

Modélisation quantitative et qualitative du bassin d'alimentation des captages du Vivier (79)

Rapport final

BRGM/RP-66165-FR

octobre 2016

Modélisation quantitative et qualitative du bassin d'alimentation des captages du Vivier (79)

Rapport final

BRGM/RP-66165-FR
octobre 2016

L. Abasq, N. Surdyk, M. Chatelier, E. Petelet-Giraud, O. Douez, F. Bichot

Vérificateur :

Nom : J-J Seguin

Fonction : Hydrogéologue

Date : 27/09/2016

Signature :



Approbateur :

Nom : J-C Audru

Fonction : directeur territorial

Date : 20/10/2016

Signature :



Signature électronique

Le système de management de la qualité et de l'environnement est certifié par AFNOR selon les normes ISO 9001 et ISO 14001.



Mots-clés : Alimentation en Eau Potable, Deux-Sèvres, Karst, Modèle hydrodynamique, Pollution Diffuse, Région Poitou-Charentes, Source du Vivier.

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

Abasq L., Surdyk N., Chatelier M., Petelet-Giraud E., Douez O., Bichot F. (2016) – Modélisation quantitative et qualitative de l'aire d'alimentation des captages du Vivier. Rapport final. BRGM/RP-66165-FR, 225 p., 195 ill., 3 ann.

© BRGM, 2016, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Le Syndicat des Eaux du Vivier (SEV) assure la production, le traitement, la distribution et le contrôle de la qualité de l'eau potable pour la ville de Niort et les communes de Coulon, Magné et Bessines (Deux-Sèvres). Le SEV doit faire face à des problèmes de pollution diffuse liée aux nitrates sur ses principaux points de captages depuis les années 1990. L'aire d'alimentation des captages (AAC) de la source du Vivier et des puits Gachet 1 et 3 est classée Grenelle depuis 2013, et le programme visant à la reconquête de la qualité de l'eau « Re-Sources » basé sur le volontariat, est en place depuis 2010.

Dans ce cadre de réflexions sur la dégradation de la qualité de l'eau du Vivier, le SEV et le BRGM lancent une étude de modélisation de l'AAC du Vivier en 2013. Cette étude, à travers la simulation des transferts d'eau et de polluants, doit permettre de mieux appréhender le fonctionnement du bassin pour améliorer la gestion quantitative et qualitative de la ressource.

La modélisation a été réalisée à l'aide de la chaîne logicielle BICHE-MARTHE du BRGM, en utilisant et en précisant localement le modèle des aquifères du Jurassique en Poitou-Charentes. Après plusieurs phases de calage, les niveaux d'eau, les débits des sources et des rivières et les concentrations des eaux de surface et des eaux souterraines ont pu être correctement reproduites sur l'AAC.

Cet outil a été ensuite utilisé pour effectuer des simulations simples et mieux appréhender les réactions du système face à différents scénarios : ainsi, l'impact de différentes modifications des prélèvements agricoles est évalué sur les débits à la source du Vivier. Des tests sont également effectués sur des modifications de pratiques agricoles, permettant d'évaluer le temps de réponse de l'AAC. Une simulation du scénario de changement climatique du Groupement d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, le scénario Arpege – B2 a été réalisée, sans montrer d'évolutions très marquées de la piézométrie ou des débits sur le bassin du Vivier.

Sommaire

1. Introduction	17
2. Présentation de la zone d'étude : bassin d'alimentation de captage du Vivier.	18
2.1. HISTORIQUE ET PRÉSENTATION DU SITE.....	18
2.2. BASSIN D'ALIMENTATION DE CAPTAGE	19
2.3. CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE DU BASSIN DE LA SÈVRE NIORTAISE	20
2.4. CARACTÉRISTIQUES DE LA RESSOURCE	22
2.5. PRÉLÈVEMENTS.....	22
2.6. QUALITÉ DE LA RESSOURCE DU POINT DE VUE DES NITRATES	23
2.7. PROGRAMME RE-SOURCES	25
2.8. VULNÉRABILITÉ DE LA RESSOURCE.....	25
2.9. OCCUPATION DES SOLS	25
3. État des lieux de l'aire d'alimentation de captage.....	27
3.1. INTRODUCTION AU PROJET CAMÉRA DU BRGM (2009-2010).....	27
3.1.1. Présentation du projet.....	27
3.1.2. Stratégies des campagnes de prélèvements.....	27
3.2. SUIVIS QUANTITATIFS DES SOURCES DU BASSIN DE LA SÈVRE NIORTAISE	32
3.2.1. Débit de la rivière Pamproux au pont de Pamproux (Cam-S3).....	32
3.2.2. Débit à la fontaine bouillonnante à Exoudun	35
3.2.3. Débit de la fontaine de Chantelay à Fressines	36
3.2.4. Débit du lavoir de Champdeniers	37
3.2.5. Débit au captage de Sourdan à Beaussais	38
3.3. SUIVI DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES MAJEURS	39
3.3.1. Suivi mensuel des sources	39
3.3.2. Campagnes hautes eaux et basses eaux	43
3.4. HYPOTHÈSES SUR L'ORIGINE DES EAUX	44
3.4.1. Origine Dogger/Infra-Toarcien des eaux de résurgence.....	44
3.4.2. Pressions anthropiques	53
3.5. DONNÉES NITRATES ET PESTICIDES DISPONIBLES SUR LE BASSIN	64
4. Construction du modèle « Vivier ».....	70

