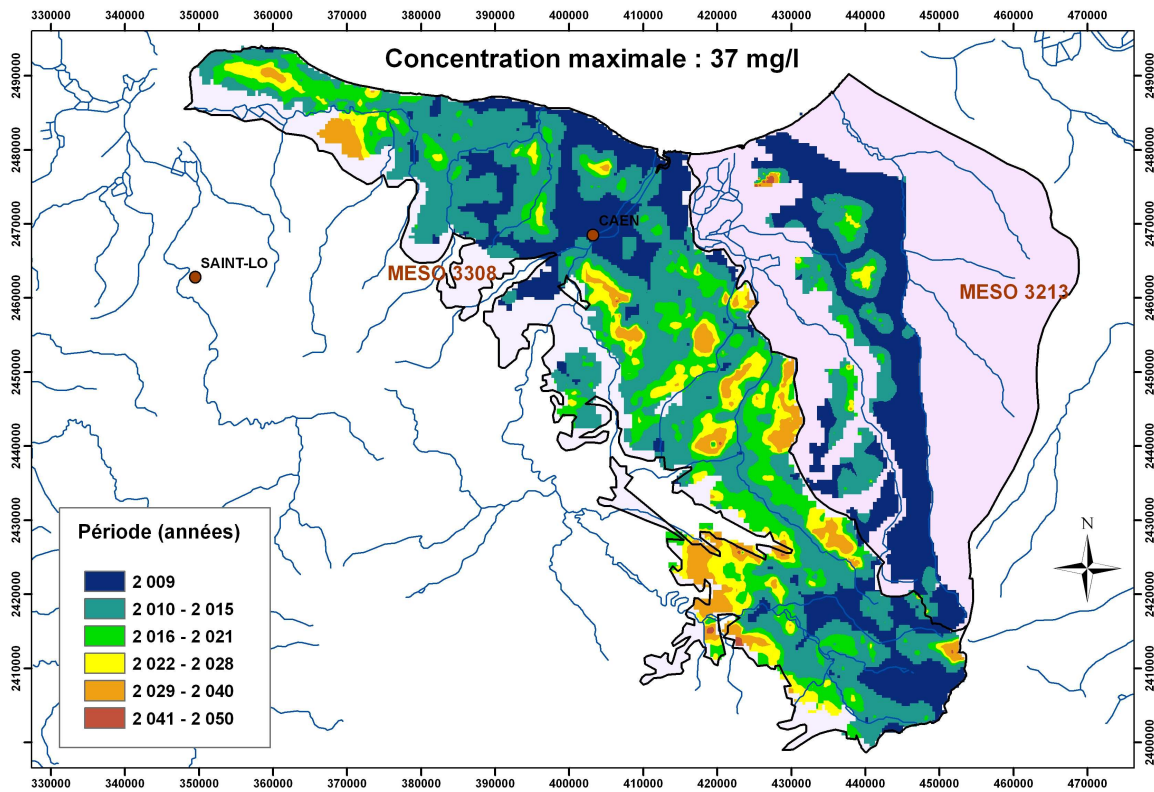


Figure 148 : période de retour à concentration inférieure à 37 mg/l de nitrates



### 3.12. Synthèse des principaux résultats

Les principaux résultats obtenus lors de l'ensemble des simulations présentées dans ce document peuvent être repris et synthétisés :

- en termes d'évolution du pourcentage de surface des masses d'eau modélisées dépassant une valeur seuil (50mg/l pour les nitrates) ;
- en termes d'évolution du nombre de stations DCE dépassant cette valeur seuil ;
- en termes d'évolution moyenne dans le temps de la variation annuelle de concentration en nitrates ;
- en termes d'évolution de la part de chaque masse d'eau dont la variation annuelle de concentration dépasse certains seuils : 0.5, 1 ou 2 mg/litre/an.

#### ***3.12.1 Evolution temporelle du pourcentage de surface des masses d'eau modélisées dépassant la valeur seuil réglementaire de concentration en nitrates***

Les figures 149 et 150 présentent, selon chaque scénario étudié précédemment, l'évolution calculée dans les 20 prochaines années du pourcentage de surface des formations aquifères modélisées contaminées par la pollution nitrique à hauteur de concentrations calculées supérieures à 50 mg/litre.

Il faut rappeler que les formations modélisées du Bajocien/Bathonien et Dogger indifférencié représentent près de 84% de la surface de la masse d'eau 3308 (dénommée Bathonien-Bajocien Plaine de Caen et du Bessin) et la formation modélisée du Cénomaniens/Oxfordien près de seulement 30% de la masse d'eau 3213 (Craie et Marnes Lieuvain-Ouche / Pays d'Auge –BV de la Touques).

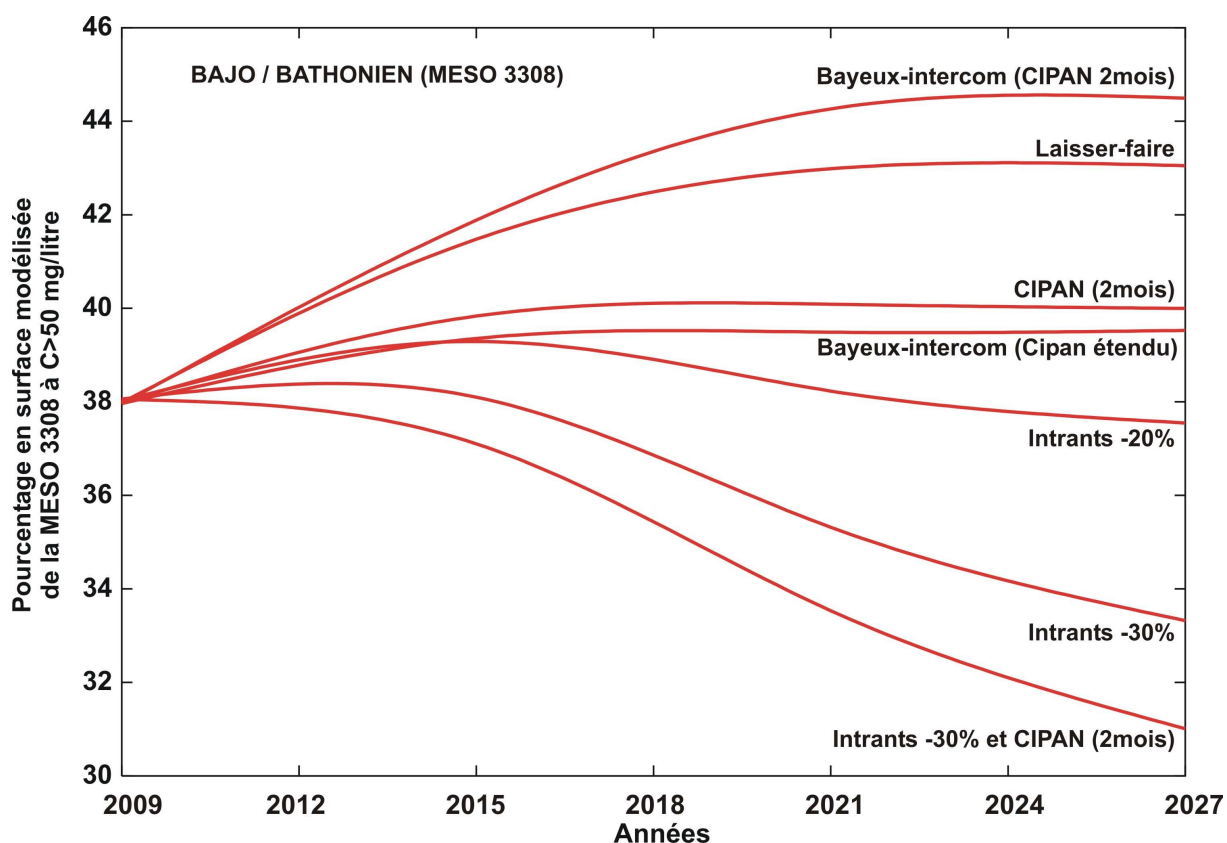


Figure 149 : évolution du pourcentage de surface modélisée à concentration en nitrates supérieure à 50 mg/l : formations du Bajocien/Bathonien et Dogger indifférencié

Ces courbes laissent apparaître que seuls les deux scénarios « intrants minéraux azotés diminués de 30% » avec association ou non de CIPAN permettent de diminuer les surfaces dépassant la norme de 50 mg par litre de nitrates. L'introduction de CIPAN, seul, ne permet que de maintenir le niveau actuel de surfaces atteintes. Ce dernier résultat est tout à fait comparable à ceux obtenus sur le bassin de la Seine

Mais globalement en 2027, et ce quels que soient les scénarios étudiés, les surfaces atteintes par la limite de concentration en nitrates restent toutefois supérieures à près du tiers de la surface totale de la masse d'eau.

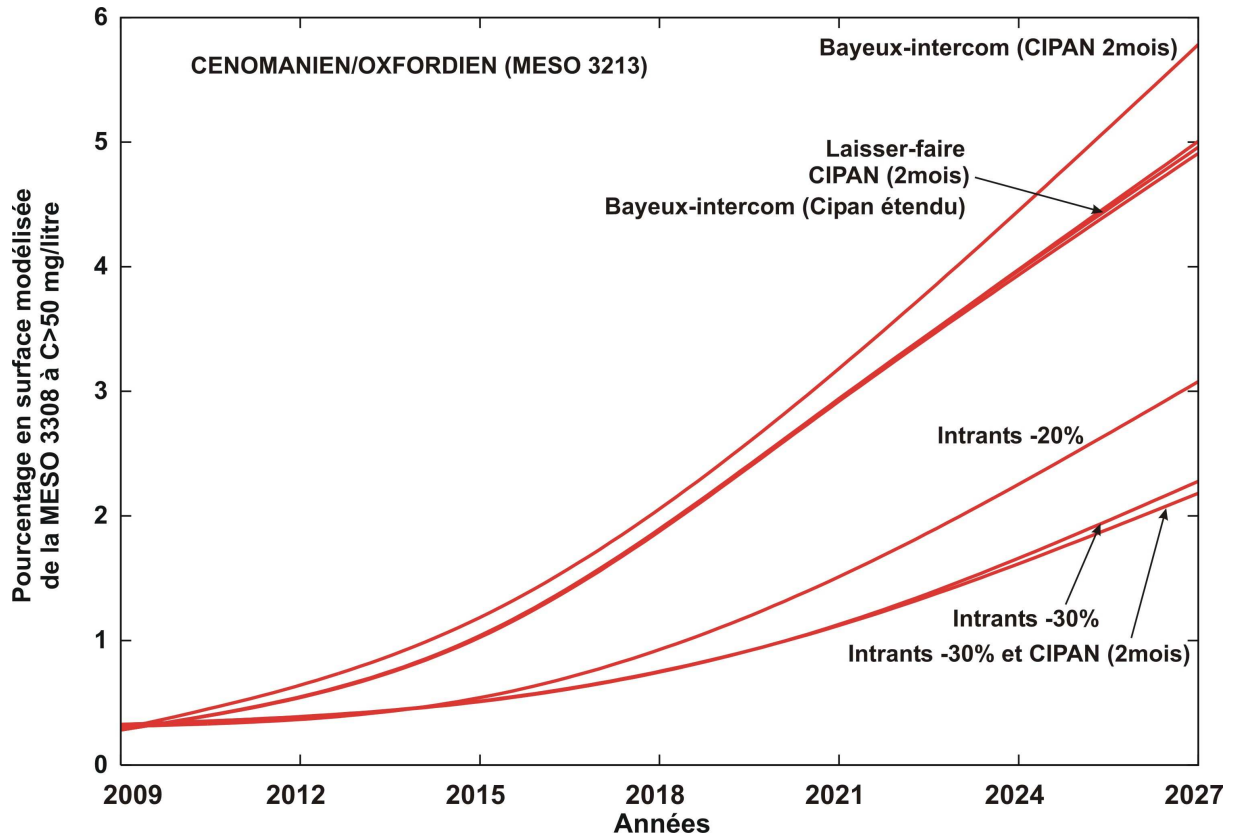


Figure 150 : évolution du pourcentage de surface modélisée à concentration en nitrates supérieure à 50 mg/l : formations du Cénomaniens/Oxfordien

