

Document public



# Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : modélisation et datation

Rapport final

BRGM/RP-60280-FR

Septembre 2011



Établissement public du ministère chargé du développement durable



Géosciences pour une Terre durable

**brgm**



# Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : modélisation et datation

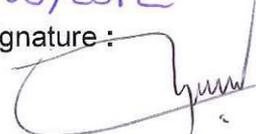
Rapport final

**BRGM/RP-60280-FR**  
Septembre 2011

Étude réalisée dans le cadre des projets de recherche du BRGM – PDR07EAU14

**N. Baran, A. Gutierrez, B. Lopez, N. Surdyk, L. Gourcy**  
avec la collaboration de  
**F. Koch et J.P. Jegou**

Vérificateur :  
Nom : Ph. NEGREL  
Date : 25/05/2012  
Signature :  


Approbateur :  
Nom : G. HERVOUET  
Date : 25/05/2012  
Signature :  


En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique, l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

**Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.**



Établissement public du ministère chargé du développement durable



**Mots clés** : Pollution diffuse, Nitrate, Modélisation globale, Datation, BICHE, Loire-Bretagne.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

**Baran N., Gutierrez A., Lopez B., Surdyk N., Gourcy L.** (2011) - Transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation de captages d'eau souterraine du bassin Loire-Bretagne : modélisation et datation. Rapport final. BRGM/RP-60280-FR. 147 p., 94 ill., 2 ann.

© BRGM, 2011, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

## Sommaire

<b>1. Synthèse.....</b>	<b>13</b>
<b>2. Objectifs de l'étude et démarche proposée .....</b>	<b>15</b>
<b>3. Rappel des résultats obtenus lors de la phase 1 de l'étude .....</b>	<b>19</b>
<b>4. Sites d'étude.....</b>	<b>25</b>
4.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE LA SÉLECTION DES SITES.....	25
4.2. PLOURHAN .....	26
4.2.1. Description du site et contexte .....	26
4.2.2. Caractéristiques des sols à Plourhan .....	29
4.2.3. Avantage et inconvénient dans le cadre de l'étude.....	30
4.2.4. Présentation des chroniques.....	30
4.3. MONTET-CHAMBON .....	34
4.3.1. Présentation du site et contexte .....	34
4.3.2. Caractéristiques des sols à Montet-Chambon.....	37
4.3.3. Avantage et inconvénient dans le cadre de l'étude.....	38
4.3.4. Présentation des chroniques.....	38
4.4. PENTVERT .....	42
4.4.1. Présentation du site et contexte .....	42
4.4.2. Caractéristiques des sols à Pentvert .....	45
4.4.3. Avantage et inconvénient dans le cadre de l'étude.....	45
4.4.4. Présentation des chroniques de données .....	46
4.5. ÉVOLUTION DE L'OCCUPATION DU SOL SUR LES TROIS SITES .....	49
4.5.1. Plourhan .....	49
4.5.2. Montet-Chambon .....	52
4.5.3. Pentvert .....	54
4.5.4. Synthèse des trois sites .....	55
<b>5. Modélisation globale du transport des nitrates .....</b>	<b>59</b>
5.1. PRÉSENTATION GÉNÉRALE .....	59
5.2. LE MODÈLE BICHE.....	59
5.3. VARIABLES D'ENTRÉES .....	62

5.4. RÉSULTATS/CALAGES DES MODÉLISATIONS .....	64
5.4.1. Plourhan.....	64
5.4.2. Montet-Chambon .....	67
5.4.3. Pentvert.....	70
<b>6. Scénarios prédictifs.....</b>	<b>73</b>
6.1. SCÉNARIO CONTINUITÉ.....	73
6.1.1. Plourhan.....	73
6.1.2. Montet-Chambon .....	75
6.1.3. Pentvert.....	76
6.2. IMPACT CLIMATIQUE : SCÉNARIO « ANNÉES PLUVIEUSES » .....	78
6.2.1. Plourhan.....	78
6.2.2. Montet-Chambon .....	80
6.2.3. Pentvert.....	81
6.3. IMPACT DES MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES .....	83
6.3.1. Plourhan.....	84
6.3.2. Montet-Chambon .....	86
6.3.3. Pentvert.....	88
6.4. SYNTHÈSE.....	90
<b>7. Bilan de la modélisation du transfert des nitrates vers les eaux souterraines .....</b>	<b>93</b>
7.1. GÉNÉRALITÉS SUR LES RÉSULTATS DE CALAGE .....	93
7.2. APPORT DE LA MODÉLISATION GLOBALE .....	94
7.2.1. Pertinence du modèle .....	95
7.2.2. Contribution à la compréhension des transferts de nitrate au sein du système aquifère.....	96
7.2.3. Intérêt des scénarios prédictifs.....	97
<b>8. Compréhension du fonctionnement des trois sites : apport du suivi mensuel et de la datation .....</b>	<b>99</b>
8.1. RAPPEL SUR LE PRINCIPE DE DATATION.....	99
8.2. LES MESURES EFFECTUÉES AU NIVEAU DE CHAQUE SITE.....	101
8.3. CARACTÉRISATION GÉOCHIMIQUE SOMMAIRE DES TROIS SITES ....	103
8.4. SOURCE CAPTÉE DE LA VILLE HELLIO À PLOURHAN, CÔTES D'ARMOR (02048X0045/P1).....	104
8.4.1. La source captée.....	104

8.4.2. Les piézomètres situés dans le bassin de la source captée .....	111
8.5. LES SOURCES KARSTIQUES DE MONTET-ET-CHAMBON, INDRE (05448X0024/HYAEP) .....	114
8.6. CAPTAGE AEP DE PENTVERT, DANS LE DÉPARTEMENT DE LA SARTHE (02877X0003/F).....	118
<b>9. Conclusions et perspectives.....</b>	<b>123</b>
<b>10. Bibliographie.....</b>	<b>127</b>

## Liste des annexes

Annexe 1 : Sélection préliminaire de sites potentiels pour la modélisation du transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation du captage .....	131
Annexe 2 : Détail des données d'entrée pour chaque site .....	135

## Liste des illustrations

Illustration 1 : Cartes des comportements piézométriques, de pression anthropique et de lithologie servant à la sectorisation. ....	20
Illustration 2 : Sectorisation du bassin Loire-Bretagne en zones de pression, lithologie et comportement piézométrique homogènes .....	21
Illustration 3 : Estimation des tendances d'évolution des concentrations en nitrate par zone sur la période 1975-1993 suivant le test Kendall-régional. ....	22
Illustration 4 : Estimation des tendances d'évolution des concentrations en nitrate par zone sur la période 1995-2007 suivant le test Kendall-régional. ....	22
Illustration 5 : Concentrations en nitrate vs. temps de résidence par zones (données de avril 2007). ....	23
Illustration 6 : Situation générale de la source de la Ville Hellio. ....	26
Illustration 7 : Localisation du captage de la Ville Hellio, périmètre de protection immédiat (tracé bleu ciel), périmètre rapproché (tracés bleu foncé) et aire d'alimentation (tracé rouge).....	27
Illustration 8 : Schéma du captage de Plourhan. ....	28
Illustration 9 : Carte pédologique du bassin d'alimentation du captage de Plourhan, figuré par le point bleu (extrait de BEGR, 1985) .....	29

Illustration 10 : Précipitations et évaporation potentielle utilisée pour les simulations de Plourhan. Moyenne mensuelle (en haut) et annuelle (en bas).....	31
Illustration 11 : Comparaison entre les niveaux piézométriques de Goudelin et de la source. ....	32
Illustration 12 : Chroniques de concentrations nitrates utilisées à Ville-Hellio. ....	33
Illustration 13 : Situation générale des sources de Montet-et-Chambon. ....	34
Illustration 14 : Localisation des sources de Montet-et-Chambon et des captages environnants.....	35
Illustration 15 : a) Vasque carrée du captage de Montet, b) Prélèvement d'eau sur la source du Chambon.....	36
Illustration 16 : Carte pédologique du bassin d'alimentation des captages du Montet et du Chambon figurés par les points rouge (source documentaire : CA36).....	37
Illustration 17 : Précipitations et évaporation potentielle utilisée pour les simulations de Montet-Chambon. Moyenne mensuelle (en haut) et annuelle (en bas) .....	39
Illustration 18 : Carte piézométrique 1992 (Pierson, 1992). ....	40
Illustration 19 : Chroniques de niveaux piézométriques utilisées pour le site de Montet-Chambon.....	40
Illustration 20 : Chroniques de concentrations sur les eaux brutes de Montet et du Chambon et sur les eaux du Montet-Chambon. ....	41
Illustration 21 : Chroniques de concentrations nitrates utilisées au Montet-Chambon. ....	42
Illustration 22 : Localisation du qualitomètre et du piézomètre de Pentvert.....	43
Illustration 23 : Site de Pentvert : a) station de traitement des eaux ; b) zone cultivée sur l'aire d'alimentation du captage. ....	44
Illustration 24 : Précipitations et évaporation potentielle utilisée pour les simulations de Pentvert. Moyenne mensuelle (en haut) et annuelle (en bas).....	47
Illustration 25 : Chroniques des niveaux piézométriques analysées pour l'étude du site de Pentvert.....	47
Illustration 26 : Chroniques de concentrations nitrates utilisées à Pentvert.....	48
Illustration 27 : Occupation des sols en 2008 à Plourhan (d'après Quete, 2008). ....	49
Illustration 28 : Occupation des sols entre 1992 et 1996 à Plourhan (d'après CA Côtes d'Armor, 1996). ....	49
Illustration 29 : Comparaison de l'occupation des sols entre 1992 et 1996 à Plourhan (source CA Côtes d'Armor, 1996) et dans les Côtes d'Armor (source Agreste, 2011).....	50
Illustration 30 : Carte de l'occupation des sols pour la campagne 2008-2009.....	51
Illustration 31 : Évolution de l'occupation du sol à Plourhan (1985-2010). ....	51
Illustration 32 : Occupation des sols sur le bassin de Montet-Chambon en 2008 (d'après Layer <i>et al.</i> , 2009). ....	52
Illustration 33 : Occupation du sol au milieu des années 1990 d'après les rotations pratiquées. ....	52

Illustration 34 : Évolution de l'occupation du sol sur le bassin de Montet-Chambon (1985-2010). .....	53
Illustration 35 : Occupation du sol selon les enquêtes de la chambre d'agriculture de la Sarthe. ....	54
Illustration 36 : Évolution de l'occupation du sol sur le bassin de Pentvert. ....	55
Illustration 37 : Tableau synthétique des caractéristiques principales des trois bassins retenus. ....	57
Illustration 38 : Modèle BICHE : principe du fonctionnement hydrologique (d'après Thiéry, 2003). ....	60
Illustration 39 : Modèle BICHE : principe du fonctionnement du transfert de masse (d'après Thiéry, 1990) .....	61
Illustration 40 : Exemple de compilation de données. ....	63
Illustration 41 : Année de démarrage sous BICHE à Plourhan. ....	65
Illustration 42 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées (en haut) et comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées (en bas) entre 1985 et 2010 pour le captage de la Ville-Hellio à Plourhan.....	66
Illustration 43 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées (en haut) et comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées (en bas) de 1975 à 2010 pour le site de Montet-et-Chambon. ....	69
Illustration 44 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées (en haut) et comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées (en bas) entre 1988 et 2008 à Pentvert. ....	72
Illustration 45 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio. ....	74
Illustration 46 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio. ....	74
Illustration 47 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation du Montet-Chambon. ....	75
Illustration 48 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation du Montet-Chambon. ....	76
Illustration 49 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert.....	77
Illustration 50 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation du Pentvert.....	78
Illustration 51 : Évolution des niveaux piézométriques simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio avec une série d'années pluvieuses. ....	79
Illustration 52 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio avec une série d'années pluvieuses. ....	79
Illustration 53 : Évolution des niveaux piézométriques simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon avec une série d'années pluvieuses. ....	80
Illustration 54 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon avec une série d'années pluvieuses. ....	81

Illustration 55 : Évolution des niveaux piézométriques simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert avec une série d'années pluvieuses. ....	82
Illustration 56 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert avec une série d'années pluvieuses. ....	82
Illustration 57 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio pour le scénario « abandon des mesures ». ....	84
Illustration 58 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio pour le scénario « pas de mesure ». ....	85
Illustration 59 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon pour le scénario « abandon des mesures ». ....	86
Illustration 60 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon pour le scénario « pas de mesures ». ....	87
Illustration 61 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert pour le scénario « abandon des mesures ». ....	88
Illustration 62 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Penvert pour le scénario « abandon des mesures ». ....	89
Illustration 63 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert pour le scénario « pas de mesures ». ....	90
Illustration 64 : Temps de réaction, inertie et impact du climat issus des scénarios 6.2 et 6.3. ....	91
Illustration 65 : Coefficients d'ajustement des trois calages. ....	93
Illustration 66 : Comparaison de la réserve utile estimée et obtenue par calage. ....	96
Illustration 67 : Chronique des concentrations dans l'air des CFC et SF <sub>6</sub> dans l'hémisphère Nord. ....	100
Illustration 68 : Modèle piston. ....	100
Illustration 69 : Modèle exponentiel (source : Maloszewski et Zuber, 1982). ....	101
Illustration 70 : Modèle d'écoulement de mélange binaire. ....	101
Illustration 71 : Système de prélèvement utilisé pour les CFC et SF <sub>6</sub> . ....	102
Illustration 72 : Schéma du système de prélèvement de l'eau pour analyses de CFC et SF <sub>6</sub> . ....	102
Illustration 73 : Tableau récapitulatif des méthodes d'analyses d'isotopes et gaz dissous. ....	103
Illustration 74 : Diagramme de Piper pour les analyses réalisées de 2009 à 2011 à Pentvert, Montet-et-Chambon et Plourhan. ....	104
Illustration 75 : Niveau d'eau mesuré au forage Pz6 de Plourhan entre août 2009 et juin 2011. ....	105
Illustration 76 : Évolutions mensuelles des teneurs en nitrate de la source et des niveaux d'eau au niveau du Pz6 entre août 2009 et juin 2011. ....	105
Illustration 77 : Estimation du pourcentage d'eau jeune estimé par modèle binaire et reconstitué et concentrations en CFC-113 dans l'eau à la source de Plourhan d'août 2009 à juin 2011. ....	106

Illustration 78 : Concentration en nitrate vs. concentration en CFC-113 sur le cycle hydrologique 2009-2010.....	108
Illustration 79 : Évolution des teneurs en nitrate à la source de Plourhan et du niveau piézométrique au Goudelin (janvier 2006 à décembre 2009). .....	108
Illustration 80 : Niveau piézométrique au Goudelin vs. concentration en nitrates à la Ville-Hellio pour la période 2006-2009. ....	109
Illustration 81 : Évolution des concentration en nitrates mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio. ....	110
Illustration 82 : Relation entre les teneurs en nitrate et les âges apparents ou le pourcentage d'eau jeune pour les différents piézomètres du site de Plourhan. ....	112
Illustration 83 : Diagramme de Piper pour l'ensemble des piézomètres (octobre 2009) et la source de Plourhan (mesures mensuelles de 2009 à juin 2011). ....	114
Illustration 84 : Évolution du niveau piézométrique au niveau de l'aérodrome (mars 2010 à juin 2011).....	115
Illustration 85 : Évolution des concentrations en nitrate aux sources de Montet-et-Chambon et de la piézométrie (aérodrome) de mars 2010 à juin 2011.....	115
Illustration 86 : Évolution des teneurs en nitrate et de la piézométrie entre octobre 1995 et décembre 2009.....	116
Illustration 87 : Évolution des niveaux d'eau au niveau du captage de Pentvert entre mars 2010 et juin 2011.....	118
Illustration 88 : Évolutions des teneurs en nitrate et niveau d'eau au niveau du captage de Pentvert pendant la période de mars 2009 à juin 2011. ....	119
Illustration 89 : Niveau d'eau vs. concentration en nitrate dans le captage de Pentvert pour la période mars 2010 à juin 2011.....	119
Illustration 90 : Évolutions des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate au captage de Pentvert (avril 1993 - juin 2009). ....	120
Illustration 91 : Niveau piézométrique vs. concentration en nitrate au captage de Pentvert pour la période de avril 1993 à juin 2009. ....	120
Illustration 92 : Teneurs en nitrate et âges apparents des eaux au niveau du captage de Pentvert entre mars 2010 et juin 2011. ....	122
Illustration 93 : Résidus de récolte selon les sources bibliographiques. ....	145
Illustration 94 : Minéralisation de l'azote pour les années 2000-2001.....	147



# 1. Synthèse

Lors de l'état des lieux réalisé en 2004 à l'échelle du bassin Loire-Bretagne, il est apparu que 53 % des masses d'eau à risque de non atteinte du bon état chimique l'étaient à cause du paramètre nitrate et 36 % à cause du paramètre pesticide. Dans ce contexte, une étude a été menée conjointement par le BRGM et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne de façon à améliorer la connaissance de la contamination des eaux souterraines. L'étude a été réalisée suivant deux grandes phases. La première phase décrite en détail dans le rapport BRGM/RP-56884-FR a été menée spécifiquement à l'échelle du bassin. Elle a permis de : i) décrire le fonctionnement hydrodynamique des aquifères par une interprétation des données piézométriques existantes, ii) caractériser les tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines par l'application de méthodes statistiques et, iii) d'estimer des âges apparents des eaux souterraines et d'en souligner la disparité au sein du bassin à l'aide d'une vaste campagne spatiale de datation menée en 2007.

La deuxième phase de l'étude, qui fait l'objet de ce rapport, avait pour vocation de tester et/ou valider, sur un nombre restreint de sites, différents outils susceptibles d'aider à la compréhension de la contamination des eaux souterraines par les nitrates à une échelle plus locale. La modélisation globale réalisée à l'aide du modèle BICHE développé au BRGM est le premier outil. La datation menée au pas de temps mensuel couplé à un suivi hydrodynamique des sites et de la chimie des eaux est le deuxième outil.

Trois sites jugés représentatifs du bassin Loire-Bretagne (socle fissuré à Plourhan, calcaire fissuré à Pentvert et calcaire karstique à Montet-Chambon) ont ainsi été choisis. La modélisation a été effectuée suivant trois grandes étapes : collecte des données, initialisation et calage, utilisation du modèle à des fins prédictives sur la base de scénarios climatiques. La collecte des données agronomiques apparaît comme un point difficile et un point clé dans la mise en œuvre de la modélisation. Bien que les trois sites aient un fonctionnement hydrodynamique différent et présentent des évolutions de concentrations en nitrate et une évolution des pressions agricoles différentes, le modèle a été calé avec succès sur les trois sites tant sur les aspects hydrodynamiques que de qualité des eaux. L'utilisation de deux scénarios climatiques dans la phase de « prédiction » permet de mettre en lumière le rôle de l'hydrodynamique vs. les pratiques culturales dans la contamination. Cette phase permet également de mieux évaluer quand les modifications culturales déjà réalisées sur les sites ont permis ou vont permettre d'infléchir la tendance et pour quelle gamme de concentrations.

Parallèlement à la modélisation, les trois sites ont été suivis pendant plusieurs mois. La datation a été délicate. Malgré un succès mitigé, la datation à court pas de temps a permis dans certains cas d'aider à la compréhension des fluctuations de concentrations en nitrate.

Dans ce rapport, après un rappel des principaux résultats des travaux précédents réalisés à l'échelle du bassin Loire-Bretagne, les sites sélectionnés pour l'étude sont décrits. Puis, le principe de la modélisation globale est rappelé avant que les résultats de calage des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate ne soient présentés. Ensuite, les résultats de l'utilisation du modèle après validation de la phase de calage à des fins prédictives sont exposés. La synthèse de l'ensemble des résultats des suivis dont la datation à court pas de temps rend compte des avancées faites sur la compréhension des processus de transfert de l'eau et des nitrates vers les eaux souterraines pour chacun des trois sites. Enfin, la réflexion est initiée sur l'intérêt et les difficultés de la mise en œuvre de ces deux approches à l'échelle locale comme à celle des bassins d'alimentation des captages.

## 2. Objectifs de l'étude et démarche proposée

Le principal objectif fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) est que les masses d'eau présentent d'ici 2015 un bon état quantitatif et chimique. La Directive impose ainsi aux états membres non seulement de caractériser le niveau de la contamination des eaux souterraines mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. Les états membres doivent également mettre en place un programme de mesures afin d'atteindre le bon état et d'inverser les tendances identifiées à la hausse. En cas de non atteinte du bon état et des objectifs d'inversion de tendance, les États Membres devront être en mesure d'expliquer les raisons de ce constat et des demandes de dérogation de délai, étayées à partir d'éléments scientifiques, devront être réalisées. Lors de l'état des lieux réalisé en 2004 à l'échelle du bassin Loire-Bretagne, 53 % des masses d'eau à risque de non-atteinte du bon état l'étaient à cause du paramètre nitrate et 36 % à cause du paramètre pesticide.

L'existence de solutés et notamment de nitrate au sein de la zone non saturée a été démontrée au cours de différentes études portant sur des contextes géologiques différents (Baran *et al.*, 2005 ; 2006 ; 2007 ; Le Guern et Lopez, 2011). Ainsi il est clair que dans un secteur donné, même si les pressions anthropiques sont fortement réduites ou deviennent nulles, l'existence de ce stock ne permettra pas un retour « instantané » à un état non contaminé des eaux souterraines. C'est ainsi que dans certains secteurs où les pratiques agricoles ont été profondément modifiées, l'amélioration significative de la qualité des eaux souterraines n'a pas été ou n'est pas toujours perceptible à très court terme. L'amélioration de la qualité des eaux après une modification des pratiques est donc tributaire de ce stock en termes de position et de quantité mais aussi de transfert et de remobilisation.

Ces constatations montrent la nécessité de s'interroger sur les mécanismes de transfert des solutés vers les eaux souterraines et sur les méthodes à mettre en œuvre afin de caractériser les temps de transfert à différentes échelles, du bassin au point d'eau. Ainsi, la première phase de l'étude a permis de : i) caractériser les comportements hydrodynamiques des nappes libres du bassin Loire-Bretagne sur la base des chroniques piézométriques existantes, ii) de qualifier de manière « photographique » les âges apparents des eaux de 175 points d'eaux répartis sur le bassin et iii) d'identifier les tendances d'évolution des concentrations en nitrate de zones dites homogènes sur la base de la lithologie, du comportement hydrodynamique et de la pression anthropique. Les résultats détaillés de cette première phase sont décrits dans le rapport BRGM/RP-56884-FR.

Ainsi, la première phase de l'étude a permis de sectoriser le bassin Loire-Bretagne et de mettre en évidence des disparités au niveau de l'âge apparent des eaux allant de quelques années à plusieurs décennies mais aussi au niveau des tendances d'évolution des concentrations en nitrate déterminées par des méthodes statistiques. Si ces informations sont précieuses en terme de gestion, il convient toutefois de s'interroger sur la représentativité et la signification des âges apparents obtenus lors de la campagne réalisée en 2007 et pour partie 2008. De la même façon, si les

approches statistiques mises en œuvre ont permis de définir des tendances et d'identifier des ruptures de tendances, elles ne permettent pas d'expliquer les observations ni de pouvoir se prononcer sur des évolutions probables.

**La phase 2 du projet vise donc** à évaluer : i) dans quelle mesure les déterminations de l'âge apparent effectuées à une date donnée sont significatives à tout moment ou à l'inverse ne représentent qu'un état, celui du prélèvement ; ii) l'intérêt d'un suivi temporel couplant analyses physico-chimiques et datation et sa pertinence pour comprendre les mécanismes d'infiltration de l'eau et des nitrates et ainsi expliquer les fluctuations de concentrations à court pas de temps et iii) l'intérêt de la mise en œuvre d'un modèle global pour comprendre et prévoir l'évolution des concentrations en nitrate.

Afin de répondre à ces questions, trois sites aux caractéristiques contrastées tant du point de vue hydrogéologique et hydrodynamique que du point de vue de l'évolution des pratiques culturales ont été sélectionnés. Ces sites ont fait l'objet d'un suivi mensuel de qualité d'eau et de datation de façon à voir si à court pas de temps (le mois) l'âge apparent de l'eau estimé fluctue, si les teneurs en nitrate varient et d'établir une éventuelle relation entre les deux types de fluctuations. Ce suivi doit permettre d'éclairer d'une part sur la représentativité d'une mesure ponctuelle (datation et/ou nitrate) et d'autre part sur les types de mécanismes intervenant dans le transfert des nitrates.

En parallèle, ces sites ont fait l'objet d'une caractérisation hydrodynamique (suivi de la piézométrie et/ou des débits) et de l'évolution de la pression azotée au travers de l'acquisition de données nouvelles et la compilation de données existantes. Pour chacun des sites, une modélisation de l'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines a été réalisée. Cet exercice de modélisation permet d'une part de juger de la pertinence d'utiliser ce type de modèle dans des contextes hydrodynamiques différents pour décrire et prédire l'évolution de la qualité des eaux et d'autre part, de voir dans quelle mesure ils peuvent apporter des informations sur les modes de transfert des solutés.

Dans ce rapport, après un rappel des principaux résultats des travaux précédents réalisés à l'échelle du bassin Loire-Bretagne, les sites sélectionnés pour l'étude sont décrits. Les données collectées sur chacun d'entre eux sont de plusieurs types : hydrodynamique, hydrochimique et agronomique dont il convient de rappeler l'intérêt à la fois pour la compréhension des processus de transfert des nitrates vers les eaux souterraines mais aussi pour la mise en œuvre du modèle global BICHE.

Le principe de la modélisation globale fait suite à la description des sites avec un chapitre consacré aux phases de calage du modèle sur les données des évolutions de la piézométrie et des concentrations en nitrate aux captages. Les résultats de l'utilisation du modèle à des fins prédictives sont exposés après validation de la phase de calage. Au-delà de l'aspect prospectif, ces résultats aident à l'interprétation des suivis à pas de temps mensuels des concentrations en nitrate et des âges de l'eau présentés à la suite. La synthèse de l'ensemble des résultats des suivis et des modélisations réalisée en fin de l'étude rend compte des avancées faites sur la

compréhension des processus de transfert de l'eau et des nitrates vers les eaux souterraines en différents contextes représentatifs, initie la réflexion sur la représentativité des résultats acquis à l'échelle du bassin Loire-Bretagne et apporte des éléments sur l'intérêt, les limites et les difficultés de l'utilisation du modèle global BICHE à l'échelle des bassins d'alimentation des captages d'eau souterraine.



### 3. Rappel des résultats obtenus lors de la phase 1 de l'étude

Les résultats détaillés de la première phase de l'étude sont présentés dans le rapport BRGM/RP-56884-FR. Les paragraphes suivants ne reprennent que quelques faits marquants permettant de recadrer les travaux présentés dans ce rapport.

L'Agence de l'Eau Loire-Bretagne et le BRGM ont entrepris une étude visant à obtenir des informations sur l'âge de l'eau, sur l'évolution passée de la contamination des aquifères vis-à-vis des nitrates et l'intérêt des approches de datation et de modélisation pour apprécier l'évolution probable de la qualité de l'eau souterraine. L'échelle de travail était celle du bassin Loire-Bretagne.

Lors de la première phase de l'étude, la typologie des aquifères du bassin Loire-Bretagne a été définie, basée non seulement sur des critères géologiques, de leur comportement hydrodynamique (cycles piézométriques intra ou pluriannuels...) et sur le type de réponse des systèmes aquifères aux pressions anthropiques. Parallèlement, des estimations de l'âge apparent de l'eau ou des temps de résidence ont été réalisées à l'échelle du bassin de façon à illustrer les disparités de temps de transfert de l'eau au sein du bassin.

Les approches mise en œuvre lors de cette première phase ont été les suivantes :

- **d'une part**, la datation des eaux souterraines effectuée de manière synchrone à l'échelle du bassin Loire-Bretagne a permis d'apprécier la variabilité du temps de transfert de l'eau d'un secteur à l'autre du bassin, variant de quelques années à plusieurs décennies ;
- **d'autre part**, la sectorisation du bassin Loire-Bretagne a été entreprise. Comme le montre l'illustration 1, cette sectorisation s'est appuyée sur des critères complémentaires à la lithologie en intégrant le type de réponse piézométrique (existence ou non de cycles intra et interannuels) ainsi que des indications sur la pression anthropique (qui peut avoir un impact sur les concentrations absolues en nitrate mais pas les types de fluctuations). Cette sectorisation était nécessaire pour travailler sur des zones où les types de réponse (contamination en nitrate et évolution) sont pressentis comme homogènes au sein de chaque zone. Le recoupement de ces informations a ainsi conduit à l'identification de 90 zones à géologie simplifiée, pression agricole agrégée et au comportement piézométrique homogènes. Ces zones, reportées sur l'illustration 2, ont constitué les unités cartographiques de travail considérées pour l'étude des tendances vis-à-vis de la contamination en nitrate et l'interprétation plus fine des datations CFC à l'échelle du bassin.

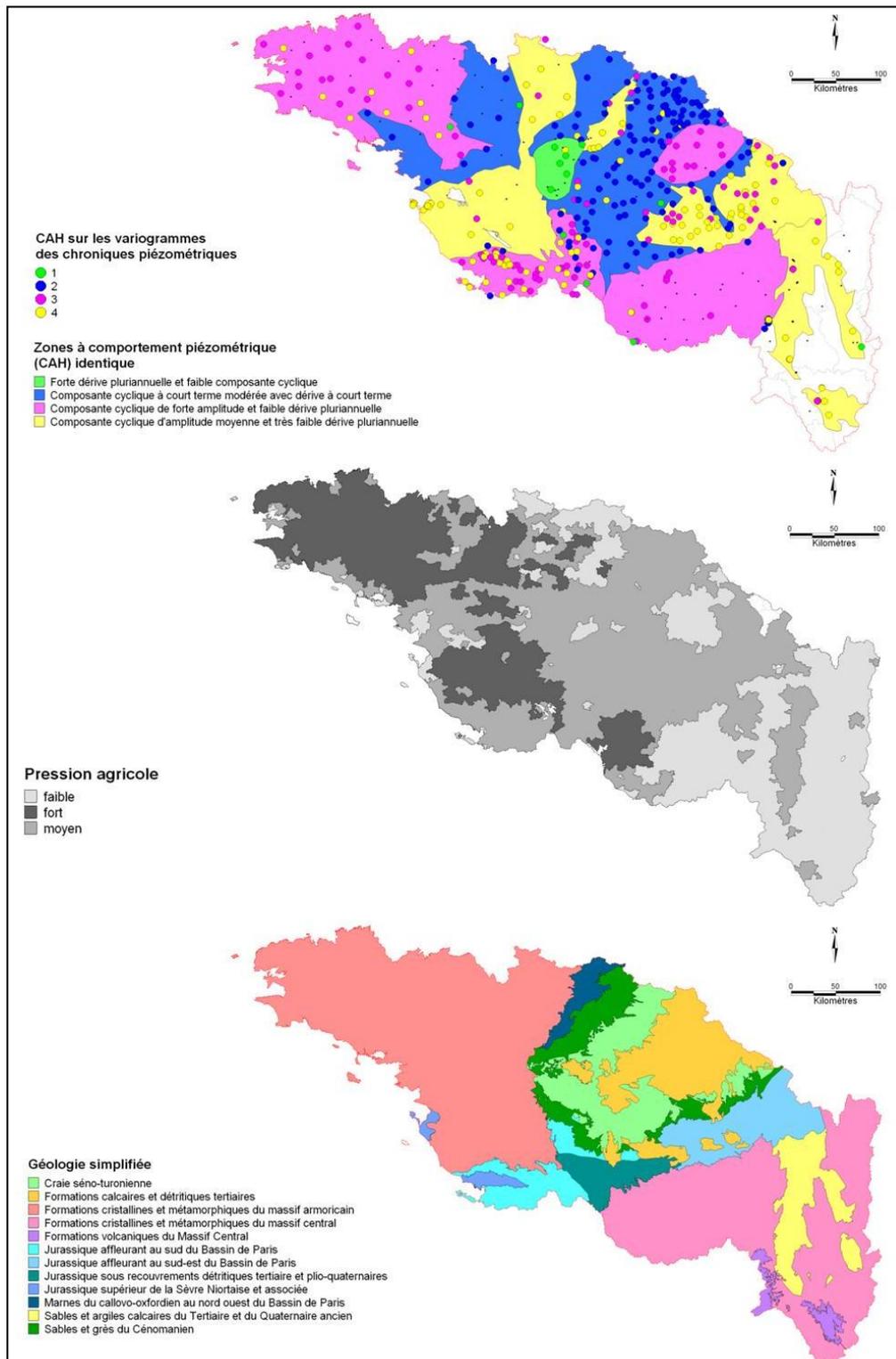


Illustration 1 : Cartes des comportements piézométriques, de pression anthropique et de lithologie servant à la sectorisation.

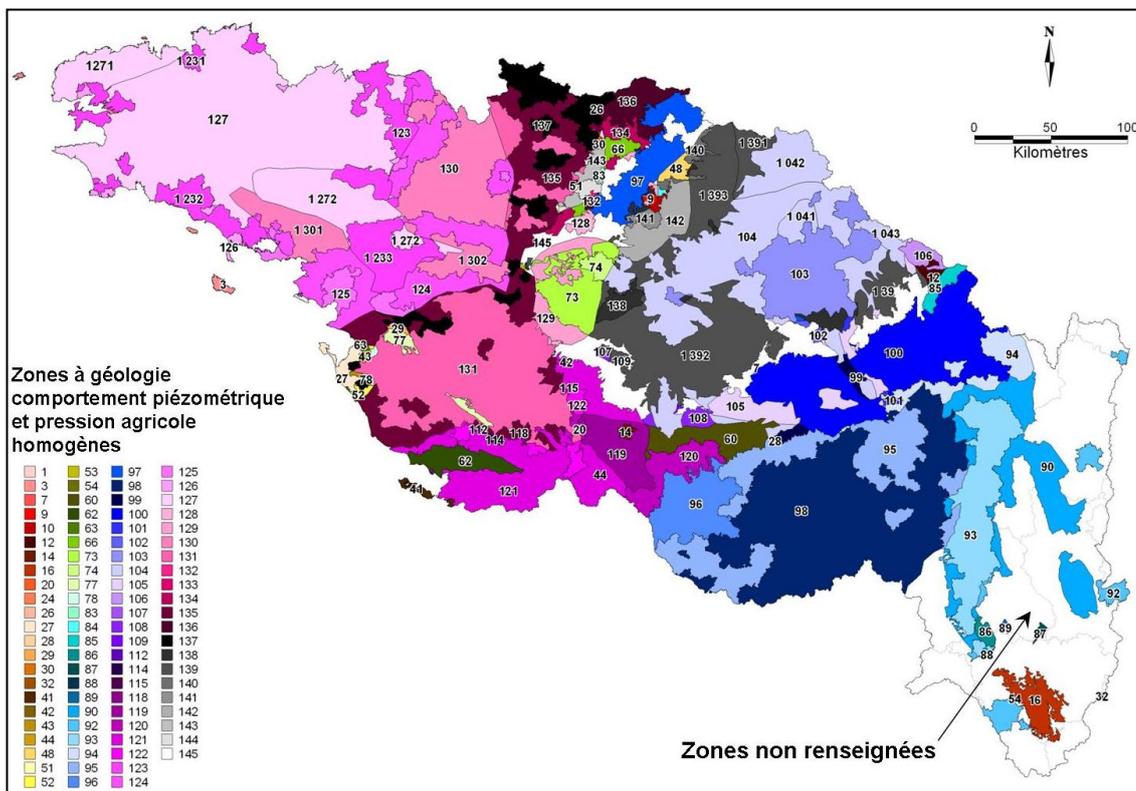


Illustration 2 : Sectorisation du bassin Loire-Bretagne en zones de pression, lithologie et comportement piézométrique homogènes.

**À l'issue de cette sectorisation**, différents tests statistiques ont été mis en œuvre afin d'identifier les tendances d'évolution des concentrations en nitrate (boîtes à moustache, test de Mann-Kendall, test Kendall régional). Ainsi, des zones, où la tendance est toujours une augmentation de la contamination, ont été identifiées. De la même façon, des zones où une diminution des concentrations est observée depuis quelques années ou encore des zones où une stabilisation des concentrations est observée ont été mises en évidence par les traitements statistiques. Si les premiers tests statistiques ont été effectués sur la longueur totale de chaque chronique disponible, le découpage temporel de l'analyse réalisé dans un deuxième temps a permis d'affiner l'interprétation. Ainsi, il apparaît que les fortes augmentations mises en évidence par le test statistique de Kendall régional sont essentiellement expliquées par les fortes pentes croissantes de la période 1975-1993 (Illustration 3) pour la presque totalité des zones analysées. Sur la période 1995-2007 par contre (Illustration 4), seuls les secteurs au centre de la Beauce et de façon moins importante les formations jurassiques au sud-est de Poitiers et de craie séno-turonienne de Sologne ont une tendance régionale à l'augmentation. Les autres zones renseignées montrent plutôt une tendance régionale à la stabilisation voire à une diminution des concentrations en nitrate.

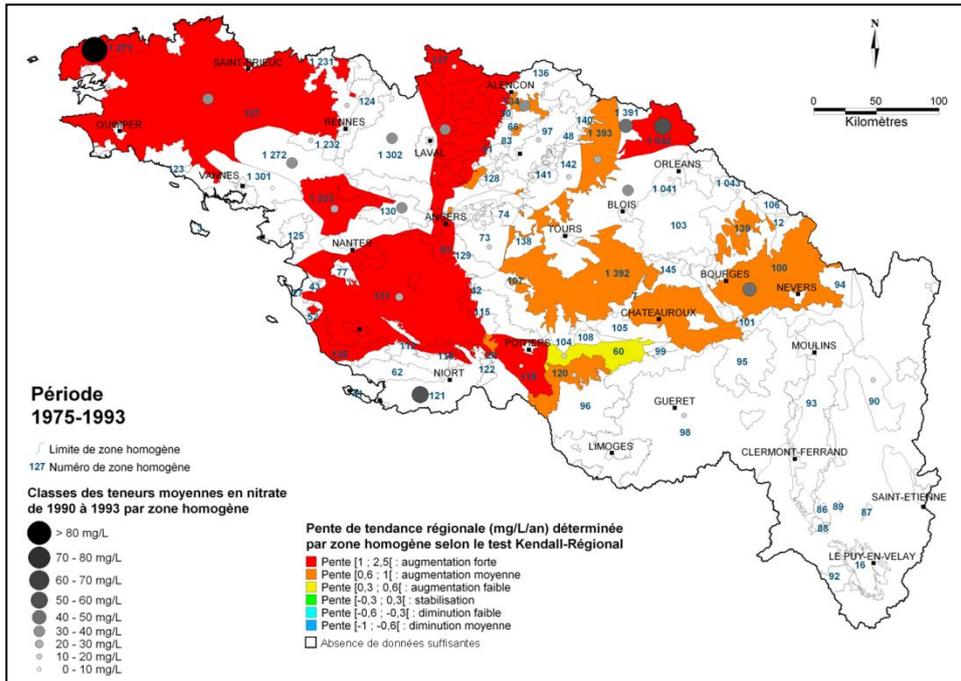


Illustration 3 : Estimation des tendances d'évolution des concentrations en nitrate par zone sur la période 1975-1993 suivant le test Kendall-régional.

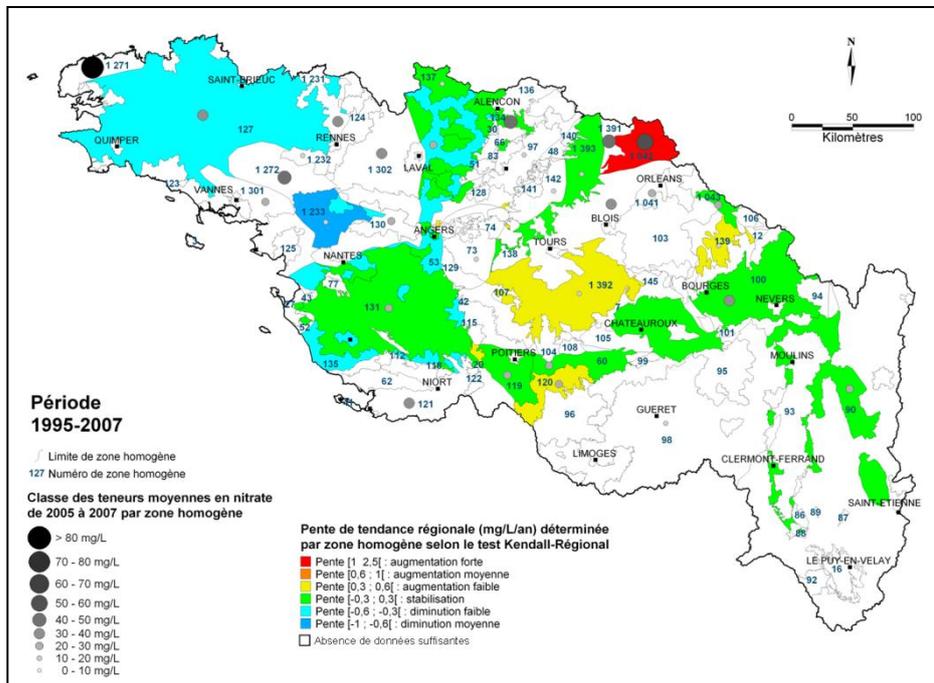
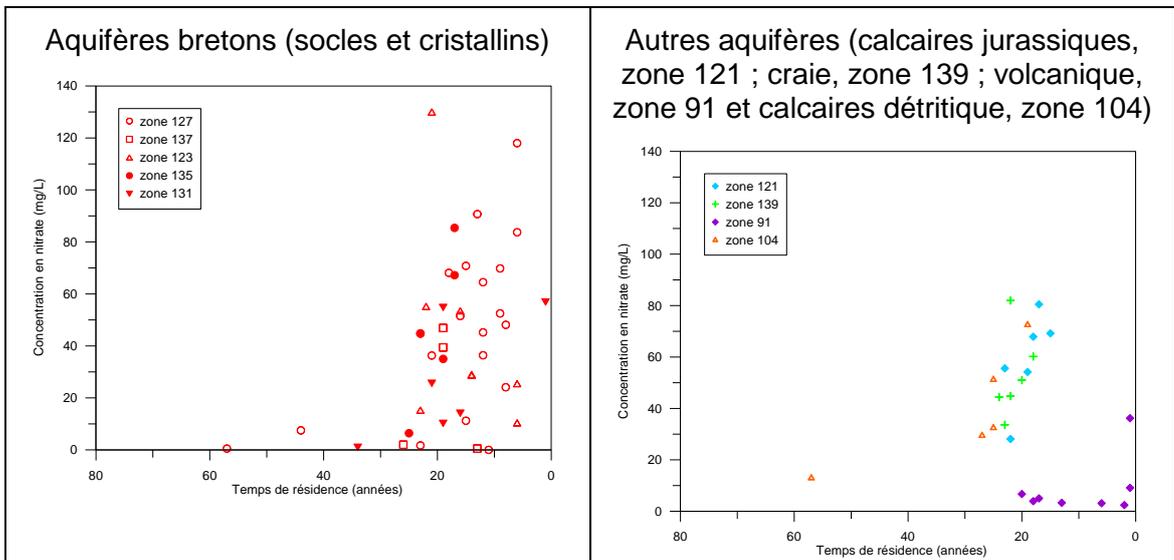


Illustration 4 : Estimation des tendances d'évolution des concentrations en nitrate par zone sur la période 1995-2007 suivant le test Kendall-régional.

**En complément et de manière plus exploratoire**, l'analyse sur quelques points d'eau choisis de la relation entre l'évolution de la piézométrie et l'évolution de la concentration en nitrate a montré que la piézométrie peut apparaître sur certains points d'eau comme un facteur explicatif majeur des variations en nitrate observées dans les aquifères à nappe libre. L'automatisation de l'étude des covariances piézométrie/concentrations en nitrate n'étant pas réalisable dans le cadre de cette étude, seuls quelques points d'eau ont pu être traités.

**Enfin**, l'interprétation des données CFC, non pas dans leur ensemble mais en prenant en compte la sectorisation proposée, a permis de mettre en évidence l'existence de relation entre l'âge de l'eau et les concentrations en nitrate dans certaines zones alors que ce type de relation peut ne pas être perçu dans d'autres contextes. L'illustration 5, à gauche, montre par exemple qu'il existe une relation forte entre les concentrations en nitrate et le temps de résidence au sein des zones 127, 137 et 135 situées en contexte de socle breton. Hors de la Bretagne, sur l'illustration 5 à droite, les formations volcaniques du Massif Central (zone 91) ne montrent pas de relation claire entre l'âge et la concentration en nitrate vraisemblablement car la pression anthropique est faible (pas de contamination quel que soit l'âge). Pour des zones de craie (zone 139), de calcaires détritiques (zone 104) et jurassiques (zone 121), les plus fortes contaminations sont clairement observées pour les eaux les plus récentes. Le nombre limité de données de datation disponibles au moment de l'étude par zones considérées, est apparu comme un facteur limitant les interprétations.



*Illustration 5 : Concentrations en nitrate vs. temps de résidence par zones (données de avril 2007).*

Au-delà des conclusions tirées sur des aspects méthodologiques, cette première phase de l'étude a permis d'apporter des éléments de compréhension quant à la contamination actuelle des eaux souterraines par les nitrates et des éléments de réponse quant à une probable évolution. Très clairement, des disparités importantes ont été observées à l'échelle du bassin aussi bien en temps de transfert qu'en termes

d'évolution de la contamination depuis plusieurs décennies ou au cours de la dernière décennie. Les différentes méthodes d'analyses mises en œuvre sont apparues très complémentaires pour répondre aux objectifs de l'étude, le couplage des informations obtenues permettant de définir, par zones dites homogènes, des comportements spécifiques vis-à-vis de la pollution par les nitrates. De plus, l'étude a montré qu'il pouvait exister des corrélations entre l'évolution des niveaux piézométriques et les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. Cette analyse, prise en complément de l'étude de l'historique des pratiques culturales, constitue un élément de réponse pour expliquer les tendances d'évolution observées sur le bassin Loire-Bretagne.

## 4. Sites d'étude

### 4.1. CONTEXTE ET OBJECTIFS DE LA SÉLECTION DES SITES

À la suite de l'étude de la contamination des eaux souterraines par les nitrates à l'échelle du bassin Loire-Bretagne (phase1, rapport BRGM/RP-56884-FR), trois sites tests ont été recherchés de manière à décrire, à l'échelle du bassin d'alimentation du captage, des comportements variés en réponse aux pressions agricoles et aux influences climatiques.

Les objectifs étant de caractériser le transfert des nitrates vers les nappes sur ces trois sites et de les modéliser par l'approche globale, les premiers critères de sélection dépendent des données disponibles sur les bassins considérés. D'une manière générale, la modélisation globale des transferts de nitrate nécessite des chroniques de concentrations en nitrates longues d'au moins 10 ans. Cette durée est nécessaire pour avoir des signaux contrastés sur les historiques hydrologiques et chimiques. La période de simulation doit être d'autant plus longue que le système est lent à répondre (inertie).

Une première sélection de quinze sites, présentant un intérêt pour l'étude en cours, a été opérée. Une caractérisation plus poussée de ces secteurs a été effectuée afin de déterminer l'état des connaissances sur les bassins d'alimentation, les comportements hydrodynamiques et les pratiques culturales et afin de rechercher les données quantitatives et qualitatives disponibles sur site. L'objectif de cette caractérisation des données disponibles était d'estimer à la fois l'intérêt d'un suivi à court pas de temps et la faisabilité d'une modélisation des transferts en nitrate. Un tableau récapitulatif présente en Annexe 1 les sites retenus, par ordre de préférence. Deux sites intéressent le socle breton. Trois sont dans la craie et dix dans des formations calcaires. Les avantages et inconvénients sont résumés pour chaque site, en liaison avec les données disponibles, la connaissance de l'occupation des sols et la compréhension du système hydrogéologique.

À partir de cette première liste, le choix s'est porté sur trois sites répondant au mieux aux critères suivants :

- disponibilité et longueur des chroniques de données ;
- contexte géologique différent et représentatif ;
- taille de bassin variée (mais pas immense) ;
- existence de changement de pratique agricole pouvant servir de marqueur ;
- bonne collaboration avec les acteurs locaux.

Le premier site, localisé en Bretagne en contexte de socle, correspond à la **source captée de La Ville Hellio, à Plourhan** dans les Côtes d'Armor. Le deuxième, localisé dans l'Indre, est représenté par **les sources karstiques de Montet-et-Chambon** qui alimentent en eau potable la ville de Châteauroux. Le troisième site retenu est **le**

**captage AEP de Pentvert**, dans le département de la Sarthe, qui concerne un calcaire oolithique fissuré. Ce choix rend compte de la diversité géologique des formations présentes sur le bassin Loire-Bretagne.

## 4.2. PLOURHAN

### 4.2.1. Description du site et contexte

Ce site en Bretagne (Illustration 6), dans le département des Côtes d'Armor et géré par le syndicat des eaux de Plouhnan-Lantic (exploitant : Lyonnaise des eaux), contribue à l'alimentation en eau potable de 1 456 abonnés. Les eaux, chargées en nitrates (> 80 mg/L) sont mélangées avec les eaux de forage proches (à Bogouyen) avant distribution. Dans l'optique d'une révision des périmètres de protection, le syndicat a décidé en 1993 de préciser l'étendue du bassin d'alimentation de la source captée de la Ville Hellio en établissant un bilan hydrique et en mettant en place un suivi piézométrique sur un réseau de douze piézomètres.



*Illustration 6 : Situation générale de la source de la Ville Hellio.*

Les dimensions de l'aire d'alimentation du captage représentent une surface relativement faible, de 60 ha en hautes eaux à 80 ha environ en basses eaux, (Illustration 7), permettant une connaissance détaillée du bassin. La géologie est décrite par forage de reconnaissance géologique situé une trentaine de mètres à l'ouest de la source captée est décrit sur 133 m de profondeur. Il traverse les formations de Binic constituées de paragneiss. Des arrivées d'eau sont observées à partir de 48 m de profondeur au niveau des paragneiss fissurés. L'ouvrage est tubé de 0 à 48 m et crépiné de 48 à 130 m de profondeur. Il offre une fenêtre d'observation tout à fait intéressante sur l'aquifère fissuré profond, qui semble être en charge et en relation avec l'aquifère des arènes superficielles. Les études antérieures montrent des variations importantes des teneurs en nitrates dans le puits, le forage et les

piézomètres alentours en fonction de la période de mesure (hautes eaux/basses eaux), de la position de l'ouvrage (sortie de forêt, milieu de culture) et de la profondeur de l'ouvrage.

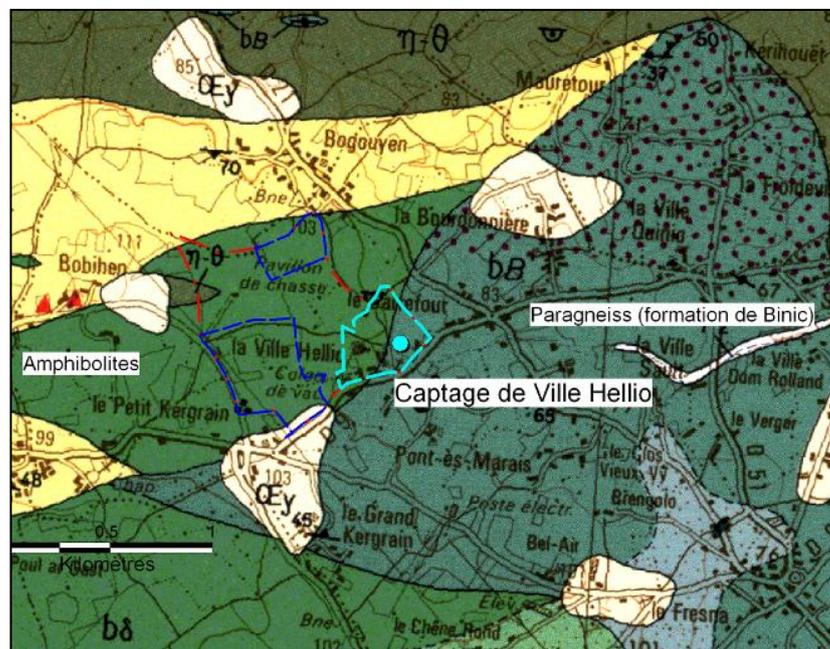
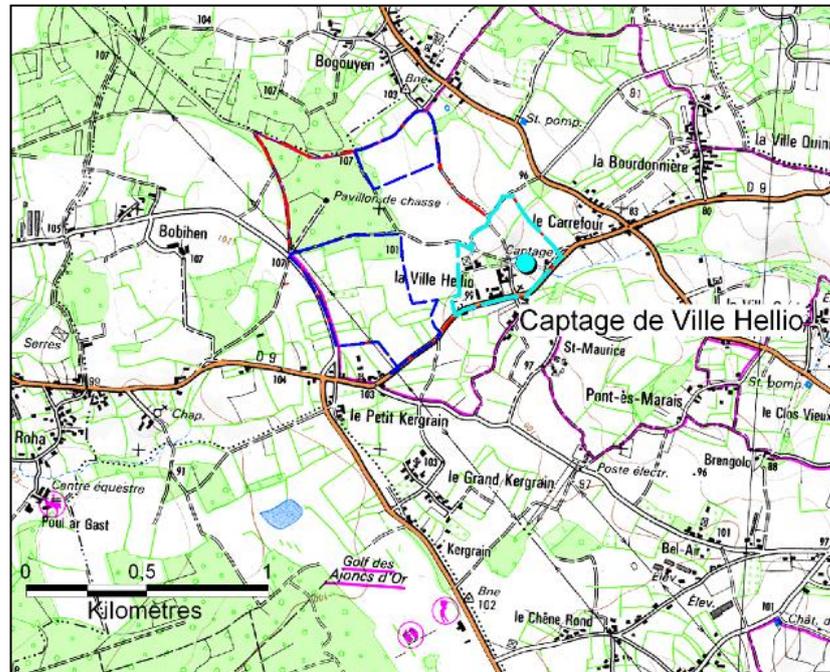


Illustration 7 : Localisation du captage de la Ville Hellio, périmètre de protection immédiat (tracé bleu ciel), périmètre rapproché (tracés bleu foncé) et aire d'alimentation (tracé rouge).  
 En haut sur fond de carte IGN. En bas sur fond de carte géologique (extrait de la carte n° 240 Pontrioux Étables-sur-Mer).