4.1. INTRODUCTION	70
4.2. PRÉSENTATION DE MARTHE ET DU MODÈLE JURASSIQUE	71
4.2.1. MARTHE	71
4.2.2. Présentation du modèle Jurassique.....	71
4.3. CONSTRUCTION DU MODÈLE VIVIER	73
4.3.1. Maillage	73
4.3.2. Topographie	74
4.3.3. Hydrographie.....	74
4.3.4. Géologie et hydrogéologie.....	76
4.3.5. Le karst sur le bassin d'alimentation de captage	78
4.4. CALCUL DE LA RECHARGE : MÉTÉOROLOGIE ET PROPRIÉTÉS DES SOLS	
80	
4.4.1. Contexte pédologique.....	80
4.4.2. Calcul de la pluie efficace	81
4.4.3. Météorologie.....	81
4.4.4. Indice de Développement et de Persistance des Réseaux	83
4.4.5. Réserve utile	85
4.4.6. Zones de sols du modèle Vivier et calcul de la recharge dans chaque zone	
86	
4.5. PRÉLÈVEMENTS	88
5. Modélisation des écoulements	93
5.1. CALAGE DU MODÈLE HYDRODYNAMIQUE	93
5.1.1. Conditions aux limites et initialisation	93
5.1.2. Discrétisation temporelle	93
5.1.3. Points de calage.....	93
5.2. CALAGE.....	94
5.2.1. Paramètres de calage	94
5.2.2. Résultats du calage.....	95
6. Construction de la modélisation des nitrates	105
6.1. CODE DE CALCUL BICHE ET COUPLAGE	105
6.3. STRATÉGIE	106
6.5. DONNÉES AGRICOLES	108
6.5.1. Présentation agricole du bassin versant	108
6.5.2. Constitution des séries de données pour la modélisation	111
6.5.4. Données recueillies par le SEV : comparaison à celles utilisées.....	116
7. Modélisation des transferts azotés dans le sol et dans la nappe.....	117

7.1. CONDITIONS DE LA MODÉLISATION.....	117
7.2. CONDITIONS AUX LIMITES ET INITIALES	117
7.3. RÉSULTATS DU CALAGE	117
7.3.1. Points utilisés pour le calage.....	117
7.3.2. Appréciation générale du calage des concentrations en nitrates.....	118
7.3.3. Calage des concentrations en nitrates sur l'AAC et les zones proches .	119
8. Simulations.....	124
8.1. ESTIMATION DES TEMPS DE TRANSFERT.....	124
8.2. EFFETS DES PRÉLÈVEMENTS AGRICOLES.....	130
8.2.1. Principe de la simulation	130
8.2.2. Résultats.....	130
8.3. SIMULATION DES RETENUES DE SUBSTITUTION.....	133
8.3.1. Principe de la simulation	133
8.3.2. Résultats.....	133
8.4. RÉDUCTION DU BILAN AZOTE SOUS-RACINAIRE	135
8.4.1. Principe de la simulation	135
8.4.2. Résultats.....	136
8.5. POLLUTION ACCIDENTELLE À PARTIR DU RÉSEAU D'EAUX USÉES	139
8.5.1. Principe de la simulation	139
8.5.2. Résultats.....	139
8.6. CHANGEMENT CLIMATIQUE	152
8.6.1. Principe de la simulation	152
8.6.2. Résultats.....	158
9. Conclusion.....	163
10. Bibliographie	165

Liste des illustrations

Illustration 1 : Situation géographique des puits du SEV	18
Illustration 2 : Localisation des puits d'alimentation en eau potable et délimitation de leur bassin d'alimentation	19
Illustration 3 : Cartographie du réseau hydrographique et des indices d'une karstification	21
Illustration 4 : Représentation stratigraphique simplifiée des principaux niveaux aquifères et leurs relations.....	21
Illustration 5 : Volumes annuels prélevés sur les puits alimentant Niort	23
Illustration 6 : Evolution des concentrations en nitrates sur les puits du champ captant (Source: ARS). Attention, les fréquences d'échantillonnage sont différentes pour chaque point.	24
Illustration 7 : Concentration en nitrates sur les puits du champ captant depuis 2006 (Source : SEV)	24
Illustration 8 : Occupation des sols (Source: CorineLandCover 2006)	26
Illustration 9 : Localisation des points du réseau de suivi en continu sur le bassin de la Sèvre-Niortaise à l'amont de Niort.....	28
Illustration 10 : Liste des points du réseau de suivi en continu.	28
Illustration 11 : Localisation des points de suivi spatial	29
Illustration 12 : Liste des points du suivi spatial	30
Illustration 13 : Débit de la Sèvre-Niortaise au Pont de Ricou (Données Banque Hydro, station N4010610 : La Sèvre Niortaise à Azay-le-Brûlé [Pont de Ricou]). Contexte hydrologique des prélèvements mensuels et des deux campagnes spatiales en hautes et basses eaux.	31
Illustration 14 : Débit de la Sèvre-Niortaise au Pont de Ricou (Données Banque Hydro, station N4010610 : La Sèvre Niortaise à Azay-le-Brûlé [Pont de Ricou]) sur la période 1990 à 2010. Les prélèvements ont été réalisés entre octobre 2009 (courbe verte en gras) et octobre 2010 (courbe rouge en gras).	31
Illustration 15 : Détail du principe de détermination des débits aux sources suivies en continu.	33
Illustration 16 : Courbe de tarage et évolution du débit à la source de Pamproux	34
Illustration 17 : Courbe de tarage et évolution du débit à la Fontaine Bouillonnante à Exoudun	35
Illustration 18 : Evolution du débit à la Fontaine de Chantelay à Fressines.....	36
Illustration 19 : Courbe de tarage et évolution du débit au lavoir de Champdeniers	37
Illustration 20 : Courbe de tarage et évolution du débit dans le canal au captage de Sourdan..	38
Illustration 21 : Concentrations en calcium total sur les 7 sources suivies	40
Illustration 22 : Concentrations en potassium total sur les 7 sources suivies	40
Illustration 23 : Concentrations en magnésium total sur les 7 sources suivies	40
Illustration 24 : Concentrations en sodium total sur les 7 sources suivies	40
Illustration 25: Concentrations en fluorures sur les 7 sources suivies	41
Illustration 26: Concentrations en phosphates sur les 7 sources suivies.....	41
Illustration 27 : Concentrations en carbonates sur les 7 sources suivies.....	41
Illustration 28 : Concentrations en chlorures sur les 7 sources suivies.....	41
Illustration 29 : Concentrations en sulfates sur les 7 sources suivies	42