Les choses sont nettement différentes pour ce qui concerne la formation du Cénomaniens/Oxfordien car cette masse d'eau, ou tout au moins la partie modélisée, est actuellement très peu atteinte par des concentrations supérieures à 50 mg/l. Ces relativement faibles concentrations en nitrates s'expliquent entre autres par des quantités d'eau infiltrées (alimentant la formation aquifère) beaucoup plus importantes que sur les formations du Bajociens/Bathonien diminuant par là même les concentrations des eaux de percolation. Toutefois, et les courbes de mesures le montrent bien, la pollution de cette masse d'eau croît lentement et devrait continuer de croître, plus ou moins fortement, si l'on croit les résultats de simulation et ce, quels que soient les scénarios.

### 3.12.2 Suivi des ouvrages de contrôle de la Directive Cadre sur l'Eau

Pour l'ensemble des ouvrages définis comme stations de contrôle de la Directive Cadre sur l'Eau et traités dans ce document (figure 151), les tableaux 14 et 15 précisent le nombre d'ouvrages dans lesquels la limite réglementaire de 50 mg/litre de nitrates est dépassée à ce jour selon les résultats du modèle, ou le sera aux horizons 2015, 2021 et 2027 en fonction des différents scénarii traités.

6 stations couvrent le domaine modélisé des formations du Cénomaniens/Oxfordien et 18 stations le domaine du Bajociens/Bathonien et Dogger indifférencié.

Ces stations sont actuellement utilisées comme indicateur du bon état (ou non) des différentes masses d'eau : si 20% des stations ont des concentrations supérieures à 50 mg/l, la masse d'eau souterraine est considérée en mauvais état chimique.

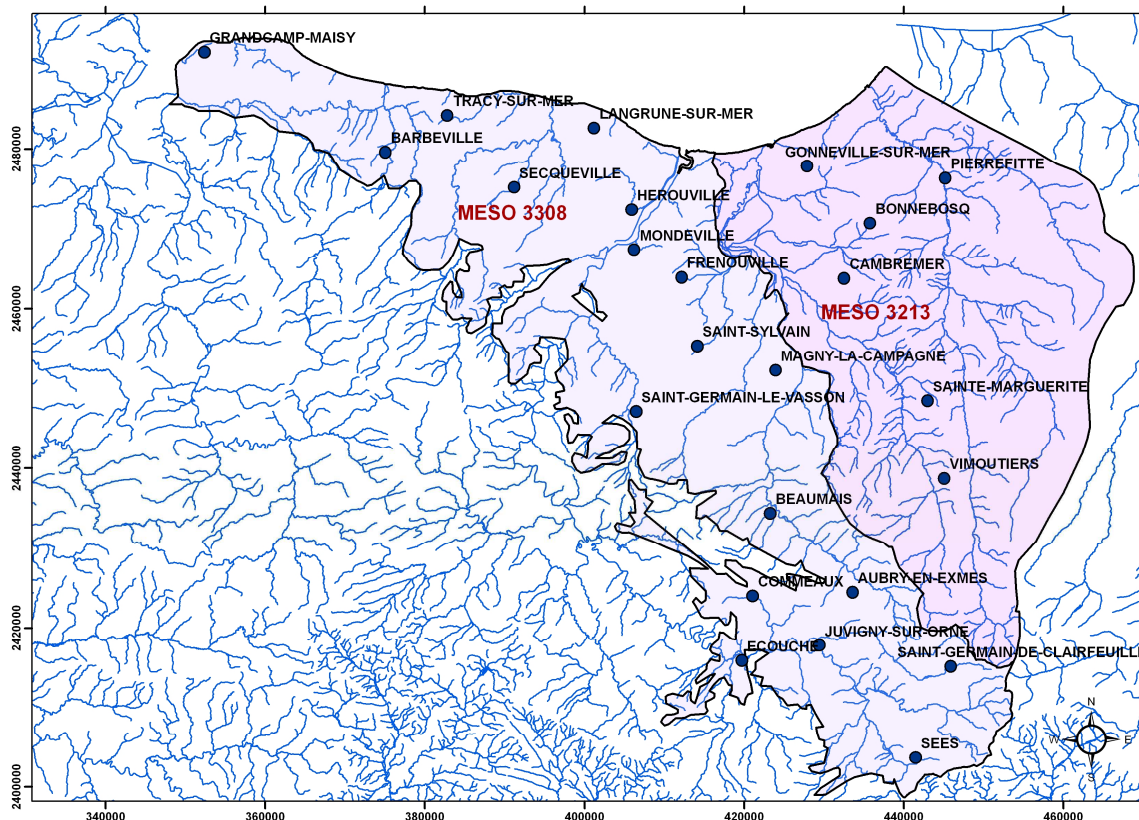


Figure 151 : situation géographique de l'ensemble des ouvrages DCE de référence

Scénarii \ Echéances SDAGE	2009	2015	2021	2027
« Laisser faire »	0	0	0	1
« CIPAN (2mois) »	0	0	0	1
« Intrants -20% »	0	0	0	0
« Intrants -30% »	0	0	0	0
« CIPAN et intrants -30% »	0	0	0	0
« Bayeux Intercom » CIPAN 2 mois	0	0	0	1
« Bayeux Intercom » CIPAN étendu	0	0	0	1

Tableau 14 : formations du Cénomaniens/Oxfordien : nombre de stations de contrôle dépassant le seuil de 50 mg/litre (sur 6 stations)

Jusqu'à l'horizon 2021, aucun ouvrage sur six n'est atteint par la limite de concentration de 50 mg/l.

A l'horizon 2027, seuls les scénarios de réduction d'intrants minéraux azotés (associés à un CIPAN ou non) permettent d'assurer le maintien de la partie modélisée de la masse d'eau 3213 sous ce seuil de l'ensemble des ouvrages DCE.

Scénarii \ Echéances SDAGE	2009	2015	2021	2027
« Laisser faire »	4	4	6	6
« CIPAN (2 mois) »	4	4	5	5
« Intrants -20% »	4	4	5	4
« Intrants -30% »	4	4	4	4
« CIPAN et intrants -30% »	4	4	4	4
« Bayeux Intercom » CIPAN 2 mois	4	7	6	8
« Bayeux Intercom » CIPAN étendu	4	4	5	5

Tableau 15 : formations du Bajocien/Bathonien et Dogger indifférencié : nombre de stations de contrôle dépassant le seuil de 50 mg/litre (**sur 18 stations**)

A ce jour, 4 stations DCE modélisées sur 18 (soit 22%) dépassent le seuil de 50 mg/litre. Ce nombre reste stable pour l'ensemble des scénarios de réduction d'intrants minéraux azotés mais augmente sensiblement pour les autres scénarios traités : 6 (soit 33%) des ouvrages pour le scénario « Laisser faire » et jusqu'à 8 pour le scénario « Bayeux Intercom » avec implantation courte de CIPAN soit près de 44% des ouvrages DCE atteints.

### **3.12.3 Evolution temporelle de la variation annuelle des concentrations calculées**

Les figures suivantes présentent les courbes d'évolution temporelle de la valeur d'accroissement annuel des concentrations calculées (médiane sur l'ensemble du domaine modélisé) qui traduit donc la pente médiane d'évolution annuelle, par décennies, des concentrations dans les formations aquifères.

Quant aux formations du Bajocien/Bathonien et du Dogger indifférencié (figure 152), on remarque que la pente moyenne décroît fortement dans les années 2000 par rapport à la décennie des années 80 puisqu'elle était à ce moment de plus d'un mg/litre/an de nitrates pour atteindre 0.2 mg/litre/an dans les années 2000. Pour le futur proche, seul les scénarii de réduction d'intrants de 30% (avec CIPAN ou non) permettent de diminuer encore sensiblement jusqu'à inverser la tendance dans la décennie 2020/2030, avec une tendance générale à la baisse des concentrations calculées.

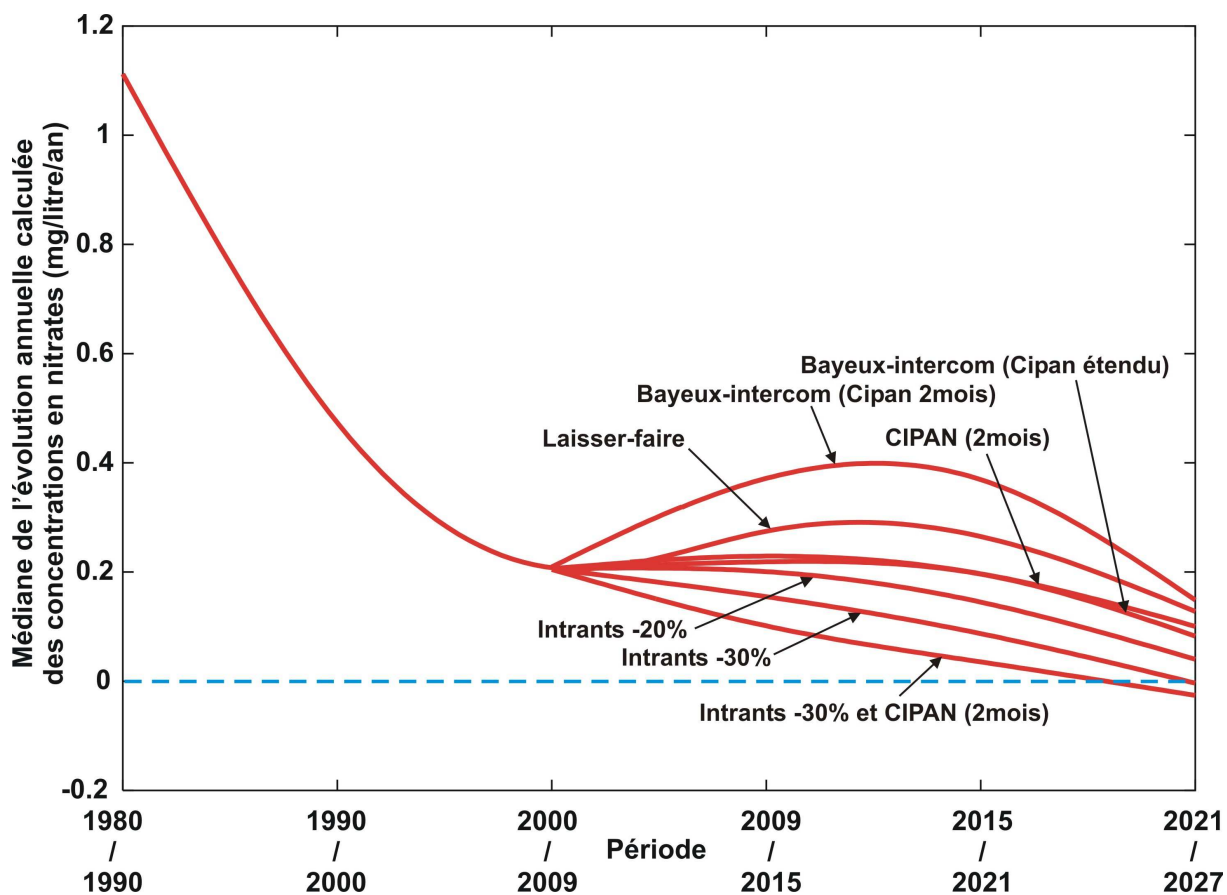


Figure 152 : évolution de la valeur médiane d'accroissement annuel des concentrations calculées : formations du Bajocien/Bathonien – Dogger indifférencié