Du point de vue topographique, le secteur intéressé par la zone d'alimentation du captage est principalement occupée par des terrains peu pentus, sauf aux abords proches du captage. Les pentes sont supérieures à 5 % à l'amont immédiat du captage à une distance variant entre 100 et 200 m. Les pentes sont moyennes (2 à 5 m) vers le sud-ouest sur une distance de 400 m.

Le captage de la Ville Hellio (02048X0045/P1) est un puits en maçonnerie profond de 4,4 m (diamètre 2 m) réalisé en 1968. L'ouvrage capte les arènes argileuses du Briovérien. Le débit d'eau produit est de 62 600 m<sup>3</sup> par an (moyenne annuelle période 1998-2003). Il est raccordé à la station de traitement située 800 m au sud-est par une conduite gravitaire. Le schéma du captage de Plourhan est présenté dans l'illustration 8. En période de basses eaux, la conduite peut se désamorcer tandis qu'en période de hautes eaux, un trop plein permet d'évacuer le surplus de débit.

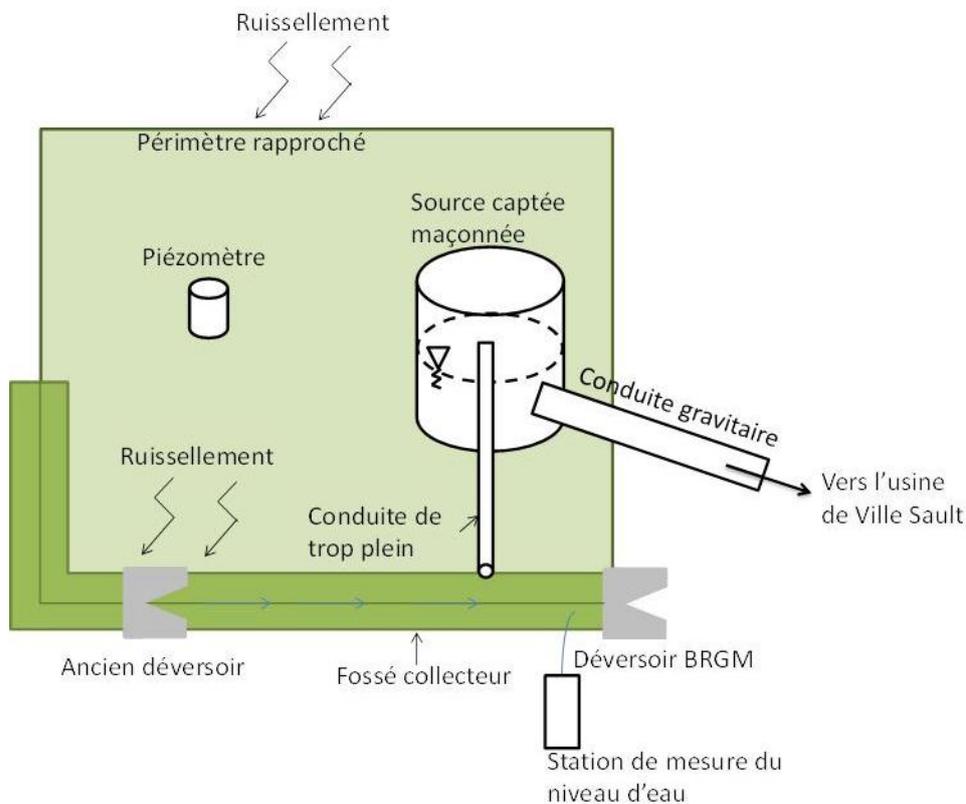


Illustration 8 : Schéma du captage de Plourhan.

Le trop plein se déverse dans un fossé qui contourne le périmètre de protection immédiat et qui draine aussi des écoulements non pérennes provenant du même bassin versant. La sortie du fossé (cumul des débits de trop plein du captage + drainage des écoulements non pérennes du bassin versant en période de hautes eaux) a été équipée dans le cadre de cette étude pour la mesure ponctuelle des débits (jaugeage au seau probablement) et a pu être équipée pour une mesure en continue avec un déversoir dans le cadre de ce projet.

Des périmètres de protection ont été mis en place en 1991. Ces périmètres ont été modifiés en 2008 et les aires de protections ont été agrandies. En 1991, les périmètres de protection étaient constitués d'un périmètre immédiat, d'un périmètre rapproché et d'un périmètre éloigné. Le périmètre éloigné recouvrait 23 ha, le périmètre rapproché était séparé en deux parties, une zone sensible de 11,5 ha et une zone complémentaire de 29,5 ha. Le périmètre rapproché est subdivisé pour s'adapter aux contextes physiques et humains de la zone (village de ville Hellio). Le tracé des périmètres de protections a été agrandi en 2008 et la surface de protection s'étend depuis à 99,1 ha.

#### 4.2.2. Caractéristiques des sols à Plourhan

Une étude pédologique détaillée au 1/5 000 a été réalisée près du captage de Plourhan (Illustration 9 ; BEGR, 1985). Elle a mis en évidence une relative uniformité des sols sur le site. Il s'agit de sols bruns moyennement profonds (40 cm en moyenne à l'est du site et 80 cm en moyenne au sud-ouest). Sous la forêt, au nord-ouest, une pédogénèse particulière est observée et le sol relevé est un pseudo-gley. Ces pseudo-gley ne sont pas dû seulement à la présence de la forêt mais peuvent aussi s'expliquer par le fait que la zone est plus humide. La réserve utile (au sens agronomique) est estimée à 100 mm pour l'ensemble de la SAU (Surface Agricole Utile).

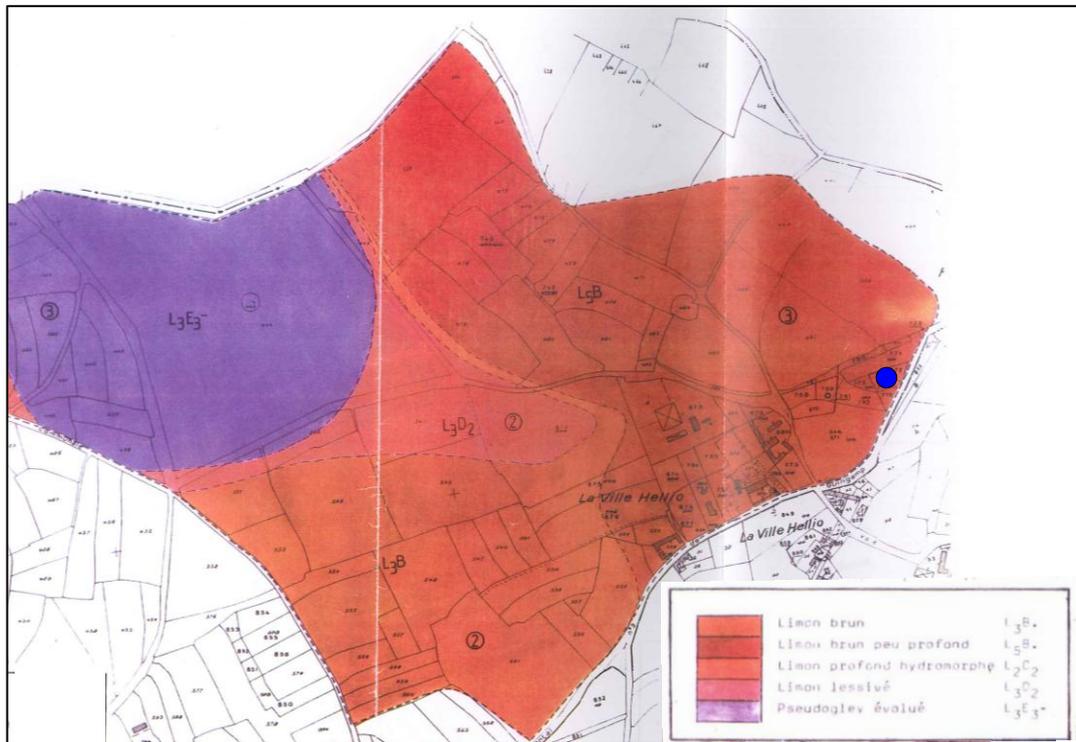


Illustration 9 : Carte pédologique du bassin d'alimentation du captage de Plourhan, figuré par le point bleu (extrait de BEGR, 1985)

### **4.2.3. Avantage et inconvénient dans le cadre de l'étude**

Identifié avec l'aide de F. Herbreteau, hydrogéologue du Conseil général des Côtes d'Armor, le site de Plourhan est représentatif des aquifères captés pour l'alimentation en eau potable dans ce département et plus largement en Bretagne. L'occupation des sols est variée (forêts, cultures et mises en herbe) et tend à évoluer vers la mise en herbe d'une surface importante grâce à l'achat, par le syndicat, d'une cinquantaine d'hectares dans le bassin versant. Ceci présente l'avantage de permettre de simuler des systèmes de cultures différents (avant et après la mise en herbe).

Ce site présente de nombreux autres points positifs : il est très accessible, son aire d'alimentation est bien connue et de faible taille et il dispose de nombreux points d'observation de la piézométrie et de la chimie des eaux (il est cependant apparu par la suite que peu de ces points disposaient de données).

Le point négatif concerne la connaissance des débits : si les volumes totaux à l'exutoire du bassin peuvent être mesurés par un aménagement du fossé (ils correspondent à la somme des volumes prélevés au puits, des volumes au trop plein lorsqu'ils existent, et des volumes en amont du périmètre immédiat), l'historique des débits est plus difficile à établir. À défaut de la disponibilité d'une chronique de débit, la modélisation devra se baser sur l'observation des fluctuations piézométriques de la nappe.

Les surfaces urbanisées ont été prises en compte en considérant ces surfaces comme n'ayant pas de besoins, pas d'amendements et pas de résidus. Les zones urbaines contribuent probablement à des apports de nitrates à la nappe mais à l'échelle du bassin, cette contribution a été considérée négligeable.

### **4.2.4. Présentation des chroniques**

#### ***Données climatiques***

Les données des pluies mensuelles et de l'ETP (évapotranspiration potentielle) ont été achetées auprès de Météo France pour la station de Saint-Brieuc - Trémuson (code Météo France 22372001). La station est située à moins de 25 km du site.

La pluviométrie annuelle moyenne à Saint-Brieuc est de 767 mm sur la période 1985-2010. L'illustration 10 représente la pluie et l'évapotranspiration sur la période 1985-2010. Les pluies annuelles sont calculées sur des années hydrologiques (du 1<sup>er</sup> septembre au 31 août). L'année 2010/2011, inachevée lors de l'exploitation des données, n'est pas représentée. Les pluies décroissent de février à juin pour atteindre leur minimum en juillet (44 mm en moyenne). Les mois de novembre et décembre sont les plus arrosés (83 et 84 mm en moyenne). Durant la période 1985-2010, les années 1998 à 2003 sont particulièrement pluvieuses, avec plus de 1 200 mm précipités en 2000. Les années 1988 et 1990 comptent parmi les plus sèches.

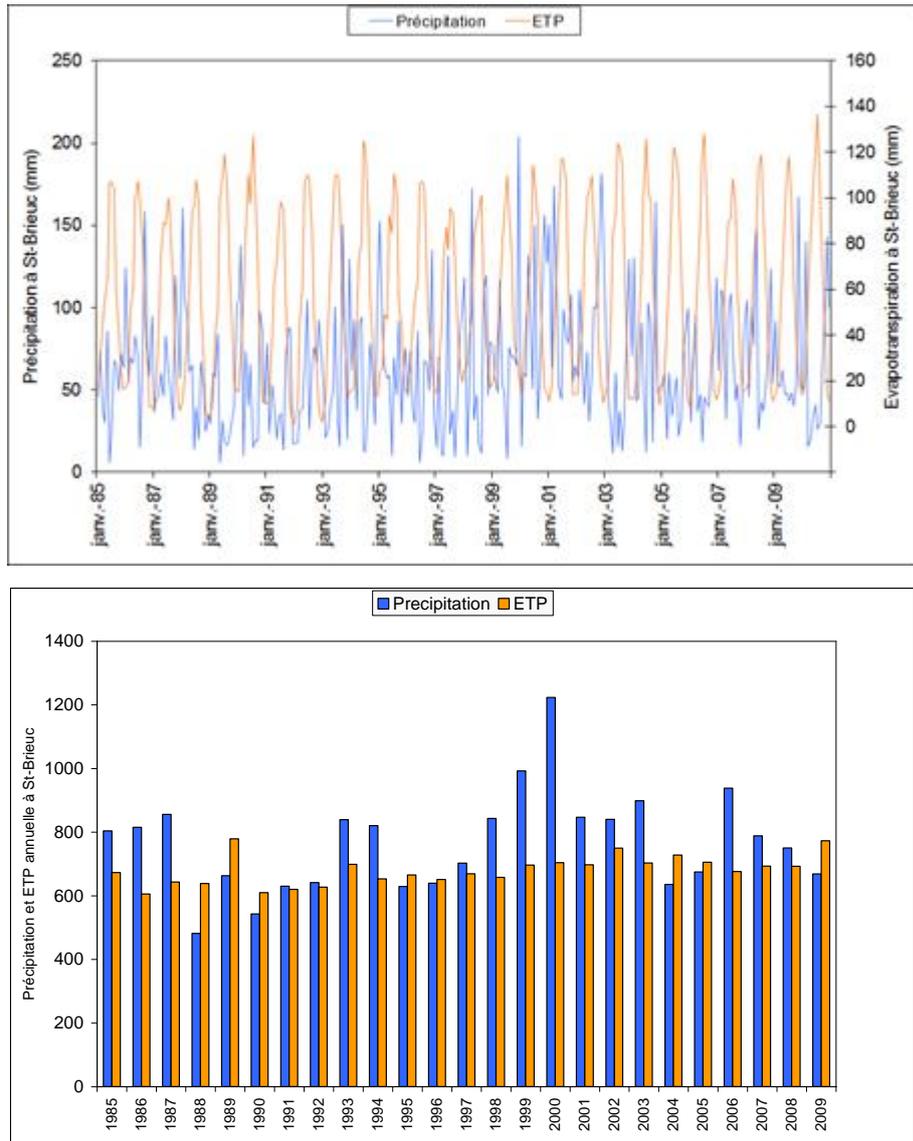


Illustration 10 : Précipitations et évaporation potentielle utilisée pour les simulations de Plourhan. Moyenne mensuelle (en haut) et annuelle (en bas).

L'influence du climat sur les transferts de nitrates incite à s'intéresser aux variations climatiques et en particulier aux changements les plus importants. La variation de la pluviométrie annuelle est importante car elle peut jouer sur 740 mm (différence entre les maxima et minima observés sur la période) mais la variation maximale observée d'une année sur l'autre n'est que de 376 mm (2000 à 2001), soit en gros 50 % de la pluie moyenne annuelle. En proportion toutefois, c'est le passage de 1987 à 1988 qui marque la variation la plus forte (56 %).

La variation de l'ETP annuelle est beaucoup plus faible. Les valeurs annuelles en année hydrologique ne s'écartent pas de plus de 169 mm d'une année sur l'autre, soit 25 % de variation maximale par rapport à une ETP moyenne de 688 mm. L'écart le

plus important est observé entre 1989 et 1990. Il n'est donc pas concomitant avec celui de la pluviométrie.

### Piézométrie

Malgré la présence dans le périmètre de protection de piézomètres et la possibilité de mesurer le niveau dans le puits de captage de la source SR1, il a été jugé préférable de rechercher un piézomètre disposant d'une longue chronique à proximité. En effet, les piézomètres sur le site n'étant pas rattachés à un réseau de mesure pérenne, les mesures en ces points sont trop éparées et les chroniques d'évolution des niveaux piézométriques trop courtes pour envisager l'exploitation de ces données. Quant à la chronique du niveau de la source SR1, mesurée dans le cadre du projet, elle est aussi trop courte et influencée par les pompages de la station. Une chronique plus longue (depuis décembre 2005) est disponible au Goudelin (n° BSS : 02047X0072) à environ 10 km de la source. Ce piézomètre se situe à l'extérieur du bassin versant. Il est creusé dans des formations géologiques similaires.

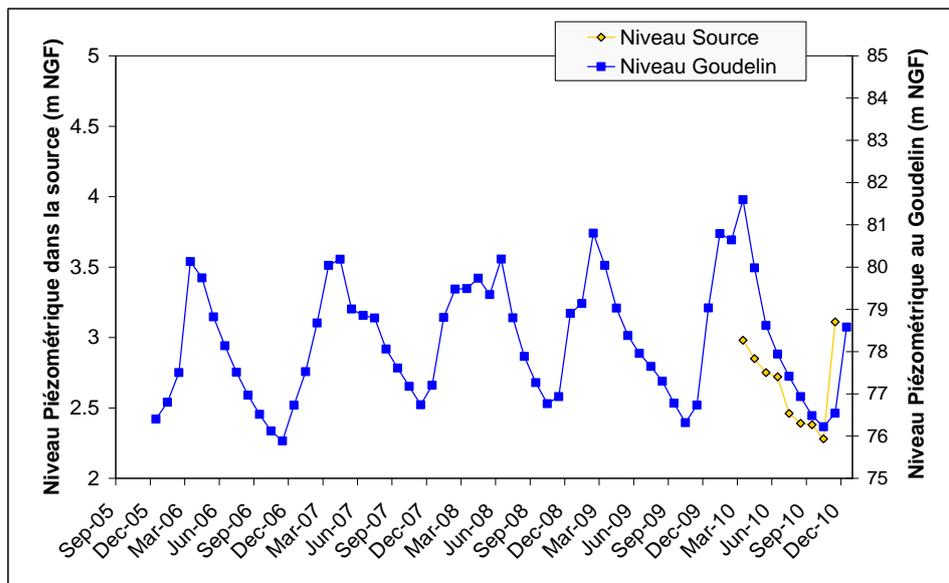


Illustration 11 : Comparaison entre les niveaux piézométriques de Goudelin et de la source.

La chronique piézométrique au Goudelin (Illustration 11) montre une fluctuation saisonnière d'amplitude 4 à 5 m environ. La période de hautes eaux se situe généralement en février/mars. Celle de basses eaux se situe en octobre/novembre.

La chronique est cependant un peu courte pour pouvoir analyser les variations interannuelles. Sur les cinq cycles de mesure, les niveaux paraissent évoluer chaque année de manière relativement identique, malgré une diminution de la pluviométrie entre 2006 et 2010 de l'ordre de 29 % (en année hydrologique).

### **Chronique de concentrations en nitrates**

Plusieurs chroniques de concentrations en nitrates sont disponibles pour la source (02048X0045/P1) :

- mesures réalisées sur le site par le BRGM depuis août 2009 ;
- mesures disponibles auprès du réseau de surveillance du Syndicat de Plourhan Lantic depuis la mise en service du captage ;
- mesures disponibles auprès du réseau de surveillance DDASS depuis 1991 de manière complémentaire.

L'illustration 12 présente ces données provenant de producteurs différents. L'ensemble des mesures paraît cohérent indépendamment de leur origine.

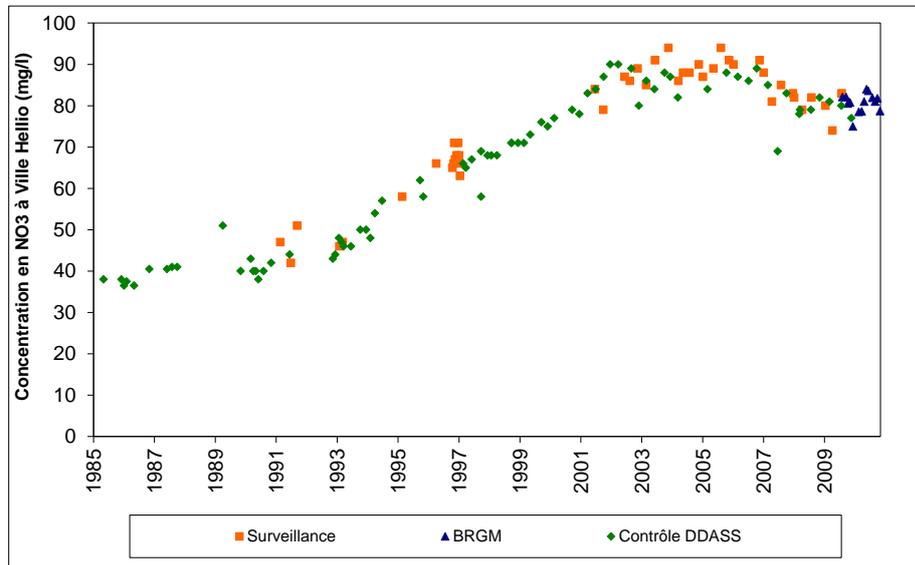


Illustration 12 : Chroniques de concentrations nitrates utilisées à Ville-Hellio.

La chronique d'évolution des concentrations en nitrates à La Ville-Hellio présente de faibles variations saisonnières et une forte progression marquée par un doublement des concentrations sur la période d'observation. Cette dernière peut être divisée en quatre étapes. De 1985 à 1992, la concentration augmente peu et reste stable aux alentours de 40 mg/L. De 1992 à 2002, une période de forte augmentation est observée. La concentration passe d'environ 40 mg/L à environ 85 mg/L en 10 ans soit une augmentation annuelle de presque 5 mg/L. Les maxima sont relevés les 18/11/2003 et le 08/08/2005 avec une concentration en nitrates mesurée de 94 mg/L. Une seconde période de stabilité est observée de 2002 à 2007. La concentration s'est stabilisée aux alentours de 85 mg/L pendant quelques années. Enfin la dernière période est une période de diminution de la concentration en nitrates. La diminution est très faible puisque la concentration en 2010 est de 80 mg/L, ce qui signifie une diminution d'environ 5 mg/L sur les trois dernières années soit environ 1,5 mg/L/an. De plus, les toutes dernières analyses semblent montrer un ralentissement de la baisse amorcée en 2007, voire même une stabilisation des concentrations en nitrate.

### 4.3. MONTET-CHAMBON

#### 4.3.1. Présentation du site et contexte

Les deux sources de la commune de Déols (sources du Montet, code BSS 05448X0023/HYAEP et source du Chambon 05448X0024/HYAEP), distantes de 200 m l'une de l'autre, sont captées pour l'alimentation en eau potable de la ville de Châteauroux et des environs (Illustration 13). Environ 60 000 habitants dépendent de cette ressource.

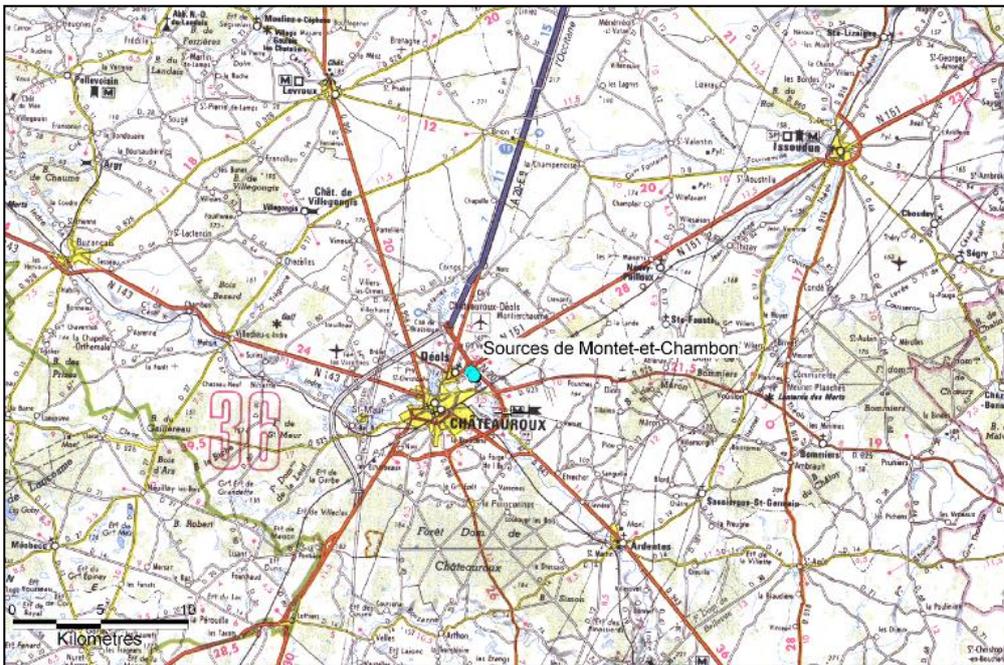


Illustration 13 : Situation générale des sources de Montet-et-Chambon.

D'autres pompages sont effectués dans la nappe des calcaires de Montierchaume. Certains sont proches des deux sources étudiées. 600 m<sup>3</sup>/j sont ainsi prélevés dans la zone industrielle de la Martinerie (Illustration 13) et un pompage sert à l'alimentation de la zone militaire. Deux forages profonds de reconnaissance géologique sont repérés proches des sources (Illustration 14). Le forage 05448X0006/F de 152,8 m de profondeur localisé à 2,8 km à l'est du site de captage et le forage 05448X0001/F de 137 m de profondeur à 5,6 km au nord-est. Ces forages ont permis de reconnaître le contact des calcaires de Montierchaume avec le Dogger. Cette limite est vraisemblablement perméable avec une alimentation probable du Dogger par les niveaux supérieurs. Les sources du Montet et du Chambon drainent les calcaires du jurassique supérieur, calcaires karstiques de Montierchaume. Les deux sources sont connectées par l'intermédiaire d'un drain karstique. Les deux bassins versants superficiels sont différents avec un ruisseau associé à chacune des sources mais elles drainent le même bassin versant hydrogéologique.

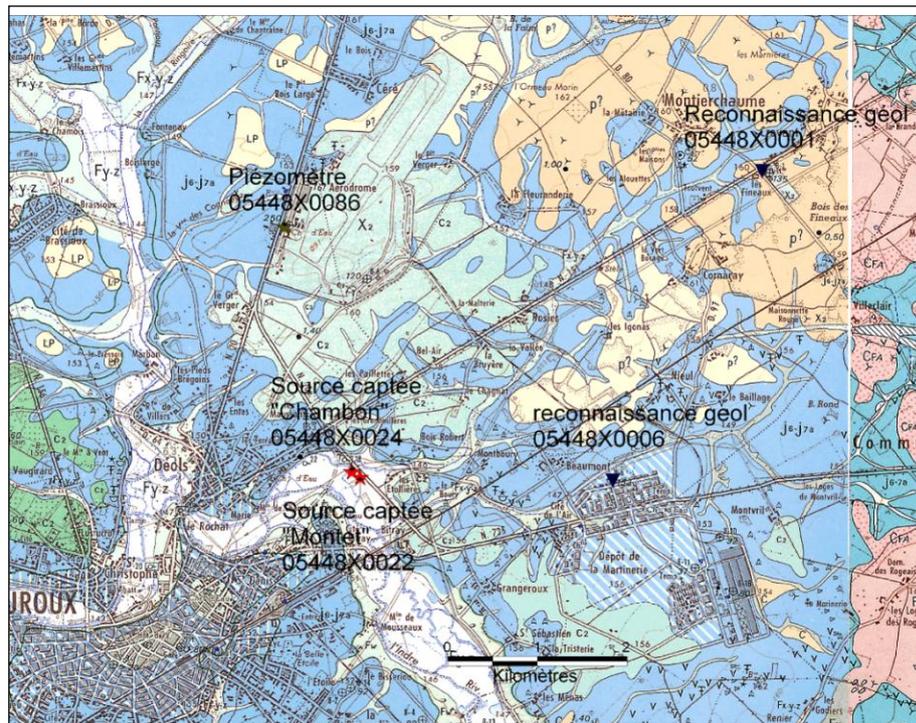
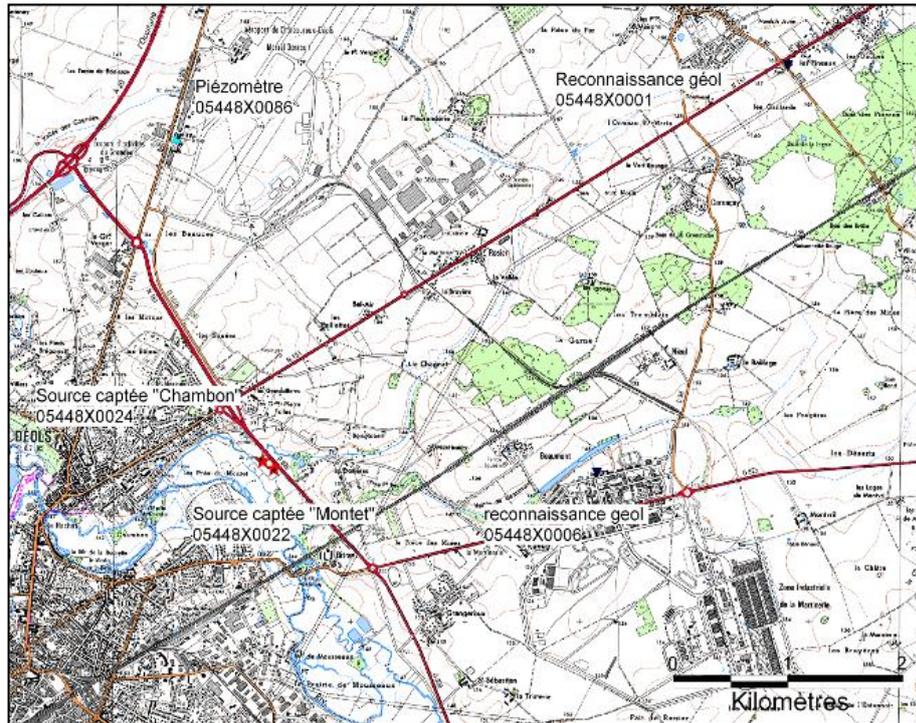


Illustration 14 : Localisation des sources de Montet-et-Chambon et des captages environnants.  
En haut sur fond de carte IGN. En bas sur fond de carte géologique au 1/50 000 (extraits des cartes n° 544 et 545).

Le captage de la source du Montet a été aménagé en 1957 sur une émergence dans les calcaires jurassiques. Le captage est aménagé dans un réservoir carré de 12 m sur 12 m faisant 12 m de profondeur (hauteur d'eau de 6 m à 8 m) creusé dans les calcaires (Illustration 15a). Les côtés de la vasque sont maçonnés de sorte que les arrivées d'eau proviennent exclusivement du fond du captage. Le pompage entraîne un rabattement assez prononcé dans la vasque (environ 2 m) avec un rayon d'influence du cône non négligeable.

La source du Chambon est un drain karstique bien développé. Le captage, aménagé en 1970, consiste en une vasque circulaire de 10 m de rayon et 10 m de profondeur creusée au sein du drain (Illustration 15b). Le cône de rabattement est moins prononcé qu'à Montet ce qui suppose une meilleure transmissivité locale des terrains sollicités par ce captage (drain karstique). Les débits de pompage maximum possible s'élèveraient à 1 200 m<sup>3</sup>/h à Montet et 2 400 m<sup>3</sup>/h à Chambon bien que la Lyonnaise, qui gère le site, précise que ces débits ne sont jamais atteints. Un traçage réalisé par ANTEA (ANTEA, 1995) a montré que les deux sources étaient en communication par un conduit karstique.

a)



b)



*Illustration 15 : a) Vasque carrée du captage de Montet,  
b) Prélèvement d'eau sur la source du Chambon.*

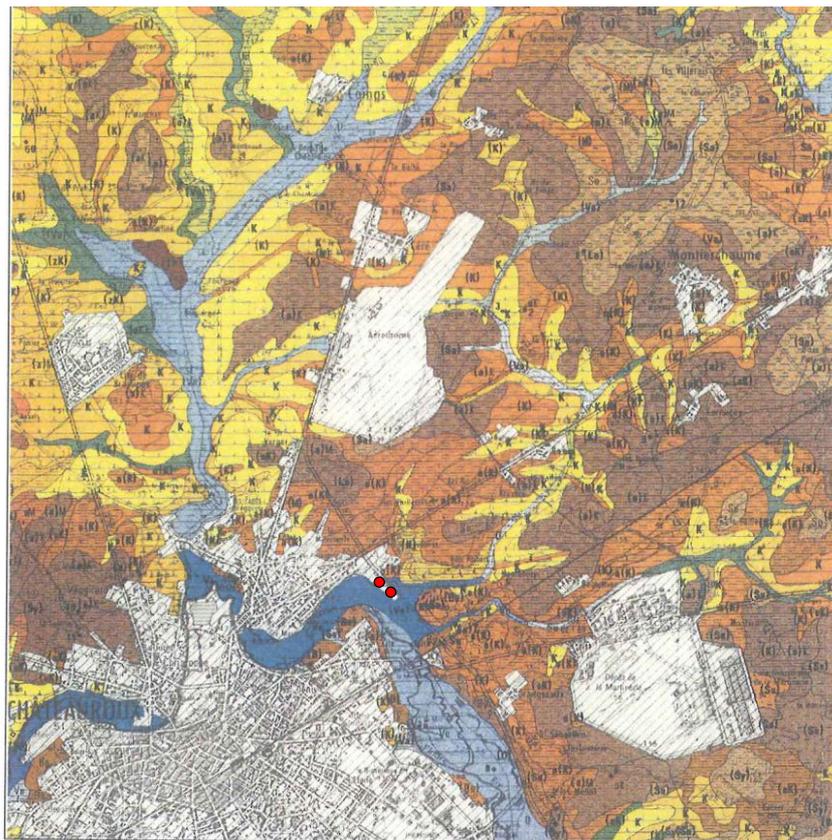
Le site dispose de nombreuses études à la fois hydrogéologiques pour la définition de l'aire d'alimentation (PIERSON, 1992 ; ANTEA, 1995 ; SETHYGE, 1998 ; CALLIGEE 2005, agronomiques pour la connaissance de la fertilisation azotée sur les parcelles cultivées du périmètre (CA Indre, 2004) et hydrochimiques pour la connaissance des temps de transfert des nitrates (SAFEGE). Mais au-delà de ces nombreuses études hydrogéologiques et agronomiques, le site de Montet-Chambon est aussi précurseur dans l'organisation et la coordination des différents acteurs de l'alimentation en eau potable de la Communauté d'agglomération de Chateauroux.

Ce site est retenu au niveau du PCA (Plan de Continuité d'Activité) qui regroupe la FP2E (Fédération des professionnels de l'Eau et de l'Environnement : Lyonnaise des eaux, Saur et Véolia), les Chambres d'Agriculture et les Communautés d'Agglomérations afin de maintenir une veille sur le problème de la pollution de la

ressource en eau par les nitrates notamment. Un comité de pilotage et un comité technique se réunissent ainsi régulièrement. De plus, le site fait l'objet de Mesures Agro-Environnementales régionalisées (MAE) depuis trois ans avec, à l'heure actuelle, 40 % de la surface du bassin mutualisée. Les captages du Montet-et-Chambon sont inscrits au titre de « captage Grenelle » et ont ainsi fait l'objet d'une étude pour la mise en place d'un contrat territorial par le bureau d'étude COMIREM.

#### 4.3.2. Caractéristiques des sols à Montet-Chambon

Une carte pédologique au 1/50 000 a été réalisée aux environs du captage de Montet-Chambon dans le cadre d'une étude réalisée par la Chambre d'Agriculture de l'Indre, (Illustration 16, CA36). Les sols sont moyennement profonds et généralement filtrants. La profondeur d'apparition du substratum et de son altération éventuelle est comprise entre 20 cm et 80 cm. La carte détaillée au 1/50 000 montre que les sols sont majoritairement des sols argilo-calcaires ou des limons profonds (sur les plateaux). Une pédogénèse particulière s'est développée en fond de vallée (sol hydromorphe). La réserve utile (au sens agronomique) est estimée à 100 mm pour l'ensemble de la SAU (Surface Agricole Utile).



*Illustration 16 : Carte pédologique du bassin d'alimentation des captages du Montet et du Chambon figurés par les points rouge (source documentaire : CA36).*

### 4.3.3. Avantage et inconvénient dans le cadre de l'étude

Le principal avantage de ce site d'étude est la connaissance agronomique qui a déjà été acquise sur ce bassin. L'historique de l'occupation des sols et des pratiques de fertilisations azotées est connu ou estimé depuis 1998. De plus, la Chambre d'Agriculture de l'Indre a déjà réalisé des modélisations des flux de nitrates en sortie de sol à l'aide de plusieurs modèles (CA Indre, 2004), notamment les modèles SCAN/AZOTE et STICS (Brisson *et al.*, 2003).

En revanche, les connaissances hydrologiques indiquent un système complexe et encore mal connu. La mesure des débits en sortie de bassin est apparue impossible car les exutoires sont multiples : les deux sources principales sont partiellement captées (et les trop pleins ne permettent pas la mesure), des émergences diffuses pérennes « zones des bulles » et non pérennes sont présentes en amont et certains écoulements du surface sont dérivés en dehors du bassin.

Toutefois, il existe dans le bassin un piézomètre (BSS 05448X0086/P) qui enregistre depuis 1995 des variations de niveau de nappe sur lesquels la modélisation globale pourra être tentée.

### 4.3.4. Présentation des chroniques

#### ***Données climatiques***

Les données des pluies mensuelles et de l'ETP potentielle proviennent de la station météorologique de Châteauroux (code météo France 36063001). La station est située sur l'aéroport, lui-même situé à moins de 5 km du site de captage.

L'illustration 17 représente la pluie et l'évapotranspiration sur la période 1985-2010. Les pluies annuelles sont calculées sur des années hydrologiques (du 1<sup>er</sup> septembre au 31 août). La pluviométrie annuelle moyenne à Châteauroux est de 729 mm sur la période 1985-2010. La répartition des précipitations sur les 12 mois de l'année est assez homogène tant en quantité qu'en fréquence. Les précipitations sont minimales en février/mars (50 mm de moyenne) et atteignent leur maximum en octobre (65 mm). Cette répartition un peu atypique est liée au fait que les moyennes mensuelles sont proches les unes des autres. Le mois le plus sec fut celui d'octobre 1985, le plus humide celui d'avril 1998.

Les années les plus humides sont les années 1987, 1993 et 1999-2000. Les années les plus sèches sont les années 1988-1989-1990 et 2004. L'écart absolu entre l'année de pluviosité maximale (950 mm en 1987) et minimale (476 mm en 1989) est de 474 mm, mais l'écart maximal observé entre deux années consécutives est de 406 mm, représentant 54 % de variation d'une année sur l'autre.

L'ETP moyenne est de 844 mm. La variation maximale entre deux années consécutives n'est que de 13 % de cette valeur. L'ETP présente donc très peu de variabilité interannuelle.

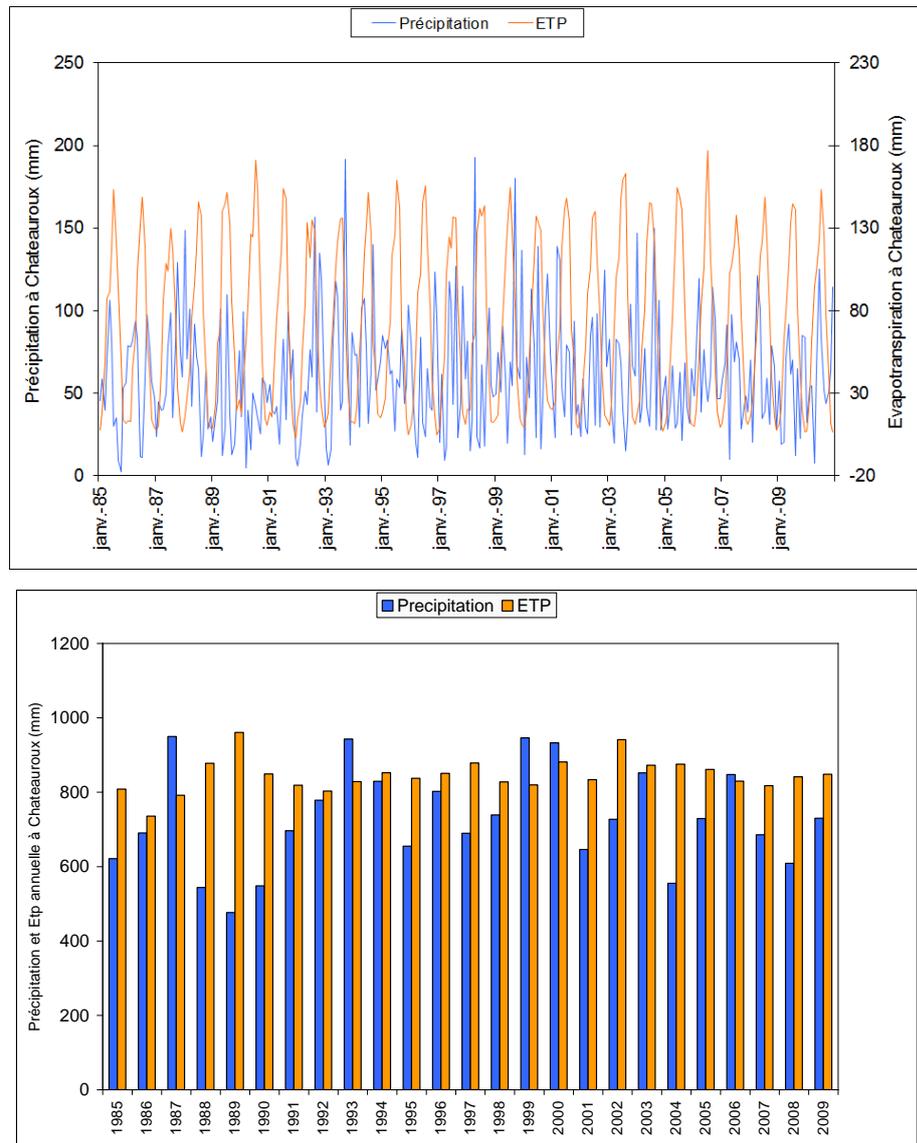


Illustration 17 : Précipitations et évaporation potentielle utilisée pour les simulations de Montet-Chambon. Moyenne mensuelle (en haut) et annuelle (en bas).

### Piézométrie

En 1992, le cabinet Pierson a réalisé une carte piézométrique à partir de quinze piézomètres forés sur le bassin (Illustration 18). Cette carte précise les écoulements dans le secteur : considérés jusqu'alors d'axe nord-sud, elle montre clairement deux directions (nord-est/sud-ouest et est-ouest) vers une zone déprimée centrée sur les captages. Le cône de dépression s'étend jusqu'à l'Indre. L'eau de la nappe à cet endroit est probablement un mélange entre la nappe des calcaires et la nappe alluviale alimentée par l'Indre. L'influence de la nappe alluviale a été démontrée pour le Montet, mais pas pour le captage de Chambon (ANTEA).

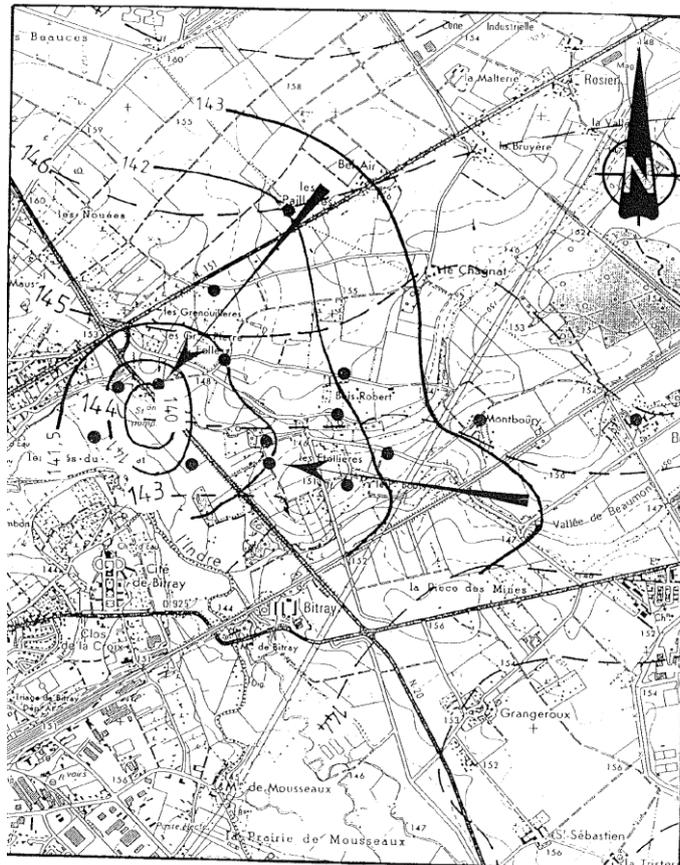


Illustration 18 : Carte piézométrique 1992 (Pierson, 1992).

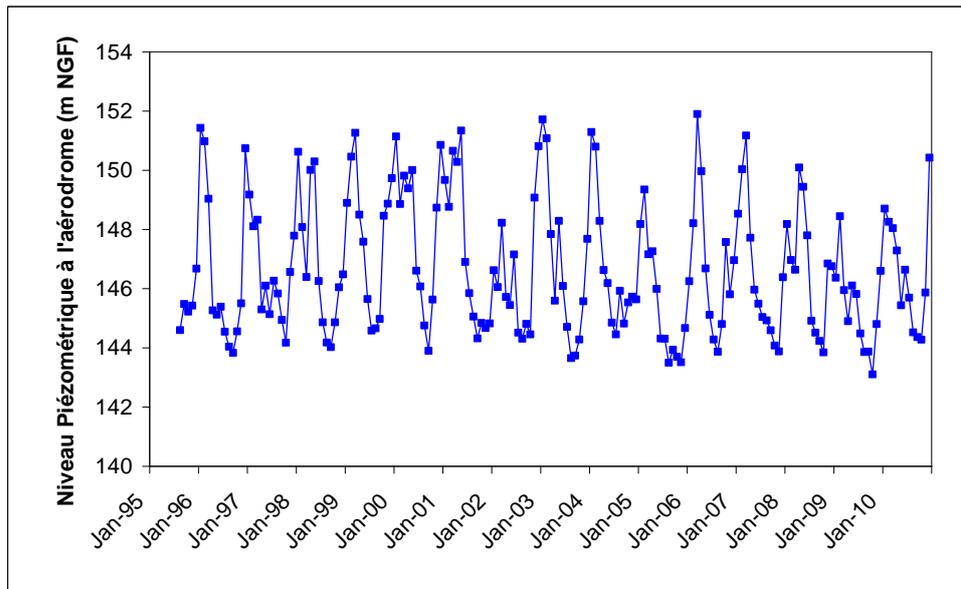


Illustration 19 : Chroniques de niveaux piézométriques utilisées pour le site de Montet-Chambon.

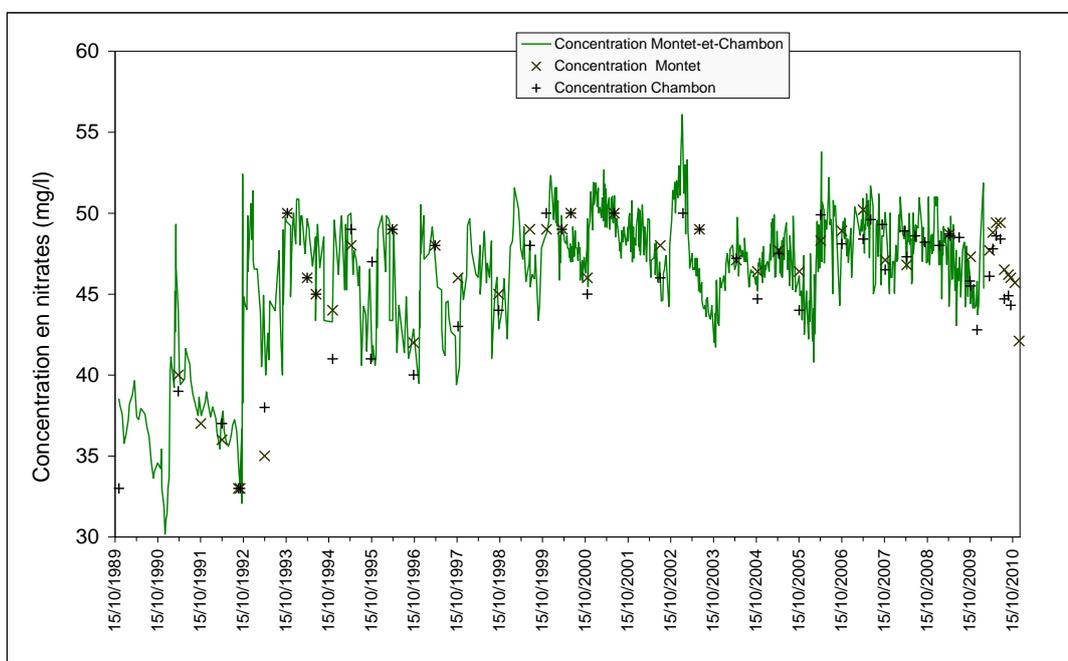
Des cartes piézométriques ont aussi pu être tracées notamment par ANTEA en avril 1995 (ANTEA, 1995) et le bureau d'étude SETHYGE en décembre 1998.

La seule chronique piézométrique suffisamment longue disponible sur le bassin versant est celle recueillie au niveau de l'aérodrome de Châteauroux (code BSS 05448X0086/P). Ce piézomètre est localisé en bordure du périmètre de protection, sur l'aéroport (nord-ouest des captages). D'autres piézomètres se situent sur le périmètre, mais ne disposent pas de mesures en continu. La chronique piézométrique de l'aérodrome, reportée sur l'illustration 19, est disponible sur ADES entre août 1995 et avril 2011.

Sur cette chronique, les niveaux d'étiages sont pratiquement identiques quelle que soit l'année considérée. En revanche, les niveaux en hautes eaux présentent des variations plus marquées. En 2002 par exemple, les hautes eaux sont inférieures à celles des autres années. De 2008 à 2010, les maxima annuels semblent en décroissance.

### **Chronique de concentrations en nitrates**

Des analyses sur les eaux brutes du Montet et d'autres sur celles du Chambon sont disponibles, mais peu nombreuses. Dans le cadre de cette étude, le BRGM a réalisé un suivi des eaux brutes du Chambon depuis 2009. Il semble possible d'utiliser les données issues des eaux de mélange à la place des données sur eaux brutes car de manières générales, les concentrations en nitrate du Montet et du Chambon sont proches entre elles et donc de celles des eaux de mélanges (Illustration 20).



*Illustration 20 : Chroniques de concentrations sur les eaux brutes de Montet et du Chambon et sur les eaux du Montet-Chambon.*

L'étude de la qualité des eaux de mélange permet d'obtenir une chronique plus longue et à fréquence d'analyses plus importante pour caractériser les évolutions passées des concentrations en nitrate et pour caler le modèle. En effet, les concentrations en nitrate des eaux d'alimentation (mélange des deux sources) sont disponibles depuis 1972 au pas de temps hebdomadaire ou bihebdomadaire en moyenne (Illustration 21).

Le décrochement observé en 1993 correspondrait à un changement de méthode d'analyse par le laboratoire selon la Lyonnaise des Eaux qui gère le site.

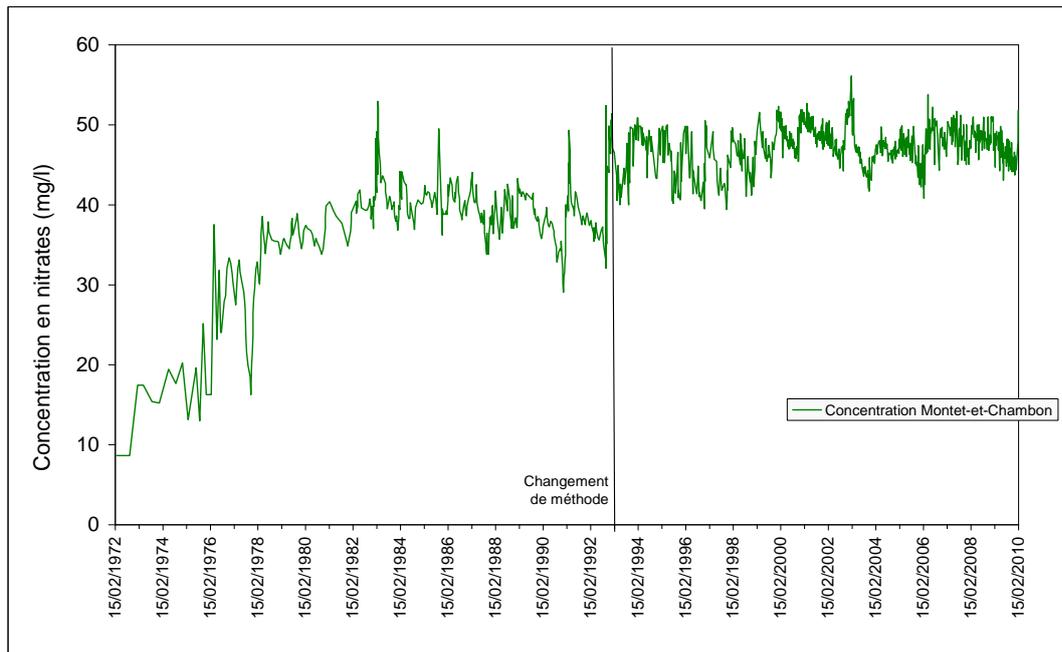


Illustration 21 : Chroniques de concentrations nitrates utilisées au Montet-Chambon.