Illustration 30 : Concentrations en nitrates sur les 7 sources suivies	42
Illustration 31 : Concentrations en silice sur les 7 sources suivies	42
Illustration 32 : Relation entre le rapport Ca/Mg (eq/eq) et la teneur en Mg (meq.L ⁻¹) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux.....	45
Illustration 33 : Relation entre le rapport Ca/Mg (eq/eq) et la teneur en F (mg.L ⁻¹) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux.....	46
Illustration 34 : Relation entre le rapport isotopique en strontium (⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr) et la teneur en Sr (µg.L ⁻¹) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux.....	47
Illustration 35 : Composition isotopique en strontium (⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr) de l'eau de mer du Jurassique à nos jours (Jones and Jenkyns, 2001).....	48
Illustration 36 : ⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr versus 1/Sr (µg.L ⁻¹) pour les eaux des campagnes de hautes et basses eaux. Données issues de la bibliographie dans la zone étendue autour du bassin amont de la Sèvre Niortaise ; IT-G1(Infra-Toarcien, forages du seuil du Poitou), IT-G2 (Infra-Toarcien, forages côté bassin aquitain), IT-G3 (Infra-Toarcien, forages côté bassin parisien).....	49
Illustration 37 : Localisation des données ⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr existantes sur les nappes du Dogger et de l'Infra-Toarcien à proximité de la zone d'étude. D'après Chabault et al., 2002.....	50
Illustration 38 : Relation entre le rapport isotopique en strontium (⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes (droite) et basses eaux (gauche).....	51
Illustration 39 : Relation entre le rapport isotopique en strontium (⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux. Les résultats des suivis mensuels sont aussi reportés.	51
Illustration 40 : Variabilité mensuelle des rapports ⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr des sources suivies. Relation entre le rapport isotopique en strontium (⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux. Les résultats des suivis mensuels sont aussi reportés.	52
Illustration 41 : Relation entre le rapport isotopique en strontium (⁸⁷ Sr/ ⁸⁶ Sr) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux dans le bassin d'alimentation supposé de la source du Vivier.....	53
Illustration 42 : Relation NO ₃ en fonction de Cl pour les eaux des campagnes de hautes et basses eaux	54
Illustration 43 : Variabilité temporelle des teneurs en NO ₃ dans les sources suivies mensuellement	55
Illustration 44 : Relation NO ₃ en fonction du Bore pour les eaux des campagnes de hautes et basses eaux.....	56
Illustration 45 : Variabilité temporelle des teneurs en Bore dans les sources suivies mensuellement	56
Illustration 46 : Gamme de variation des compositions isotopiques δ ¹⁵ N et δ ¹⁸ O des nitrates dérivées ou issues de la nitrification de différentes sources d'azote. Les gammes typiques de δ ¹⁸ O- NO ₃ produites par la nitrification de l'ammonium et de matières organiques sont désignées par "nitrification". (Kendall et al., 2007)	58
Illustration 47 : Gamme de variation des compositions isotopiques δ ¹¹ B des sources de pollution. Les gammes de variation de la littérature sont issues de Widory et al., 2013.	60
Illustration 48 : Signatures δ ¹¹ B en fonction des teneurs en Bore dans les échantillons en hautes et basses eaux . Les signatures des sources de pollution locales sont reportées à droite du diagramme.....	61