Pour ce qui concerne les formations du Cénomaniens/Oxfordien (figure 153), les variations sont moindres (de 0.55 mg/l/an dans les années 80 à 0.15 mg/l/an en 2020/2027) et relativement linéaires et ce, quels que soient les scénarii. Ceci traduit le fait que les différences calculées de l'évolution de la médiane des concentrations restent faibles entre le scénario de référence (« Laisser faire ») et les autres scénarii testés. On note également qu'aucun scénario ne permet d'inverser la tendance à l'augmentation des concentrations (même si elle devient de plus en plus faible) sur l'ensemble de la période de calcul.

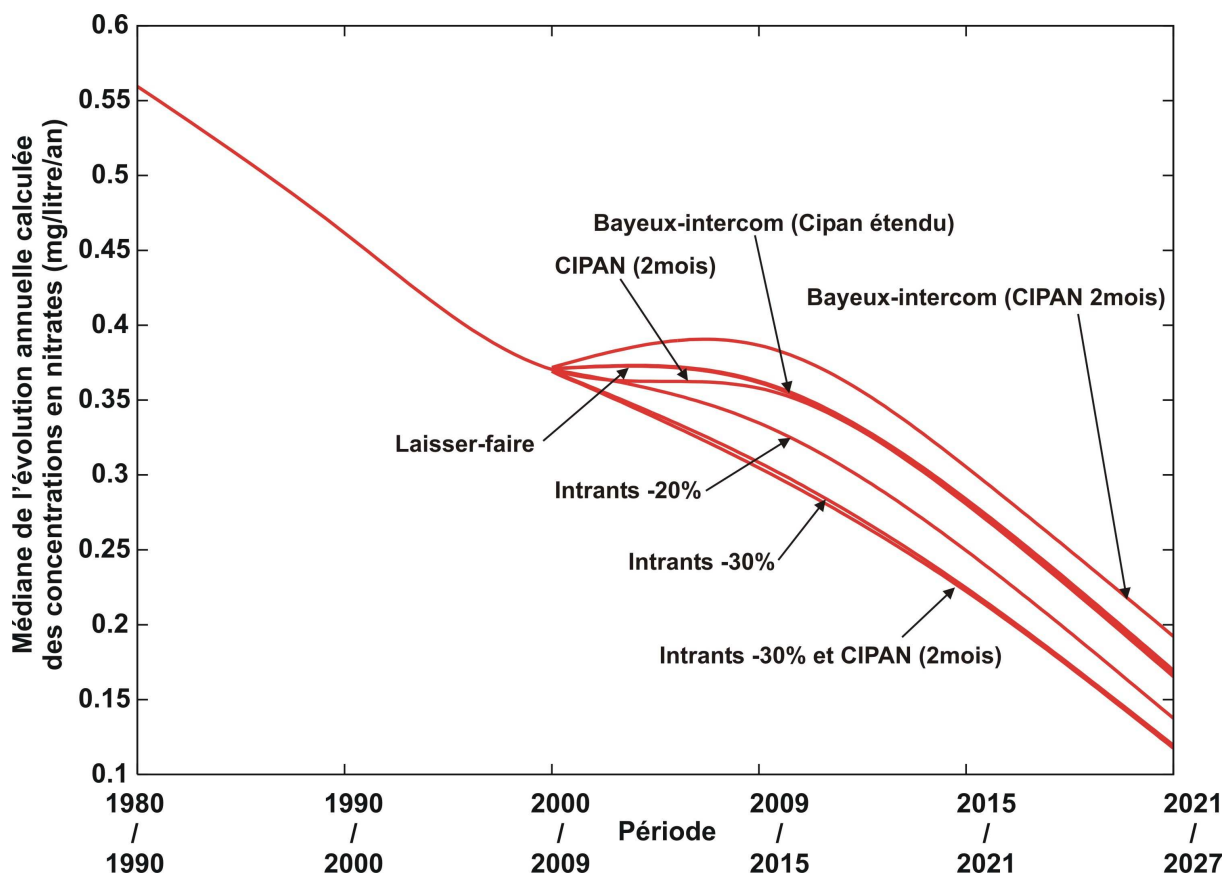


Figure 153 : évolution de la valeur médiane d'accroissement annuel des concentrations calculées : formations du Cénomanien/Oxfordien

### 3.12.4 Evolution de la proportion de masse d'eau à la variation annuelle de concentration supérieure à 0,5, 1 ou 2 mg/litre/an

Les figures suivantes présentent, pour chaque scénario, l'évolution temporelle du pourcentage (en surface) de chaque partie de masse d'eau souterraine modélisée pour lequel est calculé un accroissement de concentration de respectivement 0,5, 1,0 et 2,0 mg/litre de nitrates.

Ces courbes laissent bien apparaître l'influence des différents scénarii sur la dynamique d'évolution de la pollution azotée des différentes masses d'eau mais également la variabilité temporelle liée à l'influence des données météorologiques sur cette même dynamique (rappelons que les simulations sont effectuées à rotations et travaux culturaux inchangés pendant toute la durée des simulations prospectives).

Enfin les figures 160 à 178 présentent, par période de 6 ans (2009-2015, 2015-2021 et 2021-2027) la répartition spatiale de l'évolution annuelle calculée de la concentration en nitrates dans les formations aquifères. Une valeur inférieure à zéro indique une zone (cartographiée en vert) où la concentration en nitrates calculée a diminué pendant la période considérée.

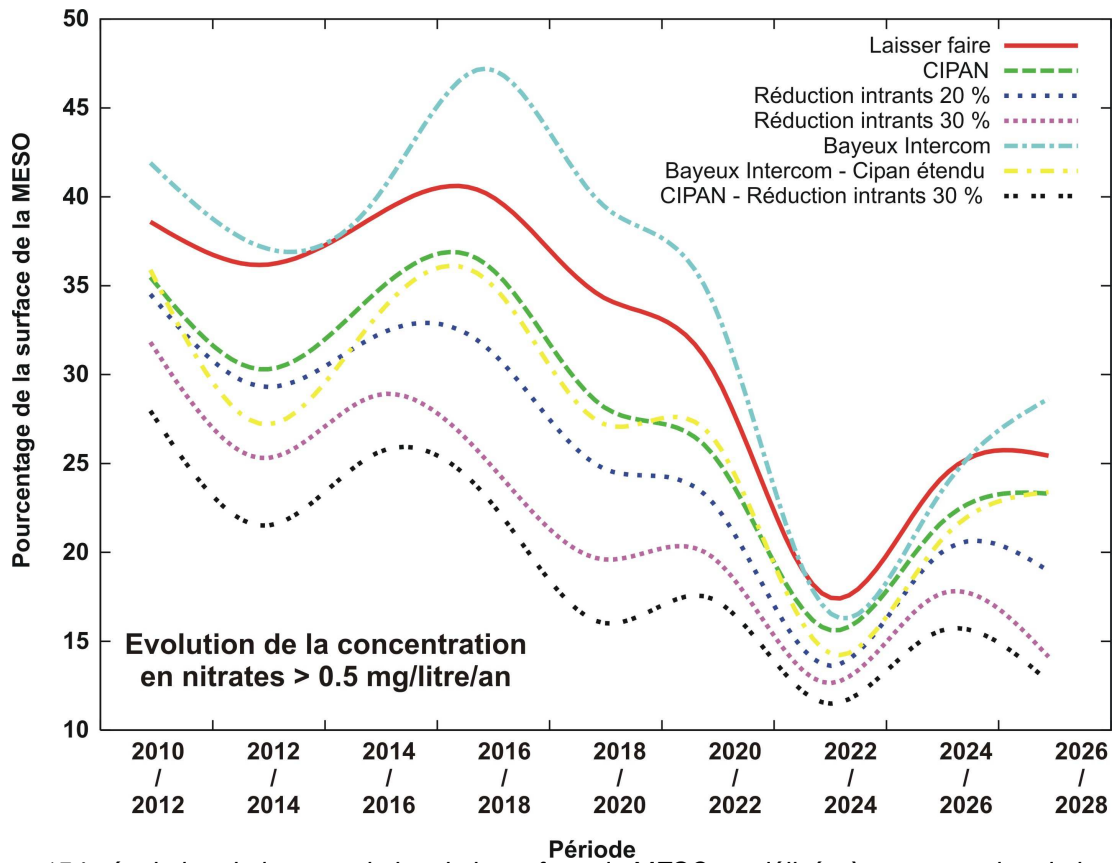


Figure 154 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 0.5 mg/l/an (formation du Bajocien/Bathonien – Dogger indifférencié)