## 4.4. PENTVERT

### 4.4.1. Présentation du site et contexte

Situé en bordure ouest du Bassin parisien (Illustration 22), le captage AEP de Pentvert présente des teneurs actuelles en nitrate de l'ordre de 90 mg/L. Les nitrates constituent ainsi une problématique majeure sur ce captage, qui fait partie de la liste des six captages prioritaires dans la Sarthe.

Le captage de Pentvert est situé à proximité de la « source de la Fontaine bleue » qui constituait (avant la mise en œuvre des pompages) l'exutoire principal d'une nappe libre contenue dans l'aquifère des calcaires du Dogger (Bajocien/Bathonien) (Illustration 22). Le forage traverse ces formations sur au moins 20 m, mais l'épaisseur des calcaires oolithiques est estimée à 35 m. Le substratum de la nappe correspond à des niveaux marneux (Aalénien ?).

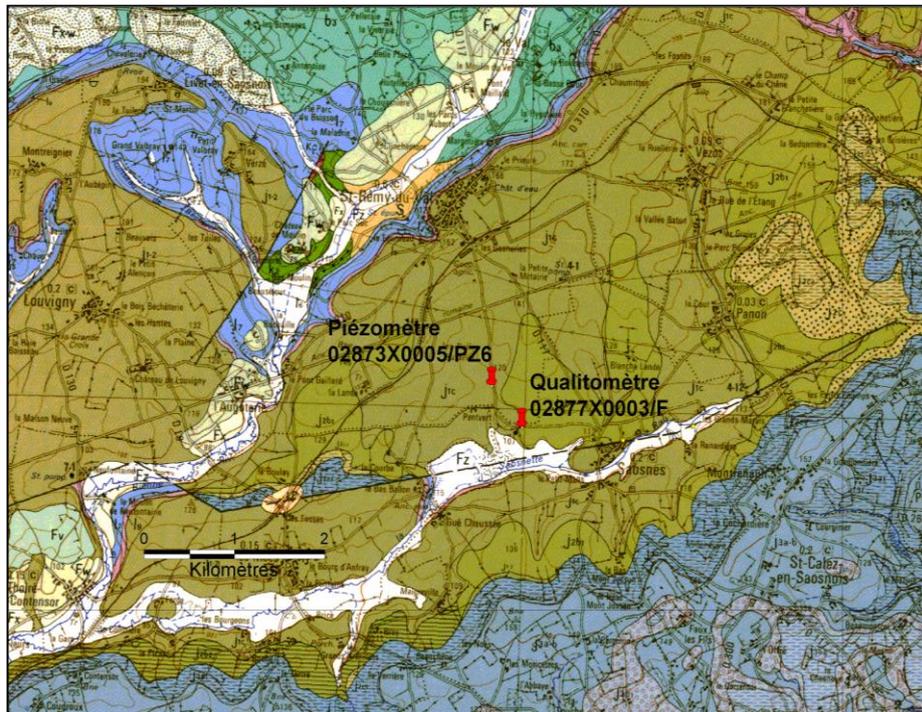
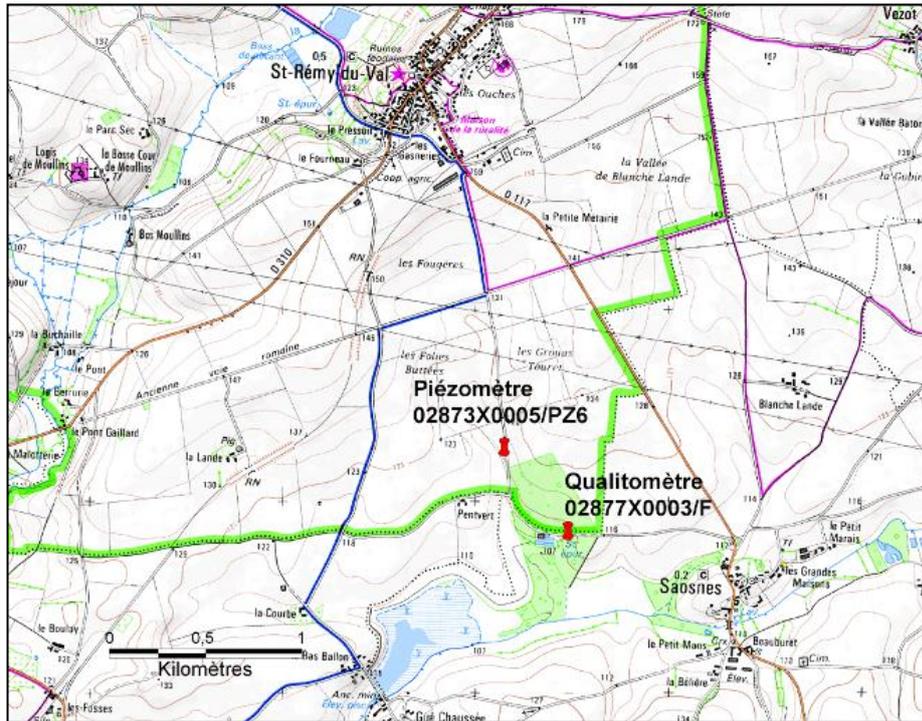


Illustration 22 : Localisation du qualitomètre et du piézomètre de Pentvert.  
En haut sur fond de carte IGN. En bas sur fond de carte géologique au 1/50 000  
(extrait de la carte n° 287, Saint-Rémy-du-Val)

En dessous, le Lias comporte un niveau sableux aquifère reconnu par forage à 200 m de la station de Pentvert (à proximité de la source). La nappe y est artésienne (1 bar en tête mesuré après forage d'après M. Rico, hydrogéologue du Conseil général de la Sarthe), dénuée de nitrates et riche en fer, mais son exploitation s'est révélée difficile du fait de la teneur en sable importante de l'eau pompée<sup>1</sup>.

La capacité de pompage du forage d'exploitation de Pentvert est aujourd'hui de plus 240 m<sup>3</sup>/h (trois pompes de 120 m<sup>3</sup>/h ont été installées en septembre, mais la troisième ne sera utilisée que si l'une des deux pompes principales tombait en panne). L'aquifère est très productif. Le rabattement de la nappe est d'environ 50 cm pour 180 m<sup>3</sup>/h. Le système n'est pas considéré comme karstique, la forte productivité étant attribuée au calcaire oolithique fissuré.

Les pompages ne fonctionnent pas au maximum de leur capacité. Les prélèvements sont réduits pour s'adapter au régime de fonctionnement de la station de traitement, située à côté des ouvrages (Illustration 23a). Cette dernière est une station de dénitrification par méthode biologique.

a)



b)



*Illustration 23 : Site de Pentvert : a) station de traitement des eaux ;  
b) zone cultivée sur l'aire d'alimentation du captage.*

La distribution est complexe, car l'eau dénitrifiée (qui sort de la station à 25 mg/L) est utilisée pour baisser la teneur en nitrates des ressources de plusieurs syndicats d'alimentation d'eau potable voisins. En outre, des ouvrages récents en nappe captive participent aussi à ce mélange de sorte que la demande sur Pentvert est moindre aujourd'hui qu'elle ne le fut par le passé, mais il est nécessaire de produire un volume continu pour le bon fonctionnement de la dénitrification. Au total, ce sont environ 25 000 habitants qui boivent de l'eau de Pentvert, mais mélangée avec une autre ressource.

<sup>1</sup> Le forage au Lias est équipé (vraisemblablement sans autorisation) d'un tuyau d'arrosage destiné à alimenter un abreuvoir. Le raccord fuit. La conductivité y a été mesurée lors de la visite : 393 µS (contre 708 pour l'eau brute de Penvert) et le pH de 7,30 (contre 6,88).

Le bassin versant à pression agricole dominante (Illustration 23b), estimé à 9 km<sup>2</sup> au sein d'un bassin hydrogéologique d'environ 24 km<sup>2</sup>, a fait l'objet de mesures de protection. Les communes concernées ont été déclarées zone vulnérable. Les périmètres de protection mis en place en 1991<sup>2</sup> ont transformé le voisinage du captage : plantation de 19,5 ha de bois (peupliers) en lieu et place de cultures céréalières (tout en laissant 1 porcherie et 1 élevage de poulets et leurs épandages dans le périmètre rapproché). Le périmètre de protection a également instauré un réseau de surveillance constitué de quatre piézomètres encore accessibles, dont le Pz6, suivi par le CG72 depuis 1992. En parallèle, sur la base du volontariat un programme Fertimieux (FertiSaosnois) a été mis en place en 1991. Une action Phytomieux (information et contrôle des pulvérisateurs) a été entreprise en 1998. Une action de plus grande envergure (27 km<sup>2</sup>) est en cours de mise en place (programme d'action agricole) depuis 2009. Actuellement, le maïs représente moins de 10 % de la SAU (6 % en 2004) alors qu'il en représentait 34 % en 1991.

Toutes les actions menées par le passé ont été motivées par les très fortes teneurs en nitrate enregistrées : plus de 100 mg/l de 1995 à 2004.

#### **4.4.2. Caractéristiques des sols à Pentvert**

Une carte pédologique au 1/50 000 a été réalisée auprès du captage de Pentvert dans le cadre des diagnostics CORPEN (CORPEN, 2009). Les sols sont généralement des sols limono-argileux sur calcaire. Ils sont majoritairement superficiels de profondeur moyenne (45 cm) et généralement filtrants. La Réserve utile (au sens agronomique) est estimée à 50 mm pour l'ensemble de la SAU.

#### **4.4.3. Avantage et inconvénient dans le cadre de l'étude**

L'intérêt du site de Pentvert repose à la fois, sur les nombreuses données disponibles, sur les actions mises en œuvre pour réduire les intrants azotés et sur le comportement particulier des nitrates observé au captage. De plus, le site de Pentvert a fait l'objet de carottages pour une recherche des stocks de nitrate dans la zone non saturée (Le Guern et Lopez, 2011).

Comme pour les autres sites, les inconvénients concernent principalement la difficulté d'avoir une bonne caractérisation hydrologique. Compte tenu du site, les débits d'écoulement de la nappe ne peuvent être mesurés. La modélisation devra être calée grâce aux données historiques disponibles de variations piézométriques.

---

<sup>2</sup> Arrêté préfectoral du 31/12/1991

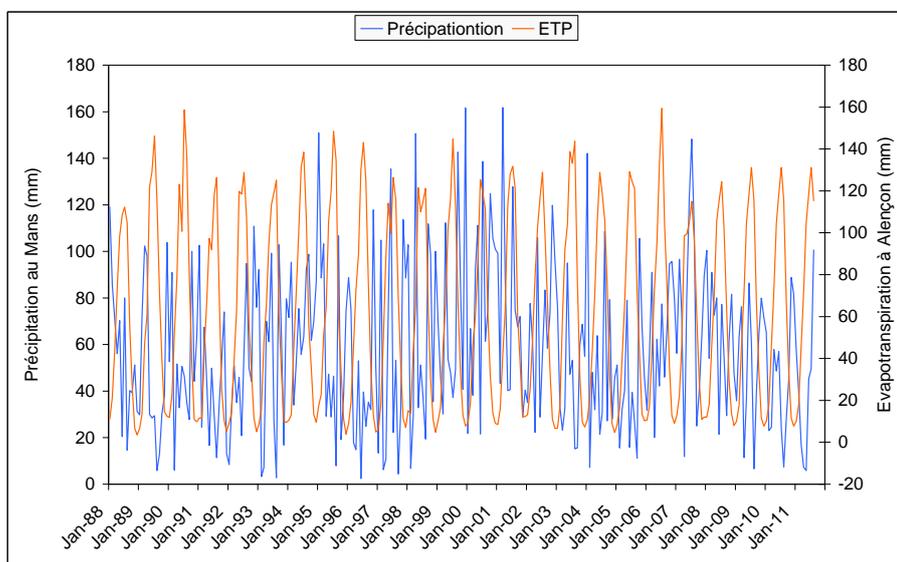
#### 4.4.4. Présentation des chroniques de données

##### **Données climatiques**

Les données des pluies mensuelles ont été récupérées en 2011 auprès de Météo France pour la station du Mans (code météo France 72181001). Pour l'évapotranspiration, les données ont été récupérées auprès de Météo France pour la station d'Alençon (code Météo France 61001001). Les données de pluie et d'ETP n'ont pas été récupérées auprès de la même station car selon les experts de la Chambre d'Agriculture, le climat de Pentvert correspond au regroupement des pluies du Mans et de l'ETP d'Alençon. La station du Mans se situe à 35 km au sud du site, tandis que celle Alençon est située à moins de 20 km au nord-ouest.

L'illustration 24 décrit l'évolution de la pluviométrie et de l'ETP pour les stations du Mans et d'Alençon respectivement. La pluviométrie annuelle moyenne au Mans est de 701 mm entre 1985-2010. Les précipitations sont moins importantes en été, le mois le plus sec étant août (43 mm en moyenne). Les précipitations augmentent en hiver et au printemps (73 mm en moyenne en décembre et 60 mm en moyenne en mai). Le mois le plus sec sur la période étudiée fut celui de juin 1996, le plus humide celui de décembre 1999.

Les années les plus humides sont celles de 1992-93, 1998 à 2000 et 2006. L'année la plus sèche est 2004. La variation maximale sur deux années consécutives s'observe entre 2000 et 2001 et représente une chute de 46 %. L'ETP moyenne est de 739 mm et varie peu sur la période considérée.



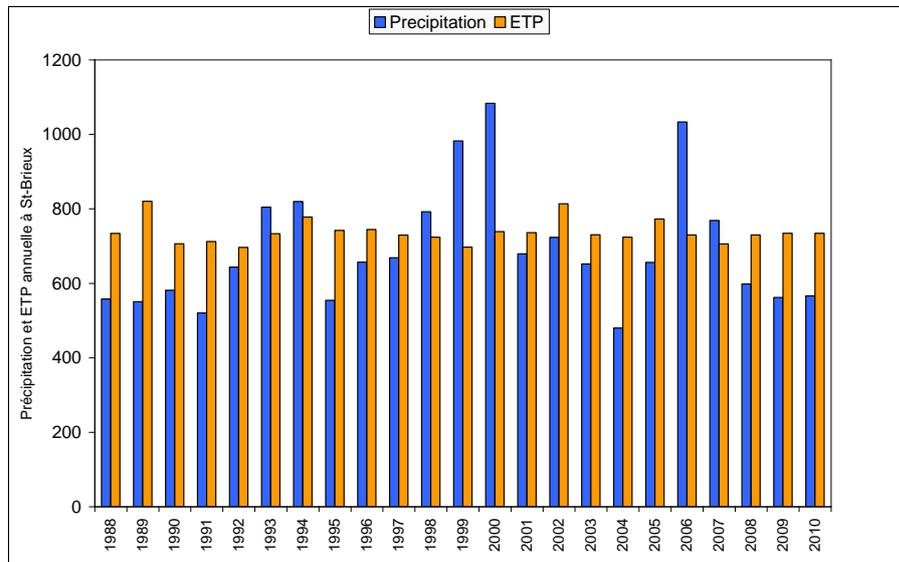


Illustration 24 : Précipitations et évaporation potentielle utilisée pour les simulations de Pentvert. Moyenne mensuelle (en haut) et annuelle (en bas).

### Piézométrie

Une chronique longue est disponible à Pentvert pour le suivi du niveau piézométrique. Le piézomètre 02873X0005/PZ6 fourni des données entre le 24/02/1993 jusqu'au 31/03/2010. Il est situé dans le périmètre rapproché du captage.

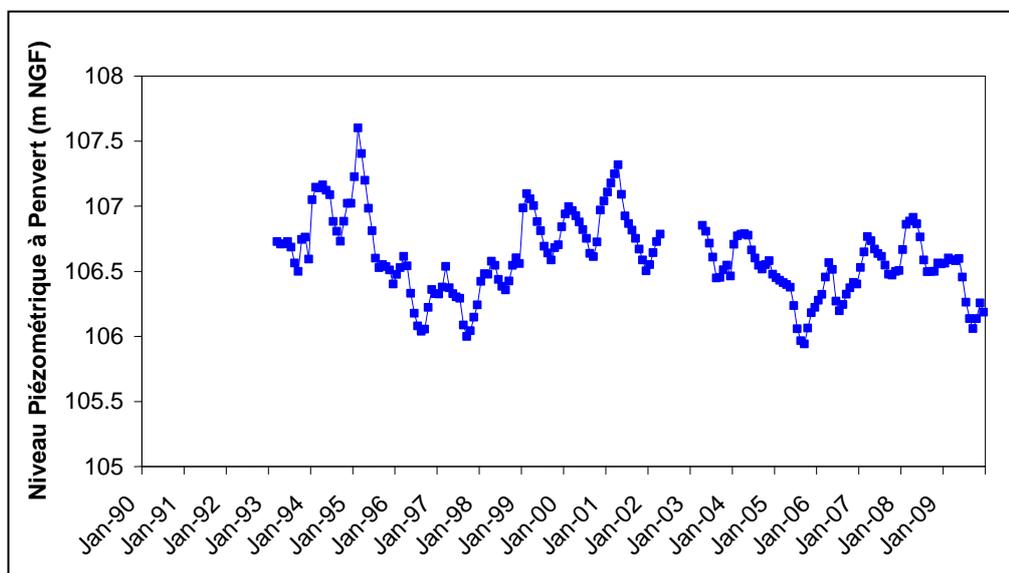


Illustration 25 : Chroniques des niveaux piézométriques analysées pour l'étude du site de Pentvert.

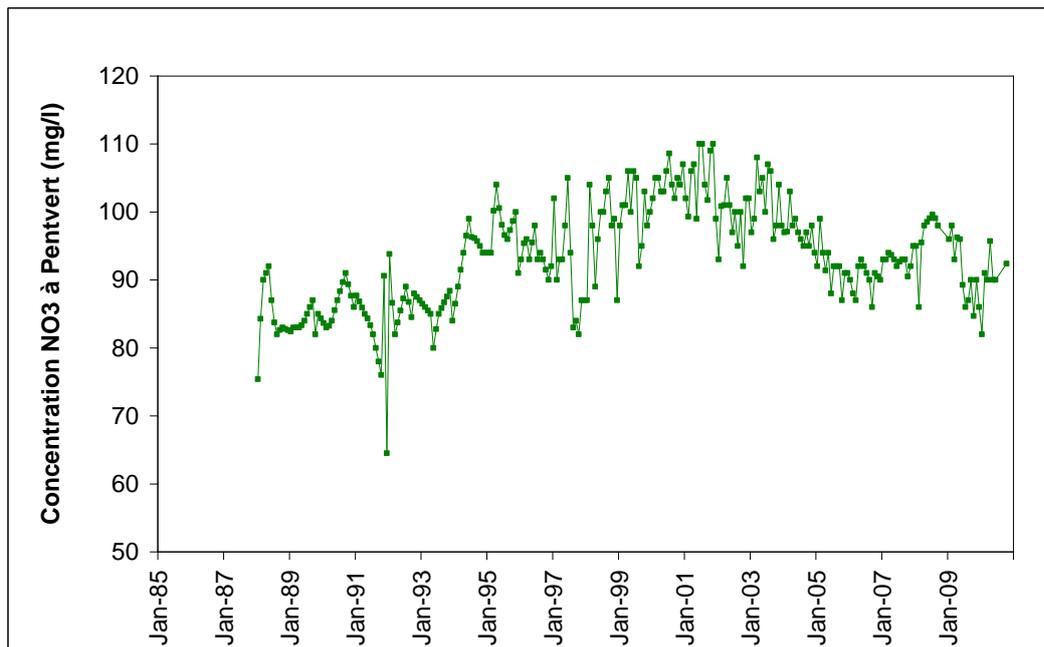
Les fluctuations piézométriques, reportées sur l'illustration 25, montrent une double cyclicité, l'une de périodicité saisonnière, l'autre pluriannuelle. On remarque que les niveaux des plus hautes eaux se rencontrent en 1995, 2001 et 2008 soit au moins deux ans après les périodes de maximum pluviométriques. Cette observation traduit l'influence d'un système hydrodynamique à forte inertie.

En parallèle, les cycles saisonniers sont bien visibles. L'étiage se termine en août et les hautes eaux s'observent en février ou mars. L'amplitude saisonnière est faible, inférieure au mètre, tandis que l'amplitude pluriannuelle est de 1,5 m environ sur la période de mesure.

Le système de Pentvert est donc un système mixte où coexistent des réactions lentes et rapides.

### **Chronique de nitrates**

Les mesures de concentration en nitrates disponibles sur le site de Pentvert sont abondantes. En effet, l'enregistrement des nitrates se fait en continu à la station de traitement par un nitramètre qui mesure les eaux brutes 24 fois par jour. Certaines de ces données, reportées sur l'illustration 26, sont disponibles dans ADES (qualitomètre 02877X0003/F).



*Illustration 26 : Chroniques de concentrations nitrates utilisées à Pentvert.*

Le signal d'évolution des concentrations en nitrate laisse entrevoir des variations à court pas de temps (vraisemblablement saisonnières) d'amplitude 10 mg/L environ à laquelle se surimpose une cyclicité pluriannuelle, estimée à 9 ans sur la période 1993-

2009. Ces variations à plus long terme suivent la tendance d'évolution des niveaux piézométriques.

#### 4.5. ÉVOLUTION DE L'OCCUPATION DU SOL SUR LES TROIS SITES

La surface occupée par l'agriculture sur le bassin, la rotation des cultures et la fertilisation qui y est pratiquée constituent au même titre que les paramètres climatiques, les données de base de la modélisation du transfert des nitrates. S'il est aisé de collecter les données climatiques sur quelques dizaines d'années auprès des services météorologiques, il est nettement plus difficile de reconstituer l'historique de l'occupation des sols sur une longue période. La disponibilité de ces informations a été un critère pour la sélection des sites.

##### 4.5.1. Plourhan

Les informations concernant l'occupation du sol sur le bassin de Plourhan proviennent d'une part du rapport de l'hydrogéologue agréé du 8 octobre 2008 (Quete, 2008), et d'autre part d'un suivi agricole de la chambre d'agriculture des Côtes-d'Armor réalisé en mars 1996 (CA Côtes d'Armor, 1996).

Le tableau ci-dessous (Illustration 27) résume l'occupation des sols sur le périmètre de protection décrite dans le rapport de l'hydrogéologue agréé en 2008.

Bois, verger friche	Bati	SAU = 68,2 ha				Total
		Mais	Prairie	Céréales	Autres	
23,3 ha 24%	7,6 ha 8%	23,5 ha 24%	22,2 ha 22%	19,6 ha 20%	2,9 ha 3%	99,1 ha 100%

Illustration 27 : Occupation des sols en 2008 à Plourhan (d'après Quete, 2008).

Le tableau ci-dessous (Illustration 28) résume l'occupation du sol d'après le rapport de la Chambre d'Agriculture en 1996. Les valeurs présentées sont une moyenne sur 4 ans (1992-1996).

Bois, verger	Bati, friche	SAU = 38,02 ha				Total
		Mais	Prairie	Céréales	Autres	
15,5 ha 26%	7,0 ha 12%	3,6 ha 6%	0,4 ha 1%	4,7 ha 8%	29,2 ha 48%	60,5 ha 100%

Illustration 28 : Occupation des sols entre 1992 et 1996 à Plourhan (d'après CA Côtes d'Armor, 1996).

Les surfaces de référence entre les deux tableaux (Illustration 27 et Illustration 28) sont différentes car l'hydrogéologue agréé a agrandi le tracé du périmètre de protection en 2008, passant de 60,5 ha à 99,1 ha. Entre les deux rapports, la proportion de zone boisée et de zone bâtie par rapport à la surface agricole utile (SAU) a diminué mais l'activité agricole reste prépondérante. Une extrapolation linéaire entre les valeurs des deux rapports a été réalisée pour obtenir des valeurs entre 1996 et 2008. Avant 1996, les surfaces ont été extrapolées à partir des enquêtes agricoles disponibles sur le bassin. Il faut noter que l'occupation du sol sur le bassin de Plourhan est différente de

celle du reste du département (Agreste, 2011)<sup>3</sup> (Illustration 29). Le bassin avait une vocation très maraichère dans les années 1990.

SAU Cotes d'Armor				SAU Plourhan = 38,02			
pourcentage de la SAU occupée par les cultures suivantes; moyenne 1992-1996				pourcentage de la SAU occupée par les cultures suivantes; moyenne 1992-1996			
Fourrages annuels	Prairies	Céréales	Autres	Maïs	Prairie	Céréales	Autres
22%	28%	31%	19%	9%	1%	12%	77%

*Illustration 29 : Comparaison de l'occupation des sols entre 1992 et 1996 à Plourhan (source CA Côtes d'Armor, 1996) et dans les Côtes d'Armor (source Agreste, 2011).*

Le BRGM a réalisé un relevé des cultures durant la campagne 2008-2009 (Illustration 30). Les cultures en place étaient très proches de celles relevées dans le rapport de l'hydrogéologue agréé (Quete, 2008).

Ainsi il a été possible de reconstituer un historique, matérialisé par l'illustration 31. Celui-ci est contrasté car le bassin est de petite taille. La modification d'une seule parcelle a un poids non négligeable sur l'ensemble des surfaces.

De 1980 à 1990, les exploitants ont modifié leurs parcellaires pour s'orienter vers les productions légumières. Le parcellaire est principalement dédié au maraichage au milieu des années 1990. La rotation classique alterne les céréales à paille avec des légumes. Parmi les légumes cultivés (huit différents entre 1992 et 1995), le pois, la pomme de terre et le chou-fleur représentent à eux trois 90 % de la surface cultivée.

Du milieu des années 1990 à nos jours, les exploitants ont diminué les surfaces en légumes de manière importante. Cette baisse est compensée par l'augmentation des surfaces en blé, en maïs et surtout en herbe. L'augmentation des surfaces en herbe provient d'une volonté d'améliorer la qualité de l'eau. Le maïs fourrage est abondant (cultivé pour l'alimentation animale), l'élevage étant présent sur la zone.

Ainsi, six cultures principales ont été jugées suffisantes pour représenter les rotations sur le site : trois légumes (pois, pomme de terre et chou-fleur), deux céréales (blé, maïs) auxquels s'ajoute l'herbe.

<sup>3</sup> Agreste est un service dépendant du ministère de l'agriculture et fournissant des statistiques agricoles. Ces statistiques agricoles annuelles sont établies par chaque service statistique des directions régionales de l'Agriculture et de la Forêt. Elles sont publiées sous forme de tableaux où apparaissent également les résultats nationaux, régionaux ou départementaux. Les données sont relatives aux statistiques d'utilisation des terres et de production agricole : superficies, rendements, quantités récoltées dans le domaine végétal, effectifs, poids ou quantités moyennes et totaux pour les productions animales.

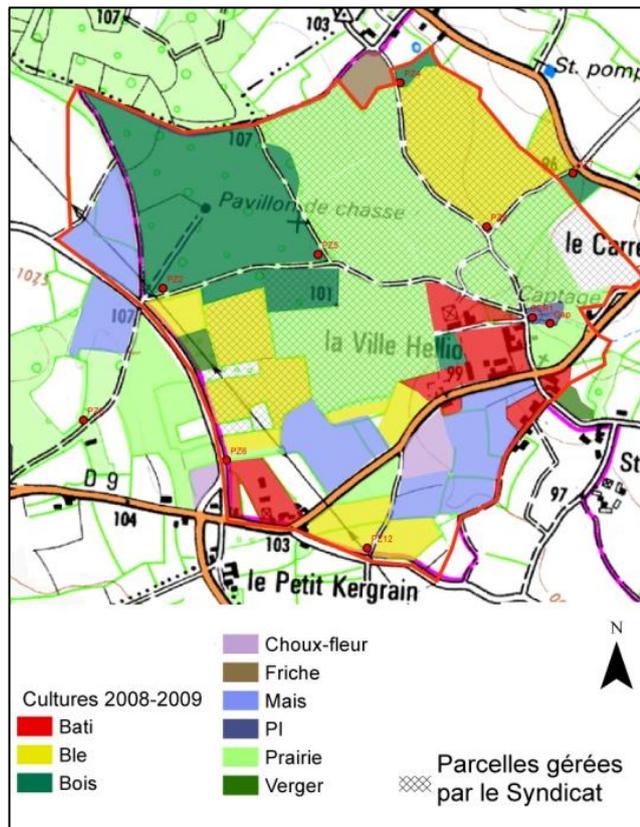


Illustration 30 : Carte de l'occupation des sols pour la campagne 2008-2009.

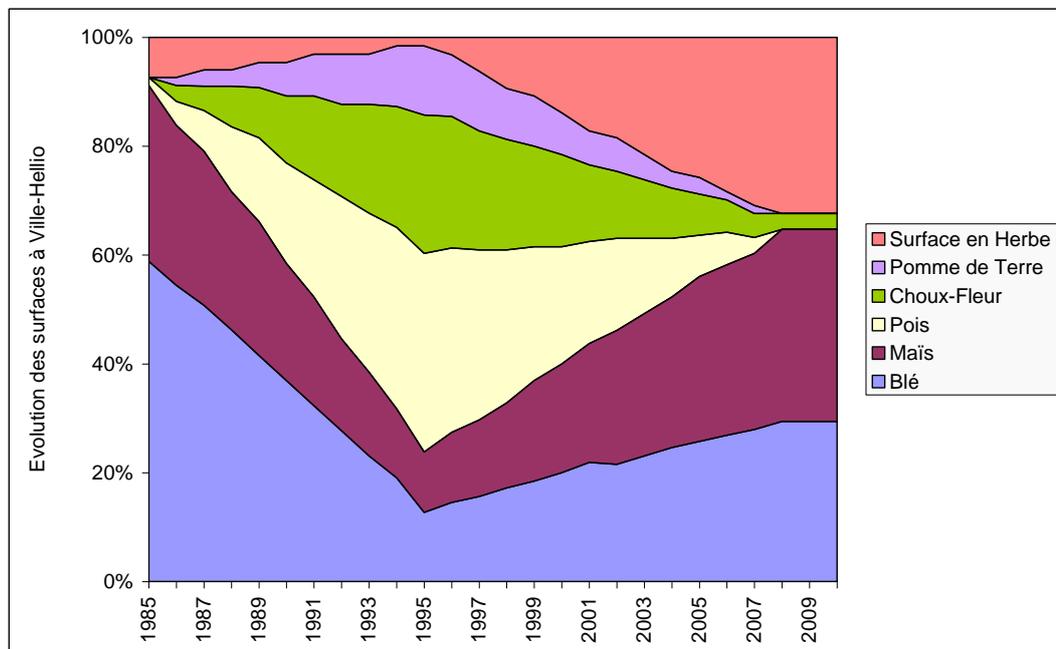


Illustration 31 : Évolution de l'occupation du sol à Plourhan (1985-2010).

#### 4.5.2. Montet-Chambon

La surface du bassin versant est actuellement estimée à 50 km<sup>2</sup> dont 3 200 ha de SAU (Surface Agricole Utile). Les 1 800 ha restant sont occupés essentiellement par un aérodrome et un terrain militaire boisé. Les parcelles agricoles représentent plus des deux tiers de la surface des périmètres de protection du Montet-Chambon (Illustration 32). Entre 2004 et 2010, période de suivi actif de la part de la Chambre d'agriculture, la SAU n'a pratiquement pas évolué sur le bassin.

Bois et Forêt	Friche et Jardin	Zones d'activités	Zone militaire	Bati isolé	Bati groupé	Routes	Parcelles agricoles
523	150	405	136	109	86	66	3190
11%	3%	9%	3%	2%	2%	1%	68%

Illustration 32 : Occupation des sols sur le bassin de Montet-Chambon en 2008 (d'après Layer et al., 2009).

Sur les 3 200 ha de SAU, la Chambre d'Agriculture de l'Indre suit, depuis 2004, environ 2 300 ha de parcelles cultivées (environ 300 parcelles) qui font l'objet d'une fertilisation azotée (Layer et al., 2009 ; Layer et al., 2010). La Chambre collecte la quantité d'azote apporté à l'hectare et la fréquence de l'apport. Elle a également collecté des données antérieures (de 1998 à 2004) auprès des exploitants mais elles sont moins exhaustives. Le travail considérable entrepris par la Chambre d'Agriculture de l'Indre sur ce bassin et leur aimable coopération au projet ont été déterminants pour le choix du site.

Les classes des suivis agronomiques de la Chambre d'Agriculture étant relativement détaillées, des regroupements ont été nécessaires pour obtenir un parcellaire en seulement six cultures. Ainsi, les blés dur et améliorant ont été considérés simplement comme blé. De même, la luzerne semence a été classée dans la prairie même si sa conduite culturale est différente.

Une étude (Codarini S., 1994) avait relevé plusieurs types d'assolement pratiqués au milieu des années 1990. Ces rotations ont été appliquées aux surfaces respectives détenues par les exploitants ayant répondu à l'enquête ; il a ainsi été possible de recalculer l'occupation du sol au milieu des années 1990 (Illustration 33). Il est à noter que seuls 295 ha avaient été enquêtés dans cette étude, ce qui ne représente qu'un échantillon de la surface totale de la zone du captage.

Colza	Pois de Conserve	Blé	Orge	Tournesol	Jachère
17%	8%	38%	13%	9%	15%

Illustration 33 : Occupation du sol au milieu des années 1990 d'après les rotations pratiquées.

Pour les surfaces cultivées avant le milieu des années 90, il a été supposé après discussion avec la chambre d'agriculture que le parcellaire du bassin versant n'était pas très différent du parcellaire départemental. C'est le cas sur la période récente (à partir de 2003). L'extrapolation semble pouvoir se justifier sur le reste de la période. Les statistiques agricoles départementales (Agreste, 2011) ont donc été utilisées pour

la période 1989-1999. Des extrapolations ont été nécessaires pour la période antérieure.

Les études de la Chambre d'Agriculture précédemment mentionnées montrent que le blé, l'orge, le tournesol et le colza constituent l'essentiel du parcellaire. À ces cultures, il faut rajouter le pois qui semble avoir occupé une place importante (Codarini, 1994). Il faut aussi ajouter les surfaces en herbe ou considérées comme telles, qui correspondent à des jachères, des prairies et des cultures de luzernes.

Ainsi, six cultures principales ont été jugées suffisantes pour représenter les rotations sur le site, moyennant le regroupement de cultures voisines.

Les zones urbanisées ont été prises en compte en considérant ces surfaces comme n'ayant pas de besoins, pas d'amendements et pas de résidus. Elles contribuent probablement à des apports de nitrates à la nappe mais à l'échelle du bassin, cette contribution a été considérée négligeable.

L'ensemble de ces considérations permet la reconstitution de l'occupation du sol (Illustration 34). Le graphique d'évolution montre d'une part le détail de la connaissance de l'occupation du sol et d'autre part la faible évolution de celle-ci. Entre les années 1990 et l'actuel, on assiste à une progression de la surface en colza au détriment des autres cultures, dont le pois qui disparaît totalement.

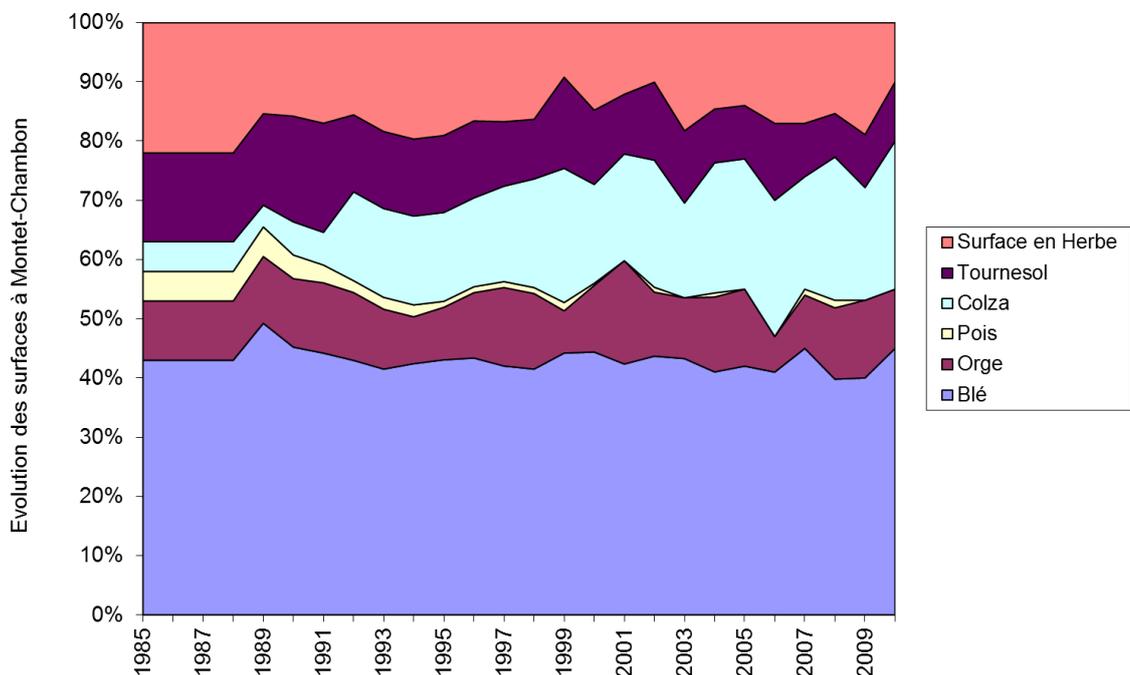


Illustration 34 : Évolution de l'occupation du sol sur le bassin de Montet-Chambon (1985-2010).

### 4.5.3. Pentvert

La surface du bassin versant est actuellement estimée à 9 km<sup>2</sup> pour une SAU (Surface Agricole Utile) avoisinant cette taille. La Chambre d'Agriculture de la Sarthe suit, depuis 1991 environ, les parcelles cultivées dans le bassin versant de Pentvert au niveau de la fertilisation azotée et de la protection phytosanitaire. Les informations collectées montrent que les céréales à pailles représentent la majorité de la Surface Agricole Utile. Le colza est la seconde culture en termes d'occupation de la SAU (16 %) et sa surface a progressé au détriment du maïs et du pois. Ces derniers représentent une surface équivalente en 2010 (11 % et 8 %). Le tournesol représente des surfaces plus limitées (environ 5 %). Il faut aussi ajouter les surfaces en jachères ou en prairies. Par commodité, ces deux surfaces seront regroupées sous le terme de surface en herbe.

Ainsi, six cultures principales ont été jugées suffisantes pour représenter les rotations sur le site, moyennant le regroupement de cultures voisines. Par exemple, l'orge et le blé ont été considérés simplement comme « blé ».

Des enquêtes agricoles ont été réalisées à cinq dates sur le bassin (1991, 1994, 1999, 2004, 2007) (Illustration 35) dès la mise en place des périmètres de protection. Les enquêtes ont été fréquentes car de nombreux exploitants du bassin se sont engagés dans des actions pour la maîtrise des contaminations azotées. Des extrapolations linéaires ont été réalisées pour estimer la surface occupée par les cultures entre deux dates. Les valeurs de 1991 ont été répétées pour reconstituer la période 1985-1991 antérieure aux premières enquêtes.

	1991	1994	1999	2004	2007
<b>Céréales</b>	36%	37%	48%	58%	35%
<b>Colza</b>	2%	4%	5%	18%	16%
<b>Tournesol</b>	5%	4%	6%	7%	4%
<b>Pois</b>	6%	7%	7%	6%	8%
<b>Maïs</b>	34%	20%	18%	6%	11%
<b>Prairies</b>	13%	17%	13%	-	5%
<b>Jachères</b>	0%	11%	6%	-	6%
<b>Autre cultures</b>	4%	4%	3%	-	6%

Illustration 35 : Occupation du sol selon les enquêtes de la chambre d'agriculture de la Sarthe.

Grâce à ces données, il a été possible de reconstituer le pourcentage de la SAU occupé par les cultures principales sur la période 1988-2010 (Illustration 36).

La surface du pois et celle du tournesol sont plutôt stables tandis que celle du maïs a baissé de 70 % entre 1991 et 2007. On constate dans le même temps une forte augmentation du colza et du blé. La surface en herbe a diminué entre 1993 et 2003, mais elle semble stabilisée depuis.

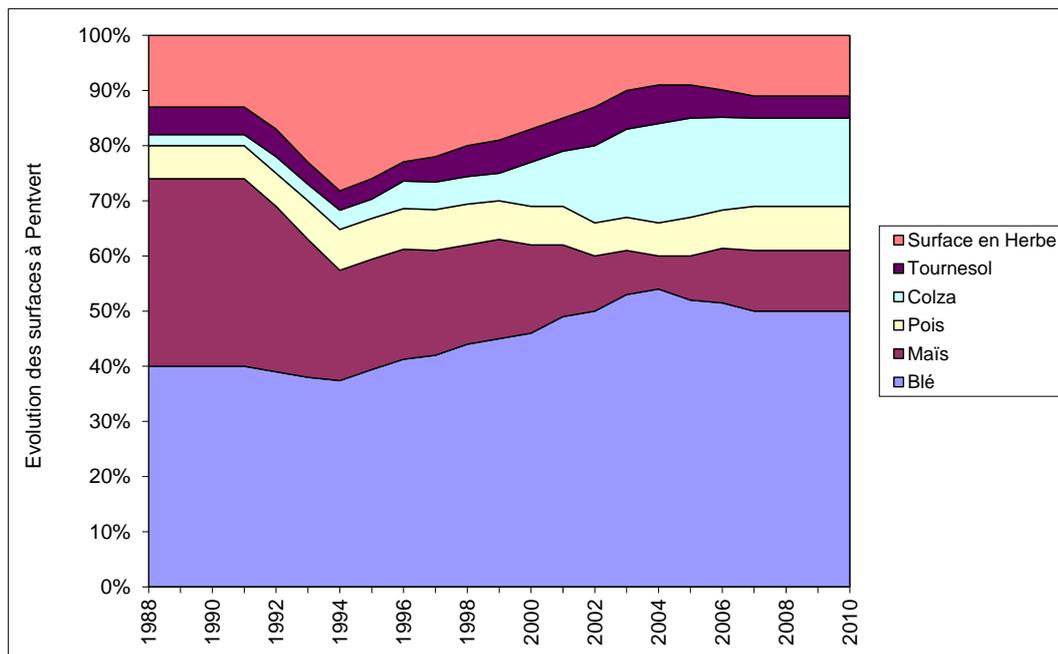


Illustration 36 : Évolution de l'occupation du sol sur le bassin de Pentvert.

#### 4.5.4. Synthèse des trois sites

Afin de disposer de cas d'études représentatifs de la disparité des bassins d'alimentation de captage présents dans le bassin Loire-Bretagne, les trois sites sélectionnés sont contrastés.

Les trois sites intéressent des régions différentes (Bretagne, Pays de Loire, Champagne berrichonne) et donc des paysages et des reliefs variés. Le contexte géologique qui a façonné ces paysages est donc lui aussi différent pour ces trois sites : Socle fissuré à Plourhan, Calcaire fissuré à Pentvert et calcaire karstique à Montet-Chambon.

Sur le plan climatique, le bassin le plus arrosé est celui de Plourhan, avec 767 mm de pluie par an. C'est aussi celui qui a l'ETP la plus faible (688 mm), et par voie de conséquence, les pluies efficaces les plus élevées. Vient ensuite celui du Montet avec 729 mm de pluie annuelle et celui de Pentvert (699 mm). Dans le détail, les séries climatiques présentent bien évidemment des différences, mais quelques points communs se dégagent : les années les plus humides sont les années hydrologiques 1987 et 2000. Les années les plus sèches sont 1988, 2004. Les variations les plus brutales de pluviométrie d'une année sur l'autre se rencontrent à la suite des années les plus humides (1988 et 2001) avec une chute de l'ordre de 50 % sur les trois bassins. L'ETP en revanche varie peu sur les périodes considérées qui dépassent toute la vingtaine d'année.

Les caractéristiques géologiques confèrent des propriétés différentes aux écoulements souterrains, dans la zone non saturée comme au sein de la nappe. Bien qu'il s'agisse

de nappes libres dans les trois exemples, l'inertie de ces nappes est contrastée sur le plan hydraulique : à Plourhan, les fluctuations piézométriques saisonnières sont marquées et régulières, leur amplitude est faible et la montée des eaux s'effectue de novembre à mars. Le bassin, de petite taille, présente peu d'inertie. À Pentvert, les fluctuations saisonnières sont au contraire très faibles (inférieures à 1 m). L'étiage se termine en Aout et les hautes eaux s'observent en février-mars. Les variations interannuelles sont dominantes. Le bassin présente une inertie relativement forte. À Montet-Chambon, les amplitudes saisonnières sont fortes (environ 8 m). La montée des eaux est rapide et les hautes eaux s'observent en moyenne en janvier. Le bassin est très réactif.

Hérités des substrats géologiques, les sols présentent également des différences selon les sites. Sur le site breton, les sols bruns et les pseudo-gleys (hydromorphes) dominent. Sur les deux autres sites à dominante calcaire, des sols argilo-calcaires et limoneux se rencontrent.

L'occupation des sols est également diversifiée selon les sites qui sont tous à vocation agricole dominante. À Plourhan, après une forte croissance des cultures maraichères et des pois entre 1985 et 1995, les cultures céréalières (blé et maïs) et l'herbe sont redevenues majoritaires sur le bassin. Le bassin de Montet-Chambon est largement dominé par les cultures céréalières, en particulier celle du blé (> 40 % de la surface du bassin), sans changement important dans les 25 dernières années. Celui de Pentvert est également dominé par le blé mais les tendances sont plus marquées depuis 1994 avec notamment une diminution des surfaces cultivées en maïs et des surfaces en herbe au profit du blé et du colza.

Les chroniques de concentration en nitrates, qui serviront pour le calage des modélisations présentent également des évolutions différentes selon les sites. Dans le bassin de Plourhan, les concentrations sont élevées (80 mg/L). La hausse des concentrations s'est produite durant les années 1990. Une stabilisation des concentrations s'est établie dans les années 2000. Les fluctuations saisonnières sont très faibles. Le « signal » nitrate est lisse et en cohérence avec un système hydrogéologique relativement inerte. Ce signal est d'ailleurs déphasé par rapport à celui des fluctuations piézométriques. À Montet-Chambon, l'augmentation des concentrations en nitrates a eu lieu dix ans plus tôt que sur le site breton. Les teneurs atteintes sont plus faibles (actuellement moins de 50 mg/L). L'amplitude des fluctuations saisonnières est de l'ordre de 10 mg/L. Le système semble stabilisé depuis 1994 (en liaison avec l'absence de changement important des pratiques en surface). À Pentvert enfin, les fluctuations saisonnières sont du même ordre de grandeur qu'à Montet-Chambon (10 mg/L), mais la chronique des nitrates est affectée de variations interannuelles qui semblent en phase avec celles de la piézométrie (les valeurs les plus faibles de nitrates sont observées durant les périodes les moins humides).

Ces trois sites semblent donc constituer des jeux d'essais diversifiés pour les modélisations globales et l'analyse des modalités de transferts de nitrates vers les eaux souterraines. Leurs caractéristiques principales sont résumées dans le tableau en Illustration 37.

	<b>PLOURHAN</b>	<b>MONTET</b>	<b>PENTVERT</b>
Département	Côte d'Armor	Indre	Sarthe
Ville voisine	Saint-Brieuc	Chateauroux	Le-Mans/Allençon
Taille du bassin	0,6 km <sup>2</sup>	50 km <sup>2</sup>	9 km <sup>2</sup>
Altitude moyenne	100 m	150 m	125 m
Pente moyenne	1 %	0,25 %	0,25 %
Géologie	Socle fissuré	Calcaire karstique	Calcaire oolithique fissuré
Pédologie	sols bruns et pseudo-gleys (sols hydromorphes)	sols argilo-calcaires et limons profonds sur les plateaux	sols limono-argileux sur calcaire
Prof des sols	40-80 cm	20-80 cm	45 cm en moyenne
RFU (mm)	100	100	50
Pluie moyenne (mm)	767 mm	729 mm	699 mm
Années humides	1998 à 2003	1987, 1993, 1999-2000	1992-93, 1998-2000, 2006
Années sèches	1988, 1990, 1995-1996, 2004	1988-1990, 2004	2004
ETP Moyenne	688 mm	846 mm	739 mm
Amplitude des cycles saisonniers	5 m	8 m	< 1 m
Basses eaux	Novembre	Septembre	Août
Hautes eaux	Fev/Mars	Janvier	Fev/Mars
Période de forte croissance des nitrates	Années 1990 et années antérieures à 1985	Années 1970	antérieure à 1985
variations de l'occupation du sol sur 1985-2010	Croissance, puis décroissance des cultures maraîchères, maximales en 1995	Légères fluctuations, mais occupation du sol plutôt constante sur 1985-2010	Maïs baisse au profit du colza entre 1991 et 2007. Baisse de la surface en herbe entre 1993 et 2003
Qualification de l'inertie du système	Peu réactif	Très réactif	Système à deux vitesses

*Illustration 37 : Tableau synthétique des caractéristiques principales des trois bassins retenus.*



## 5. Modélisation globale du transport des nitrates

### 5.1. PRÉSENTATION GÉNÉRALE

L'objectif de la modélisation est de simuler le transport des nitrates à l'échelle du bassin versant, défini comme la surface drainée en amont d'un point considéré comme son exutoire. En surface, le bassin versant topographique est défini par le relief, les lignes de crêtes constituant les frontières entre bassins. Dans le milieu souterrain, le cadre physique est transposé au bassin versant hydrogéologique d'une source ou au bassin d'alimentation d'un captage. L'un et l'autre sont généralement une sous-partie du système aquifère auquel s'ajoute parfois des superficies drainées en surface qui rassemblent les écoulements vers le système aquifère (c'est par exemple le cas d'un aquifère alluvial entouré de versants imperméables). Le BRGM a défini une méthodologie pour la délimitation de ces bassins (Vernoux *et al.*, 2007) où le lecteur trouvera davantage de détails. Le bassin versant topographique, hydrogéologique ou le bassin d'alimentation du captage sont considérés pour la modélisation selon le contexte et seront par la suite simplement désignés comme bassin versant (BV).

Il existe diverses approches de modélisation des flux d'azote à l'échelle du bassin versant. L'approche considérée comme la plus simple est celle de la modélisation globale qui considère le BV comme un ensemble indivisible, sans distinction spatiale. À l'opposé, la modélisation maillée, ou discrétisée, représente le BV comme une mosaïque d'éléments unitaires (les mailles, ou cellules) à l'intérieur desquels les propriétés sont homogènes.

La modélisation proposée dans le cadre de l'étude, est une approche globale, plus rapide à mettre en œuvre. Elle utilise le modèle BICHE, développé au BRGM. Au contraire des modèles maillés qui nécessitent la connaissance détaillée de la zone à modéliser, l'approche globale peut être appliquée sur des sites où l'information n'est connue que de manière statistique. En revanche, l'exploitation du modèle doit respecter les mêmes contraintes : les scénarios de simulation ne peuvent être que des modifications globales des données d'entrée.

### 5.2. LE MODÈLE BICHE

Le modèle BICHE (Bilan CHimique des Eaux) est un modèle global conceptuel : il représente le bassin versant comme un assemblage de réservoirs interconnectés qui représentent des compartiments du milieu souterrain (schématiquement, la zone racinaire, la zone non saturée plus profonde et la nappe) auxquels correspondent plusieurs niveaux de stockage de l'eau et des nitrates (cf. Illustration 38 et Illustration 39). Il s'agit donc d'un modèle à réservoirs en cascade sur un principe identique à celui du modèle hydrologique global GARDENIA (Thiéry, 2003) dont il reprend l'essentiel des fonctionnalités. Les principaux mécanismes du cycle de l'eau dans un bassin versant (pluie, évapotranspiration, infiltration, écoulement) et des nitrates (processus biochimiques de transformation de l'azote au niveau du sol et

processus physiques de transport jusqu'à l'exutoire) sont régis par des lois simples dont les paramètres sont propres à chaque réservoir.

Le modèle effectue un bilan (au pas de temps journalier, pentadaire -5 jours-, décadaire -10 jours- ou mensuel) entre les quantités de nitrates apportées (par application et par minéralisation du sol), consommée (par les plantes) et infiltrées (par les pluies efficaces) ou ruisselées.

Bien qu'il existe une analogie conceptuelle entre les réservoirs et les « unités fonctionnelles », en particulier le sol, la zone non saturée et la nappe qui peuvent correspondre chacun à un réservoir, il n'y a pas de paramétrisation préalable des paramètres hydrologiques. En raison du caractère global de cette schématisation et de la complexité du système hydrologique réel, ces paramètres ne peuvent être déduits *a priori* des caractéristiques physiographiques ponctuelles du bassin versant (géologie, couverture végétale, etc.). Ils doivent donc être évalués par ajustement (calage) sur une série d'observations.