Illustration 49 : Signatures $\delta^{11}\text{B}$ en fonction des teneurs en Bore dans les échantillons en hautes et basses eaux ainsi que les suivis mensuels. Les signatures des sources de pollution locales sont reportées à droite du diagramme.....	62
Illustration 50 : Signatures $\delta^{11}\text{B}$ en fonction de 1/B dans les échantillons du bassin du Vivier. Les signatures des sources de pollution locales sont reportées à gauche du diagramme.	62
Illustration 51 : Concentrations moyennes en nitrates sur les points présentant des données ..	65
Illustration 52 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Maxire (F28)	66
Illustration 53 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Maxire (F16)	66
Illustration 54 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Maxire (F12)	66
Illustration 55 : Chroniques de concentrations en nitrates à La Couture	66
Illustration 56 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Lambin	67
Illustration 57 : Chroniques de concentrations en nitrates à La Crèche.....	67
Illustration 58 : Chroniques de concentrations en nitrates à la source de la Belle.....	67
Illustration 59 : Chroniques de concentrations en nitrates au captage de Sourdan.....	67
Illustration 60 : Chroniques de concentrations en nitrates sur la Sèvre Niortaise en amont de Niort	68
Illustration 61 : Chroniques de concentrations en nitrates sur la Sèvre Niortaise à l'aval de Niort.....	68
Illustration 62 : Chroniques de concentrations en nitrates sur la Sèvre Niortaise à Azay-le-Brûlé.....	68
Illustration 63 : Chroniques de concentrations en nitrates sur le Lambon à Vaumoreau.....	68
Illustration 64 : Localisation du modèle Vivier dans le modèle Jurassique	70
Illustration 65 : Extension du Modèle Jurassique (Source: Rapport BRGM RP-59288)	72
Illustration 66 : Maillages du modèle "Jurassique" et du modèle "Vivier"	73
Illustration 67 : Carte des altitudes dans l'emprise du modèle Vivier	74
Illustration 68 : Cours d'eau représentés dans le modèle	75
Illustration 69 : Carte géologique du modèle Vivier	76
Illustration 70 : Couches géologiques affleurantes dans l'emprise du modèle Vivier	77
Illustration 71 : Traçages réalisés sur le bassin du Vivier	79
Illustration 72 : Carte des sols rencontrés sur le BAC du Vivier (source: IGCS)	80
Illustration 73 : Pluie et évapotranspiration dans l'emprise du modèle Vivier	82
Illustration 74 : Valeurs moyennes de précipitations sur 2000-2011 sur les mailles SAFRAN ...	82
Illustration 75 : Valeurs moyennes d'évapotranspiration sur 2000-2011 sur les mailles SAFRAN.....	83
Illustration 76 : Classes d'IDPR et répartition correspondante de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement. (Source : BRGM/RP-59288-FR).....	84
Illustration 77 : IDPR intégrés dans le modèle Vivier	85
Illustration 78 : Valeurs de réserve utile introduites dans les mailles du modèle	86
Illustration 79 : Zones de sols définies dans le modèle Vivier.....	87
Illustration 80 : Prélèvements en eaux souterraines sur le modèle Vivier : aquifère capté.....	88
Illustration 81 : Prélèvements en eaux souterraines sur le modèle Vivier : usage de l'eau	88
Illustration 82 : Prélèvements en eaux de surface et rejets de stations d'épuration dans le modèle Vivier	89

Illustration 83 : Type de prélèvements en eau souterraine sur le BAC du Vivier.....	90
Illustration 84 : Répartition des prélèvements sur le BAC en fonction de l'aquifère exploité	90
Illustration 85 : Volumes mensuels prélevés dans les aquifères sur le BAC du Vivier	90
Illustration 86 : Volumes annuels prélevés sur le modèle et répartition entre eaux de surface et eaux souterraines	91
Illustration 87 : Volumes annuels prélevés dans les eaux souterraines par aquifère	91
Illustration 88 : Points utilisés pour le calage hydrodynamique.....	94
Illustration 89 : Diagramme de dispersion – moyenne des niveaux mesurés/moyenne des niveaux simulés pour la période 2000-2011	95
Illustration 90 : Moyenne des niveaux mesurés /moyenne des niveaux simulés - période juillet-août (2000-2011)	96
Illustration 91 : Critères de Nash pour les points d'eau superficielle du modèle.....	97
Illustration 92 : Résultats du calage sur le débit à la source du Vivier	97
Illustration 93 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Niort – La Grange .	98
Illustration 94 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Prahecq 3	99
Illustration 95 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Aiffres 2.....	99
Illustration 96 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Aiffres 1.....	99
Illustration 97 : Résultats du calage hydrodynamique sur la Fontaine Bouillonnante à Exoudun	100
Illustration 98 : Résultats du calage hydrodynamique sur la Fontaine de Chantelay	100
Illustration 99 : Résultats du calage hydrodynamique sur le Captage de Sourdan	100
Illustration 100 : Résultats du calage hydrodynamique sur le débit à la station de Niort - Sèvre Niortaise.....	101
Illustration 101 : Résultats du calage hydrodynamique sur le débit à la station d'Azay-le-Brûlé – Sèvre Niortaise	101
Illustration 102 : Résultats du calage hydrodynamique sur le débit à la station de Montailon - Lambon	101
Illustration 103 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre du Bourg d'Aiffres ..	103
Illustration 104 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Grosse Pierre à Saint-Martin-de-Bernegoue	103
Illustration 105 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Confolans à Saint-Symphorien.....	103
Illustration 106 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Saint-Gelais	103
Illustration 107 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Breuil.....	104
Illustration 108 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Coulo	104
Illustration 109 : Données nécessaires au calage d'un modèle global BICHE	105
Illustration 110 : Délimitation des unités BICHE sur le modèle	106
Illustration 111 : Evolution des surfaces occupées par les principales cultures entre 1970 et 2010	110
Illustration 112 : Clé de répartition des communes par zones du code de calcul BICHE	111
Illustration 113 : Besoin unitaire des cultures présentes sur la zone	112
Illustration 114 : Dates de récolte et de semis proposées pour les principales cultures de la zone	112