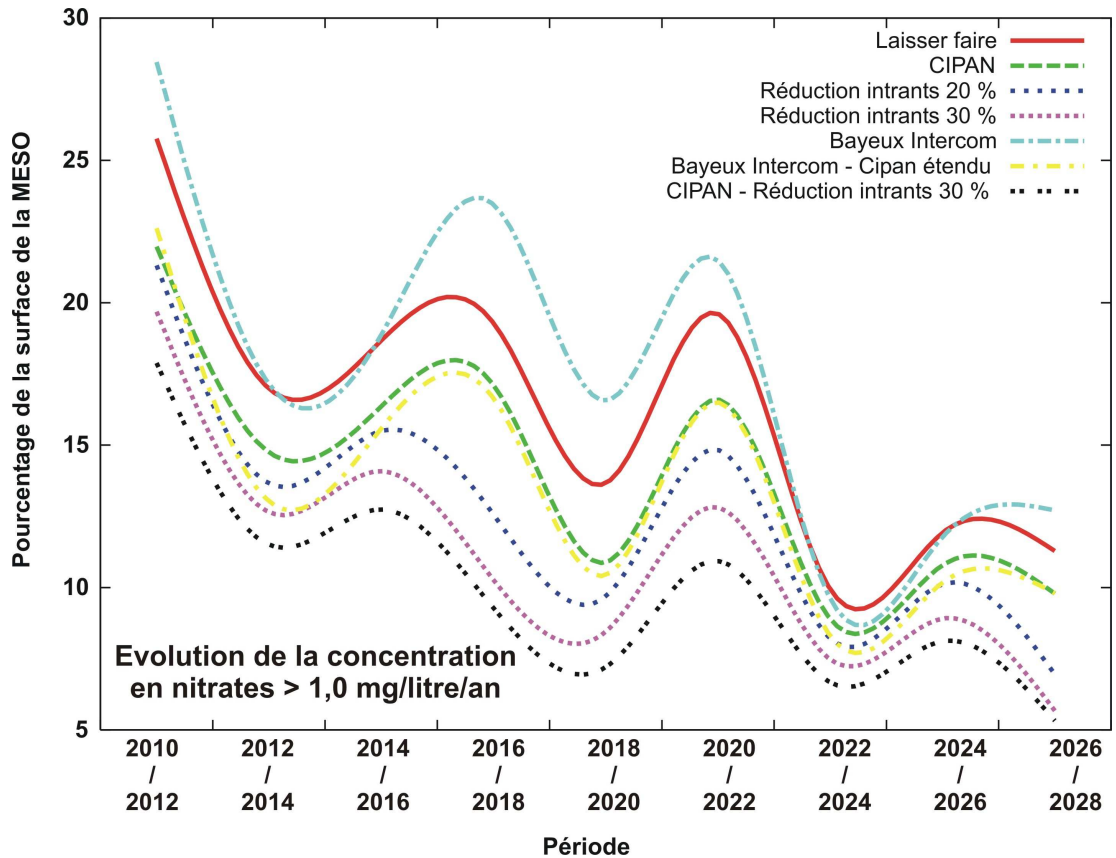


Figure 155 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 1.0 mg/l/an (formation du Bajocien/Bathonien – Dogger indifférencié)



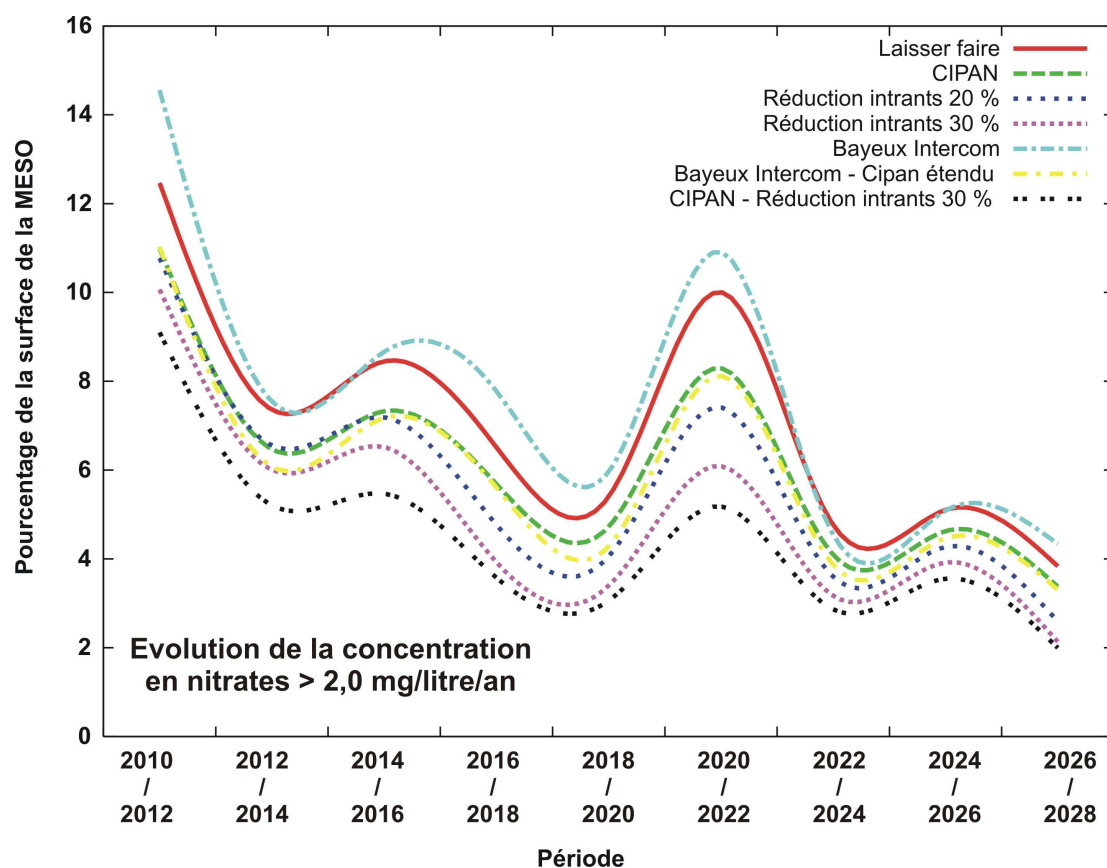


Figure 156 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 2.0 mg/l/an (formation du Bajocien/Bathonien – Dogger indifférencié)

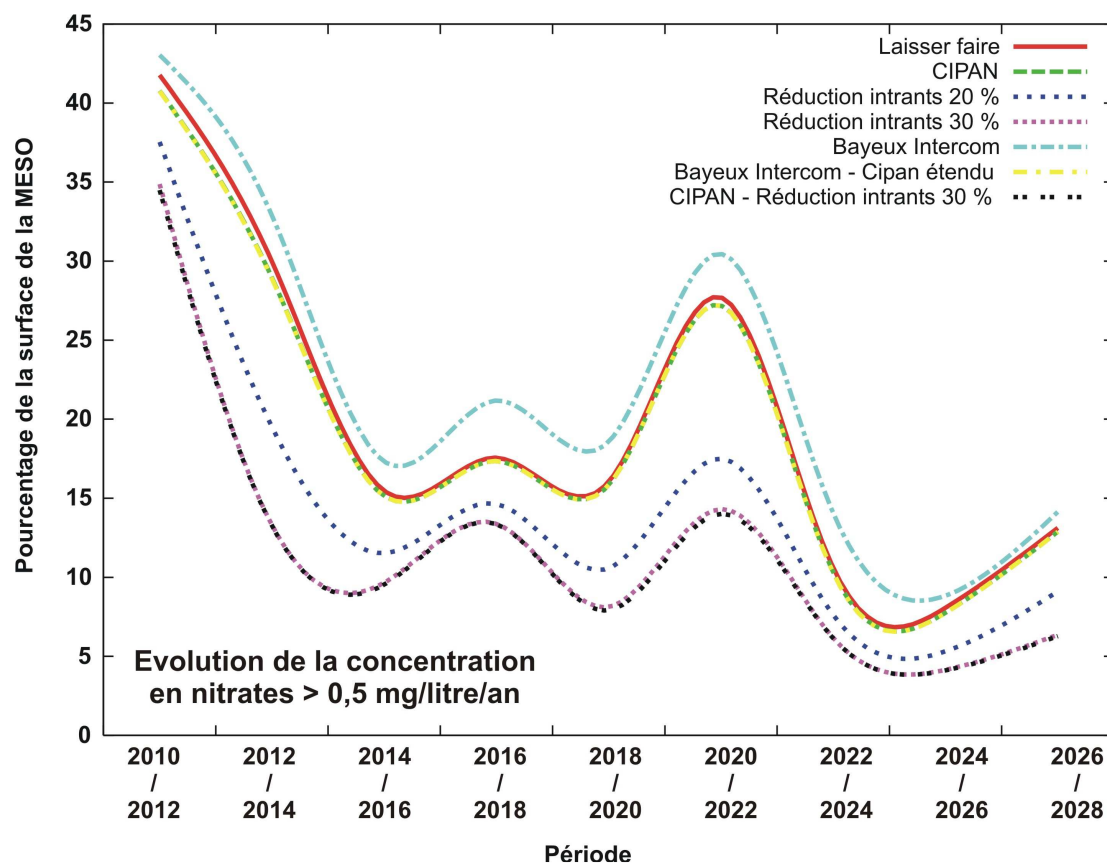


Figure 157 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 0.5 mg/l/an (formations du Cénomaniens/Oxfordien)

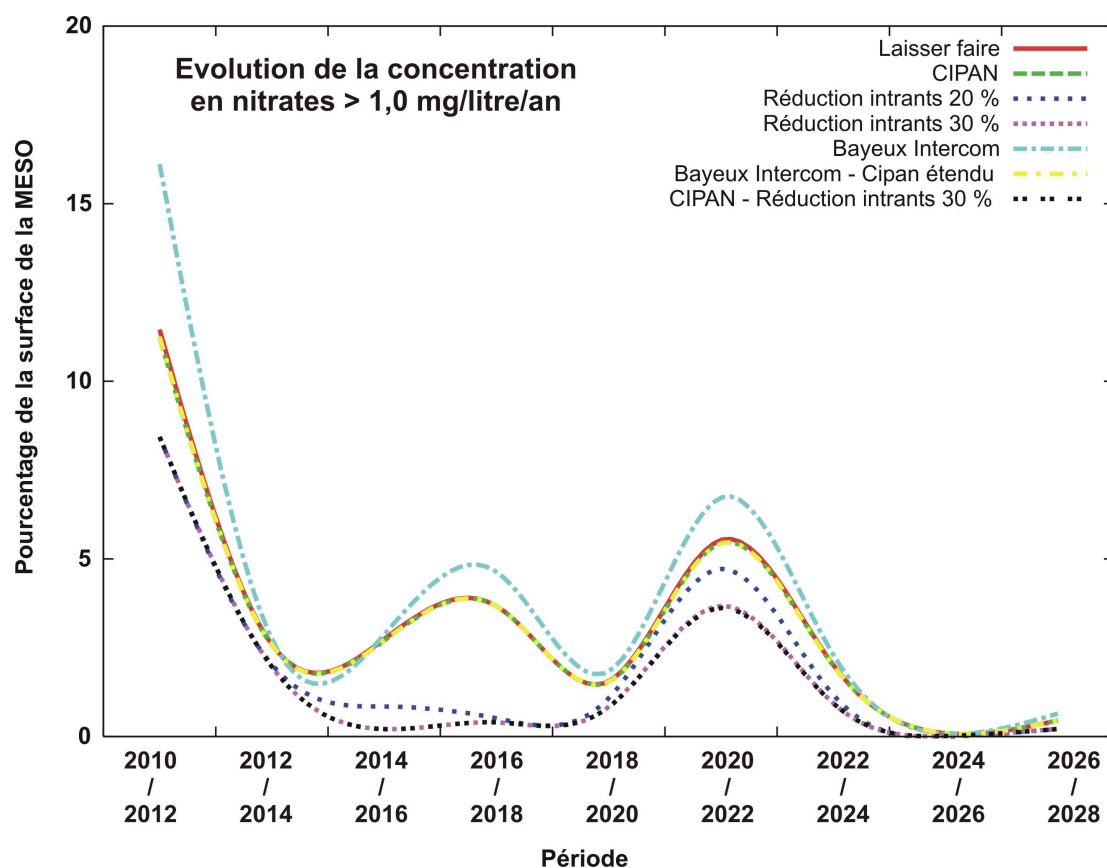


Figure 158 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 1.0 mg/l/an (formations du Cénomanién/Oxfordien)