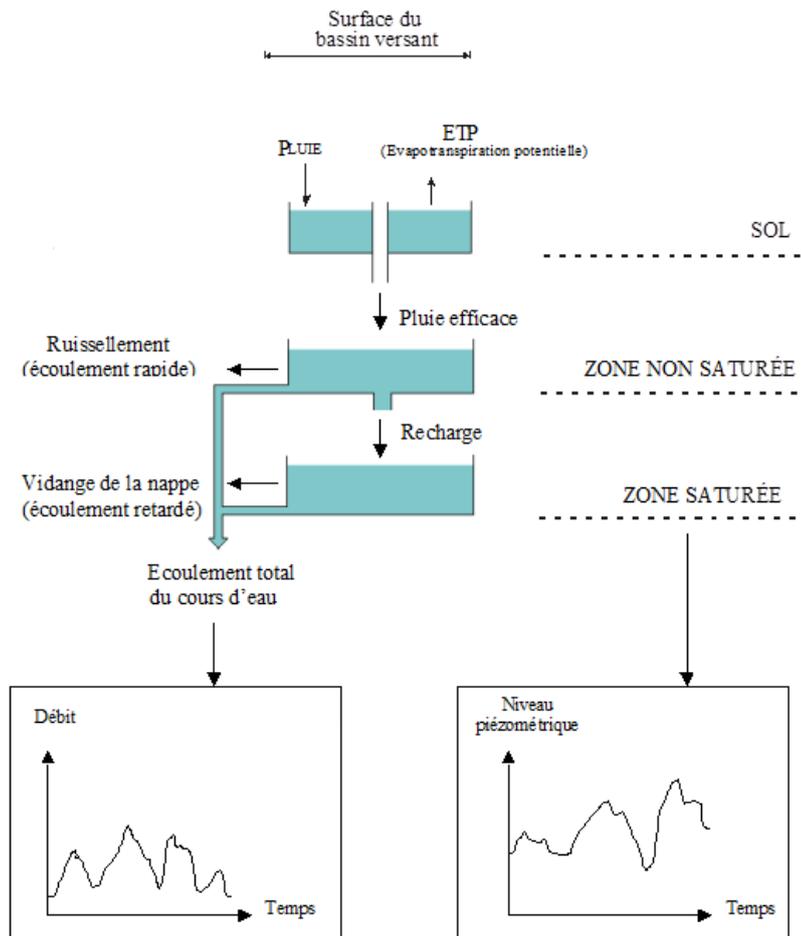


Illustration 38 : modèle BICHE : principe du fonctionnement hydrologique (d'après Thiéry, 2003).

Les modélisations présentées dans ce rapport ont en commun le nombre de réservoirs : le schéma à trois réservoirs (un seul réservoir souterrain) tel que présenté sur l'illustration 39 a été préféré à des schémas plus complexes. Les séries chronologiques sur lesquelles les calages hydrologiques sont réalisés sont des chroniques de niveaux observées sur des piézomètres de référence. Les données d'entrée et les paramètres du modèle varient d'un site à l'autre puisqu'ils sont calés sur des observations différentes.

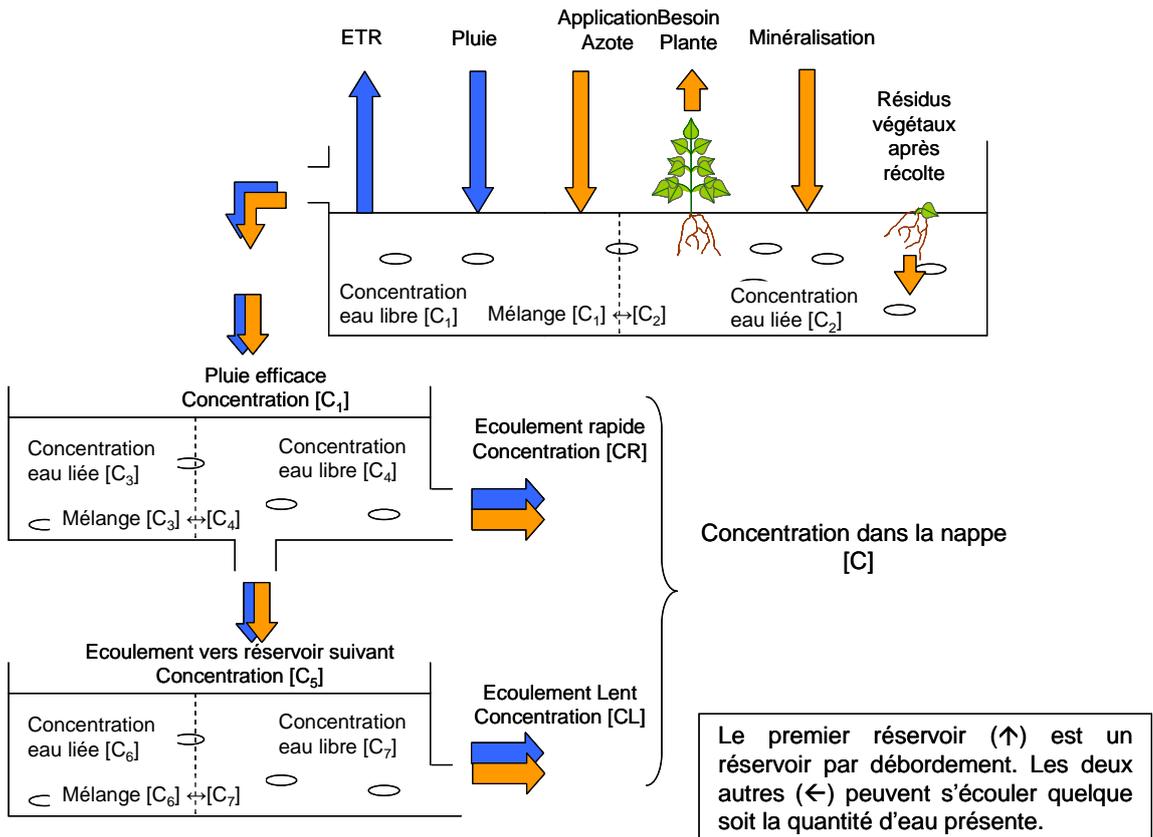


Illustration 39 : Modèle BICHE : principe du fonctionnement du transfert de masse (d'après Thiéry, 1990)

La version actuelle du modèle (v5.0) permet d'ajuster de manière automatique les paramètres hydrologiques et les paramètres « nitrates » en même temps. Le calage des paramètres hydrologiques est réalisé sur une série d'observation de débits ou de niveaux aquifères (méthode GARDENIA). Le calage des paramètres nitrates est réalisé sur une série d'observations de concentrations en nitrates mesurées dans un cours d'eau ou une source à l'exutoire d'un bassin versant ou dans la nappe (dans un « qualitomètre », c'est-à-dire un forage d'observation de la qualité de l'eau). L'ajustement se fait par un algorithme d'optimisation contraint par des critères et des bornes sur chaque paramètre.

Le principe de la simulation des transferts est le suivant : en plus des apports d'eau par les pluies et des prélèvements par évapotranspiration, le réservoir superficiel du

modèle reçoit à chaque pas de temps d'éventuelles applications de fertilisants et des prélèvements en nitrates par les cultures en fonction de leurs besoins à cette période. Les cultures ne peuvent bien entendu prélever de nitrates que s'ils sont disponibles dans ce réservoir superficiel, qui représente schématiquement la zone racinaire. Parallèlement, des nitrates sont produits par minéralisation du sol ou par décomposition des résidus végétaux après récolte. Les nitrates sont partiellement entraînés avec l'eau d'infiltration vers les deux réservoirs sous-jacents : le réservoir qui représente la zone non saturée en dessous de la zone racinaire et le réservoir souterrain qui représente la nappe souterraine. La partie qui n'est pas entraînée est considérée comme stockée dans l'eau liée.

L'exercice de modélisation se déroule en trois phases :

- **la phase d'initialisation** qui consiste à faire « tourner » le modèle sur plusieurs années avec des données d'entrées réelles ou fictives. Cette phase est nécessaire pour créer un « état zéro » du modèle en termes de teneurs en eau et de concentrations en nitrate dans les différents réservoirs. Cette phase permet de débiter la phase d'ajustement suivante avec des réservoirs dans des états de teneurs en eau et de concentrations en nitrate proches de ce qu'ils auraient pu être en réalité, évitant ainsi de devoir augmenter de façon très rapide et artificielle ces paramètres en début de calage ;
- **la phase de calage** qui repose sur l'ajustement des données simulées avec les observations. Cet ajustement est réalisé par itérations successives en jouant sur les valeurs des paramètres du modèle. Certains peuvent être fixés lors de la phase de calage, pour les autres, la gamme des valeurs que peuvent prendre les paramètres est prédéfinie. Ceci permet de borner les valeurs des paramètres du modèle dans des gammes « réalistes » au vu de la connaissance du contexte dans laquelle est réalisée la modélisation ;
- **la phase de prédiction** si le modèle a pu être calé de façon satisfaisante. Cette phase repose sur la définition de scénarii d'évolution des données d'entrées, climatiques et/ou agronomiques. Le modèle, en s'appuyant sur l'algorithme créé lors de la phase de calage, dessine alors les réponses en termes d'évolution des débits (ou des niveaux piézométriques) et de concentrations en nitrate à l'exutoire du système. Les prédictions sont d'autant meilleures que le calage est réalisé sur un nombre importants et diversifiés d'évènements (complexification de l'algorithme). En effet, le principe de la modélisation globale implique que le modèle établit ses prédictions en fonctions des configurations (climat / agronomie / débits / concentrations en nitrate) qu'il a déjà rencontré lors de la phase de calage.

### 5.3. VARIABLES D'ENTRÉES

Le bassin versant est considéré comme une entité caractérisée, pour chaque pas de temps, par des séries continues dans le temps de données globales suivantes. Ce sont les données d'entrées du modèle :

- les précipitations (mm) ;
- l'évapotranspiration potentielle (mm) ;

- l'apport de nitrates par application d'engrais (kg/ha) ;
- les besoins en nitrates des plantes (kg/ha) selon les types de culture présents sur le bassin ;
- la quantité de nitrates transformée par minéralisation dans le sol (kg/ha) ;
- la quantité de nitrates libérée par les résidus cultureux (kg/ha).

Les deux premières données d'entrées du modèle sont des données « climatiques » tandis que les quatre dernières peuvent être regroupées sous le terme de données « agronomique ». Or, si Météo France fournit de manière simple, mais moyennant finances, les données climatiques aux stations considérées, la collecte et la compilation des données agronomiques demandent un travail important et fouillé de recherches bibliographiques, d'enquêtes auprès des producteurs ou des organismes compétents (chambres d'agriculture par exemple) et de consultation d'abaques. L'Annexe 2 rend compte du travail réalisé pour la constitution du jeu de données d'entrée « agronomique ».

En outre, des chroniques de débits ou de niveaux d'eau et des concentrations observés à l'exutoire du bassin ou dans un piézomètre constituent les points de référence sur lesquels le modèle est ajusté. Ce sont les chroniques de calage présentées au chapitre 4 pour chacun des sites.

Les données climatiques et agronomiques sont mises en forme, et le cas échéant complétées, pour constituer les fichiers d'entrée du modèle. La surface occupée par chaque culture doit être rapportée à sa contribution dans le bassin. C'est un élément prépondérant dans le calcul de transfert de nitrates. Une culture amenant un très fort transfert a moins d'impact si elle est cultivée sur une très faible surface. L'application d'engrais, les besoins des cultures et la libération des résidus après récoltes de chaque culture sont pondérés par la surface occupée de cette culture sur le bassin. Le tableau suivant montre un exemple de compilation de données (Illustration 40).

	Besoin blé	Surface blé	Besoin maïs	Surface maïs	Besoin verger	Surface verger	Compilation	Besoin du Jour =
	kg N/ha	%	kg N/ha	%	kg N/ha	%		kg N/ha
Jour N	100	50	60	25	40	25	=100x0,5+60x0,25+40x0,25	75
Jour N+1	...	...	...	...	...	...	...	...

*Illustration 40 : Exemple de compilation de données.*

Le calage du modèle est l'étape indispensable lors de laquelle les paramètres sont ajustés afin d'obtenir la meilleure correspondance possible entre les données observées et les données simulées.

BICHE possède un module d'optimisation automatique des paramètres mais le modélisateur doit rester vigilant quant à la cohérence après ajustement et la signification des valeurs retenues. Pour cela, il fixe des intervalles de valeurs plausibles à l'intérieur desquels le programme pourra proposer son optimisation. La démarche n'est donc pas entièrement automatique. Elle nécessite une bonne dose d'esprit critique et demande de faire des choix subjectifs quant au meilleur ajustement.

En effet, la qualité d'un ajustement peut être évaluée par un coefficient de corrélation calculé par le modèle (l'ajustement est bon lorsque le coefficient  $R^2$  est proche de 1) ou plus simplement de manière visuelle, pour s'assurer que des périodes importantes sont bien simulées. Par exemple, pour la simulation hydrologique, le calage porte sur les fluctuations naturelles de la nappe et ignore, si elles existent, les périodes où l'influence d'un captage d'irrigation proche abaisse artificiellement le niveau (car il ne s'agit plus d'un niveau caractéristique de l'ensemble de la nappe mais seulement d'une variation locale non corrélée au climat). De même, pour les chroniques de nitrates simulées, on cherchera à respecter les tendances pluriannuelles des concentrations plutôt que la variabilité à court terme de ces valeurs, car les hypothèses du modèle global seront de toute façon inadaptées pour une restitution détaillée de ces pics. Le coefficient d'ajustement n'est donc pas le seul critère à prendre en compte pour apprécier un calage.

## 5.4. RÉSULTATS/CALAGES DES MODÉLISATIONS

### 5.4.1. Plourhan

En premier lieu, avant de réaliser la phase de calage, il est nécessaire d'ajuster la durée d'initialisation du modèle. Pour l'ensemble des modélisations, le parti a été pris de débiter l'initialisation aux alentours de l'année 1960. Cette date correspond en effet au passage d'une agriculture traditionnelle à une agriculture plus intensive avec la généralisation de l'amendement des sols par l'utilisation d'engrais minéraux. Avant les années 1960, il est possible de considérer les eaux souterraines comme exemptes de contamination par les nitrates d'origine agricole. À Plourhan, les données de concentrations en nitrate sont disponibles depuis 1985. Une période de 20 ans a donc été utilisée pour initialiser le modèle afin de remonter jusqu'à l'année 1965. Les données anciennes n'étant pas disponibles pour réaliser cette initialisation, les données climatiques et agronomiques de la période 1985-1989 ont été répétées quatre fois pour créer une chronique antérieure à 1985 (Illustration 41). L'initialisation est ainsi réalisée sur la période 1965-1985 avec la création d'années de démarrage fictives.

Le calage est ensuite réalisé sur les périodes pour lesquelles les observations sont disponibles : 2005-2010 pour les niveaux piézométriques au point 02047X0072 (Goudelin) et 1985-2010 pour les données de concentrations en nitrate au captage de la Ville-Hellio. Le calage consiste en l'ajustement par itérations successives des données simulées avec les chroniques vraies d'évolution des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate. Les meilleurs ajustements ont été obtenus pour les valeurs des paramètres principaux du modèle suivant :

- correction globale des pluies = -10,0 % ;
- correction globale d'ETP = -9,6 % ;
- capacité de la réserve superficielle = 150 mm ;
- hauteur de ruissellement/percolation = 150 mm ;
- temps de demi-montée (Rés\_H -> Rés\_G) = 2,6 mois ;

- temps de demi-tarissement sout\_1 = 1,0 mois ;
- coef. mélange dans réserv. superfic. = 0,5 mois ;
- coef. mélange dans réserv. interméd. = 0,5 mois ;
- coef. mélange dans réserv. sout 1 = 0,5 mois ;
- volume eau liée réserv. superfic. = 1 183,8 mm ;
- volume eau liée réserv. interm = 980,4 mm ;
- volume eau liée réserv. sout 1 = 725,1 mm ;
- volume eau liée réserv. sout 2 = 100,0 mm ;
- coef. de correction des épandages = -15,0 % ;
- coef. de correction des besoins = -11,0 % ;
- coef. de correction des reminéralisat. = 1,2 % ;
- coef. de saturation des pluies = 5 000,0 mg/l ;
- temps de 1/2 libérat des racines = 1,0 mois ;
- niveau de base = 76,1 m ;
- coefficient d'emmagasinement = 4,6E-03.

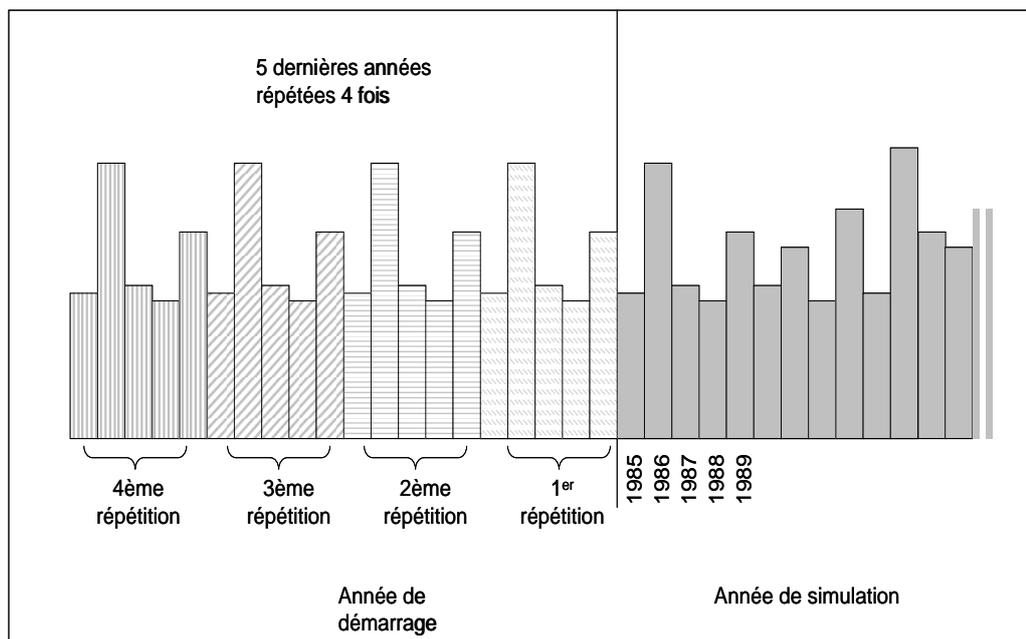


Illustration 41 : Année de démarrage sous BICHE à Plourhan.

Le calage global obtenu est bon avec un coefficient de corrélation élevé pour la simulation des niveaux piézométriques ( $R^2 = 0,87$ ), ainsi que pour la simulation des concentrations en nitrates ( $R^2 = 0,97$ ). Une correction des pluies et de l'ETP a été nécessaire pour favoriser l'ajustement, la gamme de correction étant très acceptable

pour une modélisation globale (de -10 à +10 %). Il en est de même pour les données agronomiques qui ont été corrigées dans des limites acceptables (de -15 à +1,2 %). L'illustration 42 montre les résultats du calage du modèle BICHE pour le piézomètre Goudelin (niveau piézométrique) et le captage de la Ville Hellio à Plourhan (concentrations en nitrate).

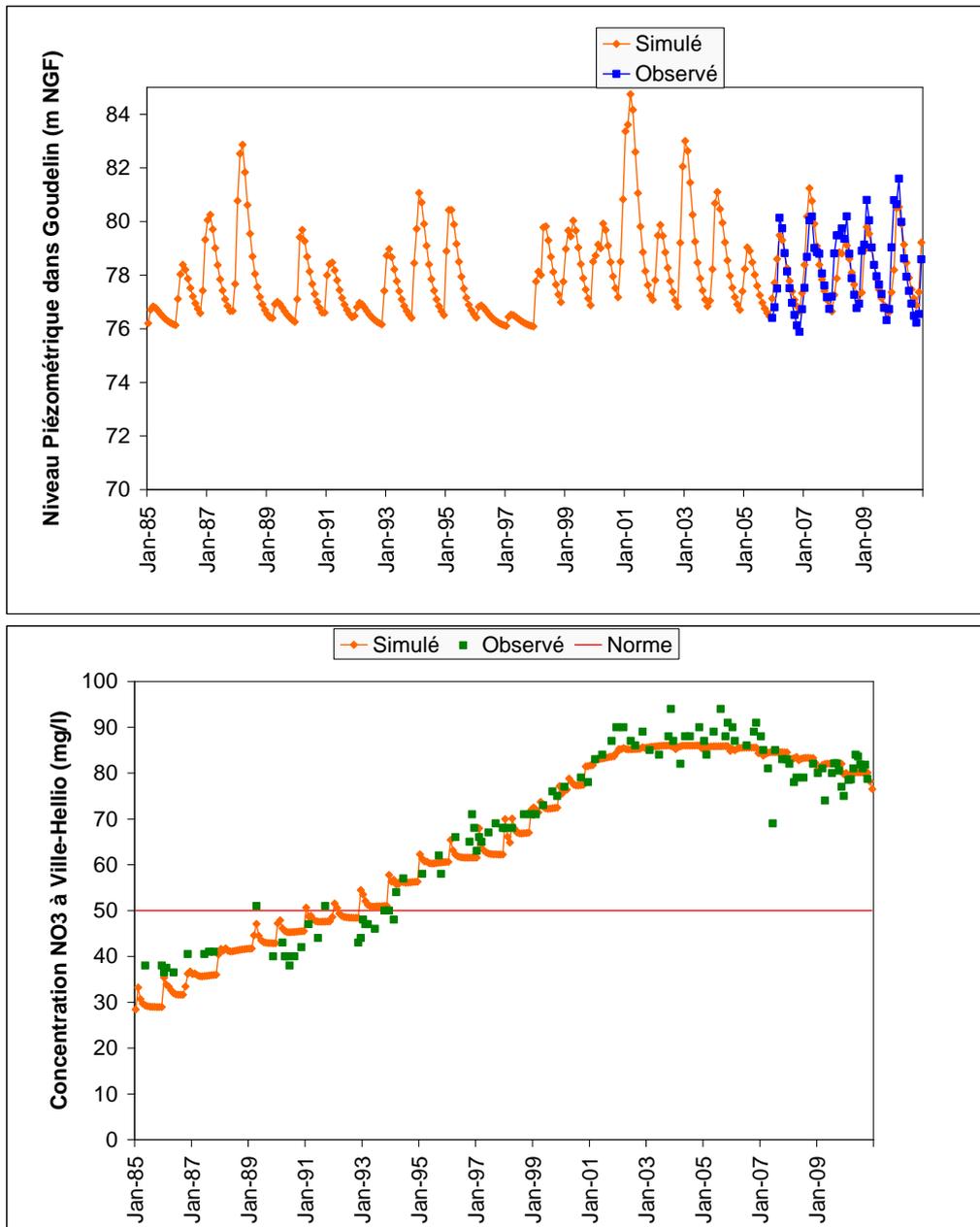


Illustration 42 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées (en haut) et comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées (en bas) entre 1985 et 2010 pour le captage de la Ville-Hellio à Plourhan.

Les données simulées des niveaux piézométriques épousent bien les fluctuations cycliques saisonnières réelles observées à Goudelin de 2005 à 2010 (longueur de la chronique réelle disponible). Le signal est bien restitué autant en fréquence qu'en amplitude. L'analyse des résultats de la simulation indique que ce n'est pas parce que les cinq années d'observations montrent des fluctuations très similaires d'une année sur l'autre que le système a un fonctionnement régulier sans variations interannuelles sur les périodes antérieures. Toutefois, le calage gagnerait en fiabilité avec des chroniques de longueurs plus importantes et aux signaux plus contrastés.

Les données simulées d'évolution des concentrations en nitrates respectent quant à elles les grandes tendances d'évolution observées sur la période 1985-2010 : augmentation régulière des concentrations de 1985 à 2002 suivi d'un palier jusqu'en 2007 environ auquel fait suite une légère baisse dans les années récentes. Toutefois, les premières années de calage (1985-1988) révèlent une sous-estimation des concentrations simulées par rapport aux concentrations en nitrate réelles. Ce phénomène peut être expliqué par un déficit d'informations sur les pratiques agricoles concernant cette période. L'initialisation avec des données reconstituées fictives peut aussi avoir un impact sur la qualité de l'ajustement en début de la phase de calage. De plus, si le modèle reproduit de manière satisfaisante les grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate, il apparaît difficile de restituer les variations à court pas temps comme les fluctuations saisonnières observées par l'analyse des données réelles à partir de 2002. La constitution de données d'entrées agronomiques au pas de temps mensuel à partir d'estimations des rendements et des apports fournis à l'échelle de l'année culturale peut expliquer ce manque de précision dans les restitutions du modèle. Ainsi, le modèle ne pourra être utilisé que pour faire des prédictions en grandes tendances d'évolution possibles des teneurs en nitrate au captage et non pour décrire les évolutions saisonnières probables. Cette échelle de prédiction reste néanmoins compatible avec les objectifs de gestion des sites sensibles, notamment pour définir, sous différents scénarii d'évolution climatique et de pratique culturale, les périodes probables de retour des teneurs en nitrate sous un seuil réglementaire et/ou argumenter le non-retour au bon état qualitatif à l'échéance fixée par la DCE.

#### **5.4.2. Montet-Chambon**

À Montet-Chambon, les premières données de concentrations en nitrates disponibles sont datées de 1975. Une période de dix ans a donc été utilisée pour initialiser le modèle afin de démarrer la simulation en 1965, période de changement du type d'agriculture. Pour réaliser cette initialisation, les données de la période 1975-1979 ont été répétées deux fois pour constituer une chronique antérieure à 1975.

Le calage est réalisé par ajustement des niveaux piézométriques simulés avec les données disponibles au piézomètre 05448X0086/P de l'aérodrome pour la période 1996-2010. La chronique d'évolution des concentrations en nitrate sur le mélange des eaux des captages de Montet et de Chambon ayant servi au calage chimique du modèle est longue de 35 ans, de 1975 à 2010. Après itérations successives, les principaux paramètres obtenus sont :

- correction globale des pluies = 5,0 % ;

- correction globale d'ETP = -5,0 % ;
- capacité de la réserve superficielle = 59,5 mm ;
- hauteur de ruissellement = percolation = 249,9 mm ;
- temps de demi-montée (Rés\_H -> Rés\_G = 0,8 mois ;
- temps de demi-tarissement sout\_1 = 1,5 mois ;
- coef. mélange dans réserv. superfic = 0,7 mois ;
- coef. mélange dans réserv. interméd = 0,2 mois ;
- coef. mélange dans réserv. sout 1 = 10,0 mois ;
- volume eau liée réserv. superfic = 1 142,6 mm ;
- volume eau liée réserv. interm = 1 500,0 mm ;
- volume eau liée réserv. sout 1 = 500,0 mm ;
- coef. de correction des épandages = 6,4 % ;
- coef. de correction des besoins = 10,8 % ;
- coef. de correction des reminéralisat. = -7,6 % ;
- coef. de saturation des pluies = 5 000,0 mg/l ;
- temps de 1/2 libérat des racines = 1,0 mois ;
- niveau de base = 144,0 m ;
- coefficient d'emmagasinement = 9,6E-03.

Le calage est jugé satisfaisant avec un coefficient de corrélation relativement élevé pour la simulation des niveaux piézométriques ( $R^2 = 0,84$ ) et la simulation des concentrations en nitrates. ( $R^2 = 0,78$ ). Les corrections réalisées sur les données climatiques (pluie et ETP) sont faibles (-5 % pour les deux données d'entrées) comme celles réalisées sur les données agronomiques (entre -7,6 et 10,8 %). Les résultats des ajustements avec les observations des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate simulés sont présentés dans l'illustration 43.

Les cycles hydrologiques sont bien retranscrits par le modèle, avec d'importantes fluctuations saisonnières d'amplitudes supérieures à 8 m et de faibles variations interannuelles. De 1975 à 1995, deux cycles de 10 ans chacun se répètent en raison d'une répétition des données d'entrées climatiques 1985-1995 non disponibles de 1975 à 1985. Dans le détail, sur la période où les observations de niveaux sont disponibles, quelques écarts apparaissent sur les amplitudes de variations. Néanmoins, ces faibles écarts (< 2 m) dégradent peu le modèle qui retranscrit bien les périodes de sécheresses observées avec les bas niveaux en périodes de hautes eaux atteints en 2002, 2005, 2009 et 2010.

Le calage des concentrations en nitrate simulées est réalisé sur une longue période de 35 ans. Rappelons que dans les années 1993-1995, un changement de laboratoire (et probablement de méthode analytique) semble être à l'origine d'un décrochement dans

les données observées. Cet artéfact artificiel n'est donc pas restitué par le modèle. Comme pour les simulations réalisées à Plourhan, le modèle propose une bonne restitution des grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate aux captages de Montet-et-Chambon.

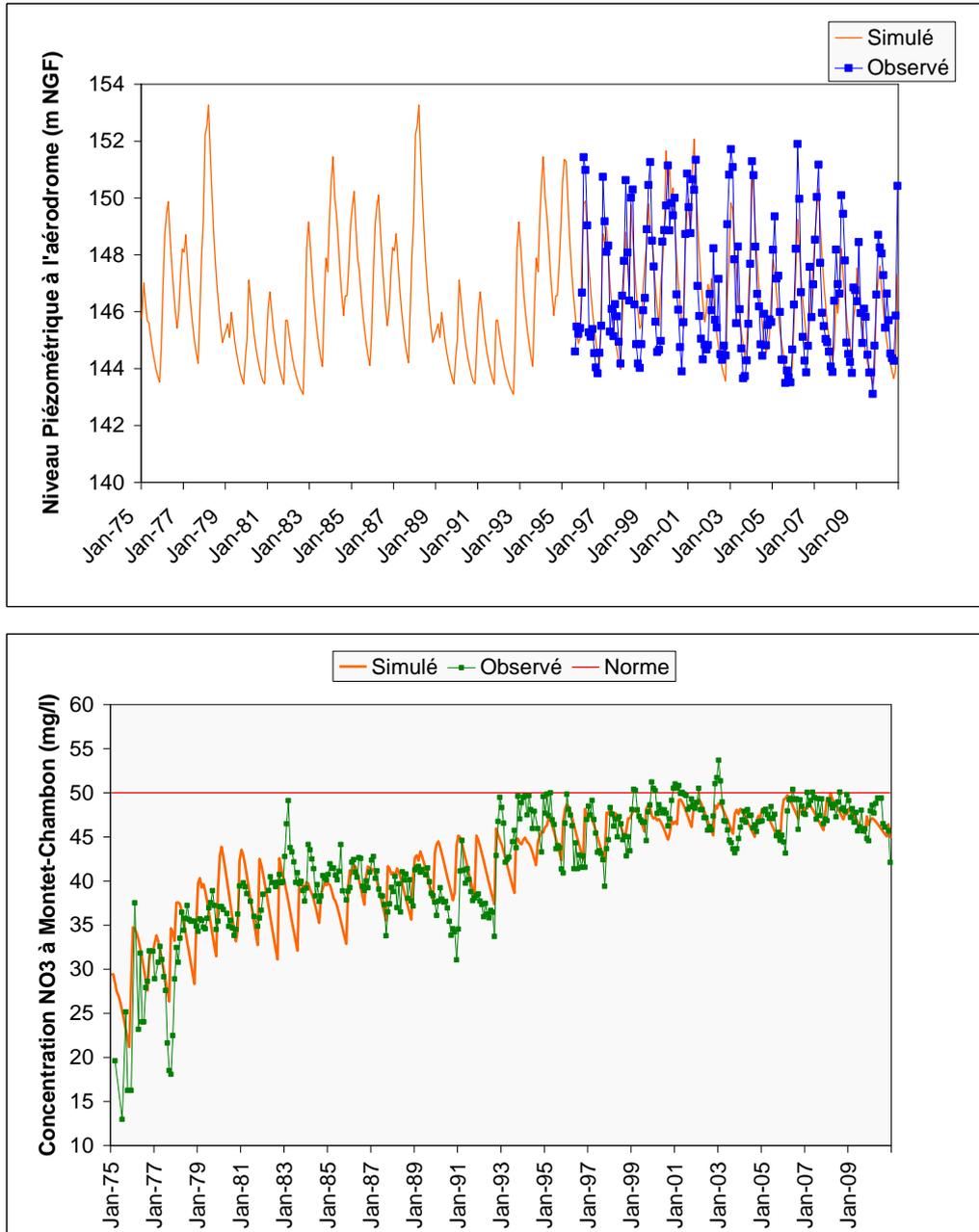


Illustration 43 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées (en haut) et comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées (en bas) de 1975 à 2010 pour le site de Montet-et-Chambon.

Il est observé une augmentation rapide des concentrations de 1975 à 1983 environ suivi d'une relative stabilisation durant laquelle le signal évolue selon deux composantes : des cycles pluriannuels de période d'environ 7 à 8 ans et des cycles saisonniers d'amplitudes décroissantes au fil du temps. Le modèle rend compte de ce comportement relativement complexe avec notamment une bonne restitution de la réduction des amplitudes saisonnières des fluctuations. Dans le détail, des écarts peuvent apparaître entre les données simulées et les observations car le modèle global, utilisé ici avec un pas de temps mensuel, ne peut reconstituer des phénomènes aussi complexes que ceux se produisant à l'échelle d'une averse par exemple. Le modèle ne pourra donc être utilisé à des fins prédictives qu'en gardant à l'esprit l'échelle de restitution. Les transferts d'eau et de solutés rapides qui peuvent intervenir en contexte karstique lors de sollicitations pluvieuses intenses ne peuvent en effet être simulés par le modèle global tel que configuré pour l'étude. Toutefois, son utilisation apparaît pertinente pour prévoir les grandes tendances d'évolutions sous différents scénarii d'évolution climatique et de pratique culturale.

#### 5.4.3. Pentvert

À Pentvert, c'est en 1988 que les premières données de concentrations en nitrate au captage ont été acquises. Ainsi, afin de caler le démarrage des simulations avec le démarrage de l'agriculture intensive, une période d'initialisation de 30 ans a été utilisée avant de réaliser le calage du modèle. Pour réaliser l'initialisation, les données d'entrées de la période 1988-1993 ont été répétées six fois pour créer des chroniques climatiques et agronomiques « virtuelles » de démarrage de 1958 à 1988.

Les données de niveaux piézométriques simulées ont été ajustées avec les données réelles observées au piézomètre 02873X0005/PZ6 sur la période 1993-2010. Le calage des concentrations en nitrate est quant à lui réalisé sur la période 1988-2008. Les principaux paramètres obtenus sont :

- correction globale des pluies = -15,0 % ;
- correction globale d'ETP = -15,0 % ;
- capacité de la réserve superficielle = 53,7 mm ;
- hauteur de ruissellement = percolation = 30 mm ;
- temps de demi-montée (Rés\_H -> Rés\_G) = 4,0 mois ;
- temps de demi-yarissement sout\_1 = 3,6 mois ;
- coef. mélange dans réserv. superfic = 0,3 mois ;
- coef. mélange dans réserv. interméd. = 3,6 mois ;
- coef. mélange dans réserv. sout 1 = 0,25 ;
- volume eau liée réserv. superfic. = 4 999,9 mm ;
- volume eau liée réserv. interm = 4 999,9 mm ;
- volume eau liée réserv. sout 1 = 180,4 mm ;
- coef. de correction des épandages = 15,0 % ;

- coef. de correction des besoins = -4,6 % ;
- coef. de correction des reminéralisat. = 15,0 % ;
- coef. de saturation des pluies = 5 000,0 mg/l ;
- temps de 1/2 libérat des racines = 0,31 mois ;
- niveau de base = 105,94 m ;
- coefficient d'emmagasinement = 4,3E-02.

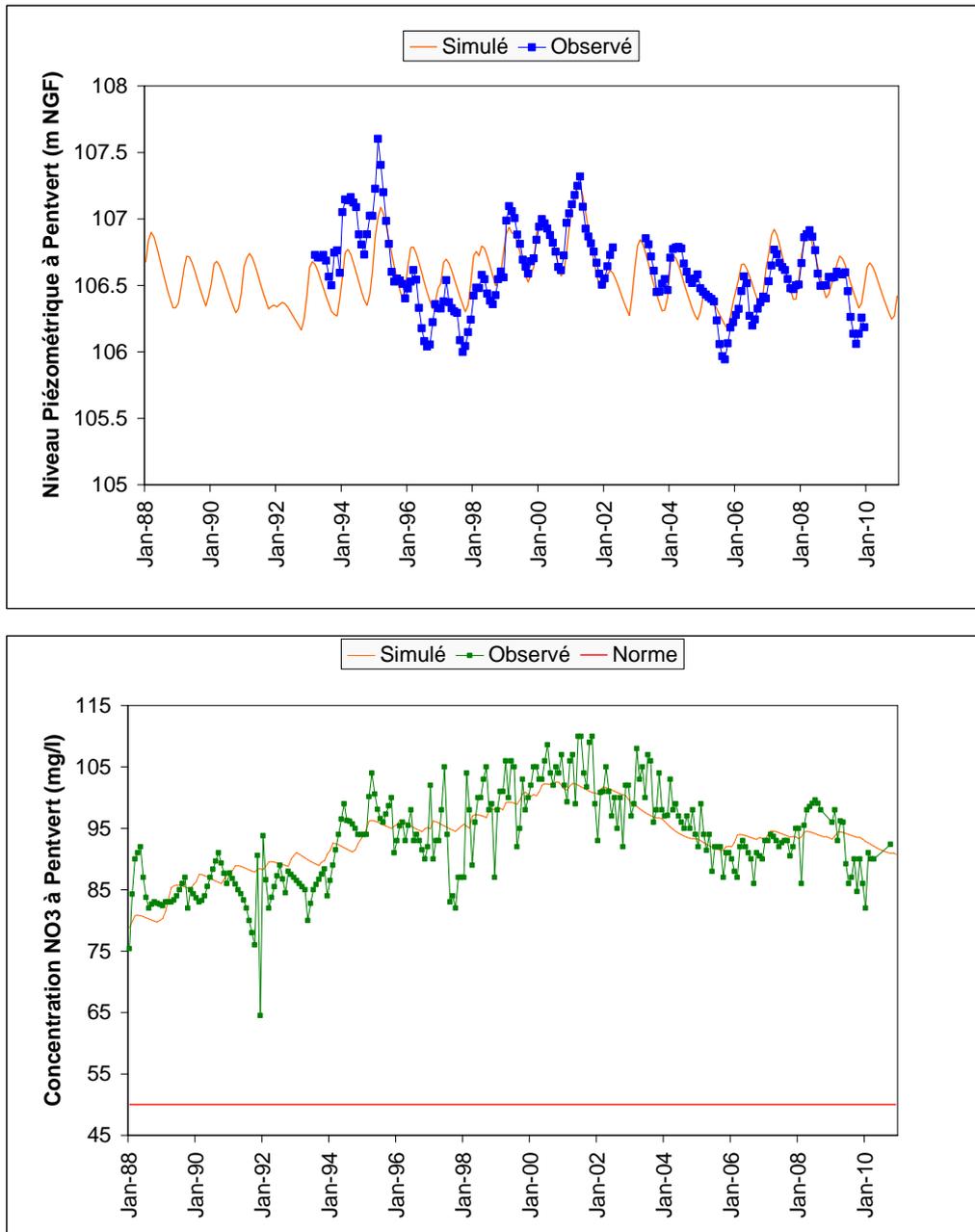
Le calage est jugé satisfaisant avec des coefficients de corrélation  $R^2$  de 0,71 pour la simulation des niveaux piézométriques et de 0,71 pour la simulation des concentrations en nitrates. La correction des pluies et de l'ETP est non négligeable (-15 %), mais il est vrai que les stations climatiques utilisées pour la constitution de ces données d'entrées sont situées à 35 km et 20 km du site de Pentvert pour les pluies et l'ETP respectivement. Dans le modèle, le temps de réponse de l'aquifère aux sollicitations pluvieuses (transfert de pression) est de 4 mois, le coefficient d'emmagasinement étant de 4 %.

L'illustration 44 montre les résultats du calage des données piézométriques et de concentrations en nitrate simulées avec les observations disponibles sur le site de Pentvert.

Comme à Montet-Chambon, le signal d'évolution des niveaux piézométriques s'établit suivant deux composantes : des variations saisonnières d'amplitude moyenne 0,5 m environ et des cycles pluriannuels de périodes 6 à 8 ans. Si le modèle restitue bien les fluctuations pluriannuelles ainsi que les variations saisonnières, les niveaux extrêmes (haut et bas) ont tendance à être sous-estimés. La simulation des niveaux piézométriques est en effet amortie par rapport au signal réel, les grandes tendances d'évolution étant mieux restituées que les variations saisonnières. Pour les niveaux bas, l'analyse de l'évolution des niveaux piézométriques observés semble montrer une influence de pompages en périodes d'étiages pour certaines années (1997, 1998, 2005 et 2009 en particulier). Les données d'entrées ne prenant pas en compte les pompages potentiels (données indisponibles) le modèle ne peut donc restituer les possibles influences induites.

Les variations de teneurs en nitrate au captage sont aussi assez complexes avec un comportement similaire à l'évolution des niveaux piézométriques. Des variations rapides de concentrations apparaissent, surimposées à une évolution cyclique pluriannuelle de périodes allant de 6 à 8 années. De manière plus marquée que pour les niveaux piézométriques, l'évolution simulée des concentrations en nitrate est très amortie par rapport à la chronique observée. Le modèle a beaucoup de mal à restituer les variations rapides et ce pour les mêmes raisons évoquées lors des simulations réalisées à Plourhan et à Montet-Chambon. Le parti a été pris de favoriser la restitution des grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate au dépend des variations à très court terme. Ceci est rendu possible par les valeurs élevées des paramètres « volume d'eau liée dans la réserve superficielle » et « volume d'eau liée dans la réserve intermédiaire » prises lors de la simulation. Ces fortes valeurs pourraient de plus être interprétées comme la création d'un stock de nitrate dans les

réservoirs superficiel et intermédiaire, analogues au sol et à la zone non saturée respectivement. Le modèle apparaît dès lors pertinent pour restituer les variations pluriannuelles des concentrations en nitrate au captage qui constitueront l'échelle d'interprétation des simulations prédictives.



*Illustration 44 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées (en haut) et comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées (en bas) entre 1988 et 2008 à Pentvert.*

## 6. Scénarios prédictifs

Le modèle BICHE étant calé au pas de temps mensuel sur les trois sites d'étude, des tests sont réalisés pour apprécier dans quelle mesure il est possible d'utiliser ce code à des fins prédictives. L'objectif n'est pas ici de prédire de façon certaine le devenir de la qualité des eaux sur les trois sites d'étude mais bien de tester le comportement du modèle lorsqu'il est utilisé en mode prédictif. Pour cet exercice, des scénarii d'évolution des données d'entrées du modèle doivent être définis. Il s'agit de fixer les évolutions futures des données climatiques (pluie et ETP) ainsi que des données agronomiques (occupation des sols et pratiques culturales). L'analyse des résultats en sortie du modèle est réalisée en fonction des connaissances acquises sur le fonctionnement en transfert d'eau et de solutés sur chacun des sites. Il s'agit de statuer sur la cohérence des évolutions simulées avec celles auxquelles il est possible de s'attendre sous les conditions climatiques et de pratiques culturales scénarisées.

### 6.1. SCÉNARIO « CONTINUITÉ »

En première approche, un scénario dit de « continuité » est créé sous l'hypothèse d'une répétition des cycles climatiques passés et d'une stabilisation des pratiques culturales actuelles. Ce scénario conduit à la répétition, sur la période de prédiction, des données d'entrées climatiques passées et à l'utilisation des mêmes chroniques agricoles que celles de la campagne 2009/2010.

Ce scénario rend ainsi compte de l'évolution possible des concentrations en nitrate aux captages si les pratiques agricoles restent ce qu'elles sont aujourd'hui et que le climat varie de façon identique aux variations passées. Étant donné qu'une action agroenvironnementale a été menée sur chacun des trois sites (partie de la SAU enherbée à Plourhan, agriculture raisonnée à Montet-Chambon et plantation de peupliers en amont du captage de Pentvert) ce scénario permet de juger de l'efficacité de ses mesures et d'estimer (de façon approximative) la date d'un possible retour des eaux à un bon état qualitatif.

Les prédictions sont réalisées sur la période 2011-2027. L'année 2027 représente en effet une échéance majeure de la DCE.

#### 6.1.1. Plourhan

Les données météorologiques de 1985 à 2002 ont été répétées pour créer une chronique allant de 2010 à 2027. Les données agricoles utilisées pour la campagne 2009/2010 ont été répétées.

La chronique simulée de l'évolution des niveaux piézométriques (Illustration 45) montre bien la répétition du signal observé sur la période de calage. Par exemple, les années sèches observées entre 1995 et 1997 se répètent entre 2022 et 2024.

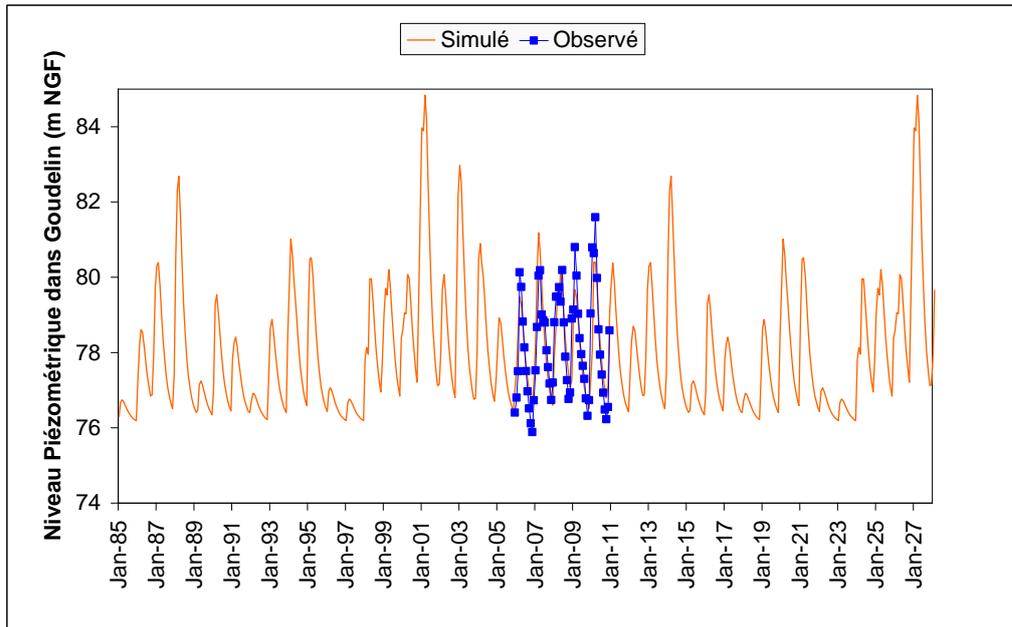


Illustration 45 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio.

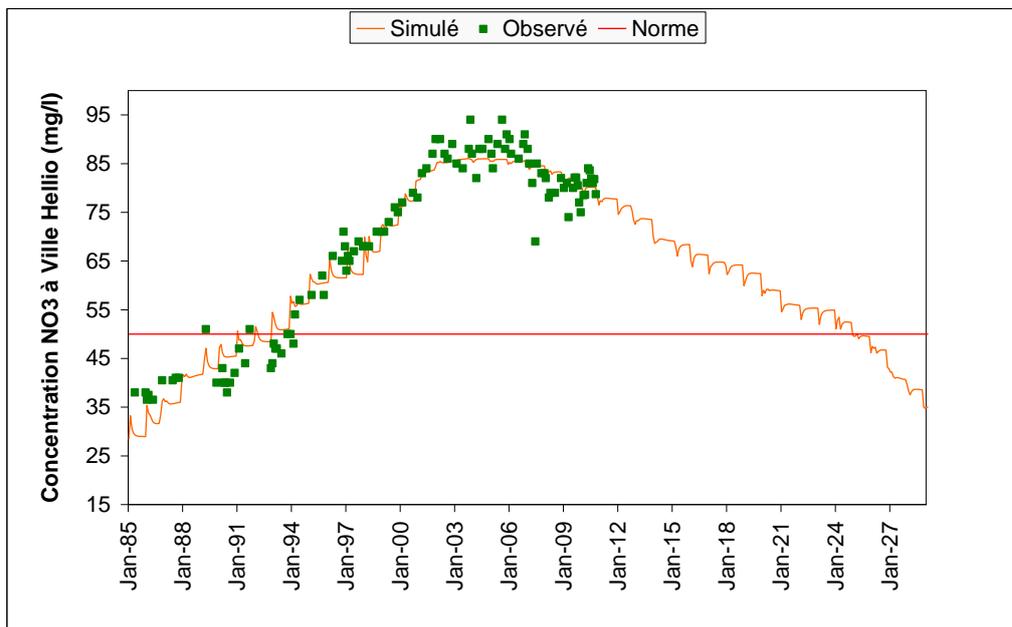


Illustration 46 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio.

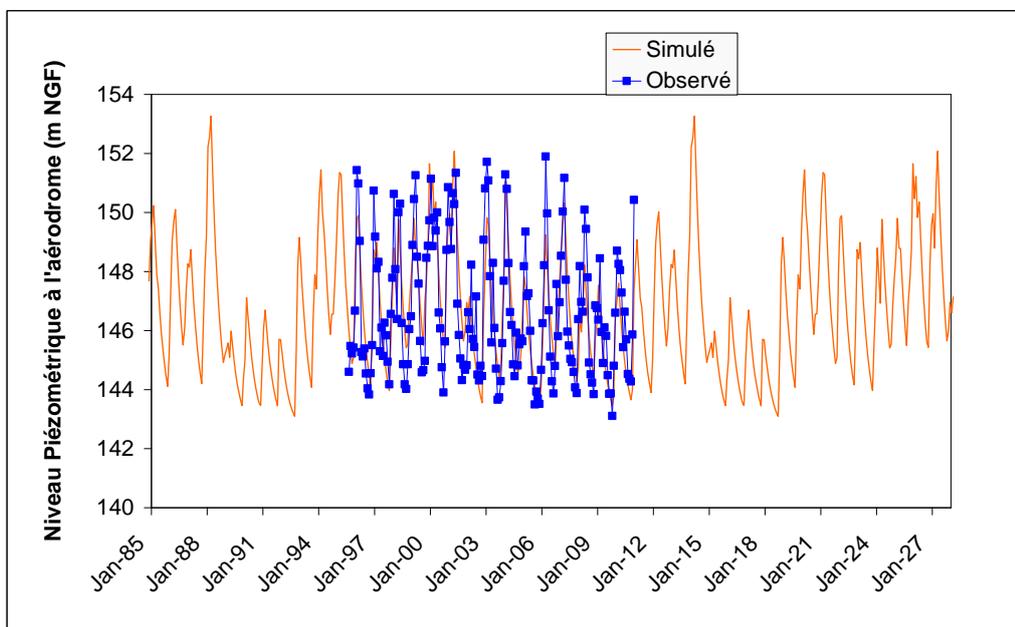
En termes d'évolution des concentrations en nitrate au captage (Illustration 46), la décroissance amorcée dans les années 2005-2006 se poursuit de façon continue jusqu'en 2027. Cette tendance durable atteint 35 mg/L au bout de 17 ans selon le modèle. Ainsi, sous les hypothèses du scénario « continuité », il est possible de

s'attendre à un retour des concentrations sous le seuil de 50 mg/L à l'échéance 2024-2027.

### 6.1.2. Montet-Chambon

Les données climatiques de 1985 à 2002 ont été répétées pour créer une chronique allant de 2010 à 2027. Les données agricoles utilisées pour la campagne 2009/2010 ont été répétées.

Comme précédemment et de manière logique, les évolutions des niveaux piézométriques prédites de 2011 à 2027 sont identiques à celles observées lors de la période de calage (Illustration 47).



*Illustration 47 : Comparaison des chroniques piézométriques mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation du Montet-Chambon.*

La prédiction des évolutions des concentrations en nitrate est quant à elle très intéressante (Illustration 48), car elle montre une tendance à la baisse dont l'amorce n'était pas évidente par la simple analyse des données disponibles. La modélisation situe ainsi la rupture de pente dans les années actuelles 2009-2010. Sous l'hypothèse du scénario de « continuité », la diminution serait de 20 mg/L en 17 ans.

De plus, la simulation rend compte d'un amortissement des variations saisonnières de concentrations en nitrate. Cet amortissement, signe d'une meilleure gestion de la fertilisation, pourrait être, selon les prédictions du modèle, accentué par le maintien des pratiques actuelles.

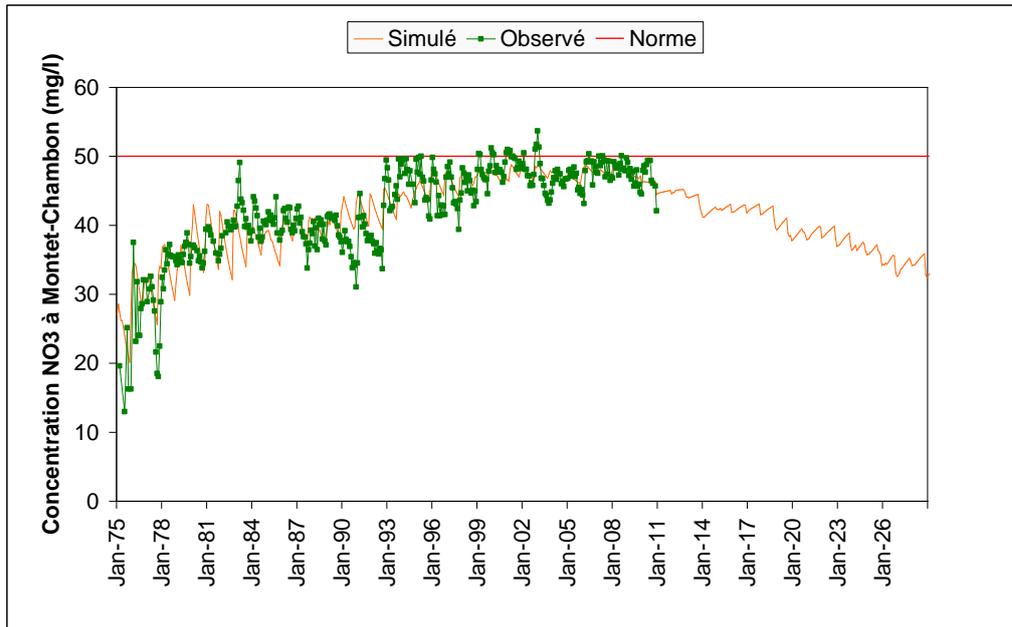


Illustration 48 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation du Montet-Chambon.