Illustration 115 : Besoin unitaire des cultures présentes sur la zone (d'après GREN Poitou-Charentes, 2012)	113
Illustration 116 : Compilation de données	115
Illustration 117 : Niveau de fertilisation par culture	116
Illustration 118 : Points présentant des analyses nitrates utilisés pour le calage (avec les concentrations moyennes mesurées)	118
Illustration 119 : Critères de Nash pour les concentrations en nitrates	119
Illustration 120 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la source du Vivier. En haut : comparaison aux données ADES. En bas : comparaison aux données SEV	120
Illustration 121 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates au puits Gachet I. En haut : comparaison aux données ADES. En bas : comparaison aux données SEV .	120
Illustration 122 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates au puits Gachet III. En haut : comparaison aux données ADES. En bas : comparaison aux données SEV .	121
Illustration 123 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates au captage de Sourdan	121
Illustration 124 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la Fontaine de Chantelay	121
Illustration 125 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à Vaumoreau - Lambon	122
Illustration 126 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à Niort – Sèvre Niortaise	122
Illustration 127 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates aux Chailloterics - Dogger	122
Illustration 128 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates aux Chailloterics – Infra-Toarcien	122
Illustration 129 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la Crèche – Dogger	123
Illustration 130 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la Source de la Belle	123
Illustration 131 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à Saint-Lambin – Infra-Toarcien	123
Illustration 132 : Tableau récapitulatif des temps de transfert réels et simulés.....	124
Illustration 133 : Reproduction du traçage partant de la Mauvèche dans l'Infra-Toarcien.....	125
Illustration 134 : Reproduction du traçage partant du captage de Sourdan dans l'Infra-Toarcien	126
Illustration 135 : Reproduction du traçage partant de la Fosse de Paix dans le Dogger	126
Illustration 136 : Reproduction du traçage partant de la Fosse de Paix dans l'Infra-Toarcien..	127
Illustration 137 : Reproduction partant du Gouffre de Jadre dans l'Infra-Toarcien	127
Illustration 138 : Reproduction du traçage partant du Moulin de la Rivière dans l'Infra-Toarcien	128
Illustration 139 : Reproduction du traçage partant de la Gorchonnière dans l'Infra-Toarcien...	128
Illustration 140 : Reproduction du traçage partant du puits de Triou dans le Dogger	129
Illustration 141 : Reproduction du traçage partant du puits de Triou dans l'Infra-Toarcien	129
Illustration 142 : Résultats de la simulation « effet des prélèvements agricoles » sur le débit à la source du Vivier. En haut : comparaison des courbes de débit modélisées. Au milieu : Gain en m ³ /s par rapport au débit initial. En bas : comparaison des gains en % par rapport au débit initial	131
Illustration 143 : Résultats de la simulation « effet des prélèvements agricoles » sur la piézométrie à Niort-La Grange. En haut : comparaison des courbes de débit modélisées. Au	

milieu : comparaison des gains en mètres par rapport à la simulation de référence. En bas : comparaison des gains en % par rapport à l'amplitude piézométrique maximale.....	132
Illustration 144 : Comparaison pour le débit de la source du Vivier entre la simulation des retenues et la simulation de référence. En haut, comparaison des simulations. En bas, gain ou perte de débit en % et en m ³ /s	134
Illustration 145 : Comparaison pour le piézomètre de Niort – La Grange entre la simulation des retenues et la simulation de référence. En haut, comparaison des simulations. En bas, gain ou perte de piézométrie en % de l'amplitude maximale et en mètres.....	134
Illustration 146 : Série météorologique simulée sur 2011-2030	135
Illustration 147 : Concentrations en nitrates simulées à la source du Vivier pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire ». En haut : comparaison des concentrations des différents scénarios. En bas : Différence de concentration en mg/L entre le scénario « continuité » et les autres scénarios	136
Illustration 148 : Concentrations en nitrates simulées sur le captage Gachet 3 pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire »	137
Illustration 149 : Concentrations en nitrates simulées sur le captage Gachet 1 pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire »	137
Illustration 150 : Concentrations en nitrates simulées sur le Lambon pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire »	138
Illustration 151 : Panache de pollution (t = 1 semaine) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux.....	140
Illustration 152 : Panache de pollution (t = 2 semaines) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux.....	140
Illustration 153 : Panache de pollution (t = 2 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux.....	141
Illustration 154 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux	141
Illustration 155 : Panache de pollution (t = 1 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux	142
Illustration 156 : Panache de pollution (t = 2 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux	143
Illustration 157 : Panache de pollution (t = 8 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux	143
Illustration 158 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux	144
Illustration 159 : Panache de pollution (t = 1 semaine) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux.....	145
Illustration 160 : Panache de pollution (t = 2 semaine) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux.....	145
Illustration 161 : Panache de pollution (t = 8 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux.....	146
Illustration 162 : Panache de pollution (t = 20 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux.....	146
Illustration 163 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux	147

Illustration 164 : Concentration en polluant dans le Lambon en amont immédiat du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux	147
Illustration 165 : Concentration en polluant au puits Gachet 1 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux.....	147
Illustration 166 : Concentration en polluant au puits Gachet 3 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux.....	147
Illustration 167 : Panache de pollution (t = 1 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux	148
Illustration 168 : Panache de pollution (t = 2 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux	149
Illustration 169 : Panache de pollution (t = 8 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux	149
Illustration 170 : Panache de pollution (t =20 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux	150
Illustration 171 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux	151
Illustration 172 : Concentration en polluant dans le Lambon en amont immédiat du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux.....	151
Illustration 173 : Concentration en polluant au puits Gachet 1 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux	151
Illustration 174 : Concentration en polluant au puits Gachet 3 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux	151
Illustration 175 : Projection de l'augmentation de la température en fonction des différents scénarios d'émissions futures de gaz à effet de serre et d'aérosols (Troisième Rapport d'évaluation du GIEC Changements climatiques 2001: Rapport de synthèse [GIEC (2001)]).....	152
Illustration 176 : Impression d'écran du site du simulateur climatique de Météo-France	153
Illustration 177 : Ecarts à la normale moyenne actuelle pour la température, les précipitations et le rayonnement solaire actuelle issus du simulateur climatique de météo-France	154
Illustration 178 : Normales moyennes actuelles pour la température, les précipitations et le rayonnement solaire (météo-France).....	155
Illustration 179 : Chronique d'ETP de la normale actuelle calculée	156
Illustration 180 : Chronique d'ETP calculée sur la période 2050-2070	156
Illustration 181 : Chronique du pourcentage d'écarts à la normale pour les précipitations et l'ETP	156
Illustration 182 : Application des pourcentages des chroniques du pourcentage d'écarts à la normale pour les précipitations et l'ETP (Illustration 267) par rapport à la normale actuelle sur l'année 2006.....	157
Illustration 183 : Comparaison entre l'année 2006 et l'année 2051 et 2067 de l'application des des chroniques du pourcentage d'écarts à la normale pour les précipitations et l'ETP par rapport à la normale actuelle sur l'année 2006.....	158
Illustration 184 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Niort pour la projection Arpège-B2 2050-2070.....	159
Illustration 185 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Saint-Gelais pour la projection Arpège-B2 2050-2070	159
Illustration 186 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Breuil-François pour la projection Arpège-B2 2050-2070	159