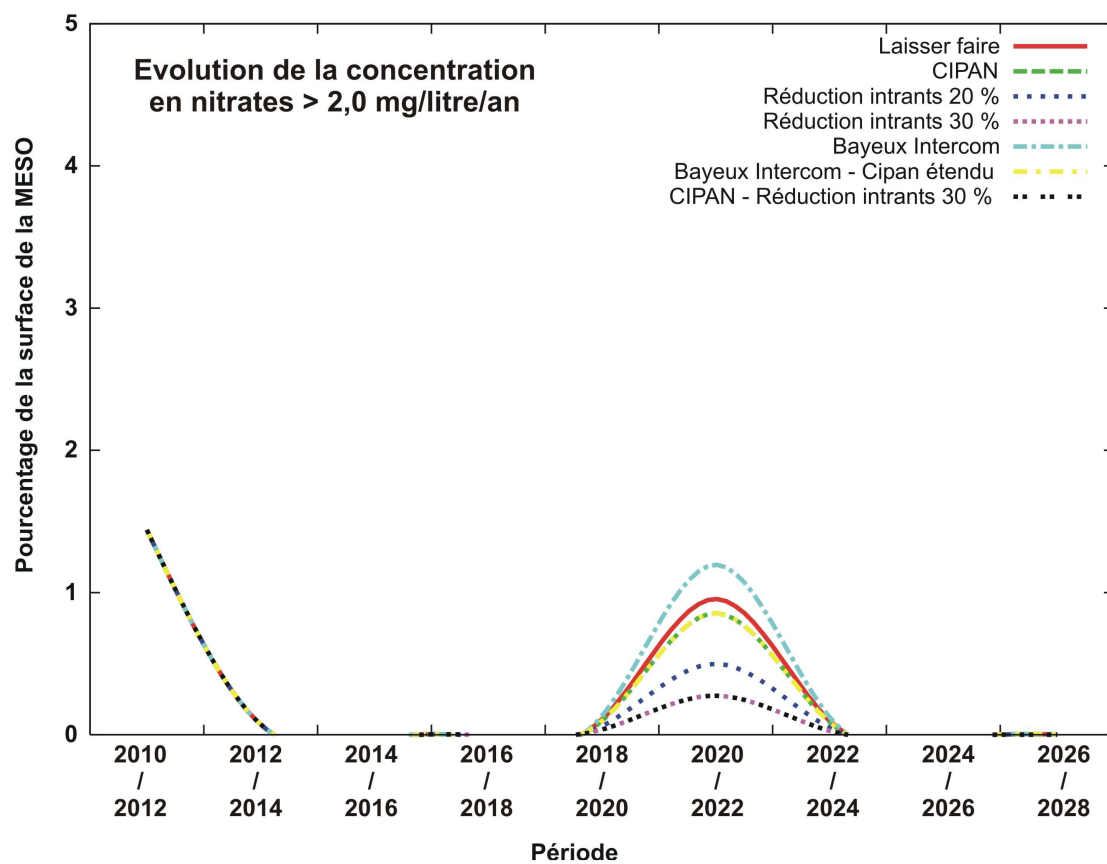
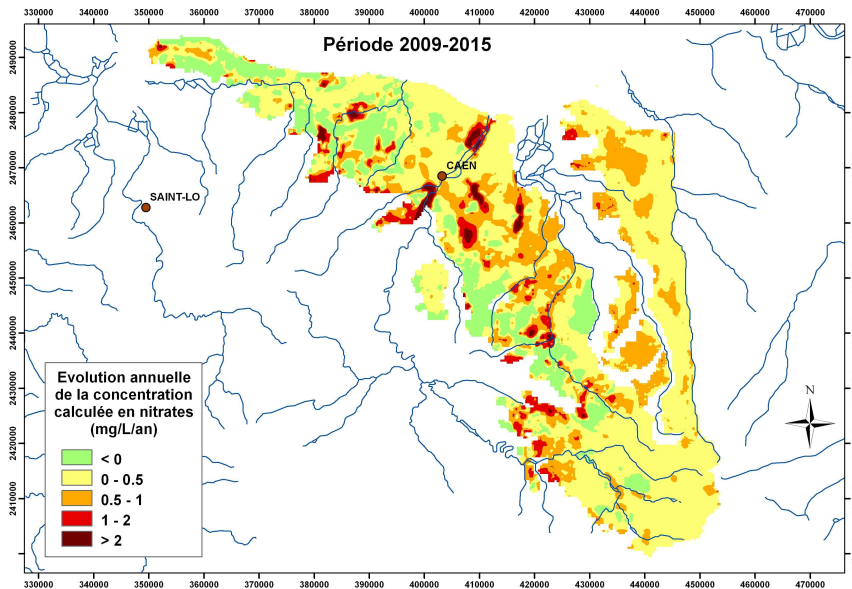
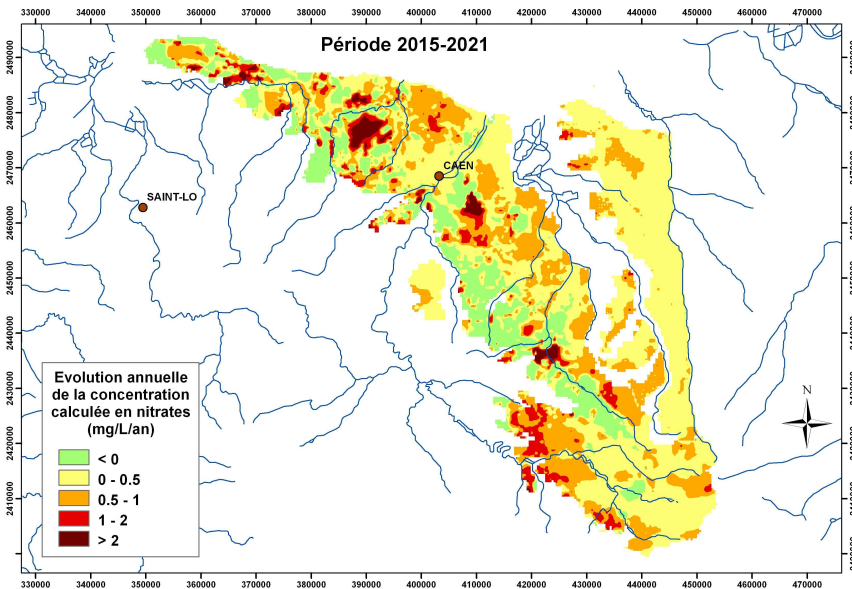


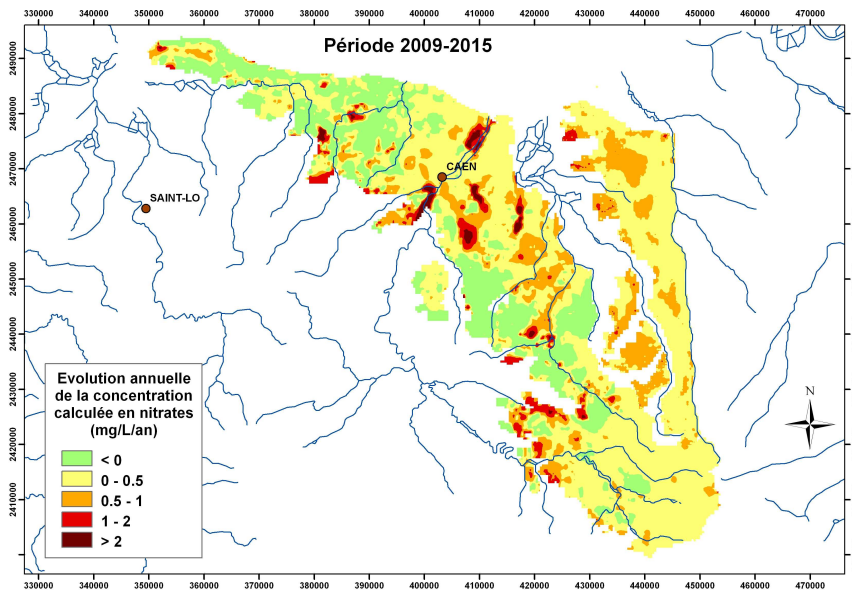
Figure 159 : évolution de la part relative de la surface de MESO modélisée à augmentation de la pollution diffuse supérieure à 2.0 mg/l/an (formations du Cénomanién/Oxfordien)



Scénario « Laisser faire »



Scénario « Bayeux Intercom (CIPAN sur 2 mois) »

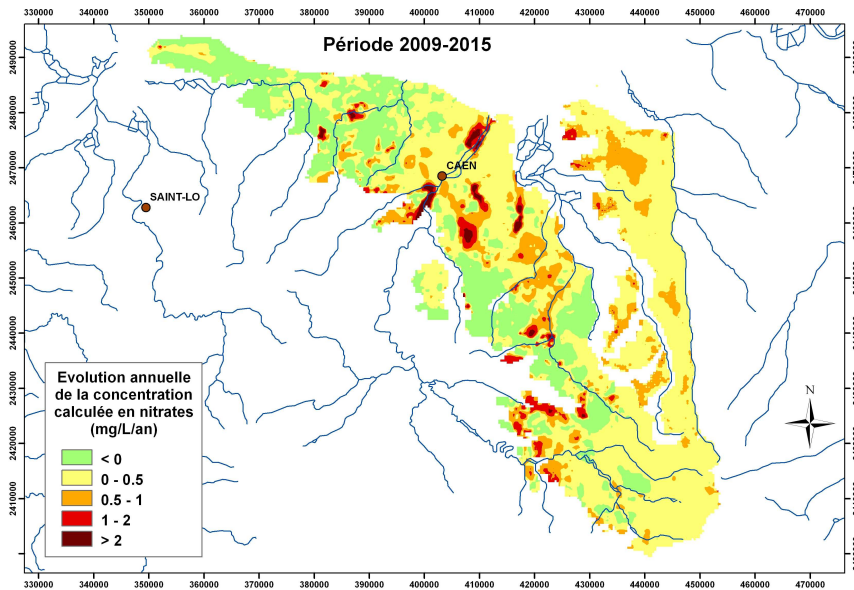


Scénario « CIPAN »