### 6.1.3. Pentvert

Les données météorologiques de 1990 à 2007 ont été répétées pour créer une chronique allant de 2010 à 2027. Les données agricoles utilisées pour la campagne 2009/2010 ont été répétées sur la période de prédiction.

La répétition des données climatiques aboutit à une répétition des évolutions passées des niveaux piézométriques (Illustration 49). Le modèle est donc stable dans son fonctionnement hydrodynamique, et ce sur les trois sites étudiés.

Les évolutions des concentrations en nitrates prédites de 2010 à 2027 (Illustration 50) montrent une décroissance assez continue jusqu'en 2027. Les teneurs en nitrate, jusqu'à présent très corrélées aux évolutions de la piézométrie, semblent ne plus suivre le même comportement. En effet, même si la composante cyclique pluriannuelle associée aux évolutions climatiques se retrouve dans le signal simulé, elle devient très amortie et semble ne plus être celle qui guide de manière prépondérante les évolutions des concentrations au captage. Il est ainsi possible de penser que les pratiques culturales deviennent le facteur explicatif principal des concentrations en nitrates et que la baisse des teneurs en azote en entrée du système trouve à terme une réponse dans l'évolution de la qualité des eaux au captage. Toutefois, sous l'hypothèse du scénario « continuité », cette amélioration ne permettra pas de franchir la barre des 50 mg/L avant 2027.

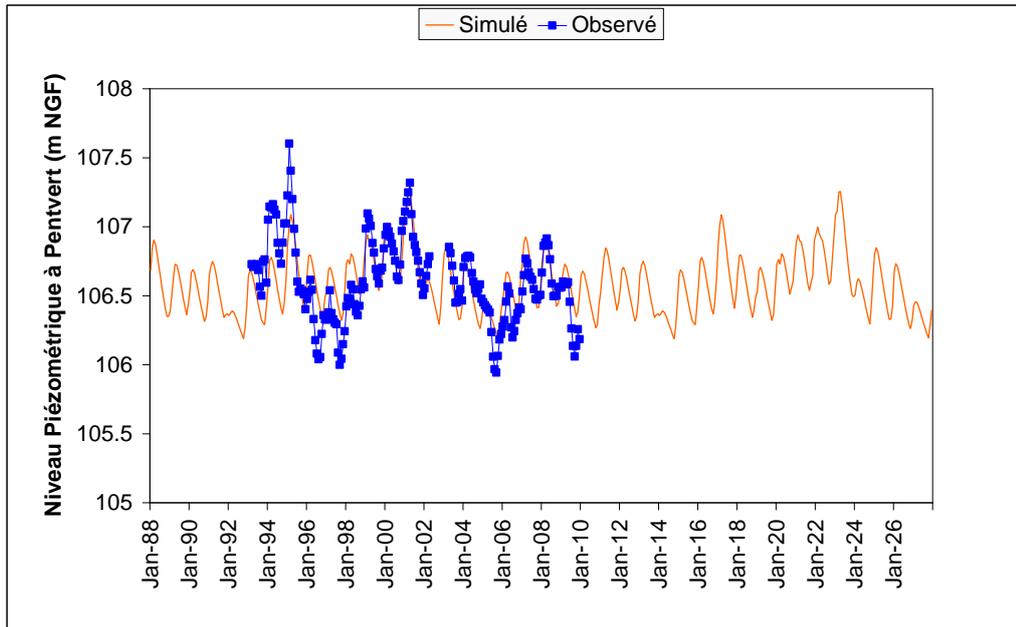
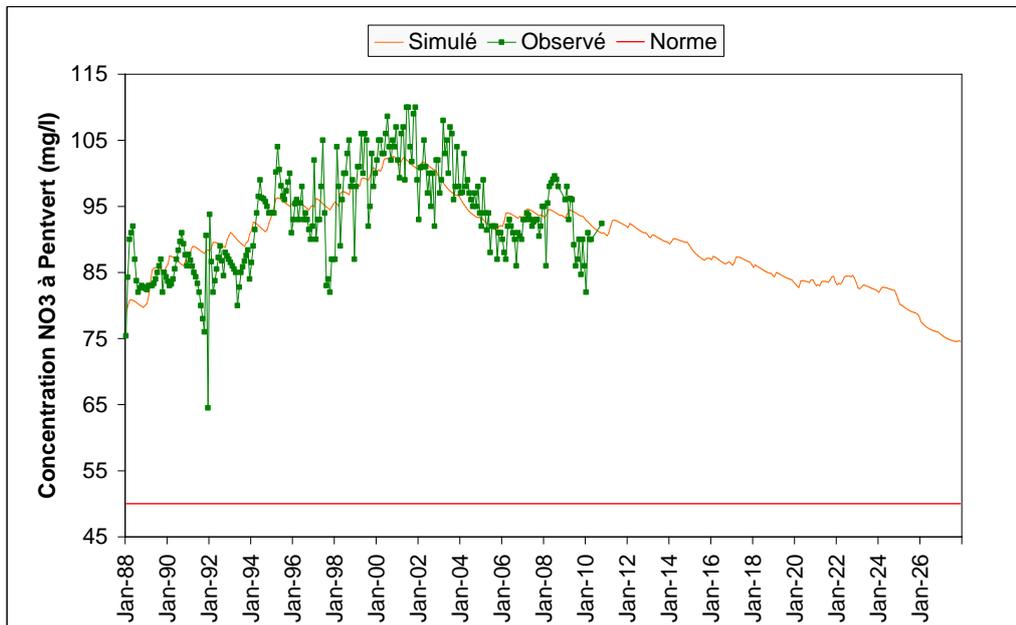


Illustration 49 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert.



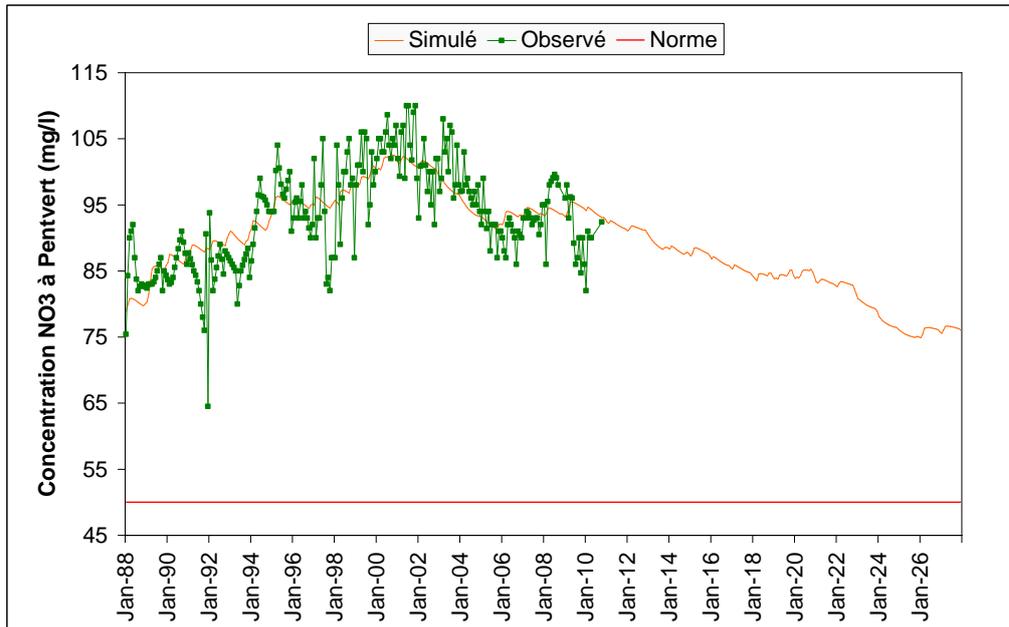


Illustration 50 : Comparaison des concentrations en nitrates mesurées et simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation du Pentvert.

## 6.2. IMPACT CLIMATIQUE : SCÉNARIO « ANNÉES PLUVIEUSES »

Le **scénario « années pluvieuses »** considère une suite d'années humides. L'année dont la recharge était la plus importante entre 1985 et 2010 est ainsi répétée 17 fois entre 2011 et 2027 en conservant les pratiques et les occupations du sol actuelles (2010). Ce scénario peu réaliste est ici présenté à titre pédagogique pour mettre en évidence le rôle du climat sur le transfert des nitrates.

### 6.2.1. Plourhan

L'année la plus humide de la série a été déterminée en identifiant celle qui a conduit à la recharge la plus importante entre 1985 et 2010. Le calcul de recharge est celui réalisé par BICHE par bilan hydrique. À Plourhan, l'année conduisant à la recharge la plus importante est 2001 avec 230 mm de recharge entre le 1<sup>er</sup> janvier et le 31 décembre. Les précipitations mensuelles de l'année 2001 ont donc été répétées de 2011 à 2027 pour la réalisation de la simulation prédictive.

L'utilisation d'une même année climatique répétée aboutit à la disparition des cycles pluriannuels d'évolution des niveaux piézométriques (scénario Simulé-Pluie sur l'illustration 51). Bénéficiant d'une recharge constante plus importante chaque année, le système atteint des niveaux globalement supérieurs à ceux simulés par le scénario « continuité ».

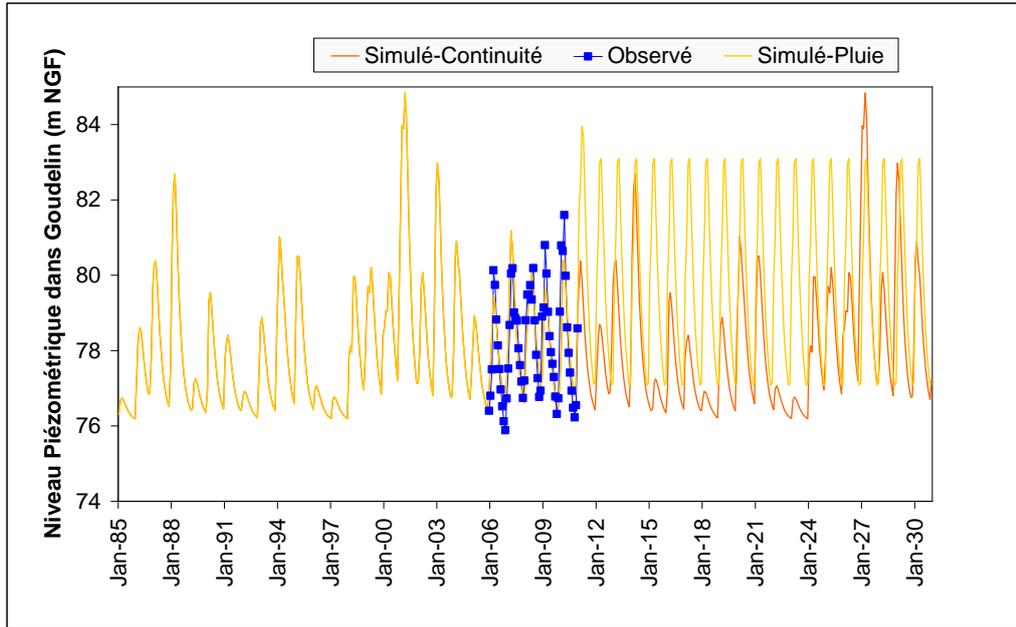


Illustration 51 : Évolution des niveaux piézométriques simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio avec une série d'années pluvieuses.

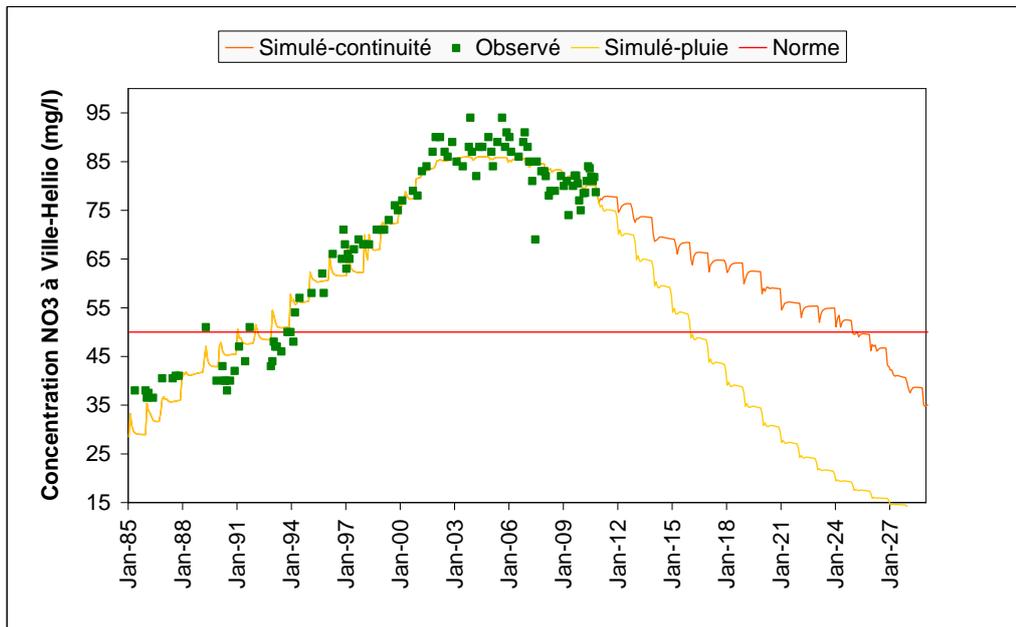


Illustration 52 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio avec une série d'années pluvieuses.

Cette augmentation moyenne de la quantité d'eau transitant dans le système sol-Zone Non Saturée-zone saturée induit une décroissance plus rapide des concentrations en nitrates au captage comme le montre l'illustration 52. Les concentrations diminuent en effet plus rapidement que sous l'hypothèse de continuité et ce, dès le début de la

prédiction. Le passage sous le seuil de 50 mg/L est alors avancé d'une dizaine d'années. Le climat semble ainsi jouer un rôle important dans l'évolution de la qualité des eaux à Plourhan, des années humides semblant favoriser la dilution des nitrates dans la zone non saturée et la nappe.

### 6.2.2. Montet-Chambon

L'année la plus humide de la série a été déterminée en calculant l'année qui conduit à la recharge la plus importante parmi celle à disposition (1975-2010). Selon le calcul en bilan hydrique issu du modèle BICHE, l'année conduisant à la recharge la plus importante est 1999 avec 224 mm de recharge entre le 1<sup>er</sup> janvier et le 31 décembre.

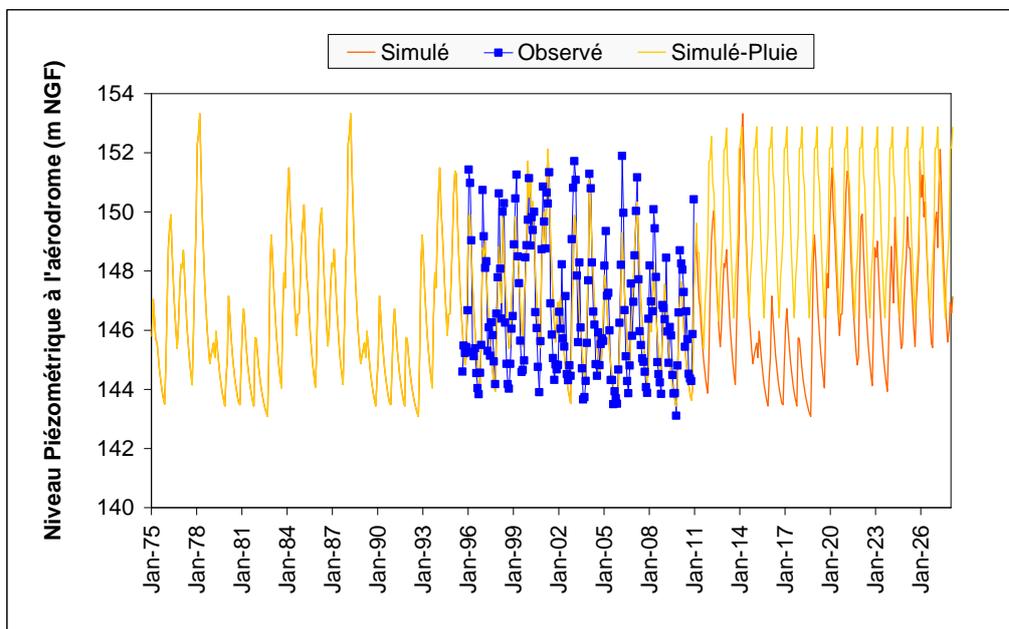


Illustration 53 : Évolution des niveaux piézométriques simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon avec une série d'années pluvieuses.

L'évolution des niveaux piézométriques simulés sous ce scénario « humide » est similaire à celle de Plourhan présentée précédemment comme le montre l'illustration 53 : les niveaux d'eau sont globalement plus hauts et dénués de variation interannuelle. La réponse en termes d'évolution des concentrations en nitrate aux captages de Montet et Chambon (Illustration 54) est une augmentation de la vitesse de diminution des teneurs. Le signal montre une décroissance forte dès le début de la période de prédiction suivie d'un ralentissement à l'approche des 20 mg/L. Le signal n'est plus affecté que par les variations climatiques saisonnières, les évolutions pluriannuelles ayant disparu. Comme à Plourhan, l'augmentation des quantités d'eau mises en jeu dans le système de Montet-Chambon semble favoriser la dilution des concentrations en nitrate avec comme conséquence, une augmentation de la tendance à la baisse des teneurs au captage.

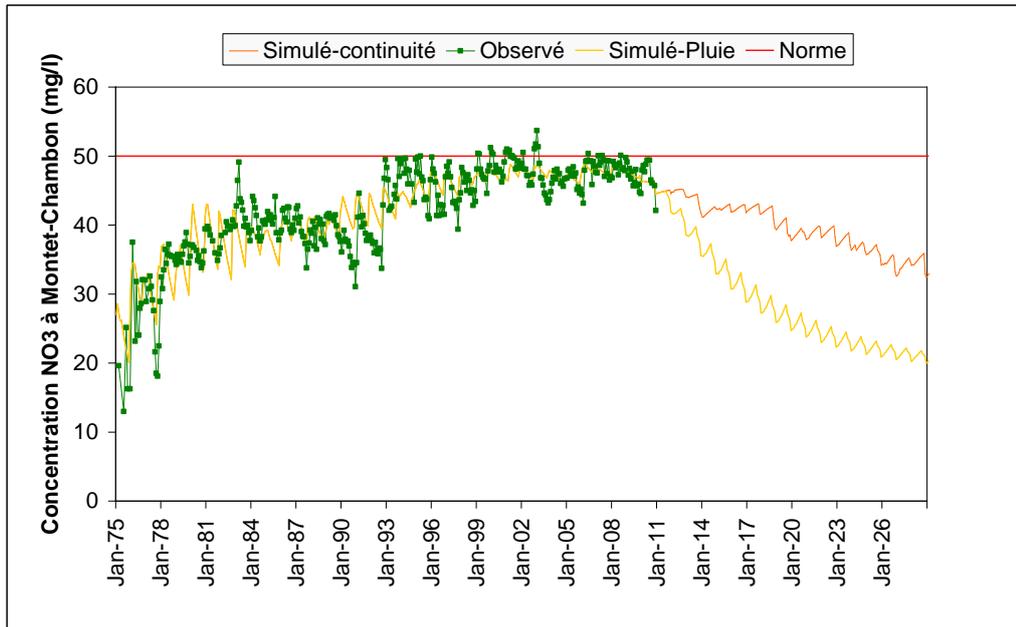


Illustration 54 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon avec une série d'années pluvieuses.

### 6.2.3. Pentvert

L'année la plus humide de la série a été déterminée en calculant l'année qui conduit à la recharge la plus importante parmi celle à disposition (1988-2008). À Pentvert, l'année conduisant à la recharge la plus importante entre le 1<sup>er</sup> janvier et le 31 décembre est l'année 2000 (97 mm calculé).

L'illustration 55 montre l'évolution prédite des niveaux piézométriques à Pentvert sous l'hypothèse d'une répétition de l'année climatique induisant le plus de recharge dans le système. Comme précédemment, les cycles pluriannuels disparaissent au profit d'une évolution parfaitement cyclique à fréquence saisonnière.

L'évolution prédite des concentrations en nitrate au captage de Pentvert ne montre alors plus de variation pluriannuelle comme c'était le cas sous l'hypothèse du scénario « continuité » (Illustration 56). Toutefois, à la différence des deux autres sites, les concentrations en début de période de prédiction (2010) augmentent durant deux cycles saisonniers avant de partir à la baisse. Ainsi, les concentrations prédites sous l'hypothèse du scénario « années pluvieuses » se retrouvent-elles supérieures à celles du scénario « continuité » de 2010 à 2015. Tout se déroule comme si l'augmentation de recharge engendrait le transfert d'un stock de nitrates préexistant dans le système. Le système ne fonctionnerait selon un mode « dilution » qu'à partir du moment où ce stock serait drainé, soit par lessivage, soit par un effet piston. Le climat joue donc ici un rôle prépondérant dans l'évolution des teneurs en nitrate au captage. La simulation indique en effet un comportement différent de celui des deux autres sites, phénomène qui pourrait être interprété comme un effet de la présence d'un stock de nitrate

mobilisable sous l'effet d'une augmentation des quantités d'eau dans le système (effet de chasse).

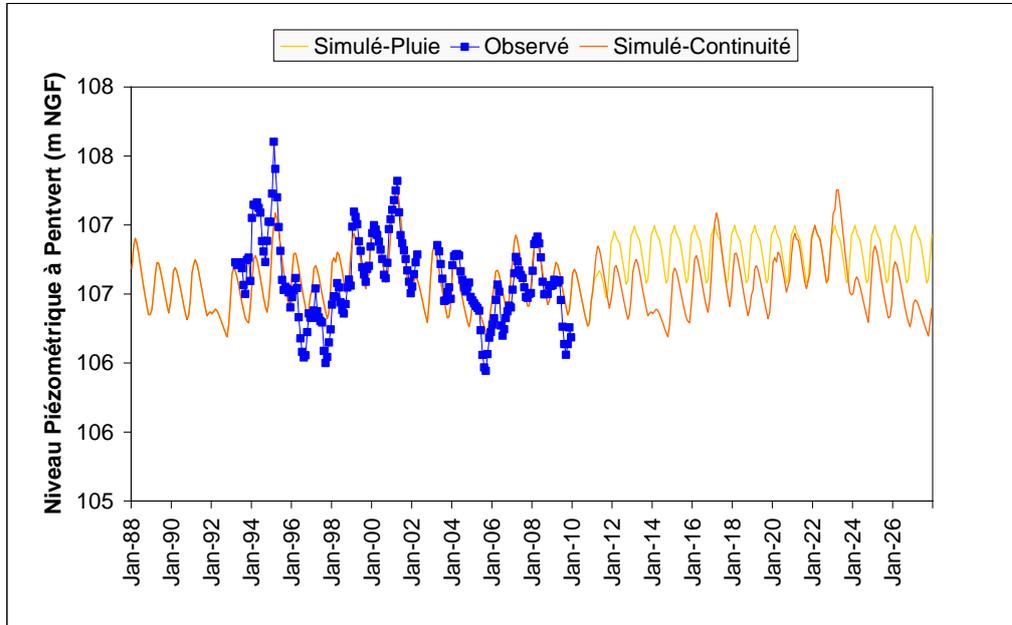


Illustration 55 : Évolution des niveaux piézométriques simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert avec une série d'années pluvieuses.

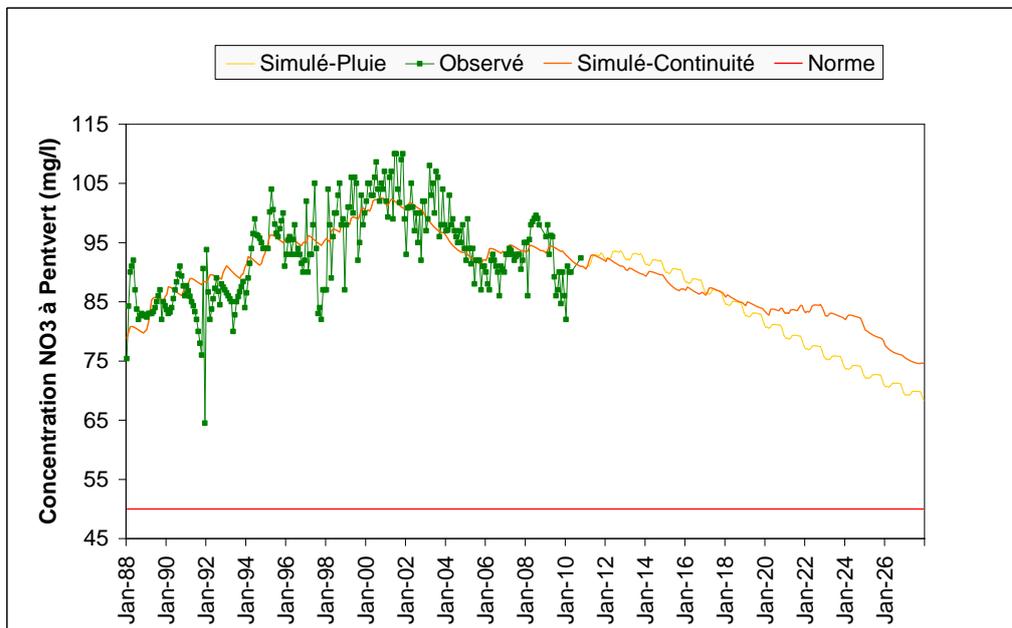


Illustration 56 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert avec une série d'années pluvieuses.

### 6.3. IMPACT DES MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES

Ce chapitre présente deux scénarios basés sur une modification de l'application des mesures agro-environnementales au sens large. Le premier scénario étudie le cas où les mesures agro-environnementales prises actuellement seraient abandonnées en 2010. Il s'agit du scénario « **Abandon des mesures** ». Le second scénario étudie le cas où les mesures n'auraient jamais été prises en dans les années 1990. Il s'agit du scénario « **Pas de mesure** ». Les paramètres du modèle et les données climatiques sont identiques à ceux du scénario « continuité ». Le résultat de ces scénarios peut donc être comparé. Les prédictions sont réalisées sur la période 2011-2027.

Le scénario « **Abandon des mesures** » considère un retour aux pratiques culturales de 1989/1990 à la fin de la campagne 2009/2010. La campagne 1989/1990 a été sélectionnée car elle se situe pour les trois sites avant la mise en place des premières contraintes fortes imposées sur les bassins concernés. Cela concerne aussi bien la gestion du parcellaire (mise en herbe à Plourhan) que l'amélioration des pratiques agronomiques (mesures agro-environnementales sur les trois sites).

Ce scénario rend ainsi compte de l'évolution possible des concentrations en nitrate aux captages si les pratiques agricoles actuelles étaient abandonnées pour revenir aux pratiques du début des années 1990.

Le Scénario « **Pas de mesure** » considère la conservation des pratiques culturales de la campagne 1989/1990 sur l'ensemble de la période 1990-2027. Il s'agit également de comparer l'état actuel et le scénario continuité par rapport à une situation virtuelle dans laquelle rien n'aurait été entrepris sur ces bassins depuis 1990.

Comme pour le scénario « années pluvieuses », ces scénarios sont à but pédagogiques afin de juger de l'efficacité des mesures mises en œuvre et de l'utilité de leur poursuite. L'utilisation d'une seule campagne (1989/1990) pour simuler une période aussi étendue peut biaiser la comparaison dans le sens où la campagne choisie peut être particulièrement défavorable (transfert important) d'un point de vue transfert de nitrates ou à l'inverse particulièrement favorable. Ces choix arbitraires sont nécessaires pour l'élaboration de ce type de scénario.

De même les mesures mises en œuvre n'ont pas débuté de manière concomitante sur les trois sites. La prise en considération de l'année 1989/1990 comme référence peut conduire à l'apparition plus ou moins anticipée de l'impact des mesures. Néanmoins, le souci du détail n'est pas judicieux dans cette démarche exploratoire, car il est consommateur de temps (pour l'élaboration des fichiers) et véhicule une idée erronée de la précision du modèle. L'essentiel est de dégager les tendances d'évolution des concentrations en nitrates sous tel ou tel scénario.

### 6.3.1. Plourhan

#### Scénario « Abandon des mesures »

À Plourhan, la surface en herbe est passée d'environ 2,5 % en 1990 à plus de 20 % en 2010. Le scénario « abandon des mesures » considère pour 2010 et les années suivantes un retour au parcellaire de 1989/1990 et aux usages qui en étaient fait à cette époque. Ainsi, dès 2010 les zones enherbées sont ramenées à 2,5 %, les cultures en blé représentent près de 40 % de la surface du bassin et les cultures en pois, choux-fleur et pomme de terre sont chacune de l'ordre de 20 %.

L'abandon des mesures en 2010 est suivi d'effet dès la troisième année (Illustration 57). Il s'ensuit une période de pseudo-stabilité des concentrations en nitrate, puis celles-ci augmentent fortement à partir de 2019 à un rythme de 2,5 mg/L comparable à l'augmentation des années 1980-2000.

Il se distingue donc sur cette simulation une période d'inertie totale de 2 ans où les transferts d'eau n'atteignent pas encore la nappe, une période d'inertie partielle de 7 ans complémentaires durant laquelle les stocks de nitrates en particulier dans la zone non saturée se reconstituent et une période active qui marque l'arrivée effective des nitrates dans la nappe. Les actions agricoles entreprises durant la période 1990-2010 ont permis de vider le stock de nitrates petit à petit. La modification simulée en 2010 permet de réalimenter ce stock et l'excédent sort de manière significative qu'à partir de 2019.

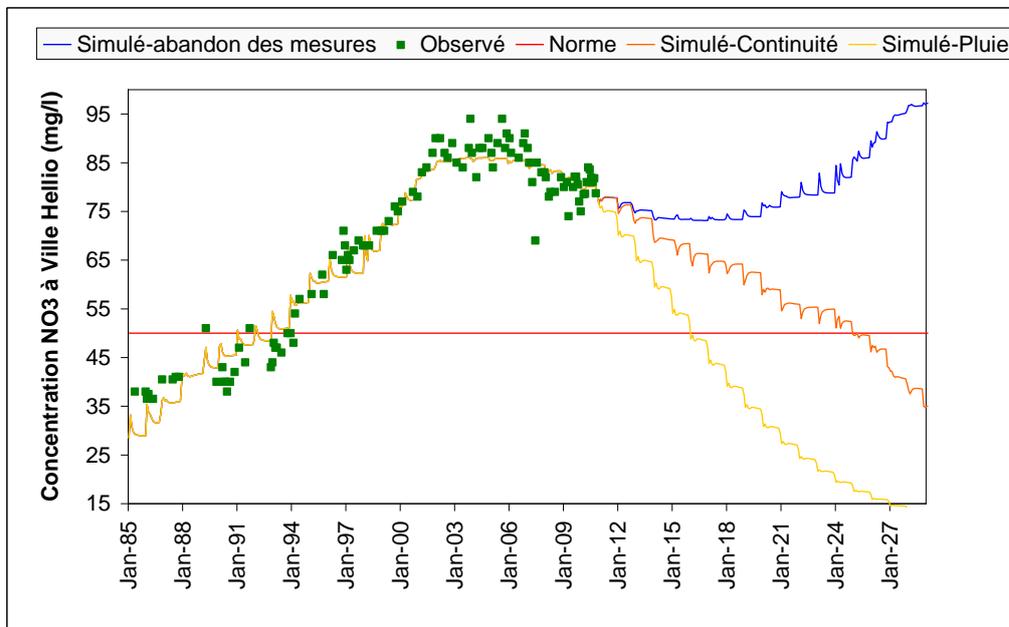


Illustration 57 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio pour le scénario « abandon des mesures ».

**Scénario « Pas de mesure »**

Pour le scénario « pas de mesure », le parcellaire et les pratiques culturales associées utilisées en 1989/1990 ont été répétées à partir de 1990.

La simulation (Illustration 58) se caractérise par une phase croissante de 1990 à 2000 durant laquelle la modification des données agricoles d'entrée n'a pas d'impact significatif. Ceci s'explique d'une part parce que l'inertie du système est importante (près d'une dizaine d'années), comme cela vient d'être démontré au paragraphe précédent et d'autre part parce que les mesures démarrent en réalité à partir de 1995.

Au-delà de 2000, la simulation du scénario « pas de mesure » commence à diverger de la simulation de référence (et donc des observations) pour prendre une évolution croissante régulière. Cette évolution montre que si aucune mesure n'avait été prise la teneur actuelle serait probablement de 100 mg/L avec une perspective de progression jusqu'à 125 mg/L en 2027.

La tendance très rectiligne de ce scénario en dépit de données pluviométriques contrastées en entrée du modèle indique que les variations climatiques sont négligeables sur ce site au regard des pratiques culturales.

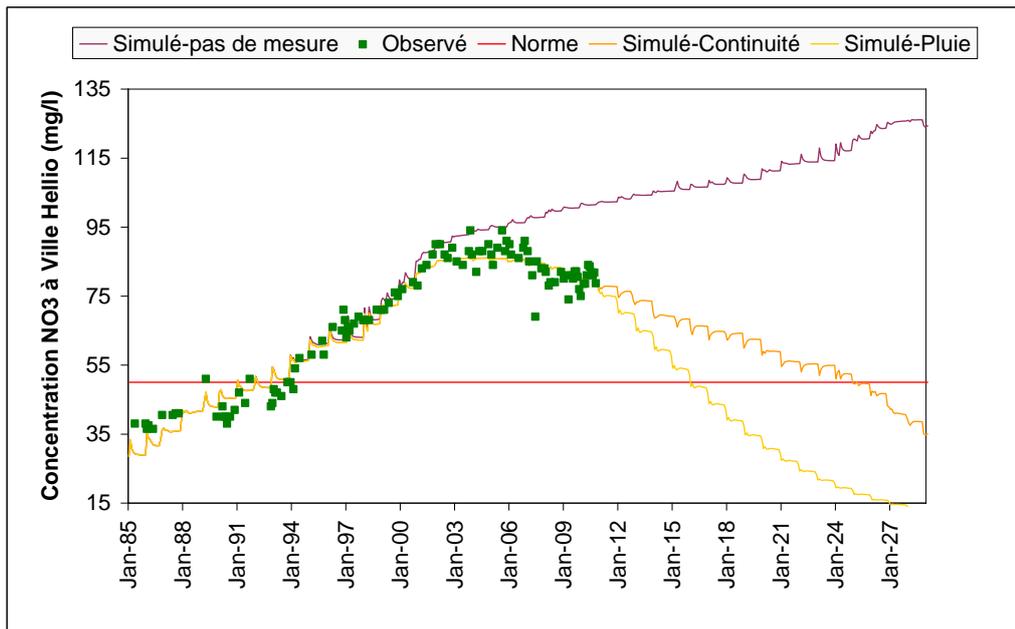


Illustration 58 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio pour le scénario « pas de mesure ».

### 6.3.2. Montet-Chambon

#### Scénario « Abandon des mesures »

Rappelons que pour créer ce scénario, les données climatiques de 1985 à 2002 ont été répétées pour étendre la chronique pluie et ETP de 2010 à 2027 (même procédure que pour le scénario « continuité ») et les données agricoles utilisées pour la campagne 1989/1990 ont été répétées à partir de 2010 pour simuler l'abandon des mesures et le retour à des pratiques antérieures afin de mettre en évidence l'impact des mesures et l'inertie du système.

À Montet-Chambon, l'abandon des mesures concerne notamment l'abandon des CIPAN et de l'appui à la parcelle réalisé par la Chambre d'Agriculture de l'Indre avec l'utilisation d'un outil de gestion de la fertilisation azoté (SCAN).

Après un temps d'inertie de 2 à 3 cycles hydrologiques, le scénario « abandon des mesures environnementales » (Illustration 59) se traduit par une inversion de la tendance observée avec le scénario continuité, c'est-à-dire par une reprise de la croissance des concentrations en nitrate. Cette croissance est cependant très limitée : une légère augmentation est observée entre 2010 et la fin de la simulation (de 44 à 46 mg/L) comme si le système s'approchait d'un état d'équilibre.

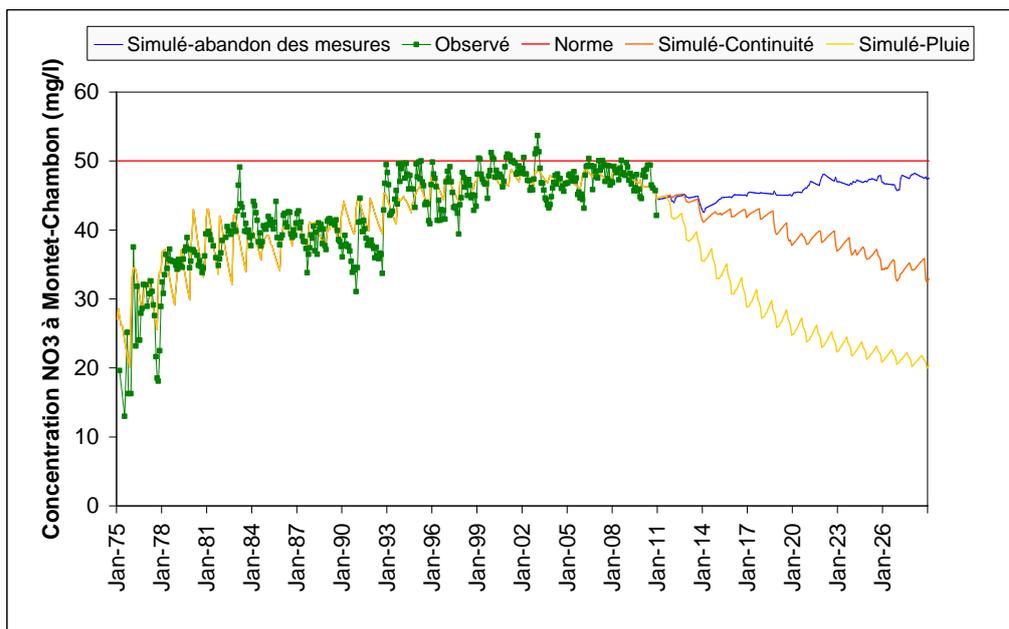


Illustration 59 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon pour le scénario « abandon des mesures ».

### Scénario « Pas de mesure »

Pour le scénario « pas de mesures », les données agricoles utilisées pour la campagne 1989/1990 sont répétées à partir de 1990, soit 20 ans plus tôt que le scénario précédent, dans le but de mettre en évidence l'impact des actions menées.

Entre 1990 et 2005, il existe peu de différence entre les scénarios « pas de mesures » et « continuité » (Illustration 60). L'accompagnement par la chambre d'agriculture débute en 2003 : durant la campagne 2003-2004, 80 % des parcelles agricoles font l'objet d'un suivi agronomique. Les CIPAN représentent alors une surface négligeable (7 ha de moutarde). Deux ans plus tard, à partir de 2005, la différence apparaît et l'écart passe alors de moins de 1 mg/L à plus de 10 mg/L en l'espace de 3 ans, puis la tendance n'évolue guère, semblant stabilisée autour d'une valeur moyenne de 53 mg/L.

Il apparaît dans ce cas précis une inertie de DEUX années entre la mise en place des mesures et le début de leur effet, puis une mise en équilibre rapide (3 ans), facilitée sans doute par un état initial proche de cet équilibre.

Ce scénario montre également l'influence des variations climatiques puisque le signal d'entrée agronomique ne varie plus. Les variations observées (quelques mg/L) proviennent uniquement des variations de la recharge.

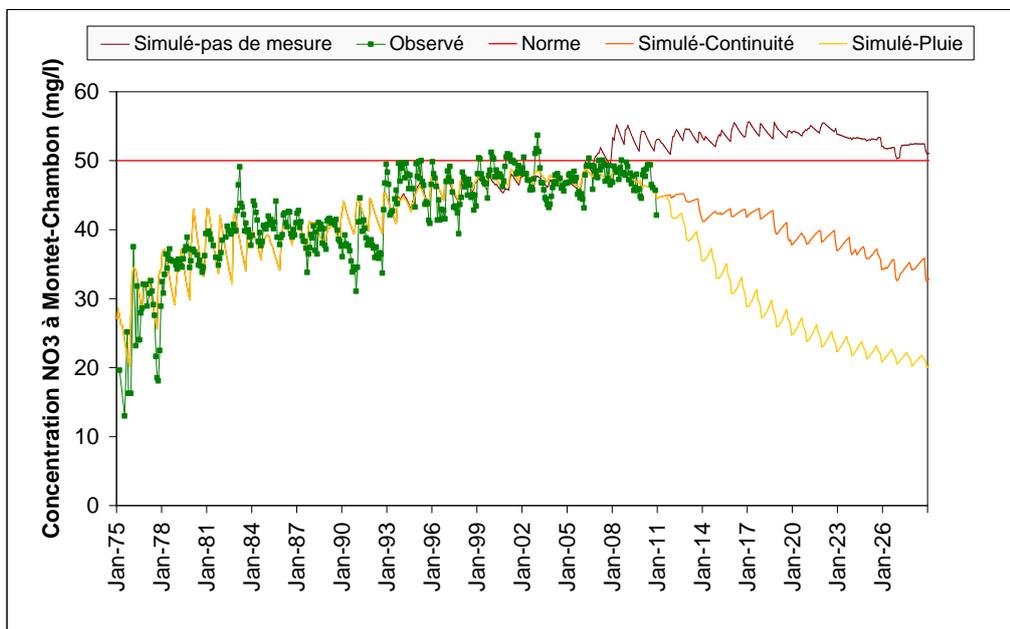


Illustration 60 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1975 et 2027 pour la simulation de Montet-Chambon pour le scénario « pas de mesures ».

### 6.3.3. Pentvert

#### Scénario « Abandon des mesures »

Les données météorologiques de 1990 à 2007 ont été répétées pour créer une chronique allant de 2010 à 2027 (comme pour le scénario « continuité »). Les données agricoles utilisées pour la campagne 1989/1990 ont été répétées à partir de 2010.

À Pentvert, l'abandon des mesures concerne notamment l'implantation d'une parcelle arborée à proximité du captage mais aussi le changement des pratiques de fertilisations des exploitants.

Dès la troisième année après la modification des données d'entrée du modèle, les chroniques nitrates des scénarios « continuité » et « abandon des mesures » suivent des évolutions divergentes (Illustration 62).

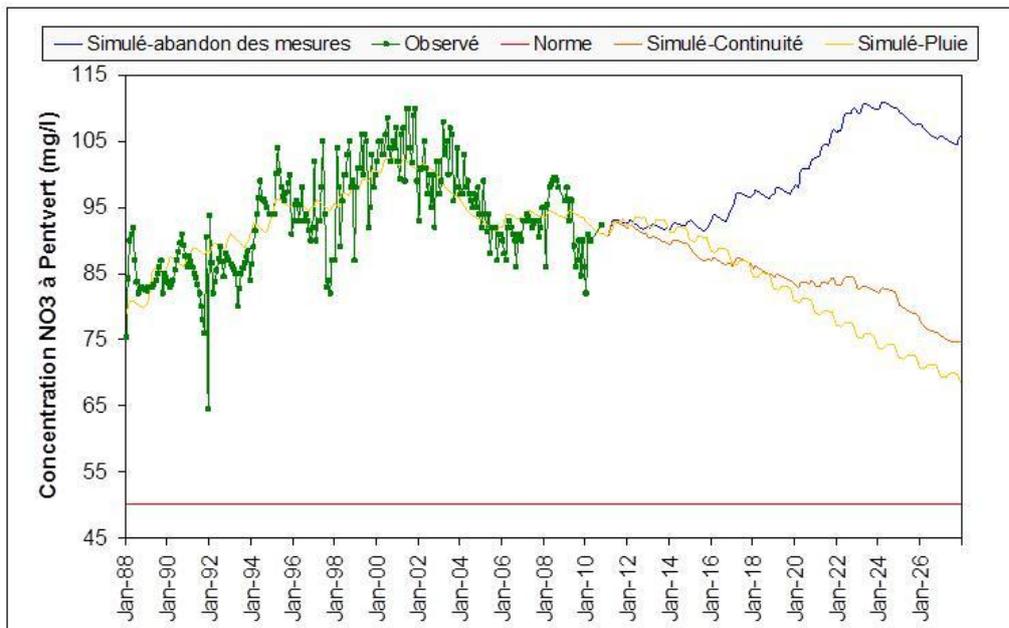


Illustration 61 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert pour le scénario « abandon des mesures ».

Pour le scénario « continuité », la concentration baisse de 90 mg/L en décembre 2010 jusqu'à 75 mg/L en décembre 2027. La chronique du scénario « abandon de mesure » est plus complexe. D'abord, elle reste stable entre 2010 et 2015. Ensuite, elle augmente rapidement pour attendre un maximum en avril 2024 (111 mg/L). Enfin, elle diminue pour atteindre 105 mg/L en décembre 2027. La période 2010-2015 montre, comme à Plourhan, l'inertie du système qui reconstitue ses stocks de nitrate dans la zone non saturée. La décroissance au-delà de 2024 est liée à un cycle pluriannuel influencé par des facteurs climatiques. Il est aussi visible sur la chronique de concentration du scénario « continuité » (les deux scénarios partagent les mêmes données climatiques).

Ainsi, il apparaît sur Pentvert un temps de réaction de l'ordre de 2 ans avant qu'un effet des modifications de pratique en surface se fasse percevoir au niveau des concentrations dans la nappe, puis une période de 5 ans supplémentaire avant l'apparition du plein effet de ces modifications.

L'influence du facteur climatique est beaucoup plus marquée que sur les autres sites puisque des fluctuations importantes (plus de 5 mg/L) persistent encore en fin de simulation alors que les données d'entrées agronomiques sont identiques chaque année.

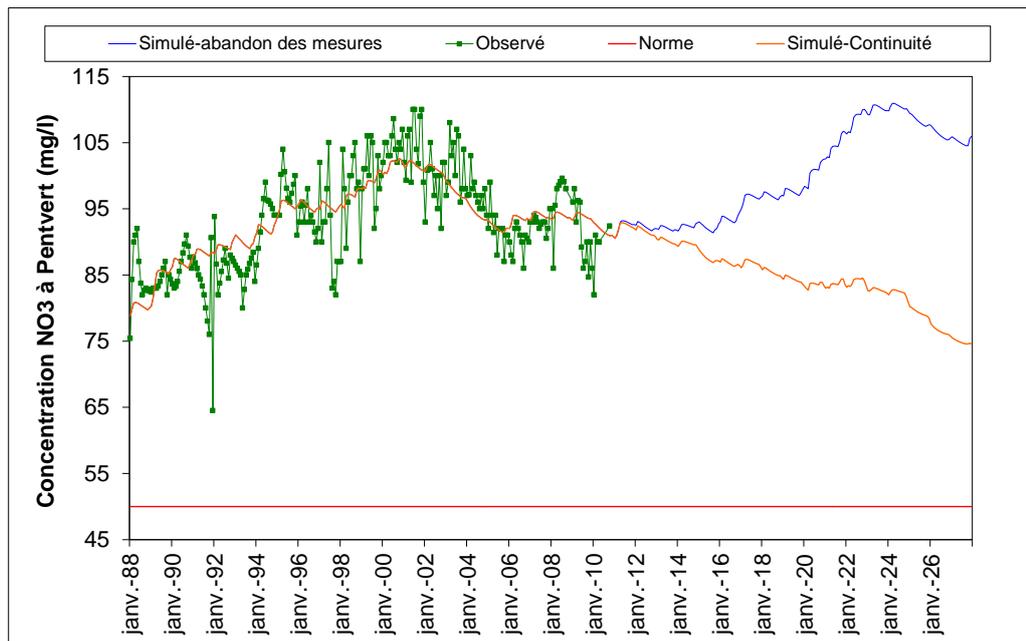


Illustration 62 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Penvert pour le scénario « abandon des mesures ».

### Scénario « Pas de mesure »

Pour le scénario « pas de mesures », les données agricoles utilisées pour la campagne 1989-1990 ont été répétées à partir de 1990.

Sur la période 1990-1995, les chroniques nitrates des scénarios « continuité » et « pas de mesure » sont presque identiques (Illustration 63), alors que le périmètre de protection est mis en place dès 1992, la commune passe en zone vulnérable et des actions « fertimieux » sont initiées dès 1991. Il est toutefois probable que la mise en place de ces mesures (en particulier la plantation de peupliers dans le PPR du captage) a demandé quelques années. À partir de 1995, la chronique de concentration du scénario « pas de mesure » s'écarte de celle du scénario « continuité » tout en conservant les tendances de celui-ci jusqu'en 2008. Au-delà, la chronique évolue à la hausse jusqu'en 2024, puis diminue légèrement.

L'influence du climat est bien visible sur ce scénario. Il est difficile de dire si c'est la période très humide de l'année 2000 ou les années plus sèches qui s'ensuivent qui sont responsables de ces fluctuations, mais il est clair que ce contraste climatique a joué un rôle sur la baisse des nitrates entre 2000 et 2006. Les fluctuations similaires observées à la fois sur les observations et sur le scénario « pas de mesure » (et de nouveau entre 2020 et 2026 par le jeu de la répétition des séries climatiques sur la période 2010-2027) semblent bien dues au climat plutôt qu'aux pratiques agricoles. Il se confirme que l'évolution des concentrations en nitrate sur le site de Pentvert est particulièrement sensible aux variations climatiques, ce qui explique que lorsque les concentrations sont relativement stabilisées, nitrates et niveaux piézométriques évoluent de concert.

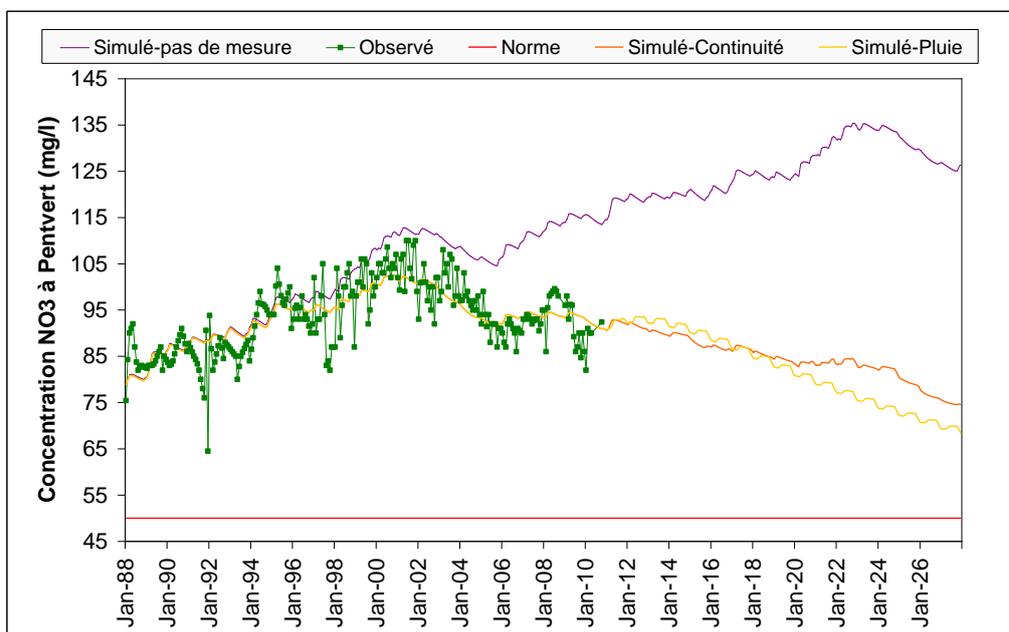


Illustration 63 : Évolution des concentrations en nitrates simulées entre 1988 et 2027 pour la simulation de Pentvert pour le scénario « pas de mesures ».

Du fait de l'influence importante du climat sur les variations de concentration en nitrate, les vitesses de réaction du système suite à une modification en surface sont plus difficiles à identifier. Dans les conditions de la simulation, un délai de 4 ans a été nécessaire avant de percevoir le début de l'impact des actions menées. En prenant 2005 comme date charnière de l'apparition d'une tendance croissante nette, l'inertie serait de 10 ans supplémentaires, ce qui fait de Pentvert le site le moins réactif des trois sites étudiés.

#### 6.4. SYNTHÈSE

Les scénarios précédemment présentés ont eu pour objectif de comparer l'extrapolation des conditions actuelles avec des hypothèses plus ou moins réalistes mettant en œuvre des années humides, l'arrêt des efforts de réduction des intrants, l'absence totale de mesure ou au contraire la transformation de toute la surface

agricole en prairie. L'interprétation de ces scénarios est aisée pour certains d'entre eux. En particulier, celui qui simule l'absence de mesure démontre sans appel l'efficacité des mesures mises en œuvre. Mais au-delà de cette lecture directe, ces scénarios permettent de caractériser l'inertie de la réponse de la nappe en termes d'évolution des concentrations en nitrate et l'impact de la modulation climatique. Ces résultats sont synthétisés dans l'illustration 64 qui confirme à elle seule la grande diversité des trois sites sélectionnés.