Illustration 187 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Prahecq3 pour la projection Arpège-B2 2050-2070	159
Illustration 188 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Aiffres1 pour la projection Arpège-B2 2050-2070	160
Illustration 189 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Aiffres2 pour la projection Arpège-B2 2050-2070	160
Illustration 190 : Chroniques de débit simulées à la station de la Sèvre à la Tiffardière pour la projection Arpège-B2 2050-2070	160
Illustration 191 : Chroniques de débit simulées à la station du Lambon à Montailon pour la projection Arpège-B2 2050-2070	160
Illustration 192 : Chroniques de débit simulées à la source du Vivier pour la projection Arpège-B2 2050-2070	161
Illustration 193 : Chroniques de débit simulées à la source de la Fontaine de Chantelay pour la projection Arpège-B2 2050-2070	161
Illustration 194 : Chroniques de débit simulées à la source du captage de Sourdan pour la projection Arpège-B2 2050-2070	161
Illustration 195 : Chroniques de débit simulées à la Fontaine Bouillonnante à Exoudun pour la projection Arpège-B2 2050-2070	161

Liste des annexes

Annexe 1 Cartographie des campagnes de mesures hautes eaux et basses eaux sur le bassin de la Sèvre Niortaise	169
Annexe 2 Perméabilités de calage du modèle	191
Annexe 3 Piézométries calculées par le modèle	200

1. Introduction

Le Syndicat des Eaux du Vivier (SEV) est un établissement public à vocation unique assurant la production, le traitement, la distribution et le contrôle de la qualité de l'eau potable pour la ville de Niort et les communes de Coulon, Magné et Bessines (Deux-Sèvres). Cet approvisionnement en eau potable est assuré principalement par la nappe de l'Infra-toarcien à travers la résurgence karstique du Vivier, point classé Grenelle et captage prioritaire depuis 2013. La ressource subit une pression agricole, visible depuis les années 1990 au travers de l'augmentation des concentrations en nitrates, ces dernières dépassant régulièrement la norme de potabilité. Un programme Re-Sources est en cours sur le bassin d'alimentation de captage du Vivier pour la reconquête de la qualité de la ressource.

La pression agricole, à travers l'irrigation, conjuguée à la pression liée à l'alimentation en eau potable pour l'agglomération de Niort se fait sentir sur la quantité d'eau souterraine disponible, en particulier en basses eaux. A cette période, le karst est également très vulnérable aux risques d'effondrement liés à une baisse de charge dans les conduits karstiques.

Dans le cadre d'une réflexion sur la dégradation de la qualité de la ressource et de la Directive européenne Nitrates, le SEV a fait appel au BRGM pour réaliser une modélisation hydrodynamique du bassin d'alimentation de captage du Vivier et pour simuler l'évolution des concentrations en nitrates dans ce bassin. Le but de cette étude est d'apporter des éléments de réponse pour organiser au mieux la gestion quantitative et qualitative de la ressource, afin de répondre aux exigences de la DCE et de la directive nitrates mais aussi pour prendre la mesure d'éventuels impacts du changement climatique sur la ressource.

Dans un premier temps, le fonctionnement hydrogéologique de l'aire d'alimentation de captage du Vivier est reproduit grâce à la modélisation. Un zoom du modèle des aquifères du Jurassique, développé au BRGM Poitou-Charentes depuis 2007, est effectué en raffinant l'échelle spatiale de modélisation. Afin de reproduire au mieux les évolutions du débit de la résurgence du Vivier, un travail d'intégration du karst dans le modèle est entrepris. Les pratiques agricoles sont reproduites par grandes zones homogènes, en concertation avec les animateurs agricoles du SEV.

À partir de la description des pratiques, les concentrations en nitrates peuvent être simulées dans les eaux superficielles et souterraines. Des tests simples sont réalisés pour évaluer le temps de réponse du système et sa vulnérabilité aux prélèvements, aux quantités d'azote agricole utilisées et au changement climatique (sélection d'un scénario "modéré" du GIEC).

2. Présentation de la zone d'étude : bassin d'alimentation de captage du Vivier

2.1. HISTORIQUE ET PRÉSENTATION DU SITE

La source du Vivier, initialement une résurgence naturelle, est utilisée depuis 1822 pour l'alimentation en eau potable. Elle a été aménagée dans les années 1970 pour mieux en assurer sa gestion. La vasque naturelle a été comblée, un puits de grand diamètre creusé jusqu'à la galerie karstique et l'excédent canalisé vers la Sèvre Niortaise.