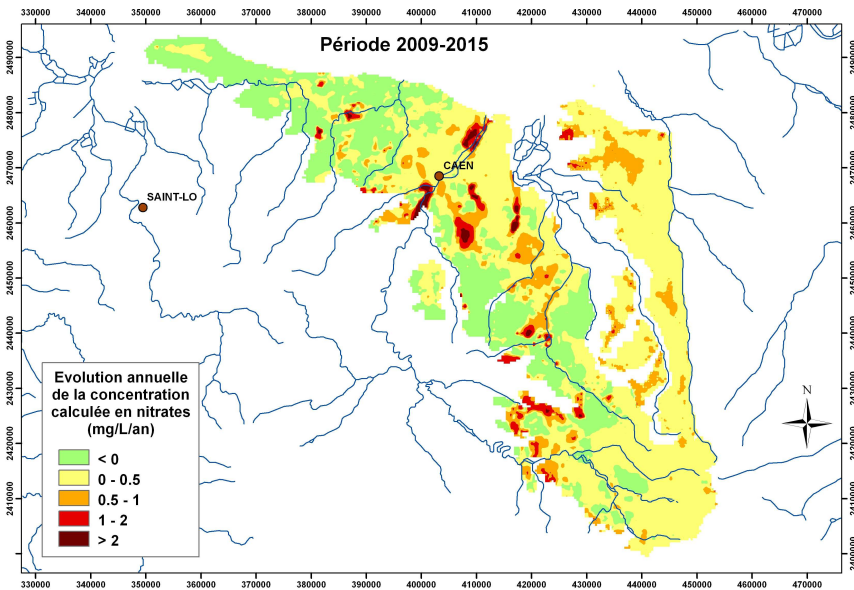
Figure 160 à 162 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées

**Période 2009-2015**

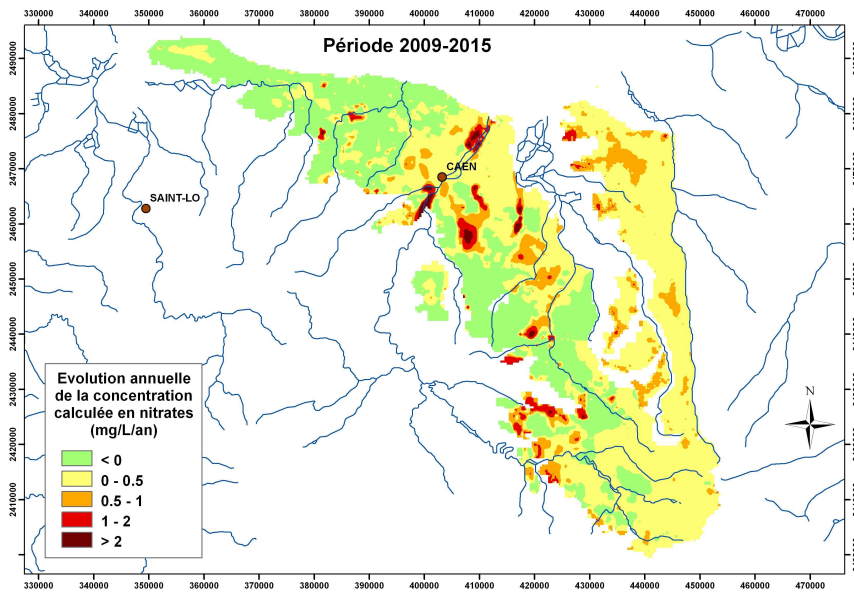
Scénarios « Laisser faire », « Bayaux Intercom » et « CIPAN »



Scénario « Réduction d'intrants minéraux de 20% »



Scénario « Réduction d'intrants minéraux de 30% »

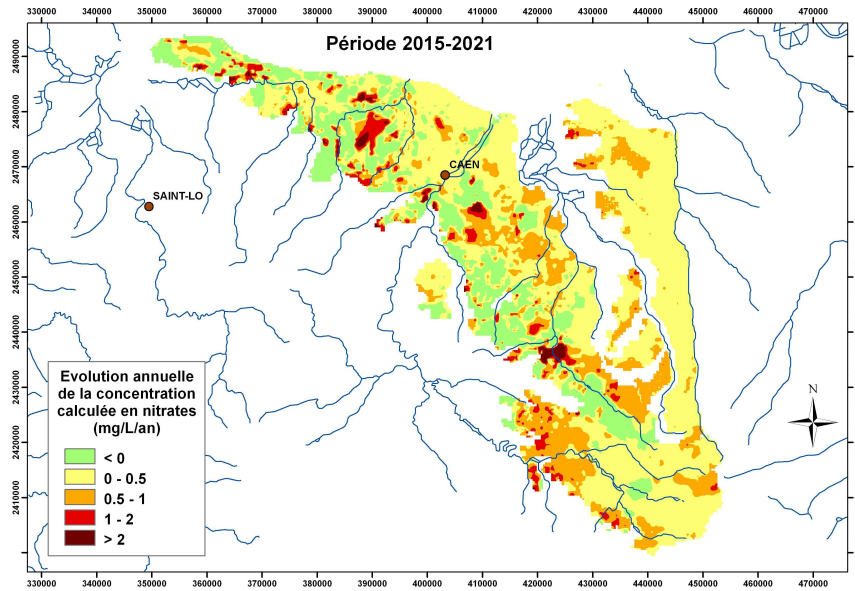


Scénario « CIPAN et réduction d'intrants minéraux de 30% »

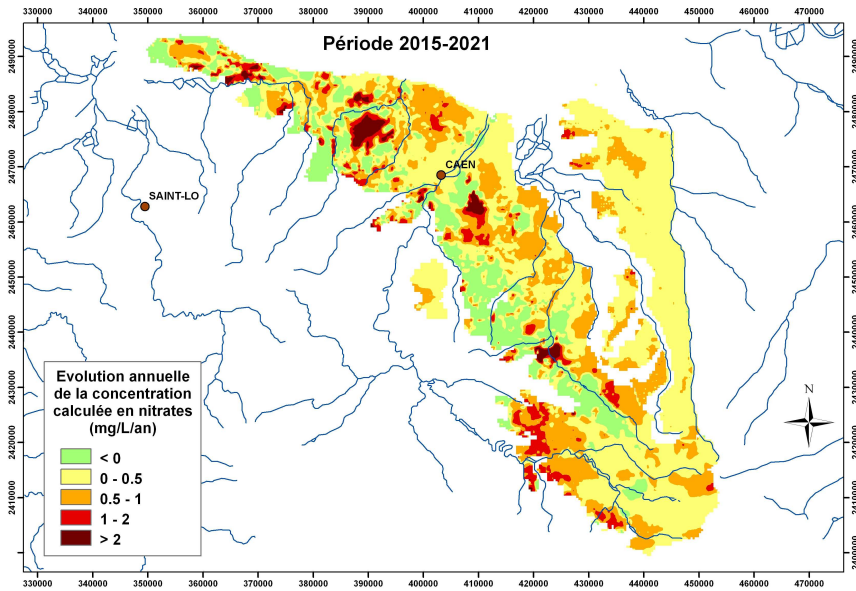
Figure 163 à 165 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées

**Période 2009-2015**

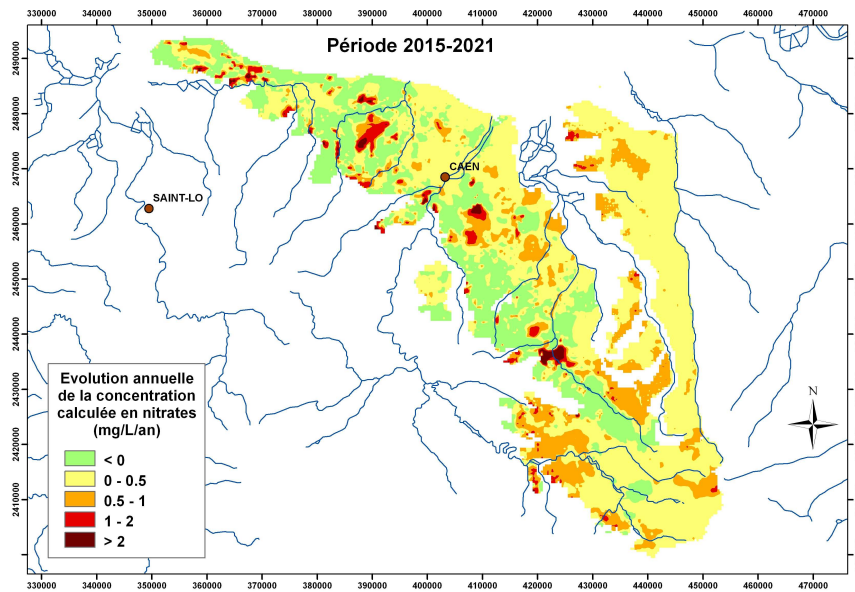
Scénarios « Intrants minéraux -20% », Intrants minéraux -30% » et « CIPAN et intrants minéraux -30% »



Scénario « Laisser faire »



Scénario « Bayeux Intercom (CIPAN sur 2 mois) »

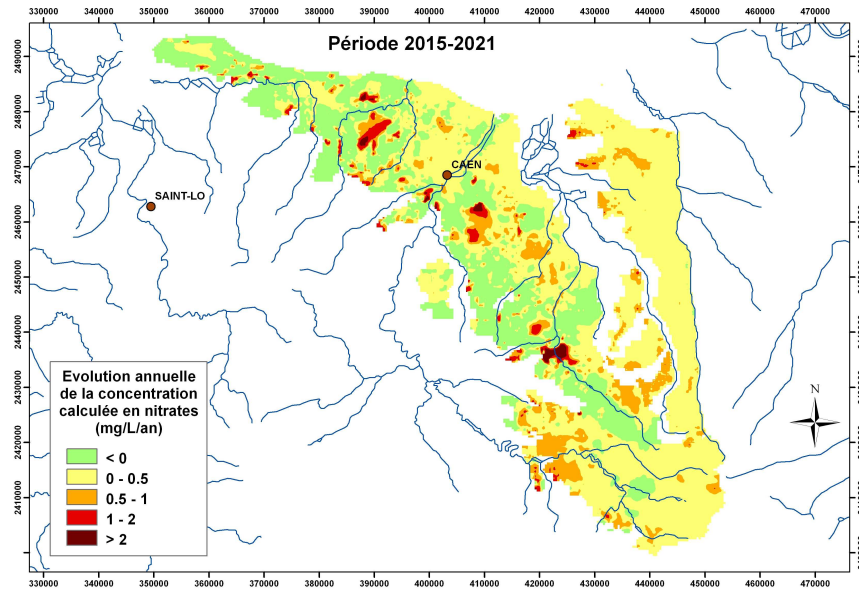


Scénario « CIPAN »