<b>Site</b>	<b>Temps de réaction</b>	<b>Inertie avant stabilisation de la tendance</b>	<b>Impact du climat</b>
Plourhan	2 ans	9 ans	< 1 mg/L
Montet-Chambon	2 ans	5 ans	< 5 mg/L
Pentvert	4 ans	14 ans	> 5 mg/L

*Illustration 64 : Temps de réaction, inertie et impact du climat issus des scénarios 6.2 et 6.3.*



## 7. Bilan de la modélisation du transfert des nitrates vers les eaux souterraines

L'objet de ce chapitre n'est pas de tirer des conclusions sur l'efficacité des actions menées sur les trois bassins pilotes, mais plutôt de juger de l'intérêt de la modélisation globale. Il s'agit de donner des clés de lecture des simulations réalisées en argumentant les avantages et les limites de cet exercice.

### 7.1. GÉNÉRALITÉS SUR LES RÉSULTATS DE CALAGE

Comment appréhender le résultat des calages du modèle BICHE ? Il a été écrit précédemment que les trois sites modélisés avec BICHE présentaient des calages satisfaisants. Cette allégation se base sur les critères suivants : les données simulées et observées épousent les mêmes tendances. Les simulations des niveaux d'eau respectent les fluctuations saisonnières et pluri-annuelles des observations. Les concentrations en nitrate simulées suivent l'évolution des chroniques observées. Ces appréciations sont toutefois plus ou moins objectives.

Il peut être intéressant de rechercher un critère objectif. Une évaluation de la qualité du calage peut être appréhendée par le coefficient d'ajustement  $R^2$  (équivalent au coefficient de corrélation). Un coefficient  $R^2 = 1$  correspond à un calage parfait. Les coefficients obtenus sur les trois sites sont repris dans l'illustration 65 :

Site	Plourhan	Montet-Chambon	Pentvert
$R^2$ Calage hydrologique	0,87	0,84	0,71
$R^2$ Calage des nitrates	0,97	0,78	0,71

Illustration 65 : Coefficients d'ajustement des trois calages.

Selon ce critère, la meilleure simulation est obtenue pour le site de Plourhan. Celle de Pentvert serait la moins bien calée.

Sur les chroniques piézométriques, on s'aperçoit que le critère du coefficient d'ajustement est meilleur quand les séries présentent des fluctuations régulières. À Plourhan, où les chroniques piézométriques disponibles semblent se reproduire d'une année sur l'autre de manière identique, l'ajustement hydrologique est de 0,87, tandis qu'à Pentvert, où les niveaux observés sont plus irréguliers et semblent parfois influencés par des pompages en fin d'été, l'ajustement est de 0,71. Or, le modèle n'est pas dans sa version actuelle en mesure de prendre en compte l'influence des pompages. Il est donc logique d'avoir une dégradation du calage dans ce contexte.

En ce qui concerne les chroniques de concentration, on remarque que le coefficient d'ajustement est d'autant meilleur que les chroniques sont lissées et le signal saisonnier amorti. C'est le cas de Plourhan (ajustement 0,97) alors qu'à Pentvert, où les teneurs en nitrates présentent des variations brusques de l'ordre de 10 mg/L voire plus, l'ajustement est moins bon. Pourtant, les tendances pluriannuelles sont

parfaitement représentées. De même, à Montet-Chambon, il est compréhensible que le modèle ne simule pas le décalage introduit par le changement de laboratoire en 1993.

On constate donc la difficulté de juger d'un bon calage par un simple indicateur. L'appréciation d'une simulation nécessite de connaître le contexte des mesures de référence. Elle doit donner un poids variable à l'ajustement selon les périodes et l'historique du site. Cette analyse multicritère ne peut probablement se faire que par une lecture avertie des résultats de simulation.

Ainsi, le début d'une simulation peut-il être considéré comme une période sensible. Le début de la période de calage est précédé d'une initialisation qui joue un poids important dans la simulation. Elle conditionne le bon démarrage de la série simulée à une période où les données sont généralement manquantes ou très peu détaillées.

Il existe différentes méthodes permettant de définir la durée de la période d'initialisation du modèle. Pour cette étude, le démarrage de l'initialisation est basé sur la date de passage d'une agriculture traditionnelle à une agriculture plus intensive où les sols ont commencé à être amendés de façon artificielle par l'apport d'engrais minéraux. Il est possible de dater ce passage au début des années 1960, avec des différences possibles suivant les zones considérées. Avant les années 1960, il est possible de considérer comme faible la contamination des eaux souterraines par les nitrates d'origine agricole. La période d'initialisation ainsi définie correspond à la période qui débute dans les années soixante et finit à la date de disponibilité des premières observations réelles.

L'autre méthode pour définir la période d'initialisation du modèle est basée sur l'analyse du comportement du système étudié vis-à-vis des transferts d'eau et de solutés. Certains sites réagissent en effet rapidement aux sollicitations extérieures tandis que d'autres montrent des comportements plus inertiels. Or, la période d'initialisation permet aux réservoirs du modèle d'acquérir une certaine réserve d'eau et une certaine teneur en nitrate avant la phase de calage du modèle. Ainsi, lorsque les transferts sont rapides, la période d'initialisation n'a pas besoin d'être longue, les réservoirs atteignant rapidement un certain état d'équilibre hydrique et chimique. À Montet-Chambon par exemple, les fluctuations des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrates aux captages sont rapides et d'amplitudes importantes. Le système semble réagir de façon assez rapide aux sollicitations extérieures de sorte qu'une période courte d'initialisation aurait pu être envisagée.

## **7.2. APPORT DE LA MODÉLISATION GLOBALE**

Un modèle BICHE bien calé est-il pour autant valide ? Le calage est l'indicateur de la fidélité du modèle. La validité d'un modèle s'exprime quant-à-elle en fonction de ses objectifs. Dans le cas présent, les objectifs spécifiques de la modélisation BICHE sont principalement :

- représenter par un modèle simple le système naturel complexe. Cette simplification est-elle possible et pertinente ?

- contribuer à la compréhension des processus de transfert des nitrates. Le modèle nous aide-t-il à identifier les mécanismes ? Nous permet-il de mesurer l'efficacité des mesures agro-environnementales ?
- prédire l'évolution des concentrations en nitrate dans le futur. Quel pourra-t-être l'impact de conditions climatiques particulières ou d'un changement de pratiques agricoles ?

Nous tentons ci-après de répondre à ces questions.

### 7.2.1. Pertinence du modèle

Les résultats obtenus sur les trois sites montrent incontestablement qu'il est possible, à partir de données climatiques et d'historiques sur l'occupation du sol de simuler l'évolution des concentrations en nitrate observées en un point du bassin. Toutefois, quelques réserves doivent être émises :

- les modélisations BICHE, qui ont été élaborées au pas de temps mensuel, simulent mal les fluctuations saisonnières observées. Lorsque ces fluctuations sont faibles, comme à Plourhan, le modèle est évidemment mieux calé car les chroniques simulées sont lissées. Mais ces imperfections du modèle peuvent également être liées au degré de connaissance des pratiques agricoles dans le bassin. Ainsi, sur la fin de la période d'observation de Montet-Chambon, les simulations parviennent à représenter la bonne amplitude des fluctuations observées parce que les données sont connues avec précision. Toutefois, le pas de temps mensuel reste inadapté pour obtenir un bon ajustement aux fluctuations saisonnières sur les trois sites étudiés. Le pas de temps journalier serait alors nécessaire, mais la précision des informations à fournir sur de nombreuses années est impossible à obtenir ;
- les bassins modélisés ont fait l'objet d'une sélection sur de nombreux critères explicités plus haut. Parmi ceux-ci, la connaissance des intrants agricoles sur le bassin a joué le rôle le plus important. La disponibilité d'une longue série de concentration en nitrate et la présence d'une chronique de niveau (ou de débit) ont également pesé dans la sélection. Ces conditions sont essentielles pour obtenir de bons résultats. Tous les bassins d'alimentation de captages ne sont donc pas modélisables, car nombreux sont ceux qui ne disposent pas de chroniques utilisables dans un calage ;
- le bassin doit être d'autant mieux connu que sa taille est petite. L'impact de l'imprécision (sur les données agronomiques principalement) qui découlent de l'interpolation entre les périodes renseignées (enquêtes, photographies aériennes, etc.) est d'autant plus fort que le bassin est petit. La modélisation du bassin de Plourhan a montré l'importance des changements de pratique appliqués sur quelques parcelles, lorsque ces quelques parcelles représentent la presque totalité du bassin. L'évolution de l'occupation des sols sur ce bassin est en effet la plus contrastée des trois sites. La même modification sur une parcelle de même taille sur le bassin de Montet-Chambon par exemple (50 km<sup>2</sup>) serait sans effet. Il est donc important, pour suivre les petits bassins, de disposer d'informations précises et rapprochées. Cet effet d'échelle a été également observé sur d'autres petits bassins (Gutierrez *et al.*, 2011) ;

- il est à craindre que la modélisation de très grands bassins se heurte à des difficultés de calage en raison d'une part, de la difficulté de constituer les données d'entrées et d'autre part par l'influence des hétérogénéités sur le bassin. La présence de sous-bassins contrastés en termes d'occupation des sols est susceptible de propager dans la nappe des « signaux » de concentration difficile à caler au point d'observation. Pour traiter ces cas, le découpage en sous-bassins pourrait constituer une amélioration du modèle BICHE.

Il faut également s'interroger sur l'unicité des calages obtenus. En réalité, plusieurs combinaisons de paramètres peuvent aboutir à des résultats similaires sur des chroniques de calage courtes et peu contrastées. Le calage des niveaux d'eau à Plourhan est un exemple de chronique trop courte. La simulation montre que les années 1996-1997 ou 2000-2001 sont bien différentes des années récentes avec une période d'étiage ou de crue marquée. Il est cependant impossible de savoir si ces périodes sont correctement simulées puisqu'aucune mesure ne leurs correspond. La phase de calage impose donc de prendre en compte les chroniques les plus longues possibles, de manière à disposer des situations les plus variées possibles, à la manière d'un système expert qui ne sait bien restituer que ce qu'il a un jour appris.

Il aurait été possible de diviser la chronique d'observation en deux périodes, l'une pour le calage, l'autre pour la validation. Cela revient à se priver du meilleur ajustement possible et constitue une perte de temps. Au final, le modélisateur reviendra sur le calage si la validation ne le satisfait pas. En termes statistiques, il faut au contraire chercher à maximiser le nombre d'échantillons pour se rapprocher le plus possible de la population des concentrations en nitrate.

Il demeure que, même à partir d'une chronique représentative, plusieurs paramètres auront des actions susceptibles de se compenser pour donner un résultat équivalent sur le modèle global. Aussi est-il plus prudent de ne pas considérer chaque paramètre intrinsèque au modèle comme représentatif de la réalité physique du milieu. Un exemple est la Réserve Utile du sol qui est différente dans les résultats du modèle par rapport aux estimations des pédologues (Illustration 66).

	<b>Plourhan</b>	<b>Montet-Chambon</b>	<b>Pentvert</b>
RFU estimé par les pédologues	100	100	50
Paramètre RUMAX du modèle	150	60	54

*Illustration 66 : Comparaison de la réserve utile estimée et obtenue par calage.*

Les paramètres internes du modèles, obtenus pour certains par optimisation, ne doivent donc pas être considérés comme des paramètres descriptifs du milieu mais plutôt comme des paramètres de calage du modèle.

### **7.2.2. Contribution à la compréhension des transferts de nitrate au sein du système aquifère**

Tâchons maintenant de voir en quoi le modèle global nous aide dans la compréhension des phénomènes et des processus mis en jeu dans le transfert des

nitrates. Parce que les trois sites modélisés sont très différents les uns des autres, leur comparaison apporte des renseignements complémentaires.

En premier lieu, le modèle nous aide à identifier les sites sur lesquels se constitue un stock de nitrate. À Plourhan, en contexte de socle, les variations saisonnières de teneurs en nitrate sont faibles favorisant l'ajustement des données simulées sur les grandes tendances pluriannuelles d'évolution des données réelles. À Pentvert, à l'inverse, les chroniques d'évolution des concentrations en nitrates montrent des variations saisonnières importantes corrélées positivement aux variations des niveaux piézométriques. Le modèle, par l'intermédiaire des paramètres « volume d'eau liée dans la réserve superficielle » et « volume d'eau liée dans la réserve intermédiaire », permet alors de favoriser soit la restitution des grandes tendances pluriannuelles soit la restitution des variations saisonnières.

Plus les valeurs de ces paramètres sont élevées, plus le modèle crée un stock de nitrate avant l'entrée dans la nappe et plus le comportement du système est inertiel. Comme nous venons de le voir, il est préférable de se limiter à cette approche qualitative car les valeurs des paramètres n'ont pas de signification propre. Il ne serait pas correct de chercher à estimer le stock de nitrate dans la ZNS à partir de ces résultats de calage. Toutefois, nous pouvons dire qu'à Penvert, le modèle conduit à augmenter ces « volumes d'eau liée » de manière importante par rapport aux deux autres sites pour caler ces grandes ondulations interannuelles, et que cette paramétrisation est l'indice de l'existence d'un stock de nitrate important dans la zone non saturée. Ce stock a d'ailleurs été confirmé récemment par carottage (Le Guern et Lopez, 2011).

Le deuxième enseignement du modèle est qu'il permet de mesurer l'efficacité d'une mesure agro-environnementale. Cela peut se faire par un scénario qui ne prend pas en compte les modifications qui ont eu lieu sur le bassin, ou par un retour à des pratiques antérieures. L'écart sur les concentrations en nitrate est alors mesurable entre une situation de poursuite des pratiques agricoles initiales et la situation actuelle. Ces scénarios ont été mis en œuvre sur les trois sites et ses résultats sont synthétisés sur l'illustration 64.

L'identification de l'impact des actions agro-environnementales est plus facilement visible sur la chronique simulée, moins bruitée et continue, que sur les observations elles-mêmes. L'intérêt de la modélisation est alors de disposer d'une chronique continue sur laquelle l'effet des opérations peut être recherché. Toutefois, cet impact est mis en évidence de manière plus nette par les scénarios prédictifs qui donnent une vision différente, en déroulant jusqu'en 2027 l'évolution simulée de la chronique de concentration. La simulation permet alors de prendre du recul et d'analyser les tendances au-delà des seules périodes d'observation.

### **7.2.3. Intérêt des scénarios prédictifs**

Le modèle montre réellement son intérêt dans la simulation de scénarii. Le scénario « continuité » par exemple, permet d'alerter la collectivité en montrant ce que les concentrations en nitrate pourront devenir « si rien n'est fait ». *A contrario*, comme

c'est le cas sur les trois sites modélisés, ils peuvent mettre en évidence le bien fondé des actions passées.

À Plourhan, le scénario « continuité » confirme que la tendance est décroissante. L'inflexion se situerait après 2001, soit six ans après les changements de pratique agricole. La simulation prédit un retour à un bon état des eaux en ce qui concerne les nitrates avant 2027

À Montet-Chambon, la tendance décroissante est également confirmée. L'impact des actions pilotées par la Chambre d'Agriculture est visible sur l'amplitude des fluctuations de concentration en nitrate. Cette amplitude, très large dans les années 1980 et 1990 est considérablement réduite depuis 2005, soit seulement deux ans après les mesures mises en œuvre par la Chambre. Elles sont le signe d'une application plus adaptée des fertilisants aux cultures et aux conditions climatiques.

À Pentvert enfin, le scénario continuité confirme que la décroissance observée ces deux dernières années n'est pas le seul fait du climat, mais constitue bien l'amorce d'un retour vers le bon état des eaux en termes de nitrate. Cette amélioration ne permettra toutefois pas de franchir la barre des 50 mg/L avant 2027.

L'intérêt des scénarii prédictifs peut également avoir un caractère pédagogique. Il est ainsi possible de tester une situation qui a peu de chance de se produire, pour améliorer la compréhension des phénomènes. Le scénario avec une série d'année pluvieuse, bien que peu réaliste, examine ce qui se passerait si les 15 prochaines années étaient des années humides. Ce scénario met en évidence le rôle du climat sur le transfert des nitrates. Ainsi à Plourhan, la série d'années pluvieuse a pour conséquence une décroissance plus rapide que dans le scénario continuité (dont la pluviométrie est la répétition d'années climatiques déjà produites). Les nitrates atteindraient 15 mg/L dans ces conditions. De même, à Montet-Chambon, les nitrates décroissent plus rapidement en année pluvieuse pour atteindre 20 mg/L en 2027. En revanche, à Pentvert, les concentrations décroissent moins vite par rapport au scénario continuité pendant les premières années. Ces simulations confirment que les sites de Plourhan et de Montet-Chambon possèdent un stock plus faible de nitrates dans la zone non saturée que le site de Pentvert. C'est en effet le stock de nitrate dans la zone non saturée qui commence par être sollicité par les années pluvieuses du scénario, par effet piston.

Avec la mise en œuvre de ces divers scénarios, le modèle ne donne pas directement un « temps de transfert » mais plutôt un temps de réaction de la nappe face à une modification en surface, ce qui est probablement plus utile en termes de gestion.

L'apport des modélisations BICHE dans les trois cas d'étude semble donc remarquable car il permet de caractériser les systèmes et d'anticiper des situations futures. Les prédictions sont d'autant plus fiables que les chroniques d'observations sont longues et contrastées. Le modèle ne peut cependant prédire à la fois des grandes tendances d'évolution et simuler finement les variations saisonnières.

## 8. Compréhension du fonctionnement des trois sites : apport du suivi mensuel et de la datation

### 8.1. RAPPEL SUR LE PRINCIPE DE DATATION

Dater les eaux souterraines signifie déterminer le temps écoulé à partir du moment où l'eau devient souterraine, en d'autres termes, depuis son infiltration dans le sol à partir des précipitations ou depuis tout autre type d'eau de surface (rivières, lacs). À un point donné (forage, source), l'eau collectée correspond à une multitude de gouttes d'eau accumulées ayant un âge plus ou moins important. C'est pour cela que l'âge estimé par les traceurs chimiques est considéré comme un âge « apparent ». Il existe plusieurs méthodes pour calculer ou estimer l'âge des eaux souterraines. Pour cette étude, la méthode des gaz CFC et SF<sub>6</sub> a été utilisée.

Les composés halogénés CFC-11 (trichlorofluorométhane), CFC-12 trichlorodifluorométhane) et CFC-113 (trichlorotrifluorométhane) communément appelés fréons sont utilisés principalement comme gaz réfrigérants, propulseurs, solvants et agents d'expansion dans les mousses de matières plastiques. Ces gaz ont été largement diffusés à partir des années 1950. Les CFC se diffusent dans l'atmosphère et l'hydrosphère.

L'hexafluorure de soufre (SF<sub>6</sub>) est utilisé principalement pour ces capacités isolantes par l'industrie d'énergie électrique, dans les accélérateurs et la production du double vitrage. Ce gaz est également utilisé dans la production du magnésium et comme traceur pour la détection des transferts de polluants (traçage gazeux). Il apparaît également dans les années 1950.

Suite au protocole de Kyoto (1997) pour la réduction d'émission de gaz à effet de serre, les émissions de gaz CFC et SF<sub>6</sub> sont en diminution. La chronique de leur présence dans l'atmosphère constitue donc un signal permettant de dater les eaux « jeunes ».

La datation des eaux se base sur la comparaison des concentrations en gaz dissous dans les eaux souterraines et les chroniques de concentration des gaz dans l'atmosphère. Ces dernières sont parfaitement connues car mesurées en routine à plusieurs stations localisées dans les hémisphères nord et sud.

Les traceurs gazeux présents dans l'atmosphère passent la zone non saturée selon un transport diffusif avant d'entrer dans l'eau souterraine sous forme de gaz dissous suivant la loi d'Henry. Selon la loi de Henry, la solubilité d'un gaz dissous dans l'eau à l'équilibre avec l'air est proportionnelle à la pression  $p_i$  de ce gaz dans l'air :

$$C_i = K_{H_i} p_i$$

où  $C_i$  est la concentration du gaz CFC- $i$  dans l'eau et  $K_{Hi}$  la constante de Henry pour ce CFC- $i$ .

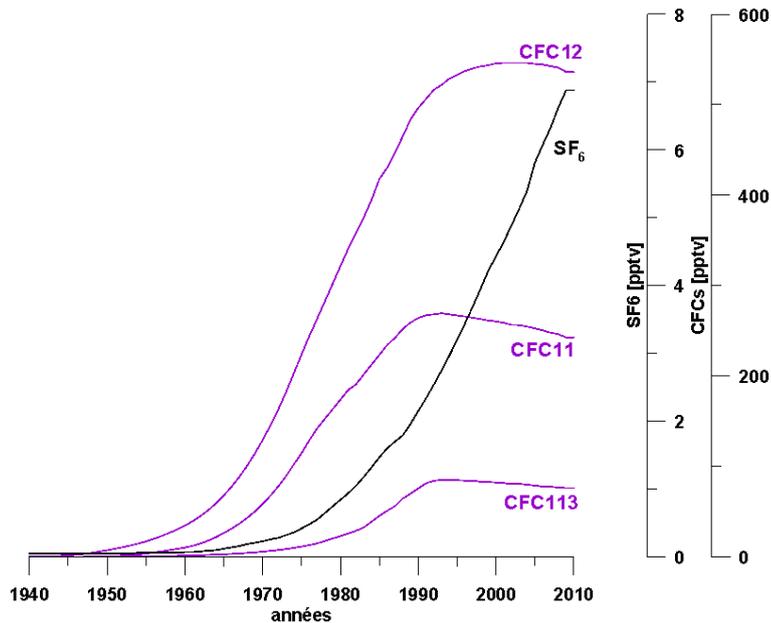


Illustration 67 : Chronique des concentrations dans l'air des CFC et  $SF_6$  dans l'hémisphère nord.

La constante de Henry nécessite donc une connaissance de la pression à laquelle les gaz de l'air sont dissous dans l'eau. Cette pression sera estimée pour chaque point d'eau à partir de l'altitude et de la température moyenne de recharge.

Le calcul fait intervenir un modèle de fonctionnement qui schématise le mode d'infiltration de l'eau dans la nappe. Trois modèles empiriques sont envisagés pour estimer les temps de séjour moyens des eaux :

- le modèle piston considère que les eaux d'infiltration d'une période de recharge ne se mélangent pas avec celle de la recharge suivante, mais est poussée par celle-ci vers l'exutoire :

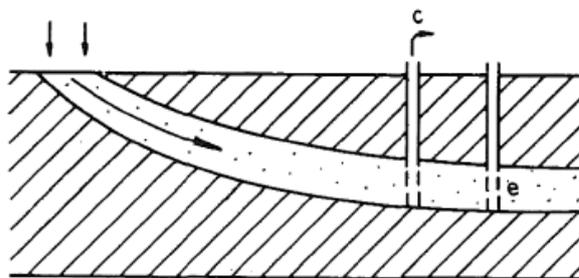


Illustration 68 : Modèle piston.

- le modèle exponentiel, où toute la surface du bassin permet l'infiltration. À l'exutoire, se retrouve alors un mélange d'eau récente et d'eau ancienne qui s'est réalisé au cours de l'écoulement souterrain :

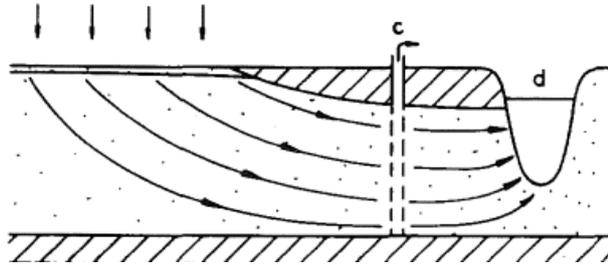


Illustration 69 : Modèle exponentiel (source : Maloszewski et Zuber, 1982).

- le modèle de type mélange (à deux pôles) ou binaire est également attendu. Dans ce cas un des deux pôles est considéré comme de l'eau ancienne sans CFC donc considérée comme antérieure à 1950. Le deuxième pôle est de l'eau dite jeune (en fait postérieure à 1950) d'âge variable. Le résultat de la datation par l'utilisation d'un modèle de mélange binaire est donc un pourcentage d'eau jeune pour laquelle un âge peut être avancé. Toutefois il convient de noter que cette discrimination en une eau « ancienne » antérieure à 1950 et une eau dite jeune (postérieure à 1950) est tout à fait arbitraire mais nécessaire pour le calcul. Dans les faits, un mélange d'eau d'âge différent pourrait donner les mêmes concentrations en CFC.

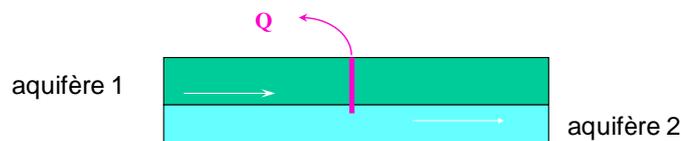


Illustration 70 : Modèle d'écoulement de mélange binaire.

En pratique et en l'absence de connaissance extrêmement détaillée du fonctionnement d'un aquifère, chaque modèle est testé. L'estimation retenue pour l'âge apparent est celle pour laquelle, le nombre maximum de traceurs donne la même information.

## 8.2. LES MESURES EFFECTUÉES AU NIVEAU DE CHAQUE SITE

Toutes les techniques de prélèvement, d'échantillonnage et de conservation ont été validées au BRGM afin de répondre à trois objectifs :

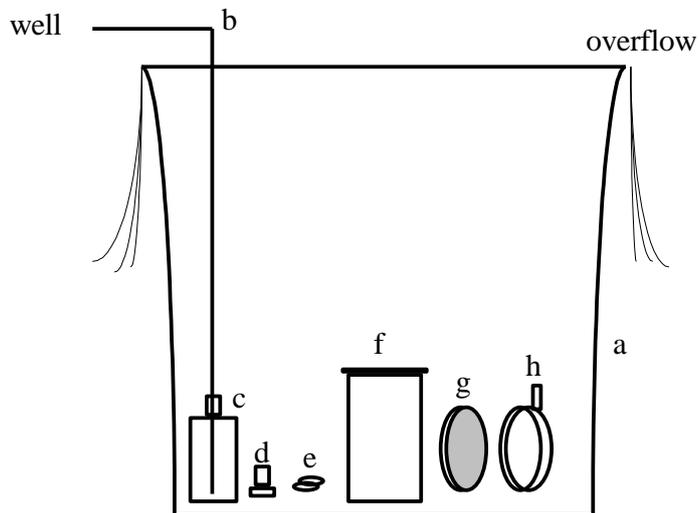
- représentativité du milieu ;
- caractérisation des phénomènes ;
- limitation des transformations

Elles font l'objet d'un mode opératoire spécifique qui permet de garantir la non contamination des échantillons. Les prélèvements pour mesure de CFC et SF<sub>6</sub> dissous dans l'eau suivent ainsi le protocole développé par Oster *et al.* (1996).

Le prélèvement se fait dans des flacons en verre de 500 mL (pour la mesure des CFC et du SF<sub>6</sub>) eux même placés dans un récipient métallique (Illustration 71) qui sera également rempli d'eau prélevée en évitant les mélanges avec l'air ambiant. Le remplissage de la bouteille de verre et du récipient métallique se fait en permanence sous l'eau (Illustration 72).



Illustration 71 : Système de prélèvement utilisé pour les CFC et SF<sub>6</sub>.



Source : IAEA, 2006

Illustration 72 : Schéma du système de prélèvement de l'eau pour analyses de CFC et SF<sub>6</sub>.

- a) récipient en métal, b) tuyau de prélèvement, c) flacon de verre, d) bouchon de verre, e) clip métallique pour bloquer le bouchon, f) récipient métallique, g) couvercle du récipient métallique, h) bloqueur couvercle métallique

Les analyses des gaz dissous (CFC, SF<sub>6</sub>) ne font pas l'objet de normes ISO, inexistantes pour ces éléments mais suivent un contrôle continu (utilisation de standards internes et participation à des exercices de calibration inter-laboratoires) qui permettent de garantir l'obtention de faibles incertitudes (Illustration 73).

Analyses isotopiques	Méthode	Incertitude
CFC-113, CFC-12, CFC-11, SF <sub>6</sub>	Chromatographe en phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électron	± 5 %

*Illustration 73 : Tableau récapitulatif des méthodes d'analyses d'isotopes et gaz dissous.*

Les analyses des CFC et SF<sub>6</sub> par chromatographie gazeuse ont été réalisées par le laboratoire Spurenstofflabor (Allemagne) ; les prélèvements ont été assurés par le BRGM.

Pour plus de détails sur la méthode et les incertitudes liées à la mesure, il est possible de se référer au rapport de phase 1 (rapport BRGM-RP/56884-FR).

Chacun des trois sites sélectionnés a fait l'objet d'une visite mensuelle. Dans la mesure où les sites ont été retenus sur différents critères (connaissance hydrogéologique, évolution notable de la pression en azote, etc.) et pas uniquement sur des critères de datation, il apparaît que lors de la mise en place du suivi mensuel, seul le captage de Pentvert avait fait l'objet d'une datation lors de la campagne spatiale de 2007. Pour les deux autres sites, la question de faisabilité technique de cette datation apparaissait comme le premier point clé à traiter. En première approche, seules les concentrations en CFCs devaient être mesurées. Toutefois, devant les difficultés de datation rencontrées lors des premières mesures, il a été décidé d'ajouter la mesure du SF<sub>6</sub>.

### 8.3. CARACTÉRISATION GÉOCHIMIQUE SOMMAIRE DES TROIS SITES

Avant de s'intéresser plus spécifiquement à l'évolution des teneurs en nitrate sur les trois sites, une succincte présentation des caractéristiques chimiques des eaux est réalisée. Les trois sites d'étude présentent des caractéristiques chimiques légèrement différentes. D'abord du fait de la nature des roches traversées, roches acides (paragneiss) pour Plourhan et sédimentaires (calcaires) pour Montet-et-Chambon et Pentvert. Cette différence de famille chimique se note parfaitement sur le diagramme de Piper présenté dans l'illustration 74.

Les eaux de Montet-et-Chambon et de Pentvert sont de type bicarbonaté-calcique. La différence principale entre ces deux types d'eau est l'importance des anions Cl+NO<sub>3</sub>, Pentvert montrant une proportion plus importante pour ces deux éléments. Les eaux de Plourhan sont de type chloruré et sulfaté calcique et magnésien. On observe pour les trois points d'eau souterraine suivi sur plus d'un cycle hydrologique une très faible variabilité de l'importance respective de chacun des cations alors que le poids molaire des anions varie de manière plus importante, notamment à Plourhan. On note un enrichissement le long de l'axe Cl+NO<sub>3</sub> et une diminution parallèle des bicarbonates.

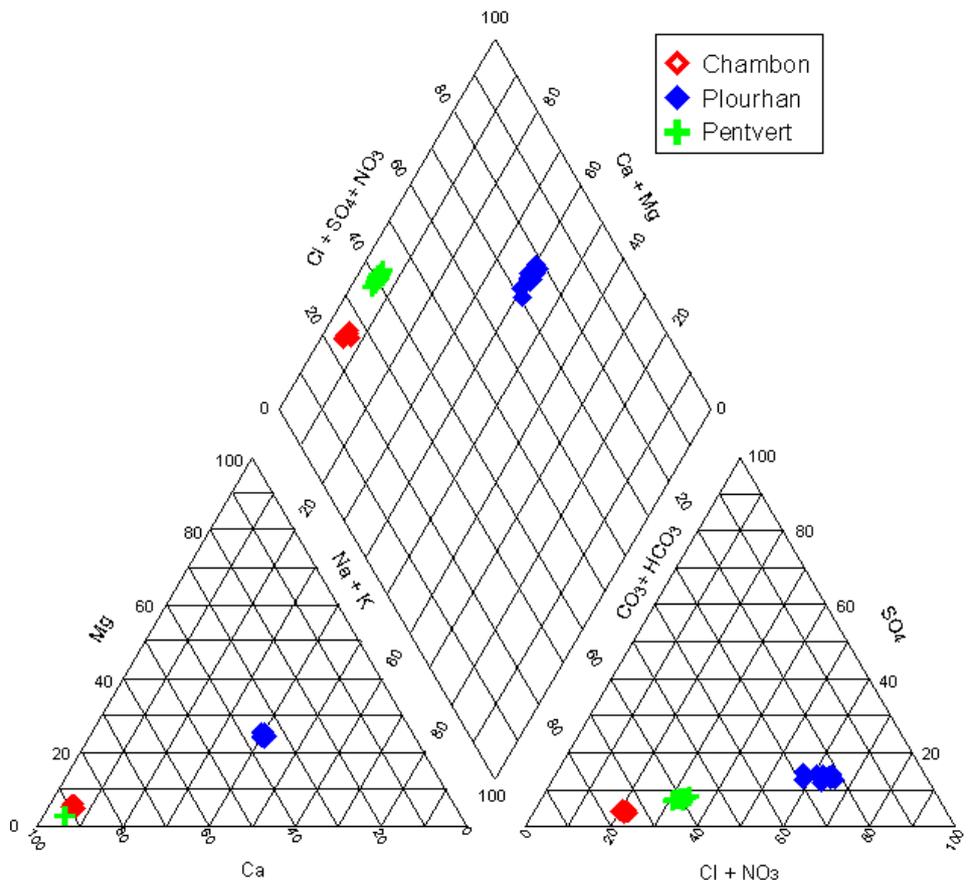


Illustration 74 : Diagramme de Piper pour les analyses réalisées de 2009 à 2011 à Pentvert, Montet-et-Chambon et Plourhan.

## 8.4. SOURCE CAPTÉE DE LA VILLE HELLIO À PLOURHAN, CÔTES D'ARMOR (02048X0045/P1)

### 8.4.1. La source captée

Les niveaux piézométriques ont été relevés mensuellement sur onze piézomètres répartis sur le bassin. Tous les piézomètres ont montré les variations intra-annuelles même si leurs amplitudes varient suivant la proximité avec la source constituant l'exutoire du bassin. Les informations étant similaires pour tous les piézomètres, seuls les niveaux piézométriques relevés sur le Pz6 sont ensuite présentés.

Les niveaux d'eau mesurés sur le Pz6 de Plourhan mettent en évidence la présence de cycles hydrologiques avec des périodes de basses eaux en novembre 2009 et septembre-octobre 2010 et des périodes de hautes eaux en février-mars 2010 et décembre 2010-janvier 2011 (Illustration 75). Ces observations sont à tout à fait conformes à ce qui a été décrit pour le piézomètre Goudelin, retenu pour le calage hydrodynamique du modèle (Illustration 11).

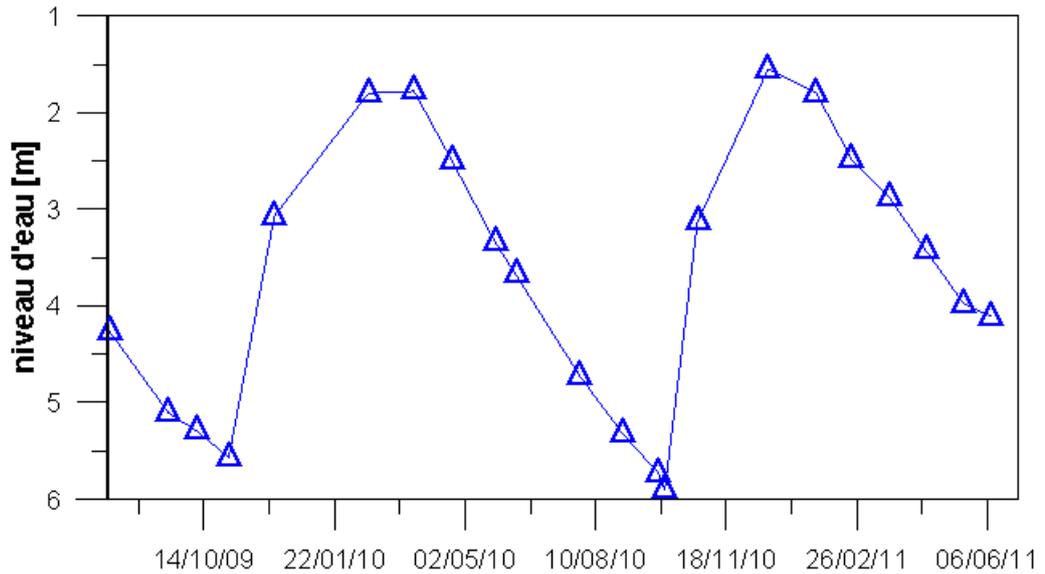


Illustration 75 : Niveau d'eau mesuré au forage Pz6 de Plourhan entre août 2009 et juin 2011.

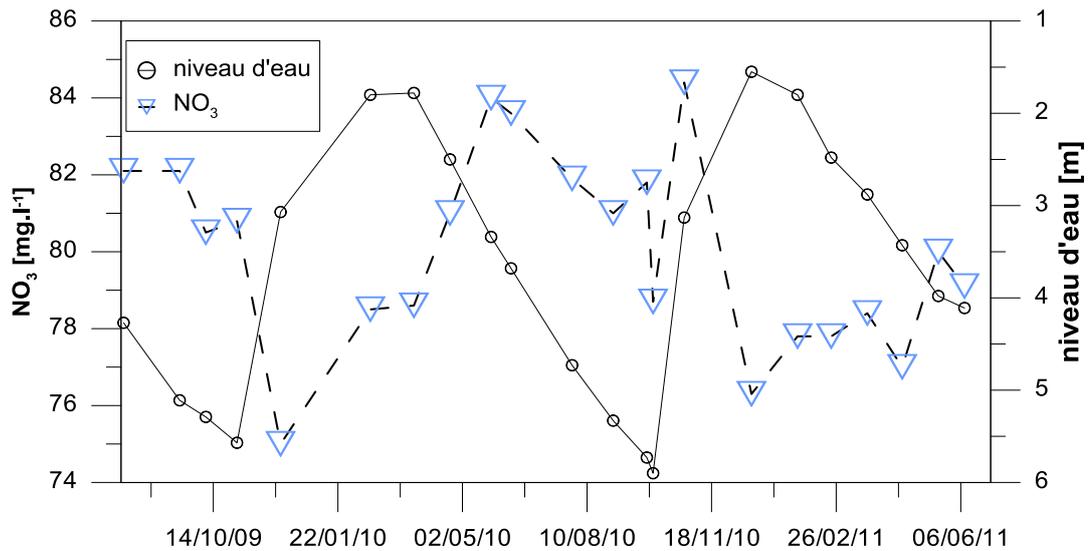


Illustration 76 : Évolutions mensuelles des teneurs en nitrate de la source et des niveaux d'eau au niveau du Pz6 entre août 2009 et juin 2011.

En ce qui concerne l'évolution des concentrations en nitrate, des fluctuations intra-annuelles apparaissent également (Illustration 76). Ces fluctuations sont relativement importantes puisque, au cours de ce suivi, une fluctuation de 10 mg/L est observée. Les teneurs les plus élevées enregistrées sur ces quelques mois correspondent aux mois de printemps-été alors que durant les mois d'automne et d'hiver les concentrations ont tendance à diminuer. Une anti-corrélation entre la piézométrie et les concentrations en nitrate semble se dessiner. Ainsi, la hausse du niveau piézométrique se traduit par une diminution des teneurs en nitrate qui pourrait alors suggérer un

phénomène de dilution par une arrivée d'eau moins riche en nitrate. Plutôt qu'une anti-corrélation, l'hypothèse d'un déphasage de plusieurs mois entre la réponse hydrologique et de concentrations en solutés peut aussi être évoquée.

Sur l'ensemble du suivi, il est apparu que les CFC-11 et CFC-12 étaient contaminés et ne pouvaient pas être utilisés pour la datation. Bien qu'à dire d'expert, le modèle exponentiel soit généralement préconisé pour effectuer la datation sur ce type d'aquifères, le modèle binaire (mélange de réservoirs) est apparu le plus performant sur ce site. L'estimation des âges apparents a ainsi été réalisée à l'aide des traceurs CFC-113 et SF6 et suivant un modèle de mélange binaire. Toutefois le prélèvement spécifique pour analyse du SF6 n'a pas été réalisé de manière systématique, notamment au début du suivi puisqu'il n'était pas initialement prévu, trois traceurs CFCs étant considérés *a priori* comme suffisants. Pour les prélèvements pour lesquels on ne dispose que d'un seul traceur (CFC-11 et CFC-12 étant contaminés) il n'est pas possible d'appliquer le modèle de mélange binaire. Dans ce cas il est possible d'utiliser un autre modèle, sachant que celui-ci n'est pas le plus adapté au cas de Plourhan mais qu'il permet de manière qualitative d'estimer s'il y a un changement notable de l'âge apparent des eaux. Pour cela il est également possible d'utiliser directement la concentration en gaz CFC-113 mesurée dans l'eau. Toutefois, les valeurs les plus élevées en CFC-113 ne correspondent pas nécessairement aux âges les plus jeunes du fait de la stabilisation puis la baisse des concentrations en ce gaz qui a débuté après 1993 (deux dates possibles pour une même concentration).

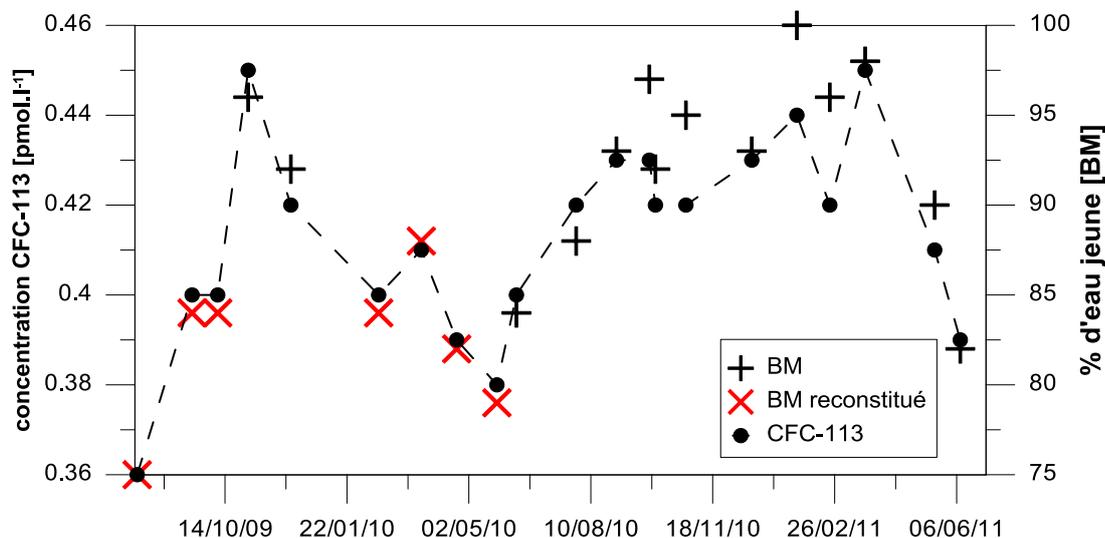


Illustration 77 : Estimation du pourcentage d'eau jeune estimé par modèle binaire et reconstitué et concentrations en CFC-113 dans l'eau à la source de Plourhan d'août 2009 à juin 2011.

Pour les onze prélèvements pour lesquels on dispose des valeurs de CFC-113 et SF6, il existe une corrélation de bonne qualité ( $R^2 = 0,88$ ) entre ces deux éléments. Cette corrélation a permis une extrapolation des valeurs de SF6 pour les sept prélèvements pour lesquels cette analyse manquait. Ainsi, il est possible d'utiliser un modèle binaire (BM) et de donner un pourcentage d'eau jeune à partir du traceur CFC-113 et SF6

mesuré ou estimé. Cette valeur du pourcentage d'eau jeune n'étant qu'estimative, elle a été représentée avec un autre figuré sur l'illustration 77.

Les concentrations en CFC-113 montrent des fluctuations au cours du suivi mensuel qui semblent structurées puisque les concentrations ne fluctuent pas brusquement d'un mois à l'autre mais sur des périodes de plusieurs mois. Ainsi, deux cycles semblent pouvoir être discriminés (août 2009 à juin 2010 et juin 2010 à juin 2011) en relation avec les deux années hydrologiques de suivi. Les concentrations les plus faibles sont observées au printemps-été (3 août 2009 correspondant au début du suivi, 25 mai 2010 et 9 juin 2011, date de fin du suivi). À ces concentrations les plus faibles, correspondent les pourcentages d'eau jeune les plus faibles. Les concentrations maximales en CFC-113 sont observées le 2/11/2009 pour le premier pic et sur une période beaucoup plus longue (juillet 2010 à février 2011) pour le deuxième signal.

Les pourcentages d'eau jeune estimés à la source de Plourhan varient de 75 % (en août 2009, valeur reconstituée) à 100 % (en janvier 2011). Il convient de noter que l'âge de l'eau dite jeune fluctue également entre 1993 et 2010 avec les hypothèses retenues pour les calculs (eau ancienne antérieure à 1950).

Si l'évolution des concentrations en CFC-113, et du même coup des pourcentages d'eau jeune apparaît structurée, pour l'ensemble du suivi, il n'y a pas de corrélation directe entre ces paramètres et les teneurs en nitrate ou entre ces paramètres et les fluctuations piézométriques.

Toutefois, si on raisonne par phase au sein d'un cycle, les évolutions ne semblent pas complètement aléatoires. Ainsi, comme le montre l'illustration 78, sur la première période (octobre 2009 à octobre 2010 c'est-à-dire approximativement une année hydrologique), les concentrations en CFC-113 diminuent jusque fin mai 2010 alors que les teneurs en nitrate augmentent. Par la suite, les concentrations en CFC-113 augmentent à nouveau alors que les teneurs en nitrate décroissent. L'illustration 78 permet de visualiser les anti-corrélations entre les teneurs en CFC-113 et en nitrate qui se dessinent à condition de discriminer la phase d'augmentation de la phase de décroissance. Ainsi, par phase, l'augmentation des teneurs en nitrate s'accompagne d'une diminution des teneurs en CFC-113 qui correspond à une diminution du pourcentage d'eau jeune. Par conséquent, il semblerait que les eaux plus anciennes soient plus fortement contaminées que les eaux plus jeunes dont l'arrivée dans la nappe contribue à diminuer les concentrations en nitrate.

Pour le deuxième cycle (octobre 2010-juin 2011), ces corrélations ne sont pas aussi perceptibles probablement pour deux raisons majeures. Tout d'abord le cycle est incomplet (fin des mesures en juin et non pas octobre) avec une phase de montée du niveau piézométrique très rapide par rapport au 1<sup>er</sup> cycle et, l'amplitude des variations de concentrations en nitrate mais aussi en CFC-113 sont beaucoup plus limitées. Il convient toutefois de noter que les concentrations en CFC-113 fluctuent peu de novembre 2010 à février-mars 2011 à l'instar de ce qui est observé pour les nitrates. Un lien entre ces deux paramètres est donc confirmé de manière indirecte (peu de fluctuations pour l'un et l'autre des paramètres).

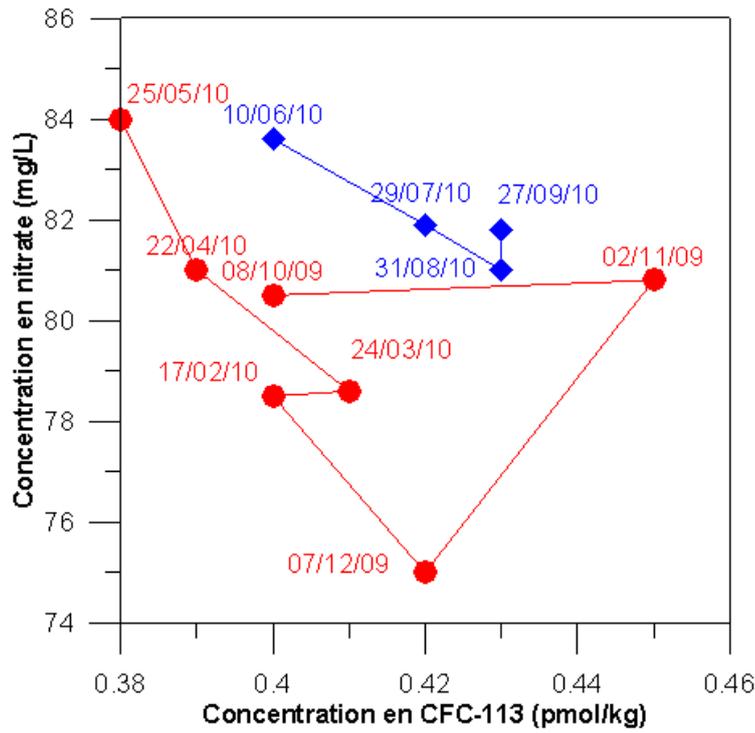


Illustration 78 : Concentration en nitrate vs. concentration en CFC-113 sur le cycle hydrologique 2009-2010.

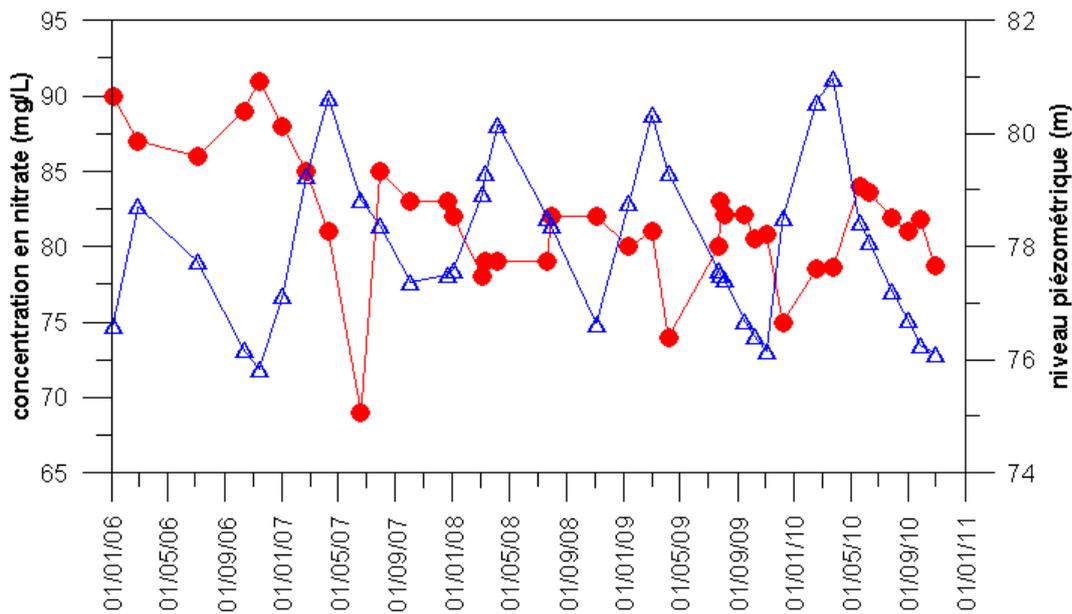


Illustration 79 : Évolution des teneurs en nitrate à la source de Plourhan et du niveau piézométrique au Goudelin (janvier 2006 à décembre 2009).

Si les teneurs en CFC-113 et en nitrate semblent liées lorsque l'on distingue différentes phases au cours d'un cycle hydrologique, la corrélation avec la piézométrie n'est pas claire. De plus, on peut constater que pour des fluctuations piézométriques équivalentes sur les deux cycles (en termes d'amplitude), les variations de teneurs en nitrate sont moins importantes lors du 2<sup>e</sup> cycle. Globalement, au cours de ce deuxième cycle, les teneurs en nitrate sont faibles comparativement à l'ensemble du suivi pour des concentrations en CFC-113 plus élevées et donc une fraction d'âge d'eau jeune plus importante.

Pendant la période de données communes de concentrations en nitrate et de piézométrie, ce déphasage ou anti-corrélation entre les chroniques est également observé (Illustration 79).

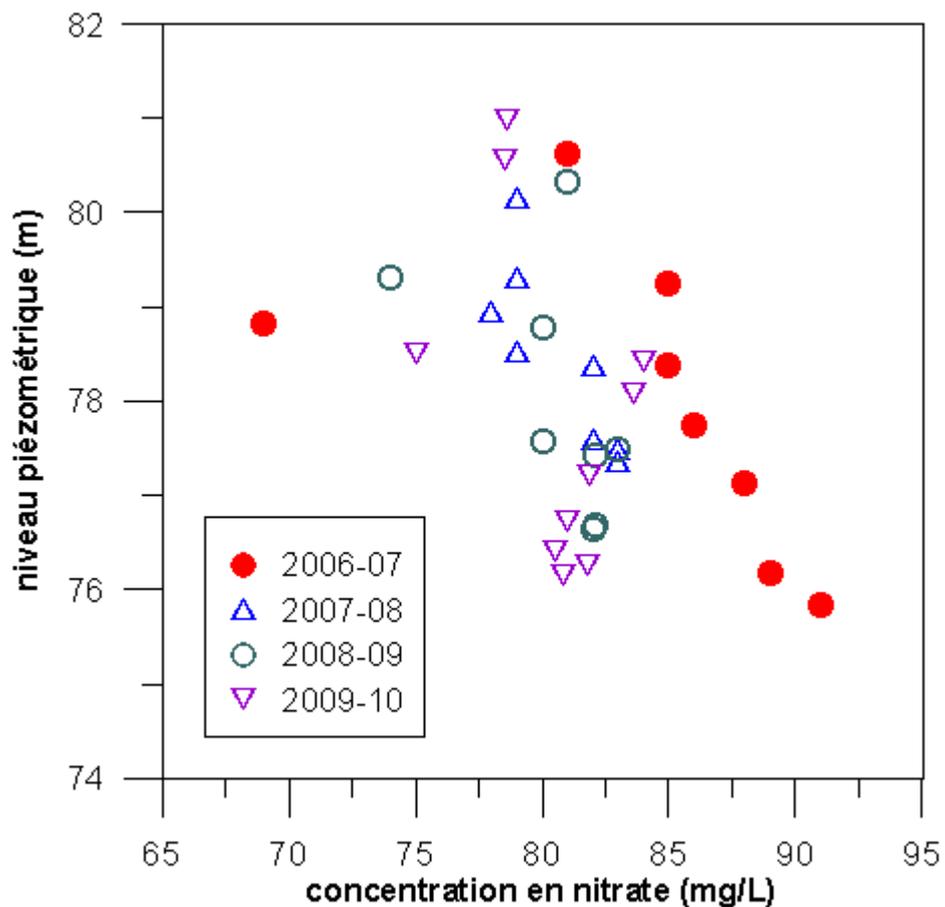


Illustration 80 : Niveau piézométrique au Goudelin vs. concentration en nitrates à la Ville-Hellio pour la période 2006-2009.