Le syndicat des eaux du Vivier alimente près de 100 000 habitants en eau potable, ce qui représente 7 millions de m³ par an. Ce volume d'eau est assuré par trois captages principaux en rive gauche de la Sèvre Niortaise :

- Le puits du Vivier, placé sur une résurgence karstique naturelle
- Les forages « Gachet I » et « Gachet III »

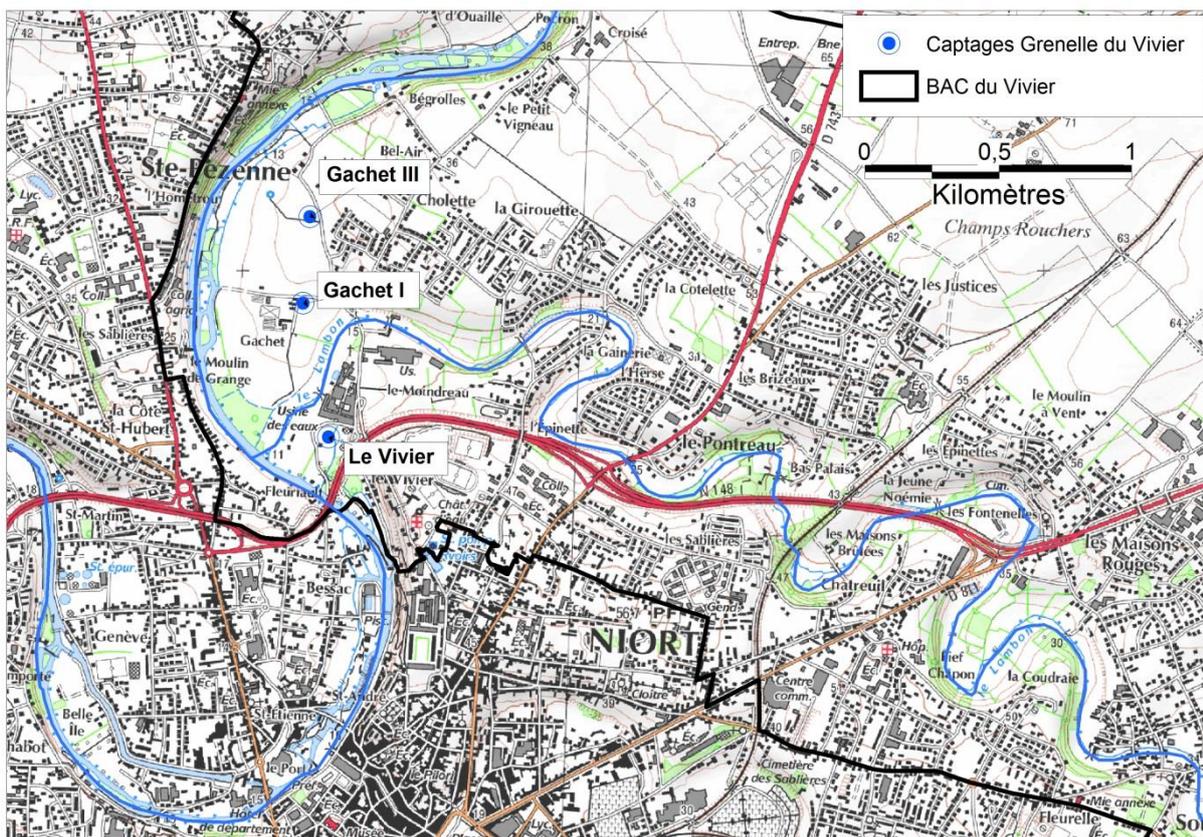


Illustration 1 : Situation géographique des puits du SEV

Le puits du Vivier est équipé de 7 pompes fournissant un débit d'exploitation de 1 100 m³/h.

Le puits forage Gachet I fournit 80 m³/h, le forage n'ayant pas intersecté de conduite karstique très productive.

Le forage Gachet III recoupe quant à lui une conduite karstique, et fournit 375 m³/h en exploitation.

Des cotes minimales d'exploitation ont été fixées afin de protéger la ressource karstique en conservant les conduites en charge sous les argiles et en évitant des vitesses excessives dans le karst.

- Vivier : 1,5 m en-dessous du puits
- Gachet I : 9,36 m NGF (au-dessus des venues d'eau)
- Gachet III : 8,84 m NGF

2.2. BASSIN D'ALIMENTATION DE CAPTAGE

Il a été redéfini en 2005 pour la demande d'autorisation de prélèvement dans le milieu naturel en vue de la consommation humaine par le bureau d'études GéoAquitaine.

Les périmètres de protection immédiats et rapprochés sont détaillés sur les illustrations suivantes. On peut noter que la nature karstique de la ressource conduit à l'intégration de l'environnement immédiat de deux gouffres (gouffre de Triou et gouffre de la Gorchonnière) ; ainsi que d'une zone plus étendue autour du gouffre de Jadre à Thorigné. Des traçages (Coirier BB) ont relié ces gouffres au Vivier avec des vitesses de circulation très rapides en 1967.

On peut aussi noter que le bassin d'alimentation de captage n'est pas uniquement topographique et intègre une partie du bassin versant de la Guirande, du fait de connexions karstiques.