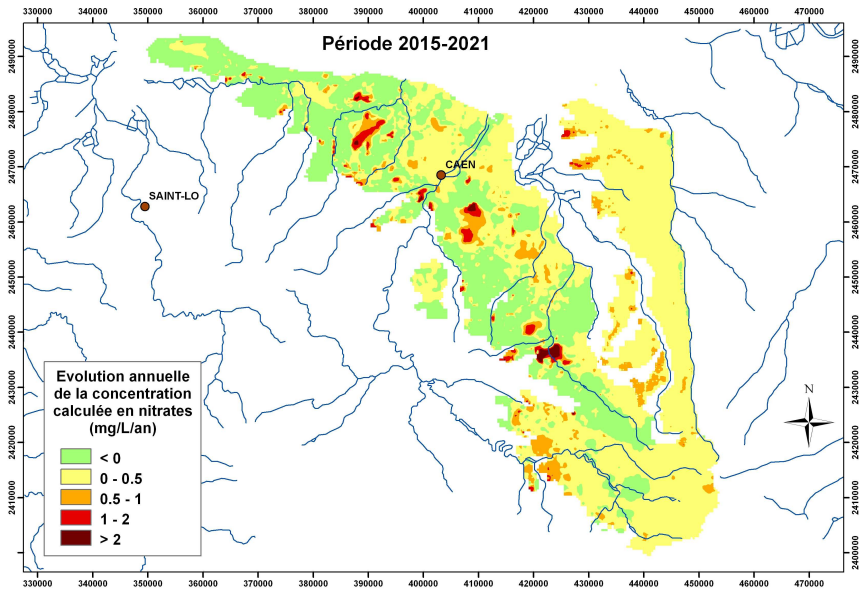
Figure 166 à 168 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées

**Période 2015-2021**

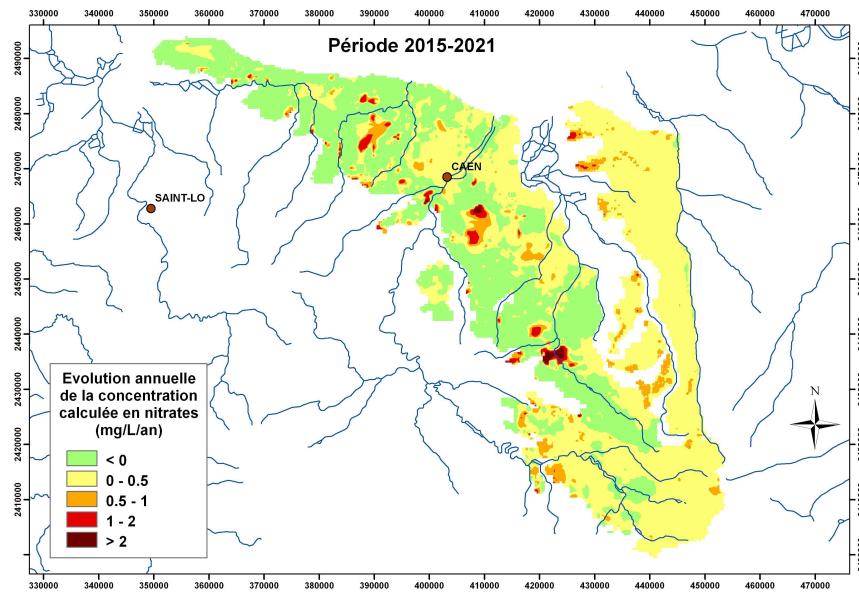
Scénarios « Laisser faire », « Bayeux Intercom » et « CIPAN »



Scénario « Réduction d'intrants minéraux de 20% »



Scénario « Réduction d'intrants minéraux de 30% »

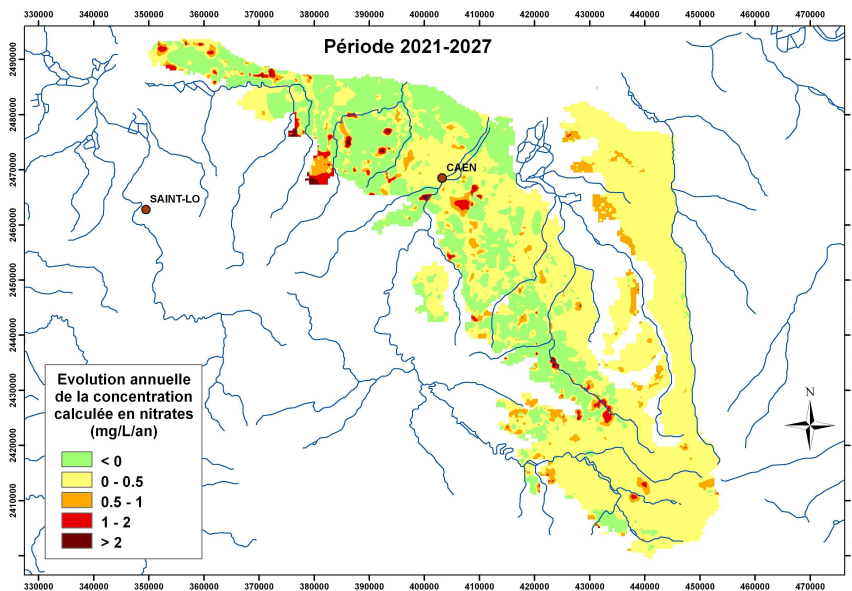


Scénario « CIPAN et réduction d'intrants minéraux de 30% »

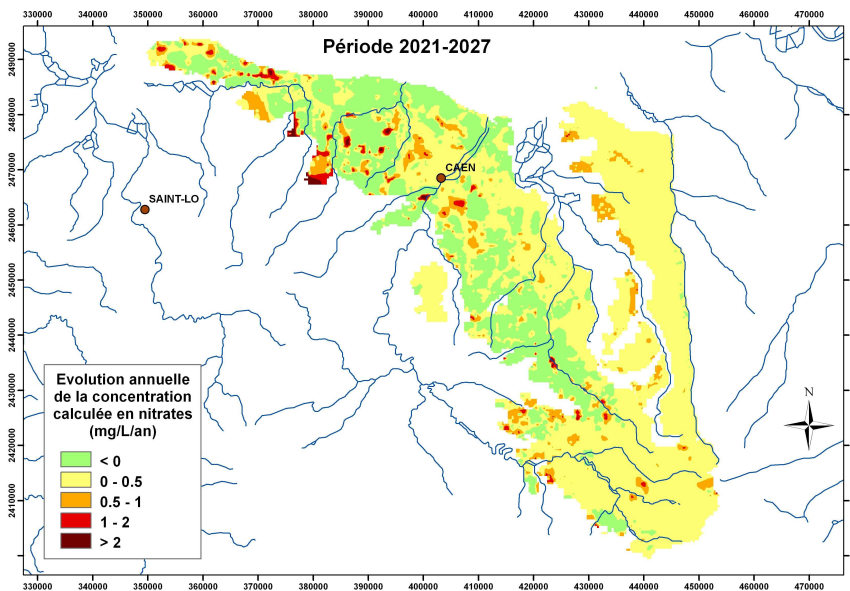
Figure 169 à 172 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées

**Période 2015-2021**

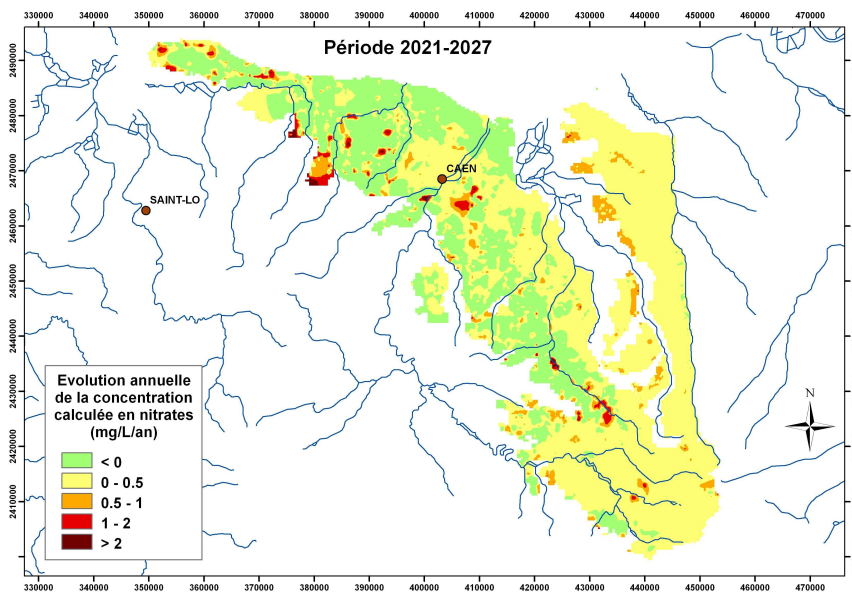
Scénarios « Intrants minéraux -20% », Intrants minéraux -30% » et « CIPAN et intrants minéraux -30% »



Scénario « Laisser faire »



Scénario « Bayeux Intercom (CIPAN sur 2 mois) »

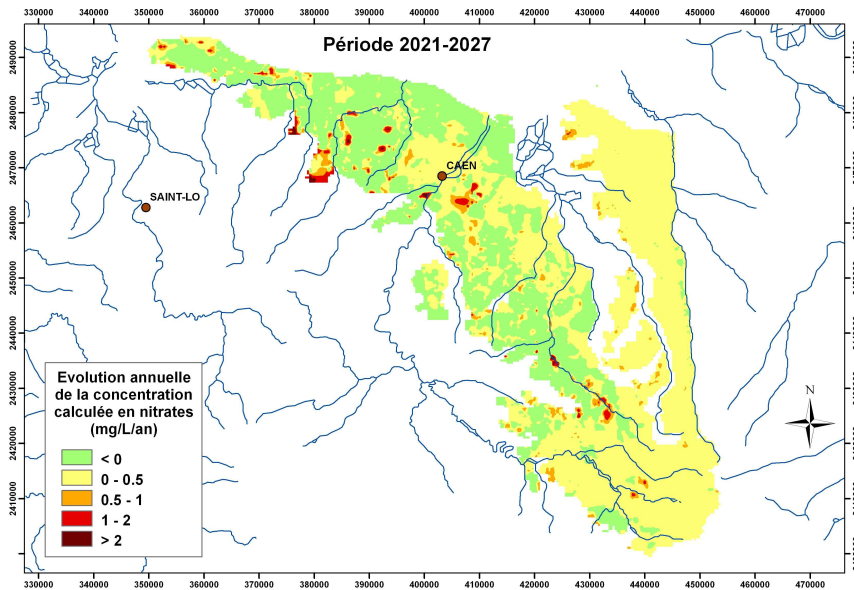


Scénario « CIPAN »

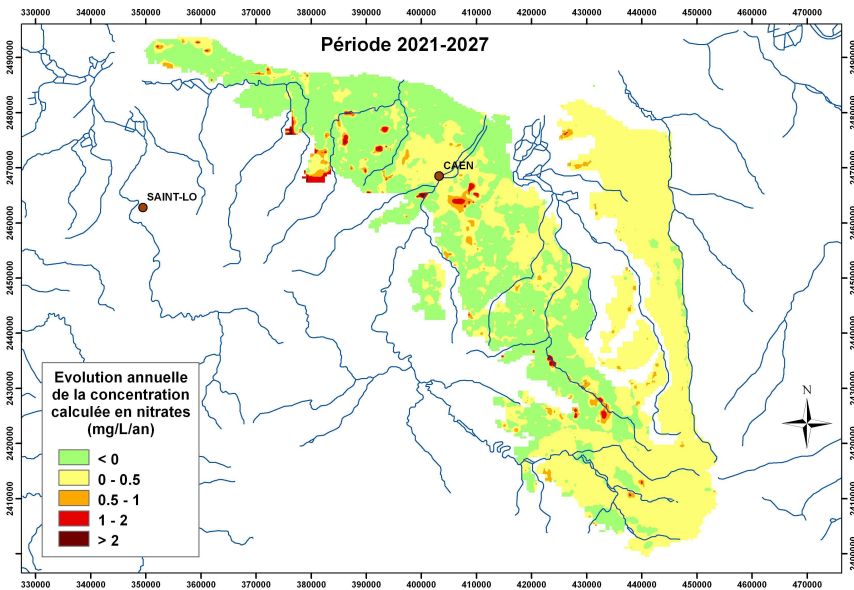
Figure 173 à 175 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées

**Période 2021-2027**

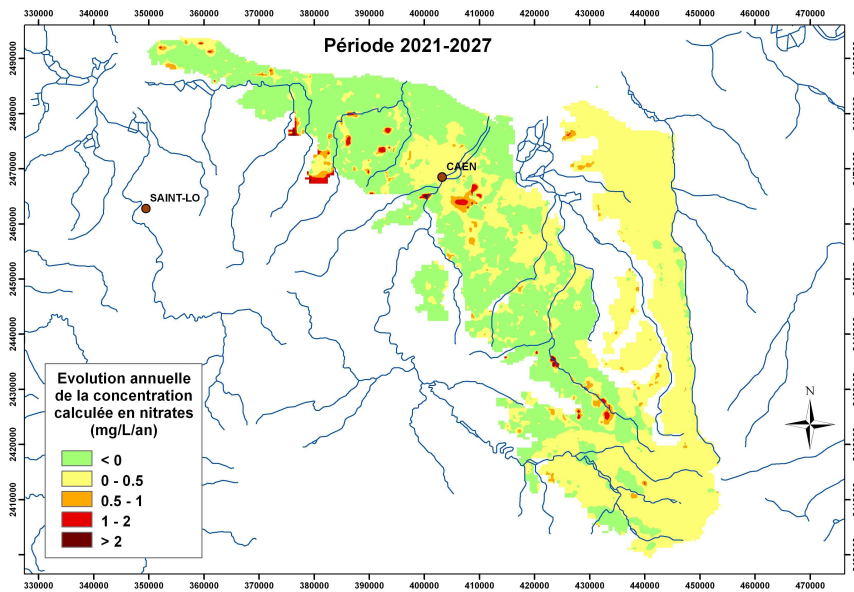
Scénarios « Laisser faire », « Bayeux Intercom » et « CIPAN »



Scénario « Réduction d'intrants minéraux de 20% »



Scénario « Réduction d'intrants minéraux de 30% »



Scénario « CIPAN et réduction d'intrants minéraux de 30% »

Figure 176 à 178 : Répartition spatiale de l'évolution annuelle des concentrations calculées

**Période 2021-2027**

Scénarios « Intrants minéraux -20% », Intrants minéraux -30% » et « CIPAN et intrants minéraux -30% »





## 4. Conclusions – Perspectives

Une modélisation intégrée de l'écosystème a été mise en place sur la région Basse Normandie. Cette modélisation associe un modèle hydrogéologique capable de reproduire le fonctionnement dynamique des différents aquifères présents sur le secteur d'étude et un modèle agronomique qui, à partir de bases de données d'évolution passée et actuelle des pratiques agricoles du secteur, permet de simuler, à l'échelle du canton et des surfaces agricoles utiles, les flux d'azote sous racinaire susceptibles d'être exportés dans l'écosystème.

Ce modèle couplé hydrogéologie-agriculture a permis de tenter de reproduire la dynamique d'évolution de la pollution diffuse par les nitrates dans les formations aquifères depuis plus de trente ans. Si la confrontation locale (au niveau des ouvrages) des résultats obtenus par le modèle aux différentes mesures en nitrates effectuées depuis de nombreuses années peut mettre en évidence des biais sur certains secteurs, le modèle reproduit globalement bien la dynamique de mise en place, depuis les années soixante dix, de la pollution diffuse par les nitrates des aquifères bas-normands.

En tout état de cause, la modélisation de l'évolution des concentrations ces dernières années et les tendances actuelles, globalement à la hausse, confirme l'état médiocre observé à ce jour des formations du Bajocien/Bathonien et celui, à un degré bien moindre, des formations du Cénomaniens/Oxfordien.

Pour tenter d'inverser ces tendances à la hausse des concentrations en nitrates dans les aquifères, un certain nombre de scénarii a été testé afin d'en éprouver l'efficacité à court ou moyen terme (la prochaine vingtaine d'année). Cette courte échelle de temps permet pratiquement de s'affranchir de l'effet d'un changement climatique certain annoncé par les climatologues pour les décennies à venir. De ce fait, les données météorologiques des dix dernières années ont simplement été reproduites deux fois.

Un scénario « Laisser faire » a été testé : il reproduit les pratiques agricoles actuelles (rotations, itinéraire techniques, amendements) sur les vingt prochaines années. A pratiques agricoles constantes, ce scénario tend à montrer l'influence de la météorologie sur le lessivage des nitrates qui peut expliquer les stabilisations, voire très localement les baisses, observées lors de la dernière décennie. Une reprise du lessivage liée à une séquence d'années humides entraîne une nouvelle augmentation des teneurs en nitrates dans les aquifères. Sous ce scénario et au niveau de la masse d'eau du Bajocien/Bathonien, l'extension des zones contaminées à fortement contaminées (supérieure à 50 voire 100 mg/l de nitrates) s'accroît nettement. Ceci tendrait à justifier la mise en place de mesures agro-environnementales nouvelles ou mieux appliquées à l'échelle de cette masse d'eau du Bajocien/Bathonien.

La masse d'eau 3213 (Craie et Marnes Lieuvain-Ouche / Pays d'Auge – Bassin versant de la Touques) est moins influencée par la pollution par les nitrates. Même si la modélisation ne couvre que près de 30% de la surface totale de cette masse d'eau, les calculs montrent une constante augmentation, à tendance exponentielle, des teneurs calculées en nitrates. L'équilibre reste donc fragile et les résultats de modélisation tendraient à montrer la nécessité de mettre en œuvre des pratiques économes en intrants azotés et/ou limitant les quantités de nitrates lessivés dès maintenant et ainsi éviter des risques de dépassements de normes dans les décennies à venir.

L'efficacité à court et moyen terme de l'obligation actuelle de mise en place systématique de CIPAN en zones vulnérables a pu être testée et simulée. Même si les résultats du modèle agronomique STICS montrent la sensibilité de l'efficacité du CIPAN à sa durée d'implantation, les simulations indiquent globalement que l'insertion de CIPAN dans

les rotations ne permettrait, au mieux, que de stabiliser, voire, localement, diminuer légèrement, les teneurs moyennes en nitrates dans les aquifères du Bajocien/Bathonien. Mais les calculs indiquent également que cette « efficacité » ne permettrait tout de même pas, à l'horizon 2027, de réduire sensiblement les surfaces touchées par des concentrations supérieures aux normes.

De la même manière, une réduction générale des intrants azotés minéraux (ammonitrates, sulfates d'azote, engrais starter, ...) appliqués sur l'ensemble des cultures ne permettrait là encore, que de stabiliser voire diminuer lentement les concentrations moyennes calculées dans les aquifères du Bajocien/Bathonien sans toutefois infléchir très nettement les courbes de tendance. Même si la part dégradée de la masse d'eau aurait tendance à diminuer d'ici une dizaine d'années, ceci ne se ferait pas dans des proportions suffisantes pour atteindre le bon état en 2027.

La combinaison des deux scénarii précédents (insertion de CIPAN dans les rotations associée à une diminution des intrants minéraux azotés) permettrait de mieux tendre vers l'objectif de bon état en 2027 mais sans toutefois y parvenir selon les conditions imposées dans les modélisations.

Il semble donc que des mesures encore plus contraignantes soient nécessaires pour contribuer à l'atteinte de l'objectif fixé, comme des mesures favorisant, par exemple, la remise de surface en herbe ou la mise en place d'une agriculture biologique dans certains secteurs afin d'assurer une dilution accrue des pollutions diffuses liées aux nitrates.

De tels scénarii n'ont pu être traités dans le cadre de cette étude du fait d'une échelle de travail insuffisante ou de difficultés à quantifier certains intrants (l'agriculture biologique en terme de fertilisants par exemple). Ils devraient être envisagés et testés à l'échelle d'aires d'alimentation de captages qui sont visées par des objectifs plus stricts au sens de la Directive Cadre sur l'Eau, comme la diminution des degrés de traitement de potabilisation par exemple.

## Références bibliographiques

Brisson N. (1999) « STICS - concepts et formalismes » unité AGROCLIM, INRA Avignon

Gomez E. (2002) « Modélisation intégrée du transfert de nitrate à l'échelle régionale dans un système hydrologique – Application au bassin de la Seine ». Thèse de doctorat de l'Ecole des mines de Paris (MINES ParisTech), spécialité « Hydrologie et Hydrogéologie Quantitative ».

Ledoux E. (1980) « Modélisation intégrée des écoulements de surface et des écoulements souterrains dans un bassin hydrologique », Thèse de doctorat de l'Ecole des mines de Paris (MINES ParisTech).

Matabon L., Tracol R. (2005) « Évolution, depuis les dernières décennies, des ressources destinées à l'alimentation en eau potable en Basse-Normandie », DRASS de Basse Normandie, 34p

Schott C., Mimet A., Mignolet C. (2010) « Création d'une base de données sur les pratiques agricoles de Basse-Normandie de 1970 à 2006 », INRA-SAD, Unité de recherche INRA-SAD ASTER Mirecourt

Thierion C., Viennot P., Ledoux E., (2008), « Mise en œuvre du modèle MODCOU sur les aquifères du Bajocien-Bathonien dans le secteur des Bocages Normands : Première partie Construction et calage du modèle », rapport R080523CTHI, centre de Géosciences, Ecole des mines de Paris (MINES ParisTech).

Thierion C., Viennot P., Ledoux E., (2008), « Mise en œuvre du modèle MODCOU sur les aquifères du Bajocien-Bathonien dans le secteur des Bocages Normands : Seconde partie Scénarii d'évolution des prélèvements », rapport R080526CTHI, centre de Géosciences, Ecole des mines de Paris (MINES ParisTech).

Viennot P., Ledoux E., Monget J.M., Schott C., Garnier C., Beaudoin N. (2009) « La pollution du bassin de la Seine par les nitrates », Plaquette du programme PIREN-SEINE, Agence de l'Eau Seine-Normandie

Viennot P., Monget J.M., Ledoux E., Schott C. (2007) « Modélisation de la pollution nitrique des aquifères du bassin de la Seine : intégration des bases de données actualisées des pratiques agricoles, validation des simulation sur la période 1970-2004, simulations prospectives de mesures agro-environnementales », rapport R070209PVIE, Centre de Géosciences, Ecole des mines de Paris (MINES ParisTech),.