Lorsque l'on reporte le niveau piézométrie vs. la concentration en nitrate en distinguant les années hydrologiques (Illustration 80), on constate que cette corrélation semble avoir fluctué au cours du temps. En effet pour l'année hydrologique 2006-2007, l'anti-corrélation est bien visible : les concentrations en nitrate sont d'autant plus élevées que

le niveau piézométrique est bas. En revanche, pour les années hydrologiques suivantes, une même teneur en nitrate peut être observée pour différents niveaux piézométriques. Compte-tenu de la durée courte de cette période d'observation (2006-2009), il est un peu délicat d'être très affirmatif. Toutefois, il semble que, depuis l'année hydrologique 2006-2007, la relation piézométrie/nitrate ait évolué avec un contrôle moins important ou moins « exclusif » de l'hydrodynamique sur les concentrations. En d'autre terme cela pourrait suggérer un contrôle plus important des pratiques agricoles. Pour être plus affirmatif, il conviendrait de trouver un autre piézomètre disposant d'une chronique beaucoup plus longue et qui serait jugé représentatif de l'évolution de la piézométrie sur le bassin de Plourhan. La poursuite du suivi des teneurs et de la piézométrie permettrait aussi d'apporter des éléments de réponse.

Si cet examen des chroniques nitrate et de piézométrie semble indiquer un changement dans la contribution de l'hydrodynamique vs. les concentrations en nitrate, l'utilisation du modèle global permet de confirmer cette impression. En effet, l'utilisation du modèle à des fins prédictives suivant les deux scénarios climatiques montrent que les concentrations vont globalement diminuer dans les années à venir (même si des fluctuations à court pas de temps sont possibles). L'illustration 81 permet également de montrer que le point d'inflexion de la tendance générale à la hausse se situe aux alentours des années 2005-2006. Après ce point d'inflexion, la corrélation entre la piézométrie et les concentrations nitrate sera différente de celle observée précédemment. Des cycles intra-annuels pourront être observés avec probablement toujours un déphasage temporel entre les deux paramètres mais les amplitudes de variations de la piézométrie et des teneurs en nitrate vont évoluer de manière différente.

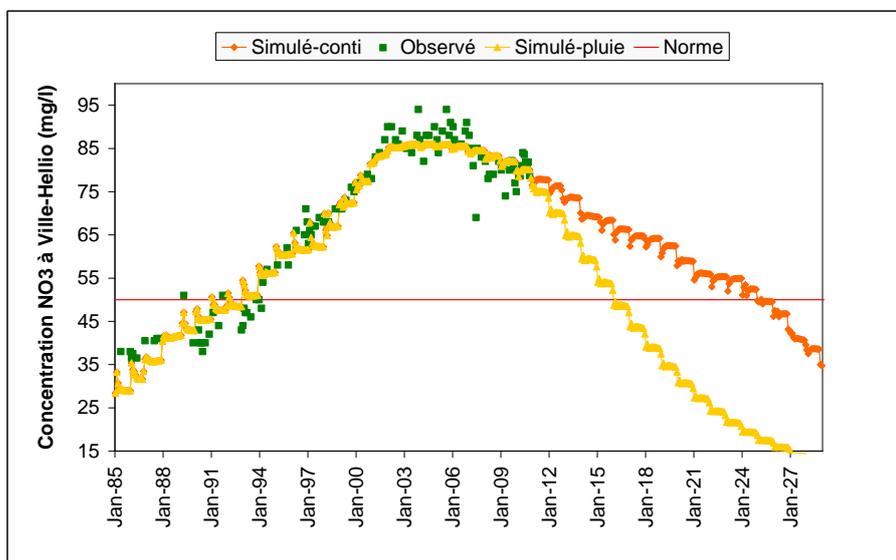


Illustration 81 : Évolution des concentration en nitrates mesurées et simulées entre 1985 et 2027 pour la simulation de Ville-Hellio.

Ce point d'eau n'avait pas été daté lors de la vaste campagne spatiale réalisée en 2007 sur le bassin Loire-Bretagne à des fins d'estimation des âges apparents des eaux

souterraines. Il n'est donc pas possible d'apprécier les éventuels écarts sur l'estimation des âges apparents réalisés à quelques années d'intervalle. En revanche, les quelques mois de suivi ont montré que cet âge apparent (ou au moins la contribution d'eau jeune) fluctue d'un mois à l'autre. Pour ce type de système, une datation à court pas de temps sur une période de plusieurs mois s'avère tout à fait pertinente pour caractériser le fonctionnement du système, avec dans le cas présent la mise en évidence d'une part de la contribution d'une eau dite ancienne plus contaminée en nitrate et d'autre part une eau dite jeune moins contaminée. Cette datation à court pas de temps s'est avérée être un outil précieux pour comprendre les fluctuations à court pas de temps de concentration en nitrate. À court pas de temps, les pratiques agricoles actuelles ou subactuelles contribuent à ce que l'eau infiltrée plus récente soit moins riche en nitrate que l'eau ancienne. En revanche, la modélisation montre que le point d'inflexion de la tendance « générale » est situé aux alentours des années 2005-2006 soit une dizaine d'année environ après le changement important d'occupation du sol et notamment la mise en herbe de certaines surfaces. Sur ce site, la datation et la modélisation apparaissent tout à fait complémentaires pour expliciter les variations à court pas de temps et la tendance générale des concentrations en nitrate.

#### **8.4.2. Les piézomètres situés dans le bassin de la source captée**

En octobre 2009 en complément du suivi mensuel de la source, une campagne de prélèvement a été réalisée sur l'ensemble de l'aire d'alimentation de la source de Plourhan en utilisant les piézomètres installés en 2006. Sur chacun de ces forages, un échantillon d'eau a été prélevé pour l'analyse des ions majeurs dissous et un autre échantillon d'eau a permis la détermination de l'âge apparent des eaux souterraines par mesure des CFC-11, CFC-12 et CFC-113. En novembre 2009, deux points, le SR1-60m et le SR1-100m, ont fait l'objet d'une nouvelle analyse de gaz dissous (CFC) agrémentée de l'analyse du SF<sub>6</sub>.

Du fait de conditions réductrices sur certains secteurs, une dégradation de un ou plusieurs CFC est possible comme déjà indiqué. Toutefois, le CFC-12 est moins sensible à la dégradation et ce gaz permet donc de vérifier (comme le SF<sub>6</sub> mesuré en novembre uniquement sur deux points) la validité des âges CFC estimés. Ainsi, pour les eaux au pz5, une dégradation des CFC est possible, donnant ainsi un âge plus « vieux » que la réalité. Le PZ8 n'a pu être daté qu'avec l'aide d'un seul traceur. L'erreur liée à cette estimation est donc plus importante que pour les autres points d'eau.

Deux modèles d'écoulement des eaux ont pu être utilisés pour estimer les âges apparents, le modèle de type exponentiel (la recharge se fait essentiellement par infiltration directe des pluies) et le modèle de mélange (infiltration des pluies, « eaux jeunes », se mélangeant à un flux régional d'eaux plus anciennes, par exemple). Ces deux modèles donnent des résultats comparables.

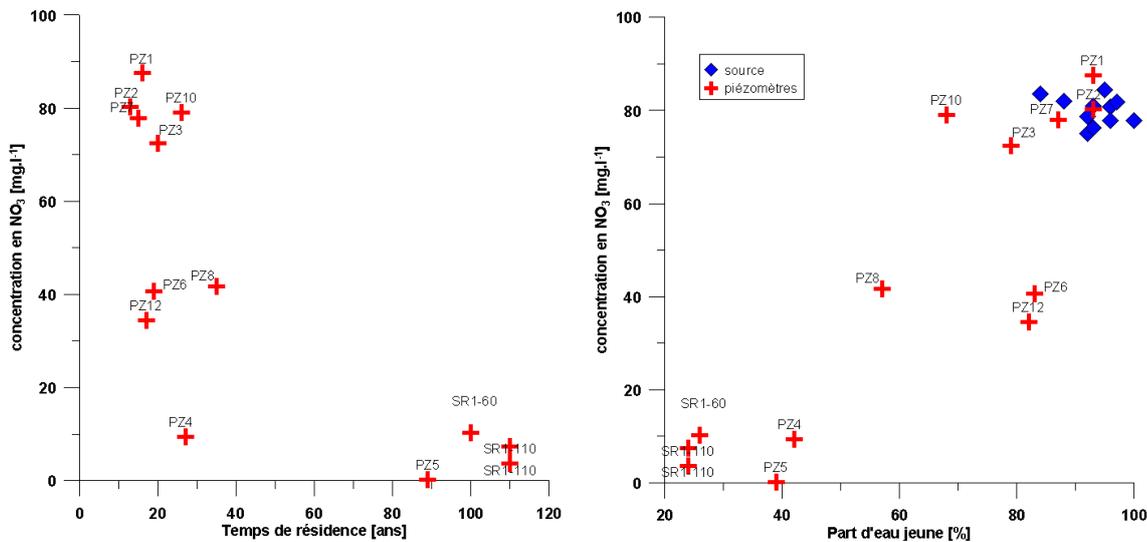


Illustration 82 : Relation entre les teneurs en nitrate et les âges apparents ou le pourcentage d'eau jeune pour les différents piézomètres du site de Plourhan.

Sur l'illustration 82, les âges estimés pour les eaux collectées aux piézomètres et ceux estimés pour les eaux de la source collectées mensuellement de 2009 à 2011 sont reportés en fonction de la concentration en nitrates dans les eaux. Les eaux de la source montrent une part d'eau jeune importante (la plus importante estimée pour tous les points d'eau datés), de 84 à 100 %, pour des concentrations en nitrates supérieures à 75 mg/L. Les eaux souterraines collectées au niveau des piézomètres Pz1, Pz2 et Pz3 et Pz7 ont une concentration en nitrate et un pourcentage d'eau jeune similaires aux eaux de la source alors que les autres points d'eau présentent des résultats très différents. Les autres points d'eau peuvent globalement être répartis en deux autres groupes. Un groupe correspond au SR1-110, SR1-60, Pz4 et Pz5 (eau plus ancienne, faibles teneurs en nitrate). L'autre groupe correspond au Pz6, 8 et 12 (âge intermédiaire, teneurs en nitrates intermédiaires).

Les eaux au point PZ10 sont plutôt riches en nitrates (79 mg/L) mais ont une part d'eau jeune plus faible que la source et les autres piézomètres constituant un groupe. Il convient de noter que des nitrites et de l'ammonium ont été détectés à des teneurs supérieures à la limite de quantification pour ces éléments. Ceci indiquerait des conditions réductrices ou la présence d'une source de contamination à proximité du piézomètre. En effet le NO<sub>2</sub> et NH<sub>4</sub> se transforment, dans le milieu avec présence d'oxygène, rapidement en NO<sub>3</sub>. Ce point d'eau montre une chimie différente des autres points, notamment avec une concentration en chlorures élevée (140 mg/L) et une relation NO<sub>3</sub> vs Cl différente de celle des autres eaux du secteur étudié. Une origine mixte, engrais agricole et eaux usées, est donc possible. Les concentrations en nitrates mesurées de 2006 à 2008 à ce point (Calligée, 2009) varient peu et restent autour de 30 mg/L. La valeur élevée mesurée en 2009 semble donc anormale comparativement à ces données plus anciennes et met en doute la représentativité de la composition chimique (et datation ?) des eaux prélevées en 2009 (contamination du site, mauvais entretien du piézomètre ?).

Les eaux des piézomètres Pz6 et Pz12 (groupe intermédiaire) ont une part d'eau jeune importante (82 et 83 %) ou un temps de résidence de 17 et 19 ans pour des concentrations en nitrates de 40,6 et 34,5 mg/L, respectivement. Ces deux piézomètres sont situés au sud du bassin vers « Petit Kergrain » sur une crête piézométrique. Les eaux au pz8 sont de concentrations en nitrates similaires à celles des eaux de Pz12 et Pz6. La part d'eau jeune est plus faible (57 %) et le temps de résidence moyen plus important (35 ans). Précisons toutefois qu'un seul traceur a pu être utilisé pour la datation.

Pour le 3<sup>e</sup> groupe, les eaux du Pz5 sont en conditions réductrices et les concentrations en nitrates sont ainsi inférieures à 0,5 mg/L (limite de quantification). Un phénomène de dénitrification est envisagé. Les eaux du pz4 présentent un taux d'eau jeune (42 %) similaire aux eaux du Pz5 (39 %). Les concentrations en nitrates, de 9,4 mg/L sont élevées par rapport aux mesures effectuées de 2006 à 2008 qui indiquaient des concentrations inférieures à 2 mg/L. Une dénitrification à ce point est donc également possible ; elle serait incomplète. Les Pz4 et 5 se trouvent en forêt. Pour ce même groupe, les eaux prélevées à de grandes profondeurs (60 et 110 m) sur le piézomètre SR1 sont les plus anciennes avec une part d'eau jeune de 24 à 26 % (ou un temps de résidence moyen de 100 à 110 ans). Les concentrations en nitrates vont de 3,7 à 10,2 mg/L, concentrations qui peuvent être considérées comme « naturelles » (sans ou faible influence anthropique). Les faibles concentrations en nitrate ne seraient donc pas nécessairement liées à de la dénitrification mais à un temps de transfert particulièrement long, justifiant l'absence d'impact anthropique à ce jour sur la qualité de ces eaux. Ce groupe peut donc correspondre à des points d'eau reflétant l'existence de processus différents (transfert lent, dénitrification).

En complément de la datation, il est proposé de s'intéresser à la chimie des majeurs mesurés sur ces points d'eau (Illustration 83). Une hétérogénéité importante qui n'est pas en relation avec la nature des roches traversées au niveau des piézomètres est observée. En effet tous les piézomètres captent les eaux au sein des amphibolites sauf le Pz7, Pz12 et SR1 au sein des grès et le Pz10 au sein des leptynites (description des coupes faite lors de la foration des piézomètres par Calligée). Les eaux chimiquement les plus différentes sont celles des Pz6 et Pz8, ainsi que les eaux profondes au SR1-110 qui sont de type Ca-HCO<sub>3</sub>. Au Pz8, les concentrations en sulfates sont élevées (114,7 mg/L). La source se trouve plus ou moins au milieu de ces points, cela pourrait traduire son caractère intégrateur.

La campagne de mesure effectuée sur les différents piézomètres a permis de montrer la variabilité de la qualité des eaux souterraines au sein du bassin mais aussi la variabilité de l'âge apparent (ou du pourcentage d'eau jeune). Des observations assez logiques semblent pouvoir être énoncées pour les trois groupes de point qui peuvent être dégagés. Les points d'eau ayant les âges les plus anciens ont aussi des teneurs en nitrate très faibles, proches du fonds géochimiques, signifiant que l'impact anthropique n'est pas encore perceptible. Au sein de ce groupe (âge ancien / faibles teneurs en nitrate), il convient de noter que certains points d'âge un peu moins ancien ont des faibles teneurs en nitrate probablement liée à un processus de dénitrification. Il faudrait donc en toute rigueur, scinder ce groupe en 2. À l'opposé, la source et quelques points d'eau révèlent les teneurs en nitrate les plus élevées et un âge plus

jeune. Enfin, un groupe se trouve en position intermédiaire. Cette campagne spatiale s'avère donc utile pour expliquer les différences observées entre les points et juger de leur représentativité. À l'instar du suivi mensuel effectué sur la source, un suivi mensuel sur quelques piézomètres pourrait être intéressant. Il révélerait probablement des points avec peu d'évolution d'un mois à l'autre et d'autres points d'eau avec une évolution temporelle plus importante, probablement en lien avec la recharge.

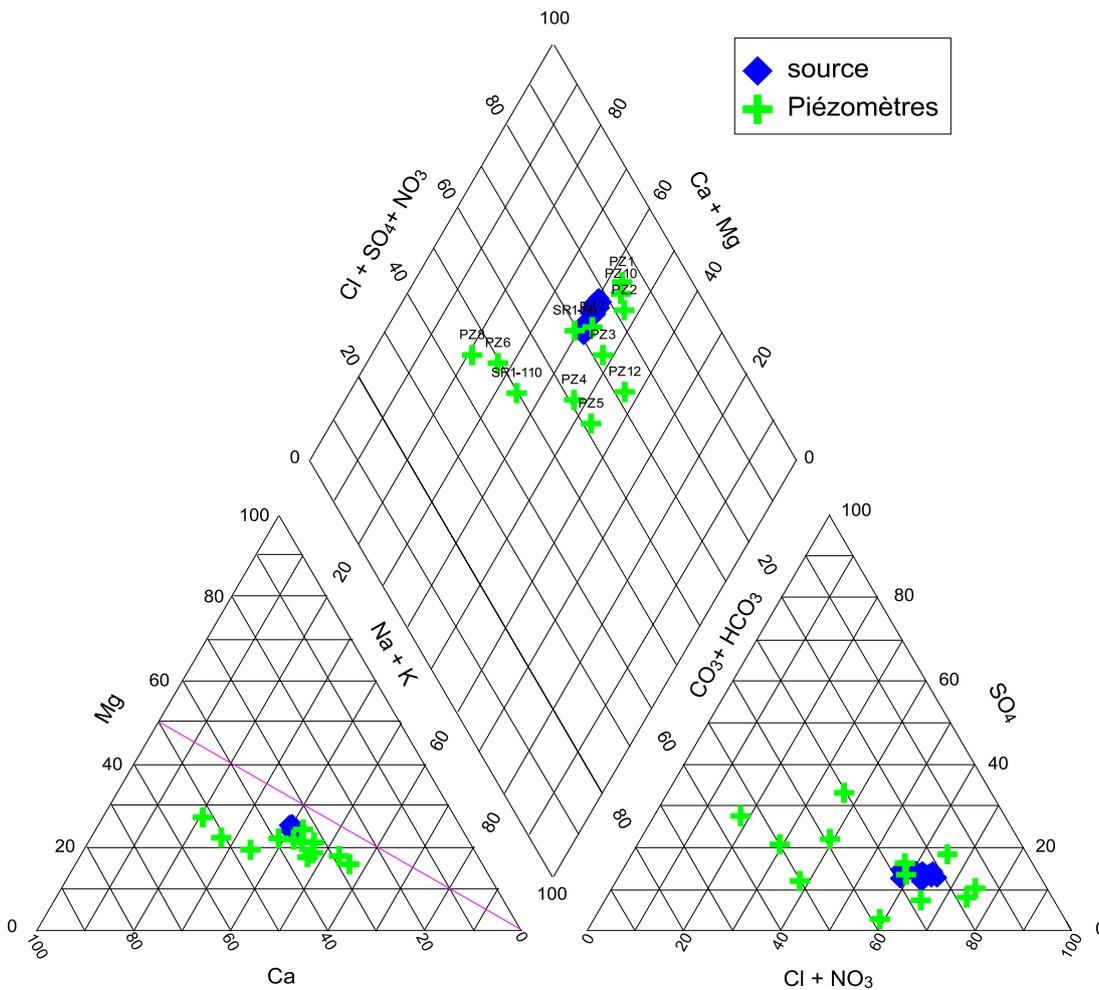


Illustration 83 : Diagramme de Piper pour l'ensemble des piézomètres (octobre 2009) et la source de Plourhan (mesures mensuelles de 2009 à juin 2011).

## 8.5. LES SOURCES KARSTIQUES DE MONTET-ET-CHAMBON, INDRE (05448X0024/HYAEP)

L'illustration 84 permet de visualiser l'évolution de la piézométrie au niveau du piézomètre de l'aérodrome retenu pour décrire le site de Montet-et-Chambon. Un cycle intra-annuel semble se dessiner avec une période de hautes eaux en février-mars 2011. Pour le cycle précédent, la période de basses eaux est centrée sur septembre-octobre.

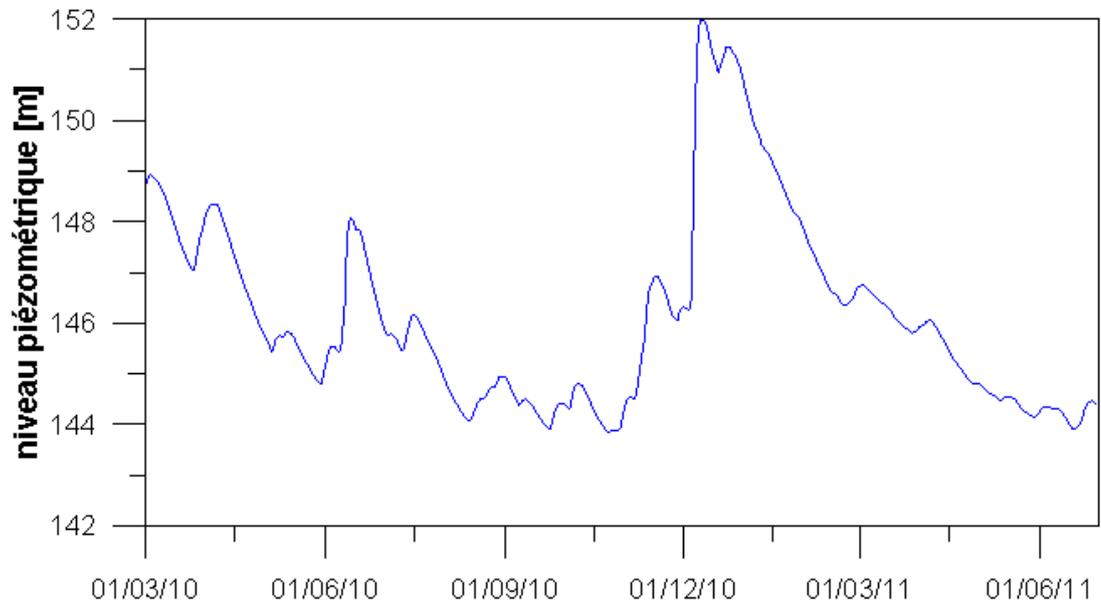


Illustration 84 : Évolution du niveau piézométrique au niveau de l'aérodrome (mars 2010 à juin 2011).

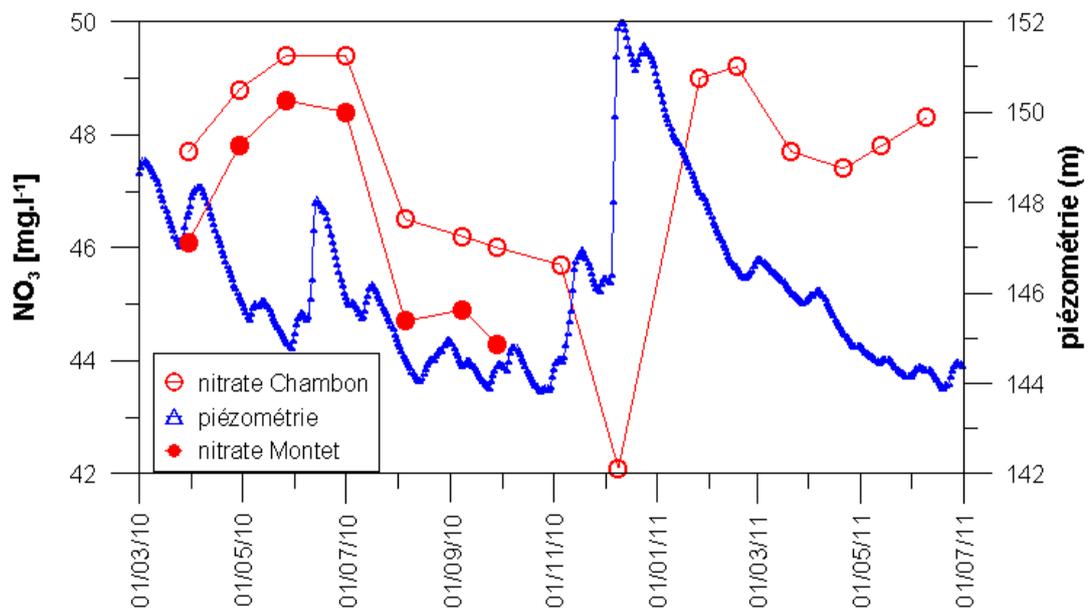


Illustration 85 : Évolution des concentrations en nitrate aux sources de Montet-et-Chambon et de la piézométrie (aérodrome) de mars 2010 à juin 2011.

L'illustration 85 permet de visualiser l'évolution des teneurs en nitrate aux sources de Montet-et-Chambon pendant la période allant de mars 2010 à juin 2011 ainsi que l'évolution de la piézométrie enregistrée au niveau de l'aérodrome. Dans la mesure où il a été impossible d'effectuer la datation au niveau de la source de Montet et compte-tenu du fait que le chimisme des deux sources est très proche, seule la source de

Chambon a été suivie jusque juin 2011. Aucune corrélation n'apparaît de façon évidente entre les évolutions de la piézométrie et des teneurs en nitrate pour la période correspondant à cette étude même si on pourrait imaginer des cycles intra-annuels déphasés.

De la même façon, pour la période allant d'octobre 1995 à décembre 2009 (Illustration 86), période pendant laquelle les données de chimie et de piézométrie sont disponibles, aucune corrélation claire ne se dessine. Il semble donc que l'évolution des concentrations en nitrate n'est pas gouvernée uniquement et majoritairement par la piézométrie. Dans le cas présent, il est possible d'imaginer que l'évolution des pratiques culturales au fil du temps impacte la chronique. Il est en revanche impossible de se prononcer en termes de délai entre la modification des pratiques et l'impact sur la qualité de l'eau. Il convient de noter que les teneurs en nitrate semblent fluctuer selon des pseudo-cycles intra-annuels avec les teneurs les plus faibles vers septembre-octobre. Malheureusement, le pas d'échantillonnage sur la période 1995-2009 est assez lâche avec seulement 2-4 mesures par an environ, et ne permet pas de décrire de façon plus affirmative les évolutions. Au cours de cette étude, la teneur la plus faible a été enregistrée un peu plus tardivement, début décembre 2010.

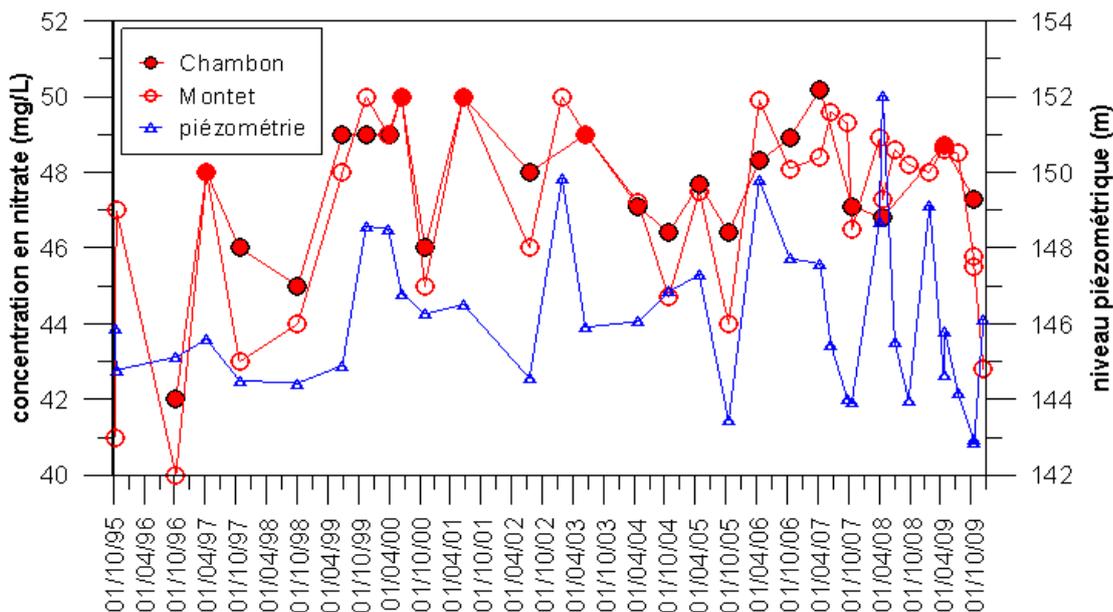


Illustration 86 : Évolution des teneurs en nitrate et de la piézométrie entre octobre 1995 et décembre 2009.

En ce qui concerne la datation, si les premiers prélèvements ont été encourageants justifiant l'intérêt porté à ce site, la mise en œuvre de cette technique a été problématique par la suite. Lors des premiers prélèvements, réalisés en février, mars et avril 2010 les données de gaz dissous ont permis une estimation de l'âge apparent des eaux de Montet-et-Chambon. Les CFC-11, CFC-12 et CFC-113 étaient contaminés, sans doute du fait de la proximité d'une zone industrielle et d'une ville de grande importance mais les données de SF6 ont pu être utilisées.

Du fait de l'utilisation d'un seul traceur (SF6 dans le cas présent), il n'est pas possible de considérer un modèle de type mélange binaire. Il n'est pas non plus possible de valider l'utilisation du modèle piston ou du modèle exponentiel. Les informations hydrogéologiques disponibles permettent toutefois de considérer que le modèle piston est mieux adapté aux conditions d'écoulements au niveau du captage et c'est donc ce modèle qui a été retenu.

Lors du premier prélèvement, en février 2010, la recharge moyenne des eaux à la source de Chambon peut être estimée à 2004 (temps de résidence d'environ 7 ans). Pour les deux autres prélèvements de mars 2010 et avril 2010 la recharge est de 1 à 2 ans. Pour la source de Montet, en février, la recharge moyenne est estimée à 2001 alors que lors des prélèvements de mars et avril, elle est estimée à 2009 et 2008, respectivement.

Ensuite, une forte contamination en SF6 n'a pas permis l'estimation des âges apparents sur les deux sources. Compte-tenu de cette impossibilité de dater les eaux, le suivi de la source de Montet a été interrompu en septembre 2009 alors que celui de la source de Chambon s'est poursuivi jusqu'à la fin prévue du suivi, c'est-à-dire juin 2011. Dans la mesure où la datation avait été possible au début du suivi et ne trouvant pas d'explication plausible quant à cette contamination en SF6, divers essais ont été réalisés de façon à modifier la technique d'échantillonnage. Ces essais ont permis d'écarter l'hypothèse d'une contamination lors de l'échantillonnage. Cette contamination de l'air ou des eaux à proximité du point de suivi suggère par conséquent que les eaux de ces sources sont peu protégées des apports anthropiques et sont peu tamponnées.

Compte-tenu du nombre très restreint de datations réalisées avec succès, il n'est pas possible de se prononcer quant à une éventuelle relation entre les évolutions des concentrations en nitrate et des âges apparents.

Sur ce site, la mise en œuvre de la datation donne donc des résultats décevants du fait d'une contamination inexplicée des différents traceurs et notamment du SF6 apparue au cours du suivi. La faible fréquence des mesures antérieures de concentrations en nitrate apparaît également comme un handicap pour essayer de mieux caractériser les relations entre piézométrie et concentrations en nitrate ou autrement dit l'importance de l'hydrodynamique vs. les pratiques culturales. La modélisation a été réalisée avec plus de succès même si le décrochement des teneurs en nitrate probablement lié à un changement de laboratoire pourrait avoir un impact sur les résultats. En terme de tendance générale, les deux scénarios climatiques testés montrent que si les pratiques agricoles actuelles se poursuivent, une diminution des concentrations en nitrate est attendue (diminution plus particulièrement marquée en cas de succession d'années pluvieuses). Ainsi, si on considère une répétition de la pluviométrie des années passées (et non pas un cas plus extrêmes de successions d'années humides), la baisse générale des teneurs pourrait être difficilement perceptibles à échéance de quelques années notamment parce que à cette tendance générale se surimposent des fluctuations à court pas de temps. En effet, des variations des concentrations en nitrate à court pas de temps (intra-annuelles par exemple) sont toujours attendues à l'instar de ce qui a été observé les années précédentes. Le modèle tel qu'employé dans cette

étude (pas de temps de calcul mensuel) n'apparaît pas très performant pour simuler ce type de fluctuations.

## 8.6. CAPTAGE AEP DE PENTVERT, DÉPARTEMENT DE LA SARTHE (02877X0003/F)

Le niveau d'eau par rapport au sol a été mesuré lors de chaque visite mensuelle au niveau du piézomètre situé à proximité du captage de Pentvert. Sur la période de suivi, un cycle intra-annuel se dessine clairement avec des niveaux bas pour le printemps et l'été (13/9/2010 et niveau en baisse à la fin du suivi le 9 juin 2011) et les niveaux les plus haut en hiver (30 avril 2010 et janvier/février 2011 - Illustration 87). Ces fluctuations annuelles sont conformes à la description de la chronique piézométrique la plus longue disponible pour ce site (Illustration 88) et utilisée lors de la modélisation. En revanche, compte-tenu de la durée de ce suivi, le cycle pluriannuel mentionné sur la base de cette longue chronique ne peut pas être mis en évidence.

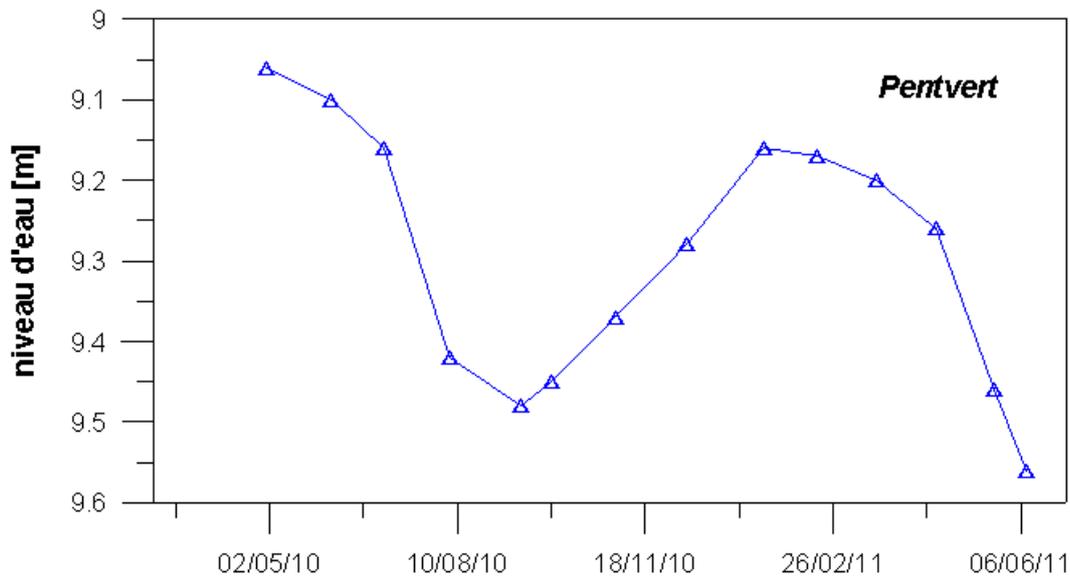


Illustration 87 : Évolution des niveaux d'eau au niveau du captage de Pentvert entre mars 2010 et juin 2011.

Si un cycle intra-annuel se dessine nettement, il convient de noter que les fluctuations restent peu importantes pour l'année hydrologique 2010-2011 (de l'ordre de 0,5 m). Rappelons que pour la période 1993-2009, l'amplitude pluriannuelle est de l'ordre de 1,5 m.

Sur la période de suivi menée dans le cadre de cette étude, une corrélation très nette se dessine entre le niveau d'eau et les concentrations en nitrate (Illustration 88 et Illustration 89) notamment pour le cycle hydrologique 2010-2011. Ainsi, lorsque le niveau d'eau augmente, les teneurs en nitrate augmentent également. Cela pourrait signifier que l'eau de recharge contribue à détériorer la qualité de l'eau et/ou que la remontée du piézométrique favorise la mobilité d'un stock de soluté présent dans la

zone de battement de nappe. L'amplitude des concentrations en nitrate est de l'ordre de 5 mg/L sur la période de suivi mensuel.

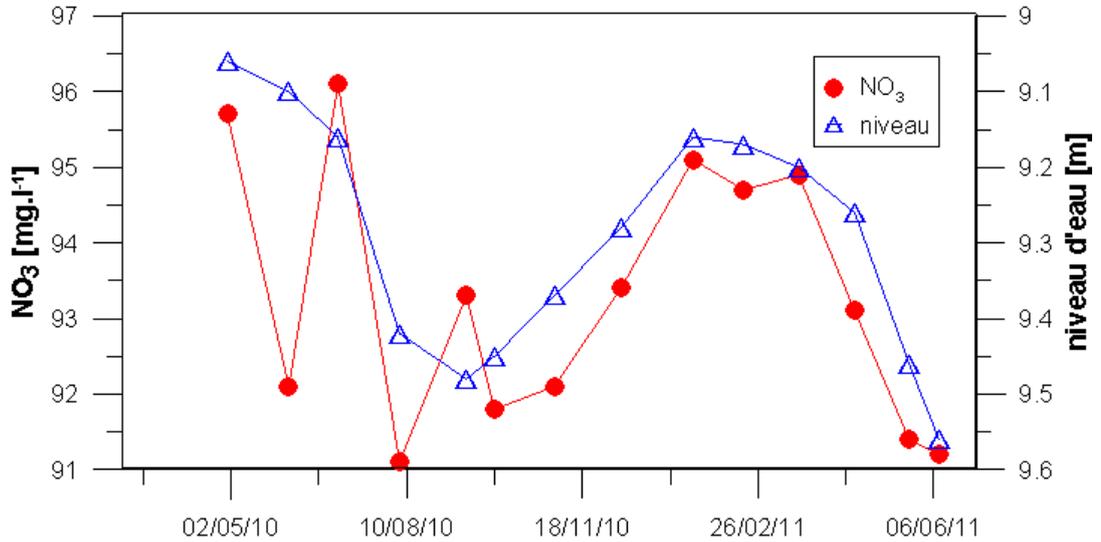


Illustration 88 : Évolutions des teneurs en nitrate et niveau d'eau au niveau du captage de Pentvert pendant la période de mars 2009 à juin 2011.

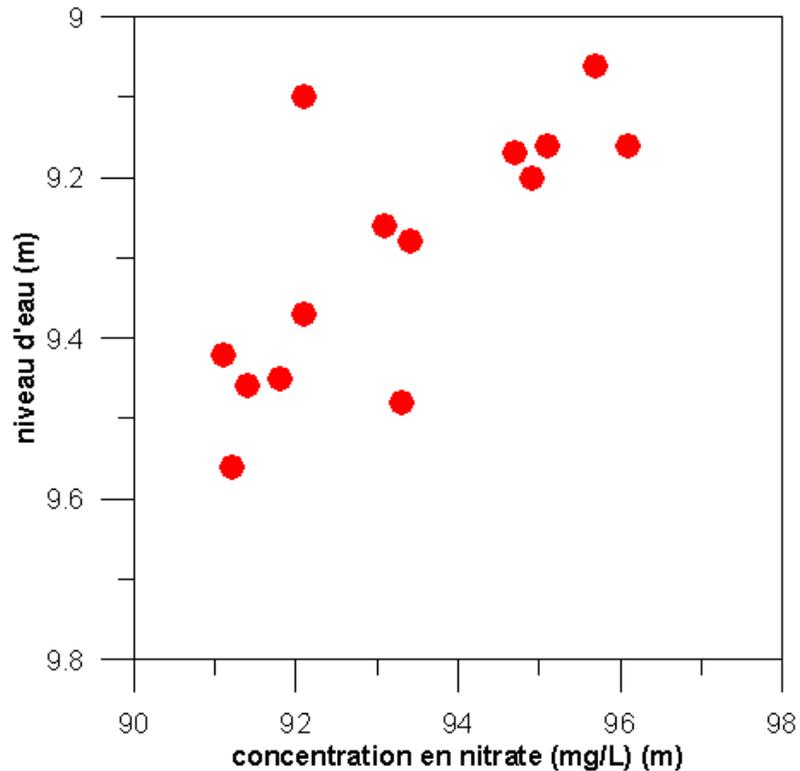


Illustration 89 : Niveau d'eau vs. concentration en nitrate dans le captage de Pentvert pour la période mars 2010 à juin 2011.

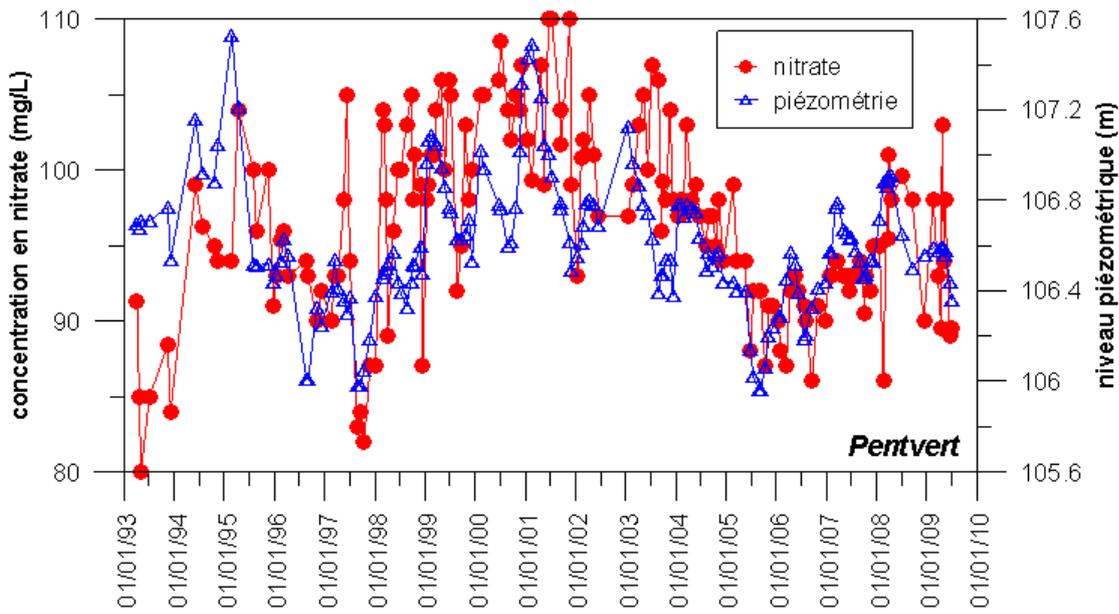


Illustration 90 : Évolutions des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate au captage de Pentvert (avril 1993 - juin 2009).

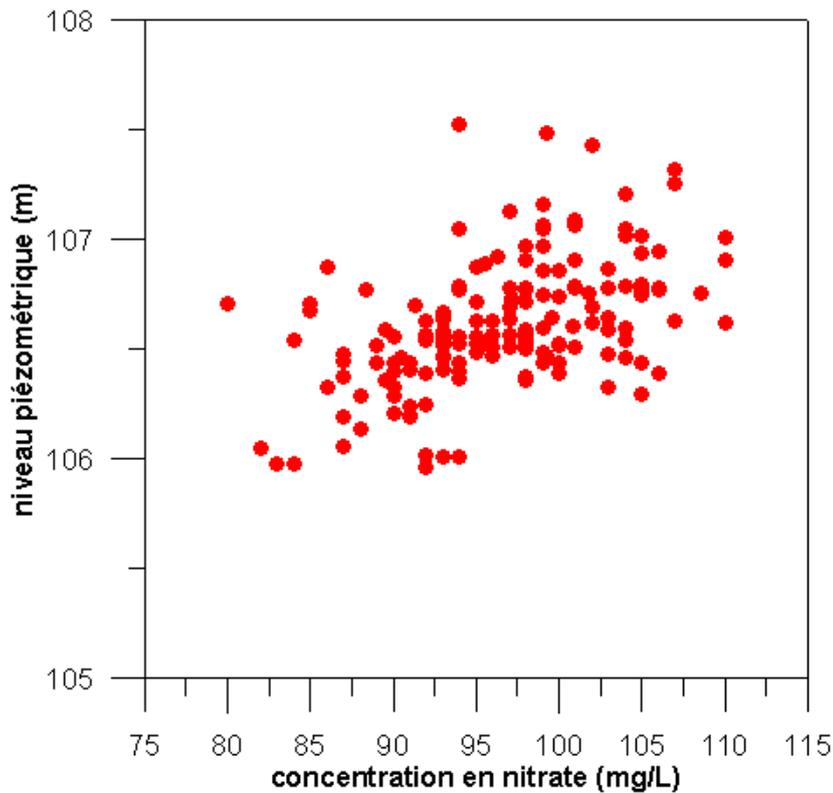


Illustration 91 : Niveau piézométrique vs. concentration en nitrate au captage de Pentvert pour la période de avril 1993 à juin 2009.

Si on considère l'ensemble des données disponibles pour le captage, cette corrélation entre la piézométrie et les concentrations en nitrate apparaît également de manière visuelle assez évidente au moins pour les grands cycles pluriannuels (Illustration 90). La représentation binaire (Illustration 91) confirme cette impression visuelle, ce qui permet de conclure que la corrélation existe non seulement pour les grands cycles pluriannuels mais aussi pour des variations intra-annuelles même si une certaine dispersion du nuage est à noter.

Cette forte corrélation observée sur une longue période (1993-2009) et encore aujourd'hui (le suivi mensuel réalisé dans le cadre de cette étude), suggère que la piézométrie conditionne fortement l'état de contamination de la nappe. Ainsi, malgré l'évolution des pratiques agricoles sur cette période longue période, les grandes fluctuations de concentrations en nitrate restent fortement gouvernées par les grands cycles piézométriques. Ce constat pourrait suggérer que la remontée des niveaux piézométriques s'accompagnent de l'arrivée d'une eau plus chargée en nitrate et/ou que des solutés présents dans zone de battement de nappe sont remobilisés. Néanmoins, il semble que les fluctuations intra-annuelles de concentrations en nitrate présentent des amplitudes moindres depuis plusieurs années (2005 selon une appréciation visuelle), ce qui pourrait supposer que les pratiques ont été modifiées réduisant ainsi les quantités de nitrate mobilisables.

En ce qui concerne la datation au niveau du captage de Pentvert, deux traceurs ont permis de déterminer l'âge apparent des eaux souterraines, le CFC-113 et le SF6. En effet, pour tous les prélèvements, le CFC-11 et le CFC-12 montrent une contamination. Si les trois modèles théoriques ont été testés pour déterminer l'âge apparent, c'est le modèle d'écoulement de type piston qui donne les résultats les plus probants. Il a donc été retenu pour estimer l'âge apparent des eaux. L'année moyenne de recharge va de 1998 (mars 2010) à 2006 (septembre 2010 - Illustration 92). L'incertitude sur l'estimation est d'environ deux ans. Il n'y a donc pas de lien évident entre l'évolution des teneurs en nitrate à court pas de temps et l'âge apparent estimé grâce au modèle piston. De ce point de vue, le système hydrogéologique semble donc relativement inertiel ce qui va à l'encontre des observations faites pour les concentrations en nitrate puisque des fortes fluctuations de teneurs peuvent être mesurées au cours d'une année. En revanche, cela est plus cohérent avec la difficulté de percevoir l'impact positif des mesures mises en œuvre sur le bassin depuis 1991 au seul regard de la chronique des concentrations.

Sur ce site, les grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate semblent à ce jour fortement gouvernées par la piézométrie. En effet, alors que depuis 1991, un accompagnement des agriculteurs est mis en place avec des modifications de pratiques culturales, l'augmentation du niveau piézométrique s'accompagne d'une augmentation des concentrations en nitrate. Parallèlement, la datation n'a pas permis de mettre en évidence la variabilité temporelle de la contribution d'une eau plus jeune à court pas de temps. Ces deux observations suggèrent la remobilisation d'un stock de nitrate présent dans le sol, la zone non saturée au sens large ou dans la zone de battement de nappe.

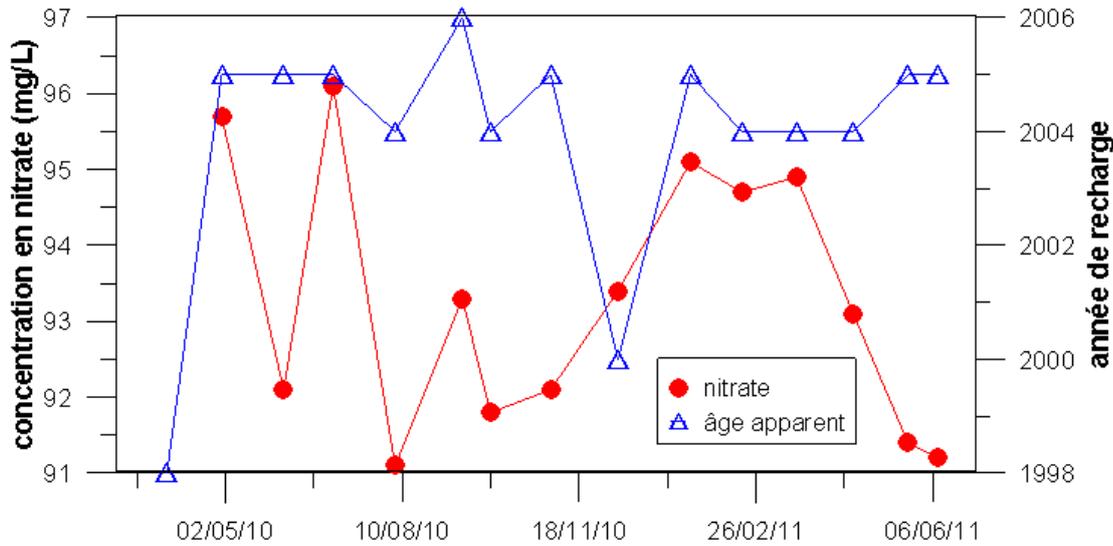


Illustration 92 : Teneurs en nitrate et âges apparents des eaux au niveau du captage de Pentvert entre mars 2010 et juin 2011.

L'utilisation du modèle global à des fins prédictives permet de montrer que l'ensemble des actions réalisées va permettre une décroissance générale des teneurs et que le lien étroit entre piézométrie et teneurs en nitrate va évoluer (notamment en termes d'amplitude des « grands cycles »). Les années 2000-2001 correspondent aux années d'inversion des grandes tendances. Toutefois, il ne faut pas négliger l'importance des cycles de durée plus courte (quelques années). En effet, la modélisation montre clairement que si la tendance générale est à la baisse depuis 2000-2001, des augmentations de teneurs peuvent toutefois être attendues. Ces augmentations sont d'autant plus perceptibles que des années pluvieuses vont succéder à des années plus sèches (scénario : répétition des années écoulées en terme de météorologie). Enfin, des fluctuations intra-annuelles sont attendues dans la continuité de ce qui a été observé mais le modèle, tel qu'utilisé ici, ne permet pas de décrire ces brusques variations.

Sur ce type de site, la datation à un pas de temps mensuel a permis de montrer une certaine inertie du système mais n'a permis de caractériser et expliciter à court pas de temps les fluctuations de teneurs en nitrate. Compte-tenu du fort lien piézométrie/teneurs en nitrate observé pour les grandes tendances, il paraît intéressant de proposer une datation à différentes périodes hydrologiques très contrastées (très hautes eaux - très basses d'eaux) qui pourrait peut-être apporter plus d'informations qu'un suivi mensuel continu.

## 9. Conclusions et perspectives

Lors de l'état des lieux réalisé en 2004 à l'échelle du bassin Loire-Bretagne, il est apparu que 53 % des masses d'eau à risque de non atteinte du bon état chimique l'étaient à cause du paramètre nitrate et 36 % à cause du paramètre pesticide. Dans ce contexte, une étude a été menée conjointement par le BRGM et l'Agence de l'Eau de façon de façon à améliorer la connaissance de la contamination des eaux souterraines. L'étude a été réalisée suivant deux grandes phases. La première phase décrite en détail dans le rapport BRGM/RP-56884-FR a été menée spécifiquement à l'échelle du bassin. Elle a permis de décrire le fonctionnement hydrodynamique des aquifères par une interprétation des données piézométriques existantes, de caractériser les tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines par l'application de méthodes statistiques et, d'estimer des âges apparents des eaux souterraines et d'en souligner la disparité au sein du bassin à l'aide d'une vaste campagne spatiale de datation menée en 2007.

La deuxième phase de l'étude, qui fait l'objet de ce rapport, avait pour vocation de tester et/ou valider, sur un nombre restreint de sites, différents outils susceptibles d'aider à la compréhension de la contamination des eaux souterraines par les nitrates. La modélisation globale réalisée à l'aide du modèle BICHE développé au BRGM est le premier outil. La datation menée au pas de temps mensuel couplé à un suivi hydrodynamique des sites et de la chimie des eaux est le deuxième outil.

Trois sites jugés représentatifs du bassin Loire-Bretagne ont ainsi été choisis et suivis pendant plusieurs mois. La sélection des sites a été plus difficile que ce qui était pressenti. En effet, il fallait trouver des sites dans des contextes hydrogéologiques différents, disposant de chroniques longues (teneurs en nitrate, piézométrie et/ou débit), et ayant subi un changement notable de pratiques culturales. Enfin, il a fallu obtenir l'adhésion des acteurs locaux pour faciliter l'accès aux sites et collecter les données historiques. Ces différentes contraintes ont conduit un démarrage échelonné dans le temps du suivi des sites. Les trois sites intéressent des régions différentes (Bretagne, Pays de Loire, Champagne berrichonne) : Socle fissuré à Plourhan, Calcaire fissuré à Pentvert et calcaire karstique à Montet-Chambon.

En ce qui concerne la modélisation, plusieurs étapes peuvent être décrites (collecte des données, initialisation et calage, prédiction sur la base de scénarios climatiques). D'abord il a fallu constituer les jeux de données d'entrée du modèle. Un important travail de préparation des données a ainsi été effectué, notamment pour reconstituer toutes les informations d'ordre agronomique (données bibliographiques, enquêtes de terrain, consultation des organismes conseils...). La diversité des cultures présentes sur les trois sites a accru ce travail. L'absence de données précises année par année sur les assolements et/ou les fertilisations a nécessité d'émettre des hypothèses quant aux pressions agricoles. La collecte des données agronomiques correspond à un point clé dans la mise en œuvre de la modélisation.

Une fois les données d'entrée collectées, la modélisation est entreprise. Le choix a été fait de travailler au pas de temps mensuel. La modélisation comporte une période d'initialisation et une période de calage. Les simulations concernent à la fois l'hydrodynamique (débit et/ou niveau piézométrique) et l'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines.

Le modèle a été calé avec succès sur les trois sites. L'utilisation de chroniques piézométriques plutôt que de données de débit s'est avérée pertinente. En effet, au pas de temps mensuel, le modèle décrit bien les fluctuations intra et inter-annuelles des niveaux piézométriques. En ce qui concerne les concentrations en nitrate, les grandes tendances sont parfaitement décrites. En revanche, les variations de grande amplitude et à court pas de temps sont plus difficilement modélisables. Deux raisons à cela peuvent être évoquées. D'une part, il existe une imprécision sur les données agronomiques qui aura d'autant plus d'impact que le bassin étudié est petit et d'autre part, le pas de calcul choisi est mensuel.

Enfin, à l'issue du calage, le modèle a été utilisé à des fins prédictives suivant deux scénarios climatiques (répétition des pluviométries observées les années précédentes ou successions d'années humides). À ce stade, il ne s'agissait pas de faire une étude fine de l'évolution des concentrations en nitrate mais d'utiliser le modèle afin d'aider à la compréhension de l'évolution probable des teneurs. Le fait de tester deux scénarios climatiques permet de mettre en lumière le rôle de l'hydrodynamique vs. les pratiques culturales dans la contamination. Cette phase permet également de mieux évaluer quand les modifications culturales déjà réalisées sur les sites ont permis ou vont permettre d'infléchir la tendance et pour quelle gamme de concentrations.

Parallèlement à la modélisation, les trois sites ont été suivis pendant plusieurs mois. La datation a été délicate. Compte-tenu de la contamination en certains CFC, il a rapidement été décidé de doser en complément le SF6. En théorie, quatre traceurs étaient donc disponibles pour effectuer l'estimation de l'âge apparent des eaux. Sur deux sites, un à deux traceurs étaient contaminés à chaque prélèvement rendant la datation difficile. Sur le site de Montet-Chambon alors que les premières mesures étaient concluantes au moins pour le SF6, une très forte contamination a été enregistrée les mois suivants rendant la datation impossible. Cette brusque et importante contamination reste inexpliquée mais pourrait illustrer la vulnérabilité de ces sources et leur faible capacité à tamponner les fluctuations de conditions.

Malgré un succès mitigé, la datation à court pas de temps a permis dans certains cas d'aider à la compréhension des fluctuations de concentrations en nitrate. Ainsi, à Plourhan où le modèle binaire (mélange de deux réservoirs) est apparu le plus pertinent, il a été montré que l'arrivée d'une fraction d'eau plus récente contribue à diminuer les concentrations en nitrate, suggérant donc que les eaux récentes sont moins chargées en nitrate qu'une eau plus ancienne et plus contaminée. Les cycles intra-annuels bien structurés et le déphasage temporel observé entre les chroniques piézométriques et les concentrations en nitrate sont ainsi explicités. En revanche à Pentvert, où le modèle piston est retenu, l'âge apparent mesuré pendant plusieurs mois, fluctue peu et ne permet pas d'expliquer les fluctuations de concentrations en nitrate. L'étude des corrélations entre la piézométrie et les teneurs en nitrate (1993 à

nos jours) montre que l'hydrodynamique gouverne majoritairement les fluctuations de teneurs en nitrate. En effet, malgré l'évolution des pratiques agricoles, la relation piézométrie/nitrate n'évolue pas. La modélisation permet en revanche de montrer à quelle échéance cette relation va être modifiée (teneur en nitrate moindre à venir pour un même niveau piézométrique).

La modélisation et la datation à court pas de temps sur plusieurs mois sont apparues comme des outils complémentaires. Ils permettent de progresser quant à la compréhension de la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Il est ainsi possible de discriminer les grandes tendances (cycles pluriannuels) et les fluctuations à plus courts pas de temps qui peuvent se surimposer, d'évaluer l'impact des changements de pratiques et de l'hydrodynamique sur l'évolution des concentrations en nitrate.

Leur mise en œuvre reste toutefois délicate. Pour la modélisation, on mentionnera l'importance mais aussi la difficulté d'obtenir des informations sur les pratiques culturales sans oublier la nécessité de travailler sur des sites disposant d'une bonne caractérisation hydro-climatique et possédant des chroniques longues (pluie, concentrations en nitrate...). Pour l'aspect datation, outre la technicité spécifique du prélèvement, des contaminations en différents CFCs peuvent être observées et rendent ainsi la datation plus aléatoire voire dans certains cas impossible. Il n'est pas possible de savoir *a priori* sur quel site la datation sera parfaitement faisable et sur quel site le pas de temps mensuel se justifie alors qu'une mesure « ponctuelle » peut s'avérer suffisante dans d'autres cas. Pour des systèmes très tamponnés pour lesquels on observe une très forte corrélation piézométrie/concentrations en nitrate malgré des grands cycles interannuels, des datations mensuelles ne seront pas toujours les plus appropriées (sauf si des fluctuations intra-annuelles fortes se surimposent) mais des datations à des périodes de très hautes eaux et très basses eaux pourraient donner des âges apparents très différents.

Compte-tenu des difficultés de mise en œuvre de ces deux outils, une généralisation et application systématique de ces approches à l'échelle du bassin Loire-Bretagne ne paraît pas envisageable. En revanche, au cas par cas, et donc dans des systèmes bien contraints, modélisation globale et/ou datation à court pas de temps seront tout à fait pertinents. L'application du modèle ayant été réalisée avec succès dans cette étude dans trois contextes hydrodynamiques différents, son application à tout type de contextes hydrogéologiques du bassin Loire-Bretagne paraît réaliste. Le pas de temps mensuel paraît tout à fait approprié pour décrire les grandes évolutions mais ne permet pas de décrire précisément les fluctuations à court pas de temps (intra-annuels ou plus courts). Pour cela, il conviendrait de travailler à un pas de temps plus court mais on pressent alors la difficulté d'augmenter la précision des données agronomiques, données difficiles à obtenir précisément sur plusieurs années voire décennies pour l'ensemble des parcelles d'un bassin d'alimentation de captage par exemple. Si dans cette étude, le modèle a été utilisé à des fins prédictives sur la base de scénarios climatiques dans des sites ayant déjà connus des changements de pratiques agricoles notables, son utilisation afin de tester différents scénarios de pratiques agricoles et d'en évaluer l'impact est également tout à fait envisageable.



## 10. Bibliographie

**AGRESTE Bretagne** (2009) - Extraits des tableaux de l'agriculture bretonne (2009). Productions végétales Cultures légumières Available on internet at : [http://draf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/cultureslegumieres\\_cle8183e5.pdf](http://draf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/cultureslegumieres_cle8183e5.pdf)

**AGRESTE** (2011). - Données en ligne Available on internet at : <http://www.agreste.agriculture.gouv.fr/page-d-accueil/article/donnees-en-ligne>

**ANTEA** (1995) - Étude complémentaire de l'aquifère des captages du Montet et de Chambon. Rapport ANTEA A 04537.

**Baran N., Chabart M., Braibant G., Joublin F., Pannet P., Perceval W., Schmidt C.** (2006) - Détermination de la vitesse de transfert des nitrates en zone crayeuse sur 2 bassins versants à enjeux : La Retourne (08) et la Superbe (51). Rapport final BRGM/RP-54985-FR.

**Baran N., Gourcy L., Lopez B., Bourguin B., Mardhel V.** (2009) - Transfert des nitrates à l'échelle du bassin Loire-Bretagne. Phase 1 : temps de transfert et typologie des aquifères. Rapport BRGM RP-54830-FR, 105 p.

**Baran N., Richert J., Mouvet C.** (2007) - Field data and modelling of water and nitrate movement through deep unsaturated loess. *Journal of Hydrology*, 345: p. 27-37

**Baran N., Bourgeois M., Flehoc C., Normand B.** (2005) - Détermination de la vitesse de transfert de l'eau, des nitrates et autres solutés en zone non saturée dans un loess profond. BRGM/RP-53440-FR – Rapport final.

**BEGR** (1985) - Étude agro-pédologique- protection des captages de Brengolo et de la Ville-Hellio. 25 p.

**Brisson N., Gary C., Justes E., Roche R., Mary B., Ripoche D., Zimmer D., Sierra J., Bertuzzi P., Burger P., Bussièrè F., Cabidoche Y.M., Cellier P., Debaeke P., Gaudillère J.P., Hénault C., Maraux F., Seguin B., Sinoquet H.** (2003) - An overview of the crop model STICS, *Eur. J. Agron.* 18, p. 309-332.

**CA Bretagne** (Chambre d'Agriculture de Bretagne) (2008) - Guide pratique 2008. Fertilisation des légumes frais de plein champ. 47 p.

**CA Côtes d'Armor** (Chambre d'Agriculture des Côtes d'Armor) (1996) - Périmètres de protection autour des captages de la Ville Hellio et Beaugouyen. Suivi agricole. Bilan de 4 années. 14 p. + annexes.

**CA Indre** (Chambre d'Agriculture de l'Indre) (2004a) - Année 2003 - Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon. Communauté d'agglomération Castelroussine. 27 p.

**CA Indre** (Chambre d'Agriculture de l'Indre) (2004b) - Année culturale 2003-2004 - Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon. Communauté d'agglomération Castelroussine. 37 p.

**CA Picardie** (Chambre d'Agriculture de Picardie) (2006) - Le Guide pratique de la fumure azotée... de nouvelle référence en Picardie. Edition 2006. 6 p.

**CETIOM** (2003) - Héliotest Raisonnez la fertilisation azotée du tournesol. Grignon, CETIOM. 2 p.

**CETIOM** (2010) - Modification des techniques d'implantation, quelque piste. Grignon, CETIOM.

**CIPF** (Centre Indépendant de Promotion Fourragère) (2006) - La fertilisation en culture de maïs. Available on internet at: [http://www.cipf.be/fr/files/Ferti\\_mais.pdf](http://www.cipf.be/fr/files/Ferti_mais.pdf)

**CODARINI S.** (1994) - La protection des captages d'eau potable de la ville de Châteauroux. Mémoire à l'Institut national agronomique Paris-Grignon. 42 p.

**COMIFER** (1996) - Calcul de la fertilisation azotée des cultures annuelles, guide méthodologique pour l'établissement de prescriptions locales, 59 p.

**CORPEN** (2009) - Rapport d'étape de l'appui du CORPEN à l'appel à projets. Rapport d'étape CORPEN – « Aires de captage/Erosion/Zones Humides » 52 p.

**De Willigen P.** (1991) - Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. *Fertilizer Research* 27: p. 141-149.

**DIREN Centre** (2004) - Enquête des pratiques culturales 2001, l'évolution des pratiques agricoles et des risques pour la ressource en eau. 24 p.

**Gutierrez A., Surdyk N., Lamotte C., Gourcy L.** (2011) - Réduction de l'apport azoté dans les Aires d'alimentation des Captages AEP de la plaine de Mauguio. Compléments de modélisation et de datation. BRGM/RP-60094-FR

**Layer B., LeGall A., Lafrechoux M.** (2009) - Année culturale 2007-2008. Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon. Communauté d'agglomération Castelroussine. 55 p.

**Layer B., LeGall A., Lafrechoux M.** (2010) - Année culturale 2008-2009. Suivi agronomique des pratiques de fertilisation azotée sur le bassin versant d'alimentation des captages du Montet-Chambon. Communauté d'agglomération Castelroussine. 55 p.

**Le Guern C. et Lopez B.** (2011) - Contribution à l'évaluation des stocks de nitrate dans la zone non saturée – Captage AEP de Pentvert (Sarthe), Rapport BRGM/RP-59464-FR, 49 p.

**Nicolardot B., Mary B., Houot S., Recous S.** (1996) - La dynamique de l'azote dans les sols cultivés pp.87-103. *In* Lemaire G. et Nicolardot B. Maîtrise de l'azote dans les agrosystèmes (Reims, 19-20 novembre 1996). *Les Colloques*, n° 83. 333 p.

**Oorts K.** (2005) - Effect of tillage systems on soil organic matter stocks and C and N fluxes in cereal cropping systems on a silt loam soil in Northern France. PhD Thesis, INRA Reims.

**Pierson G.** (1992) - Étude relative aux captages du Montet et de Chambon.

**Quete Y.** (2008) - Rapport de l'hydrogéologue agréé. Demande de révision de la délimitation des périmètres de protection. 19 p.

**Rodrigo A., Recous S., Neel C. et Mary B.** (1997) - Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecological Modelling* 102: p. 325-339.

**Soltner D.** (1999) - Les grandes cultures végétales - 19<sup>e</sup> édition. Collection Sciences et techniques agricoles – Sainte-Gemmes-sur-Loire. 463 p.

**Soltner D.** (2003). - Les bases de la production végétale. Tome 1 - Le sol et son amélioration - 23<sup>e</sup> édition. Collection Sciences et techniques agricoles – Sainte-Gemmes-sur-Loire. 467 p.

**Thiéry D., Lopez B., Bourguignon A., Gutierrez A., Baran N.** (2009) - Modélisation des transferts de nitrate vers les eaux souterraines sur un site karstique soumis à des pressions agricoles (Trois Fontaines, Loiret) : une contribution à la protection des captages vis-à-vis des pollutions diffuses. *Géologues* n° 163, p. 82.

**Tremblay N., Scharpf H-C., Weier U., Laurence H.** (2001). - Régie de l'azote chez les cultures maraîchères - Guide pour une fertilisation raisonnée. Bulletin technique. ISBN, Canada, 70 p.

**UNILET** (Interprofession des légumes en conserves et surgelés) (2010) - Site internet. Available on internet at: <http://www.unilet.fr/cultures/pois /pois.php? page=surfaces &PHPSESSID=1d85976a71771352c666ed8b 40b0>.

**Valé M.** (2006) - Quantification et prédiction de la minéralisation nette de l'azote du sol in situ, sous divers pédoclimats et systèmes de culture français. Thèse, INPT-ENSAT, 183 p.

**Valé M., Laurent F., Champolivier L. et al.** (2007) - Amélioration de la prédiction de la minéralisation de l'azote organique du sol in situ pour une large gamme de sols français. Colloque GEMAS – COMIFER (Blois, 20-21 novembre 2007).

**Vernoux J.F., Wuilleumier A., Dörfliger N.** (2007) - Délimitation des bassins d'alimentation des captages et cartographie de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Guide méthodologique. Rapport BRGM/RP-55874-FR.

**YARA** (2004) - Dynamique des éléments. Les compartiments azotés du sol. 15 p.

**YARA** (2010) - Nitrate fertilizer Optimizing yield, preserving the environment. 16 p.

## **Annexe 1**

### **Sélection préliminaire de sites potentiels pour la modélisation du transfert de nitrates à l'échelle du bassin d'alimentation du captage**



Transfert de nitrates à l'échelle de bassins d'alimentation de captages

Nom du site	Type d'aquifère	Points de mesure	Données disponibles	Avantages	Inconvénients
Plourhan	Arène argileuse du Briovérien + Paragneiss fissurés	Puits (02048X0045/P1, 4,4m de profondeur) captant les argiles du Briovérien + piézomètre dans les paragneiss fissurés (130m de profondeur) + 12 piézomètres répartis sur le bassin d'alimentation du captage.	NO3 : de 1997 à 2008. Débits ponctuels de novembre 2006 à mars 2008. 5 rapports apportant des connaissances sur l'historique de l'occupation des sols et l'aire d'alimentation du captage.	Typologie représentative des aquifères en Cotes-d'Armor. Occupation des sols variée et évolution connue (dans les années 90) tendant vers une mise en herbe progressive. Site accessible, aire d'alimentation bien contrainte, nombreux points d'observations.	Historique des débits difficile à établir avant 2006.
Montet-Chambon	Calcaires du Jurassique Supérieur	2 sources (05448X0023 et 05548X0024) proches (200 m) =AEP de Chateauroux.	NO3: depuis 1972. Suivi de CA36 sur le BAC depuis 1998.	Bonne connaissance de l'occupation du sol sur les années récentes.	Exutoires difficile à jauger. Pas d'historique de débit.
Pentvert	Calcaires oolithiques du Dogger (Bajocien-Bathonien)	Forage (02877X0003/F) de 20m de profondeur pour la qualité des eaux et forage (02873X0005/PZ6) de 22,5m de profondeur pour le niveau de la nappe.	NO3 : de janvier 1981 à janvier 2009, Piezo : de janvier 1993 à janvier 2001. Autres données dispo à récupérer auprès de Véolia. 3 rapports sur le fonctionnement hydrogéologique du système + 1 thèse. Eau datée 1989.	Nombreuses données disponibles, actions passées et à venir pour réduire les intrants azotés. Bonne connaissance du BV avec 4 piézomètres accessibles. Corrélation entre l'évolution des nitrates et les variations piézométriques.	Accès soumis à autorisation du SMPEP et intervention d'un technicien de Véolia pour ouverture du captage
Bassin de la Trégonce	Calcaires de jurassique supérieur (oxfordien-kimméridgien) principalement. Champagne Berrichonne	Station de jaugeage sur la trégonce (bassin de 77 km2), plusieurs piézomètres dont Chézelles (544-6X-136). station climatique. Qualitomètre à Chézelles (544-6X-139)	Le SGR Centre a en charge la gestion de la ressource en eau sur le bassin de la Trégonce. 6 rapports de 1992 à 2000.	Très bonne connaissance du bassin versant suivi et renseigné depuis 1992. Historique de l'occupation des sols connu depuis cette date. Programme Fertimieux.	Système karstique, large bassin.
Saint-Clément	Calcaires du Jurassiques supérieur (calcaire de Buzançais). Champagne Berrichonne	Source captée (05187X0003/HYAEP) de 6,4m de profondeur + piézomètre (05186X0002/P) de 11m de profondeur	NO3 : depuis 1968. Piézo : de septembre 1994 à novembre 2009.	Bassin versant de l'Yèvre/Auron où la problématique nitrate est forte. Longue série contrastée de nitrate. Signal piézométrique à périodicité annuelle.	Système karstique au bassin peu connu.
Entrains-sur-Nohain	Calcaires récifaux de l'Oxfordien moyen et supérieur	Source captée des Egeoirs (drain karstique, 04651X0002/SOURCE) et Piézomètre de Bouhy (04644X0002/PUITS)	19 mesures des nitrates de juillet 2001 à octobre 2008 dans ADES + autres données auprès du SGR Dijon (43 mesures de juin 1982 à octobre 1994) et de la DDASS (notamment occupation des sols). Côte piézométrique de la nappe de janvier 1992 à juillet 2007.	Petit bassin versant en surface sur lequel les actions de réduction des intrants se sont montrées infructueuses. Chroniques piézométrique non influencée.	Problème de la mesure du débit de la nappe à l'aval du captage. Affleurement de nappe difficile à équiper. Système karstique. Bassin hydrogéologique mal connu.
Arrou	Nappe de la craie	Forage AEP à Arrou (03248X0012) + Station qualité DIREN St Pellerin sur l'Yerre + Piézomètre de Clairbois (03612X0098/P) + Station débit DIREN à St Hilaire sur l'Yerre.	NO3 : de 1982 à 2009 à Arroux et de 2002 à 2008 à St Pellerin. Cote piézométrique : de 1993 à 2008 à Clairbois. Débit : de 1993 à 2008 à St Hilaire. 53% d'eau récente.	Le qualitomètre capte la craie sans ambiguïté. La chronique piézométrique à Clairbois se prête bien à la modélisation. Bassin versant connu grâce à la carte piézométrique de la craie dans le secteur. Calage possible grâce aux données acquises sur la riv Yerre	Influence possible des argiles à silex tant en surface (rétenion, zones préférentielles découlements, ruissellement important) qu'en profondeur (zones de semi-captivité avec possibilité de dénitrification)
La Grimaudière	Calcaires karstiques du Dogger	Source de trop plein karstique	NO3 : depuis 2001, pas de temps mensuel. Débits et NO3 avant 2001 probablement disponibles	Possibilité de mesure du débit. Teneurs en nitrates importantes (> 80 mg/L).	Système complexe avec drainage d'une surface importante (>200 km²) + infiltrations préférentielles. Signal nitrate peu contrasté.
Oucques	Craie sénonienne sous argiles à silex	Qualitomètre 03963X0002/FAEP 55m de profondeur	NO3 : de février 1994 à décembre 2007	Chronique d'évolution des nitrates montrant une tendance à la hausse importante de 1995 à 2001 puis une stabilisation au alentours de 41mg/L	Pas de piézomètre proche ni de points de mesure possible du débit. Rôle des argiles à silex difficile à déterminer dans ce secteur.
Châteaudun	Craie du Coniacien-Campanien	Forage de 55m de profondeur	NO3 : 14 mesures de 1993 à 2007. Données piézométriques à rechercher	Intérêt stratégique (ressource d'une ville importante). Concentrations au-delà de la limite	Terme source difficile à estimer de part la taille supposée et la complexité de son aire d'alimentation
Saint-Georges-Les-Bailargeaux/Sarzec	Calcaires karstiques dans le Bajocien-Bathonien	Source captée + piézomètres dans le champ captant de Sarzec	NO3 : de 1990 à 2008	Intérêt stratégique important : gros volumes prélevés pour AEP	Chroniques piézométriques influencées par les pompages. Signal nitrate peu contrasté. Méconnaissance des zones de recharges et de la limite du BV. Calcul du bilan hydrologique difficile.
Chantemerle	Calcaires du Thitonien	Résurgence karstique captée (04644X0001) + 2 forages (04643X0001) dans les mêmes formations.	Dans ADES, 12 analyses des nitrates d'avril 2006 à mars 2007. SGR Dijon : 73 analyses de mars 1987 à octobre 1994. Listing papier des données mensuelles de nitrate depuis 1987 donné par le syndicat.		Tendance d'évolution des nitrates difficile à dégager. Mesure des débits pratiquement impossible. Configuration hydrogéologique complexe (système failé, portion captive, drainage artificiel en surface)
Levroux	Calcaires du Jurassique supérieur, Oxfordien, Kimméridgien. Champagne Berrichonne.	Qualitomètre 05443X0002/F3AEP2 de 15m de profondeur + 05443X0076/F5AEP1 de 20m de profondeur	05443X0002/F3AEP2 : NO3 de avril 1984 à novembre 2008. 05443X0076/FAEP : NO3 de juin 1983 à novembre 2007	Aquifères fortement impactés par la pollution par les nitrates (> 70 mg/L en moyenne)	Peu de connaissances sur le fonctionnement hydrodynamique du système, sur l'extension de l'aire d'alimentation et l'historique d'occupation des sols et de pratiques culturales. Les débits de la nappes seraient aussi difficile à estimer.
Nort-sur-Erdre	Sables rouges de Bretagne, Pliocène	Qualitomètre forage (04514X0006/F1) de 63m de profondeur	De décembre 1984 à septembre 2008. Eau datée 1988.	Tendance nettement à la hausse à partir de 1995 (de 30 à 50mg/L en 2004)	Plaquage tertiaire isolé en zone de socle Breton, cas particulier sur l'ensemble du bassin Loire-Bretagne. Ressource limitée
Lutz en Dunois	Calcaires de Beauce	Forage de 49,8m de profondeur	NO3 : 54 mesures de 1985 à 2008. Chronique piézométrique de 1990 à 2008	Ouvrage utilisé comme piézomètre (influencé) et qualitomètre de la nappe de Beauce	Capte vraisemblablement les calcaires de Beauce + Craie sous-jacente. Pas d'infos sur l'aire d'alimentation et l'occupation des sols. Ouvrage inapte à la modélisation.



## **Annexe 2**

### **Détail des données d'entrée pour chaque site**



### **La lame d'eau (en mm)**

La lame d'eau par pas de temps est une moyenne pondérée des précipitations des différentes stations relatives au bassin versant. Il est nécessaire au préalable d'effectuer une critique des données permettant la reconstruction des données brutes manquantes s'il y en a.

### **L'évapotranspiration potentielle (ETP) (en mm)**

La valeur utilisée en France est généralement celle qui est calculée par la formule mensuelle de Turc à partir des données d'insolation, de température et éventuellement d'humidité. Toute autre méthode de calcul peut bien entendu être utilisée (Thornthwaite, Penman, etc.).

### **L'application d'engrais (en Kg de NO<sub>3</sub>/ha)**

Les applications d'engrais épandues peuvent être déterminées par des enquêtes chez les exploitants ayant des parcelles sur le bassin versant connu ou supposé. Il faut déterminer une moyenne globale pour l'ensemble du bassin, c'est-à-dire finalement le nombre de kilogrammes de nitrates appliqués sur la totalité du bassin versant, divisé par la superficie du bassin versant.

Ce calcul peut être réalisé en estimant des valeurs moyennes correspondant au type de culture pratiquée et de les pondérant par la superficie de ces cultures sur la surface totale du bassin versant. Le calage hydrologique permet généralement d'estimer correctement la superficie du bassin versant.

Il convient de ne pas oublier d'exprimer cet épandage en kilogramme de nitrates par hectare, et on se souviendra à ce propos qu'un kilogramme d'azote correspond approximativement à 4,4 kg de nitrates.

### **La consommation par les plantes (en Kg de NO<sub>3</sub>/ha)**

La consommation en nitrates par les plantes est variable suivant le type de culture et le rendement à l'hectare. Cette consommation est généralement exprimée en kilogramme d'azote ou de nitrate.

### **La minéralisation par le sol (en Kg de NO<sub>3</sub>/ha)**

La minéralisation du sol est due à la transformation des matières organiques (décomposition de débris végétaux) avec production de nitrates. Cette minéralisation varie en fonction du type de sol, et aussi de la température ambiante. Elle ne dépend que très peu des cultures précédentes, car le sol contient une très forte quantité de matière organique qui peut se décomposer pendant de nombreuses années sans qu'il soit réellement appauvri.

## Libération par les résidus de culture (en Kg de NO<sub>3</sub>/ha)

Les plantes libèrent généralement une certaine quantité de nitrates qui était fixée dans et autour des racines, ainsi que dans les débris enfouis lors de leurs dégradation. Il convient de prendre en compte cet apport de nitrates qui peut être non négligeable pour certaines cultures.

## Besoins en azote des plantes

Les besoins physiologiques des plantes sont estimés en extrapolant des valeurs observées par les Chambres d'Agriculture ou des organismes similaires dans des contextes agro-pédo-climatiques compatibles avec les zones d'étude. Certaines valeurs seuils et les périodes de fortes adsorptions d'azote sont issues de paramètres observés sur le terrain (Rapports et Communications internet des chambres d'agriculture). Certains points ont été tirés de la littérature.

### Plourhan

Cinq cultures principales ont été jugées suffisantes pour représenter les rotations sur le site. Bien que cela ne soit pas à proprement parler une culture, les surfaces en herbes (jachères, prairie) présentes sur la zone ont une influence sur les nitrates car elles consomment une partie de ces derniers pour leur croissance. La courbe d'absorption de l'azote d'une prairie a aussi été présentée.

Le **maïs** cultivé dans la région est en majorité du maïs ensilage. Il semble possible d'envisager pour les simulations, une date de semis vers la fin avril et une date de récolte vers la mi-septembre. Dans la littérature, les besoins sont de 200 Kg de N/ha pour un rendement de 15 tonnes de matière sèche/hectare (CIPF, 2006). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature pour du maïs grain (YARA, 2004) et du maïs ensilage (CIPF, 2006).

Les céréales restent une composante importante du parcellaire du périmètre de protection, pour ne pas multiplier les combinaisons de cultures, l'orge et le **blé** seront considérés comme une seule et même culture. Il est plausible pour la région de considérer une date de semis moyenne début novembre et une date moyenne de récolte vers la mi-juillet. Dans la littérature, les besoins du blé sur une année culturale sont de 240 Kg de N/ha pour un rendement de 80 quintaux/hectare (COMIFER, 1996). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (COMIFER, 1996).

Dans les années 1990, de grandes surfaces du bassin versant étaient destinées au **pois** de conserve (CA Côtes d'Armor, 1996). 62 % de la SAU était utilisée à cette fin en 1992. Un relevé des surfaces agricoles réalisé à la fin des années 2000 a mis en évidence que le pois n'était plus cultivé sur le bassin. Il paraît envisageable pour la région de simuler un pois ayant un cycle de 100 jours, semé fin mars et récolté mi-juillet. Dans la littérature, les besoins moyens du pois sur l'année sont de 250 Kg de

N/ha pour un rendement de 7 tonnes/hectare (UNILET, 2010). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature basées sur les stades du pois protéagineux de printemps (Soltner, 1999) et du pois de conserve (UNILET, 2010).

Il existe plusieurs variétés de **chou-fleur** (choux d'été, tardif et d'hiver) mais il semble que le chou d'hiver soit le type de culture le plus répandu sur le bassin. Dans ce cas de figure, il paraît raisonnable d'envisager pour ces simulations, une date de plantations vers la mi-juillet et une récolte vers la mi-mars. Dans la littérature, les besoins moyens du chou-fleur sur l'année sont de 320 Kg de N/ha pour un rendement de 11 000 pieds/hectare (CA Bretagne, 2008). Un ratio de 1,3 Kg par pied a été appliqué (AGRESTE Bretagne, 2009). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature basées sur les besoins du chou-fleur d'hiver (CA Bretagne, 2008).

Plusieurs variétés de **pomme de terre** ont été cultivées à l'intérieur de périmètre de protection (CA Côtes d'Armor, 1996) mais il semble que la pomme de terre primeur soit la variété qui ait été la plus utilisée. Afin d'éviter de multiplier les cas de figure, seule cette variété a été utilisée lors des simulations. Cela impose une date de semis vers la mi-février et une date de récolte vers la mi-mai. Dans la littérature, les besoins moyens pour les pommes de terre primeurs sont de 125 Kg de N/ha pour un rendement de 25 tonnes (CA Bretagne, 2008). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (CA Bretagne, 2008).

Les besoins d'une plante sont liés au rendement de celle-ci. Les rendements pour le blé tendre d'hiver, le maïs ensilage, le pois (consommation), le chou-fleur et la pomme de terre entre 1989 et 2007 pour les Côtes d'Armor ont été utilisés. Ces rendements seront utilisés pour définir une chronique d'évolution des besoins. Il est supposé que les rendements sur le bassin de Plourhan sont similaires à ceux du reste du département.

Les **surfaces en herbes** ont été traitées un peu différemment car elles ont des cycles qui ne sont pas totalement comparables aux autres cultures. Les surfaces en herbe ont été traitées comme des prairies fauchées avec un rendement de 6 tonnes de matières sèche/ha. Elles sont considérées sans fertilisation. Le manque de minéralisation en été, entraîne un manque d'azote, réduit la croissance et l'absorption d'azote de l'herbe. À l'inverse, à l'automne et au printemps, la croissance est maximale ainsi que l'absorption. L'hiver, l'absorption est ralentie par manque d'azote mais aussi à cause des conditions climatiques.

### **Montet-Chambon**

Six cultures principales ont été jugées suffisantes pour représenter les rotations sur le site. Bien que cela ne soit pas à proprement parler une culture, les surfaces en herbes (jachères, luzerne, prairie) présentes sur la zone ont une influence sur les nitrates car elles consomment une partie de ces derniers pour leur croissance. La courbe d'absorption de l'azote d'une prairie a aussi été prise en compte dans le modèle.

Le **blé** est la céréale la plus cultivée sur le bassin versant. Cette culture a été simulée de manière spécifique. Il est plausible pour la région de considérer une date de semis moyenne mi-novembre et une date moyenne de récolte vers la mi-juillet. Dans la littérature, les besoins du blé sur une année culturale sont de 240 Kg de N/ha pour un rendement de 80 quintaux/hectare (COMIFER, 1996). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (YARA, 2010).

L'**orge** est une autre céréale très cultivée sur la zone étudiée. Il est plausible pour la région de considérer une date de semis moyenne mi-novembre et une date moyenne de récolte vers le début juillet, c'est-à-dire avant le blé. Dans la littérature, les besoins théorique de l'orge correspondent à ceux du blé car ce sont deux céréales très proches. Il est donc possible de considérer que l'orge a besoin de 240 Kg de N/ha pour un rendement de 80 quintaux/hectare.

Une certaine surface du bassin est cultivée en **pois** protéagineux. Rappelons qu'il n'y a pas d'apport d'azote sur de telles cultures. Cette surface était certainement plus importante dans les années 1990. Il paraît envisageable pour la région de simuler un pois semé fin mars et récolté mi-juillet. Les besoins moyens du pois sur l'année sont de 250 Kg de N/ha pour un rendement de 70 quintaux/hectare de MS (Soltner, 1999). Les courbes de besoins sont des valeurs issues de la littérature basées sur les stades du pois protéagineux de printemps. Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (Soltner, 1999).

Le **tournesol** est une culture importante de la zone. Il est plausible pour la région de considérer une date de semis moyenne fin avril et une date moyenne de récolte vers la fin septembre. Dans la littérature, les besoins du tournesol sur une année culturale sont de 160 Kg de N/ha pour un rendement de 35 quintaux/hectare (Soltner, 1999). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (Cetiom, 2003).

Le **colza** est une tête de rotation appréciée sur le bassin. Il est envisageable pour la zone de considérer une date de semis moyenne début septembre et une date moyenne de récolte vers la fin juillet. Dans la littérature, les besoins du colza sur une année culturale sont de 244 Kg de N/ha pour un rendement de 35 quintaux/hectare (Soltner, 1999). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (Cetiom, 2010).

Les **surfaces en herbes** ont été traitées un peu différemment car elles ont des cycles qui ne sont pas totalement comparables aux autres cultures. Les surfaces en herbe ont été traitées comme des prairies rases. Un rendement de 4 tonnes de matières sèche/ha a été considéré. Elles sont considérées sans fertilisation.

Les **CIPAN** (cultures pièges à nitrates) constituent des couverts végétaux implantés après une récolte et qui ne sont pas récoltés. Ils piègent l'azote pendant l'automne et le rendent disponible pour la culture suivante. Les apports d'azote peuvent être rapides et représenter jusqu'à 60 % de l'azote piégé si le couvert est jeune et riche en azote lorsqu'il est détruit. À l'inverse, cette fourniture sera lente, voire négative si le couvert est âgé et pauvre en azote. Pour cette modélisation BICHE, l'influence des CIPAN a

été considéré comme égale à celle du colza jusqu'à début décembre date où les CIPAN sont généralement détruites (action mécanique ou action du gel). Les résidus des CIPAN sont égaux aux besoins, le seul effet de CIPAN étant de piéger l'azote, il n'y a pas d'export (car il n'y a pas de récolte). Les résidus s'élèvent à 35 Kg de N/ha, ce qui est cohérent avec la littérature (CA Picardie, 2008 ; Solner, 2003) pour ce type de couvert.

## Pentvert

Six cultures principales ont été jugées suffisantes pour représenter les rotations sur le site. Comme pour les autres sites, une certaines proportions d'herbes a été prise en compte. L'herbe n'est pas nécessairement une culture mais elle présente une influence sur les nitrates car elle en consomme une partie pour sa croissance

Les céréales restent une composante importante du parcellaire du périmètre de protection, pour ne pas multiplier les combinaisons de cultures, l'orge et le **blé** seront considérés comme une seule et même culture. Il est plausible pour la région de considérer une date de semis moyenne début-novembre et une date moyenne de récolte vers la mi-juillet. Dans la littérature, les besoins du blé sur une année culturale sont de 240 Kg de N/ha pour un rendement de 80 quintaux/hectare (COMIFER, 1996). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (YARA, 2010).

Le **maïs** est aussi une culture occupant une place importante dans le secteur. Il semble possible d'envisager pour les simulations, une date de semis vers la fin avril et une date de récolte vers la mi-septembre. Dans la littérature, les besoins sont de 200 Kg de N/ha pour un rendement de 15 tonnes de Matière Sèche/hectare (CIPF, 2006). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature pour du maïs grain (YARA, 2004) et du maïs ensilage (CIPF, 2006).

Une certaine surface du bassin est cultivée en **pois** protéagineux. Il paraît envisageable pour la région de simuler un pois semé fin mars et récolté mi-juillet. Les besoins moyens du pois sur l'année sont de 250 Kg de N/ha pour un rendement de 70 quintaux/hectare de MS (Soltner, 1999). Les courbes de besoins sont des valeurs issues de la littérature basées sur les stades du pois protéagineux de printemps. Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (Soltner, 1999).

Le **colza** est une tête de rotation appréciée sur le bassin. Il est envisageable pour la zone de considérer une date de semis moyenne fin août et une date moyenne de récolte vers la début juillet. Dans la littérature, les besoins du colza sur une année culturale sont de 244 Kg de N/ha pour un rendement de 35 quintaux/hectare (Soltner, 1999). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (Cetiom, 2010).

Le **tournesol** est une culture importante de la zone. Il est plausible pour la région de considérer une date de semis moyenne fin avril et une date moyenne de récolte vers la mi-septembre. Dans la littérature, les besoins du tournesol sur une année culturale

sont de 160 Kg de N/ha pour un rendement de 35 quintaux/hectare (Soltner, 1999). Les courbes de besoins sont des extrapolations tirées de valeurs issues de la littérature (Cetiom, 2003).

Les **surfaces en herbes** ont été traitées un peu différemment car elles ont des cycles qui ne sont pas totalement comparables aux autres cultures. Les surfaces en herbe ont été traitées comme des prairies rases. Un rendement de 4 tonnes de matières sèche/ha a été considéré. Dans le secteur de Penvert, de nombreuses prairies fertilisées ont été observées, une fertilisation a été appliquée sur les surfaces en herbe.

## Fertilisation des cultures

### Plourhan

Les apports minéraux sur **blé** sont fractionnés en deux ou trois apports. Cela n'a pas toujours été le cas. Il était courant dans les années 1970 de réaliser un seul apport à la mi-février à la reprise de végétation. Dans les simulations, l'évolution du fractionnement des apports azotés a été prise en compte. Les conseils actuels sont une dose théorique est de 170 Kg de N/ha pour un rendement de 70 quintaux/hectare. Il est généralement conseillé, dans le cas d'un apport uniquement minéral, de réaliser le premier apport vers le 15 janvier à 40 U. Le second apport est conseillé aux alentours du 15 mars à 90 U. Le dernier apport est conseillé vers le 1<sup>er</sup> mai à 40 U. Ces valeurs sont théoriques.

Les apports minéraux sur **maïs** sont fractionnés en un ou deux apports. En 2008, en Bretagne, 18 % des parcelles de maïs ont reçu deux fertilisations minérales et 59 % une seule. Le reste (21 %) n'a pas reçu de fertilisation minérale. Une grande partie des parcelles de maïs bretonnes reçoivent de la fertilisation organique (83 % en 2008). Avec une fertilisation uniquement minérale, il faut en général 130 Kg de N/ha pour réaliser 12 tonnes de MS par hectare. Dans une stratégie à un seul apport, il est préférable d'appliquer l'azote au semis. Dans une stratégie à deux apports, il est généralement conseillé de faire un apport au semis (50 Kg de N/ha) puis le reste avant la floraison (début mai).

Le **pois** est une plante particulière dans le sens où, en tant que légumineuse, elle est capable de fixer de l'azote atmosphérique (c'est-à-dire gazeux) et de le consommer directement. La fixation de l'azote atmosphérique se fait par l'intermédiaire de bactéries, les *Rhizobium*, qui forment des nodosités sur les racines. Le pois peut subvenir à 75 % de ses besoins par ce biais, le reste de l'azote est fourni par la minéralisation du sol. Il n'est donc pas nécessaire de fertiliser le pois.

Les apports minéraux sur **choux-fleurs** sont fractionnés en un ou deux apports. Avant les plantations d'été des choux-fleurs, des fertilisations organiques sont conseillées en fonction des types de sols et des précédents, l'azote efficace à apporter va de 0 Kg de N/ha à 150 Kg de N/ha. Pour les stratégies de culture à cycle long (récolte de janvier à mai) et un rendement de 11 000 pieds/hectare, un apport complémentaire azote est

conseillé en pleine culture, en général en décembre. Pour réaliser les simulations, une valeur moyenne de 80 Kg de N/ha à l'application a été utilisée et une dose de 50 Kg de N/ha en pleine culture (CA Bretagne, 2008).

Les apports minéraux sur **pomme de terre** ne sont pas fractionnés. Les apports de matière organique sont déconseillés avant la pomme de terre pour des raisons sanitaires (CA Bretagne, 2008). La fertilisation des pommes de terre primeurs se fait généralement à la mise en place. Les doses conseillées varient en fonction du sol et du précédent. Elles vont de 70 Kg de N/ha à 130 Kg de N/ha. Dans cette étude, une valeur moyenne de fertilisation de 90 Kg de N/ha a été choisie pour les simulations, cela correspond à un rendement de 25 T/ha. Cet apport a été appliqué mi-février lors de la plantation.

Depuis la mise en place des périmètres de protection, la dose maximum sur une culture ne peut pas être supérieure à 170 Kg de N/ha.

### Montet-Chambon

La chambre d'agriculture a développé une méthode pour donner chaque année la meilleure fertilisation pour le blé, l'orge, le colza et le tournesol. Cette méthode nommée « SCAN » (CA Indre, 2003a, 2003b) permet de modifier de manière annuelle l'apport d'azote. Cela permet de prendre en compte les besoins des plantes de manière la plus juste possible en tentant de prendre en compte la fourniture du sol et les aléas climatiques. Les descriptions suivantes sont des moyennes théoriques pour la zone.

Les apports minéraux sur **blé** sont fractionnés en deux ou trois apports. Cela n'a pas toujours été le cas. Il était courant dans les années 1970 de réaliser un seul apport à la mi-février à la reprise de végétation. Dans les simulations, l'évolution du fractionnement des apports azotés a été prise en compte. L'apport observé est de 180 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 72 quintaux/hectare (Layer *et al.*, 2009). Il est généralement conseillé, dans le cas d'un apport uniquement minéral, de réaliser le premier apport vers le 15 janvier à 40 Kg de N/ha. Le second apport est conseillé aux alentours du 15 mars à 90 Kg de N/ha. Le troisième est conseillé vers le 1<sup>er</sup> mai à 40 Kg de N/ha. Ces apports suivent les stades du blé.

Les apports minéraux sur **orge** sont fractionnés en deux ou trois apports. Comme pour le blé, cela n'a pas toujours été le cas et il était d'usage de réaliser un seul apport dans les années 1970. L'apport observé est de 135 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 68 quintaux/hectare (Layer *et al.*, 2009). Les dates d'apports sont assez similaires à celle du blé. Il est plus courant de ne réaliser que deux apports sur orge que sur blé.

Les apports minéraux sur le **tournesol** ne sont généralement fractionnés. Un seul apport est généralement réalisé au semis. L'apport observé actuellement est de 25 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 26 quintaux/hectare (Layer *et al.*, 2009).

Tout comme pour le blé et l'orge, les apports sur le **colza** sont fractionnés en deux ou trois apports. Les évolutions sont les mêmes que pour les céréales, les apports sont de

plus en plus nombreux afin de s'ajuster à la courbe des besoins des cultures. Les doses appliquées aux premiers apports ont tendance à diminuer. En moyenne dans l'Indre, le premier apport était de 81 unités en 1994 et de 64 en 2001 (DIREN Centre, 2004). L'apport observé est de 175 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 32 quintaux/hectare (Layer *et al.*, 2009). Dans une stratégie en trois apports minéraux, il est généralement conseillé, de réaliser le premier apport vers le 25 janvier à 60 Kg de N/ha. Le second apport est conseillé aux alentours du 20 février à 70 Kg de N/ha. Le troisième est conseillé vers le 10 mars à 45 Kg de N/ha.

## Pentvert

La chambre d'agriculture de la Sarthe a demandé plusieurs enquêtes afin de mieux connaître la pratique des exploitants du secteur. La fertilisation des principales cultures de la zone ainsi que le fractionnement est relativement bien renseigné. Les données ci-dessous présentent les résultats des enquêtes demandées par la Chambre d'agriculture de la Sarthe seulement pour l'année 2007 mais ils sont aussi disponibles pour les années 1991, 1999 et 2000.

Les apports minéraux sur **blé** sont fractionnés en deux ou trois apports. En 2007, 48,6 % des exploitants du secteur ont réalisé trois apports sur blé (CA Sarthe, 2007). Néanmoins, il était courant de réaliser un seul apport à la mi-février à la reprise de végétation. Dans les simulations, l'évolution du fractionnement des apports azotés a été prise en compte. L'apport observé est de 174 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 90 quintaux/hectare (CA Sarthe, 2007).

Les apports minéraux sur **maïs** sont fractionnés en un ou deux apports. En 2007, 78 % des exploitants du secteur ont réalisé un seul apport sur maïs (CA Sarthe, 2007). L'apport observé est de 105 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 18 t de MS/hectare (CA Sarthe, 2007). Des fertilisations organiques peuvent être réalisées sur les parcelles exploitées en maïs car celles-ci sont libres de cultures en hiver. Une fertilisation de l'ordre de 45 Kg de N/ha sous la forme de fertilisation organique appliqué en automne a été ajoutée sur les parcelles en maïs.

Le **pois** est une légumineuse, cette culture est capable de fixer de l'azote atmosphérique (c'est-à-dire gazeux) et de le consommer directement. La fixation de l'azote atmosphérique se fait par l'intermédiaire de bactéries. Le pois peut subvenir à la majorité ses besoins en azote grâce à ces bactéries, le reste étant fourni par la minéralisation du sol. En 2007, 100 % des exploitants du secteur n'ont pas réalisé apport sur pois (CA Sarthe, 2007). Aucune fertilisation n'a été prise en compte pour le pois.

Les apports sur le **colza** sont fractionnés en deux ou trois apports. Les évolutions sont les mêmes que pour les céréales. En 2007, 47,1 % des exploitants du secteur ont réalisé trois apports sur blé (CA Sarthe, 2007). Comme pour le blé, cela n'a pas toujours été ainsi et en 1991, 72 % des exploitants réalisaient un seul apport. Dans les simulations, l'évolution du fractionnement des apports azotés a été prise en compte. L'apport observé est de 170 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 34 quintaux/hectare (CA Sarthe, 2007).

Les apports minéraux sur le **tournesol** ne sont généralement pas fractionnés. Un seul apport est généralement réalisé au semis. En 2007, 73 % des exploitants du secteur ont réalisé un seul apport (CA Sarthe, 2007). L'apport observé actuellement est de 50 Kg de N/ha pour un rendement moyen de 26 quintaux/hectare (CA Sarthe, 2007).

Une fertilisation moyenne de 65 Kg de N/ha a été appliquée sur les **surfaces en herbe**.

## Résidus végétaux après récolte

Les résidus de récolte peuvent être une source d'azote non négligeable dans le sens où l'azote mobilisé durant le cycle de la plante est en partie redistribué après la récolte. Il ne s'agit que de redistribution temporelle de l'azote au travers du cycle de vie/dégradation de la plante. L'influence de la minéralisation est calculée de la même manière à Plourhan et à Montet-Chambon

Les céréales sont des cas particuliers dans le sens où leur contribution est négative. Les micro-organismes du sol consomment de l'azote pour dégrader les pailles et les chaumes.

Le taux réel d'incorporation des résidus est très variable et peut dépendre des conditions climatiques. Il dépend aussi des pratiques culturales après récoltes (labour, semis direct). Pour cette étude, des valeurs moyennes prises dans la littérature seront utilisées. Une mesure d'azote sur tous les résidus de récolte semble difficilement réalisable, obtenir ces valeurs sur une vingtaine d'année est irréaliste.

Le tableau suivant résume les valeurs de résidus de récolte utilisées dans cette étude. Ces valeurs ne varient pas durant toutes les simulations.

	N pris au sol (-) ou libéré (+)	Source
Céréales à paille	-20	CA Picardie., 2006
Mais grain/fourrage	-10/-20	CA Picardie., 2006 ; Soltner., 2003
Pomme de terre	25	Soltner., 2003
Colza	20	CA Picardie., 2006
Tournesol	0	CA Picardie., 2006
Chou-fleur	100	Temblay et al., 2001
Pois	20	CA Picardie., 2006

*Illustration 93 : Résidus de récolte selon les sources bibliographique.*

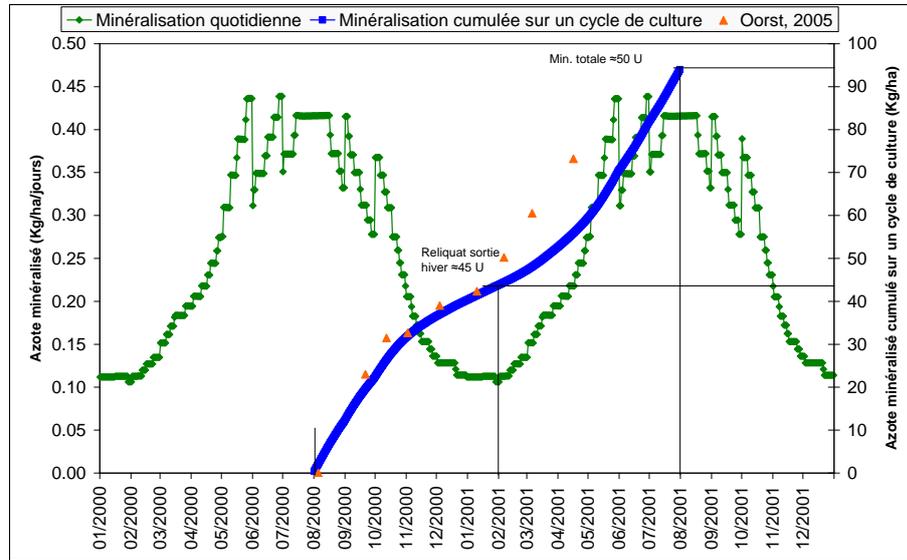
## Minéralisation du sol

L'influence d'une culture dans le modèle se résume à l'application d'engrais qu'elle nécessite, le besoin de cette plante en azote et les résidus que cette plante laisse après la récolte. La minéralisation est traitée au niveau du bassin versant en considérant une seule parcelle. L'influence de la minéralisation, explicitée ci-après, est calculée de la même manière à Plourhan et à Montet-Chambon

La minéralisation du sol est due à la transformation des matières organiques (décomposition de débris végétaux) avec production de nitrates. Cette minéralisation varie en fonction du type de sol, et aussi de la température ambiante. Elle ne dépend que très peu des cultures précédentes, car le sol contient une très forte quantité de matière organique qui peut se décomposer pendant de nombreuses années sans qu'il soit réellement appauvri.

Il existe plusieurs modèles permettant de prédire la quantité d'azote minéralisée dans le sol, la plupart étant basée sur la détermination d'un ou plusieurs « pools » d'azote minéralisable (azote potentiellement « minéralisable ») et de leur vitesse respective de minéralisation (taux constant). Pour cette étude, un modèle simple à un seul pool a été utilisé pour limiter les paramètres à acquérir. Certaines études (De Willigen, 1991 ; Valé, 2006) tendent à prouver que la minéralisation de l'azote n'est pas mieux simulée avec un modèle de premier ordre à quatre pools qu'avec un modèle d'ordre zéro à un seul pool.

L'azote minéralisé est calculé à partir d'un pool d'azote « minéralisable ». Ce pool d'azote est modifié par chaque apport d'engrais. La vitesse maximale de minéralisation par jour est un paramètre fixe qui est disponible dans la littérature (Valé, 2006). Dans les faits, cette vitesse maximale de minéralisation est rarement atteinte car deux facteurs environnementaux peuvent la minimiser : la température et l'humidité du sol. L'équation permettant de rendre compte de l'influence de la température sur la minéralisation est une fonction exponentielle transformée pour tendre vers une asymptote dont les paramètres sont disponibles dans la littérature. Des valeurs de températures moyennes ont été utilisées. L'équation générique rendant compte de l'humidité du sol n'a pas pu être utilisée car certains des paramètres clefs étaient manquants (capacité au champ). Une estimation à dire d'expert a été nécessaire : Il a été considéré que la saturation en humidité du sol (horizon 0-30 cm) était de 70 % en hiver et une partie du printemps, puis de 50 % et 40 % en été. Cela semble réaliste après les premières simulations BICHE (analyse du premier réservoir). Cette estimation à dire d'expert au pas de temps journalier est la cause des décrochements abrupts de la courbe de minéralisation. Ces paliers sont néanmoins lissés lors du passage au pas de temps mensuels des fichiers.



*Illustration 94 : Minéralisation de l'azote pour les années 2000-2001.*  
 Minéralisation quotidienne et cumulée sur un cycle de culture. Les triangles oranges sont issus des travaux de Oorst (2005) à Boigneville (91) pour une rotation maïs/blé.



**Centre scientifique et technique**  
**Service métrologie, monitoring et analyses**  
3, avenue Claude-Guillemin  
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34