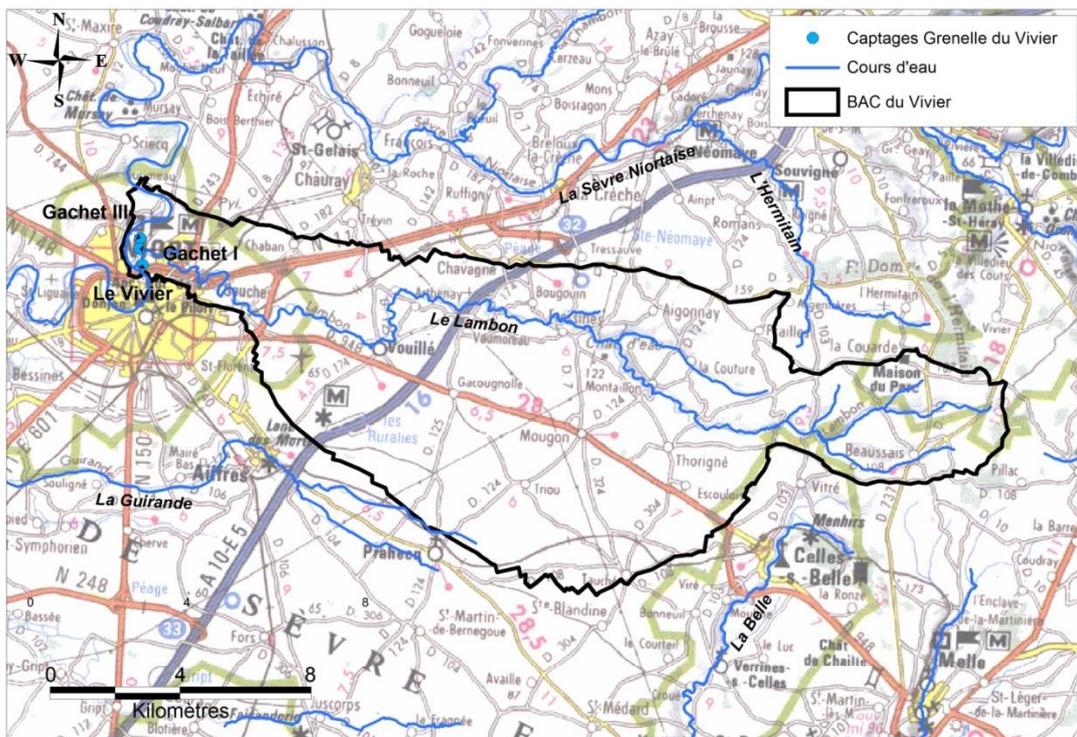


Illustration 2 : Localisation des puits d'alimentation en eau potable et délimitation de leur bassin d'alimentation

2.3. CONTEXTE HYDROGÉOLOGIQUE DU BASSIN DE LA SÈVRE NIORTAISE

La diversité géologique et l'extrême fracturation du bâti conduisent à découper le bassin en plusieurs entités hydrogéologiques (Illustration 3).

Le socle, qui affleure au Nord de Saint-Maixent et dans les vallées, est globalement imperméable. Il peut renfermer dans la frange d'altération superficielle de petites nappes mais qui alimentent rapidement les rivières. Le réseau hydrographique y est en général dense.

Le Lias, sous les marnes toarciennes, renferme une nappe importante, captée en particulier à Niort au Vivier. C'est un aquifère karstique assez peu épais mais pouvant développer une porosité matricielle importante.

Il peut constituer des aquifères libres localisés au niveau des buttes témoins encadrées au Nord du bassin par les rivières qui entaillent le substratum sédimentaire jusqu'au socle. Lorsque les rivières circulent sur l'Infra-Toarcien, elles peuvent se perdre en partie dans cet aquifère. Il peut aussi constituer des aquifères captifs profonds, confinés, compartimentés par des failles comme c'est le cas dans le bassin de Lezay. Dans ce cas, bien isolé de la surface, l'aquifère infra-toarcien n'est pas impacté par les activités anthropiques mais, en revanche, le temps de résidence des eaux favorise des teneurs naturelles excessives en éléments indésirables, comme le fluor.

Au-dessus du Toarcien, le Dogger calcaire correspond à un autre important aquifère de ce bassin. Ses relations avec l'aquifère infra-toarcien sont complexes, comme c'est le cas dans la vallée du Lambon avec l'alimentation des sources du Vivier. Le Dogger est souvent recouvert de formations superficielles sablo-argileuses qui peuvent emmagasiner des quantités non-négligeables d'eau progressivement diffusées vers la nappe sous-jacente. Le Dogger est aussi un aquifère particulièrement karstifié comme en témoignent les pertes de la Dive qui rejoint la Sèvre à Exoudun. Les nombreux traçages réalisés montrent des vitesses de circulation souterraine de l'ordre de 100 m/h. Les traces de cette karstification se marquent particulièrement bien dans le modelé topographique des formations superficielles sablo-argileuses.

D'un point de vue stratigraphique, l'aquifère est principalement localisé dans les niveaux du Bathonien et du Bajocien. Les calcaires calloviens fissurés peuvent toutefois contenir de l'eau et permettre l'alimentation des niveaux plus profonds (Illustration 4).

Au-dessus du Callovien, l'Oxfordien est essentiellement marneux. Il contient cependant une nappe superficielle, circulant selon la topographie dans une frange d'altération dont la profondeur est rarement supérieure à 30 m. Cet aquifère de milieu fissuré renferme peu de réserves (emmagasinement faible). En revanche la perméabilité peut être élevée.

In fine, des points de prélèvement en nappe ou les résurgences karstiques destinés à l'alimentation en eau potable telles celle du Vivier à Niort correspondent à un mélange entre ces différents compartiments, en particulier entre la nappe infra-toarcienne et la nappe du Dogger. À ces apports des nappes viennent aussi s'ajouter des échanges avec les rivières.

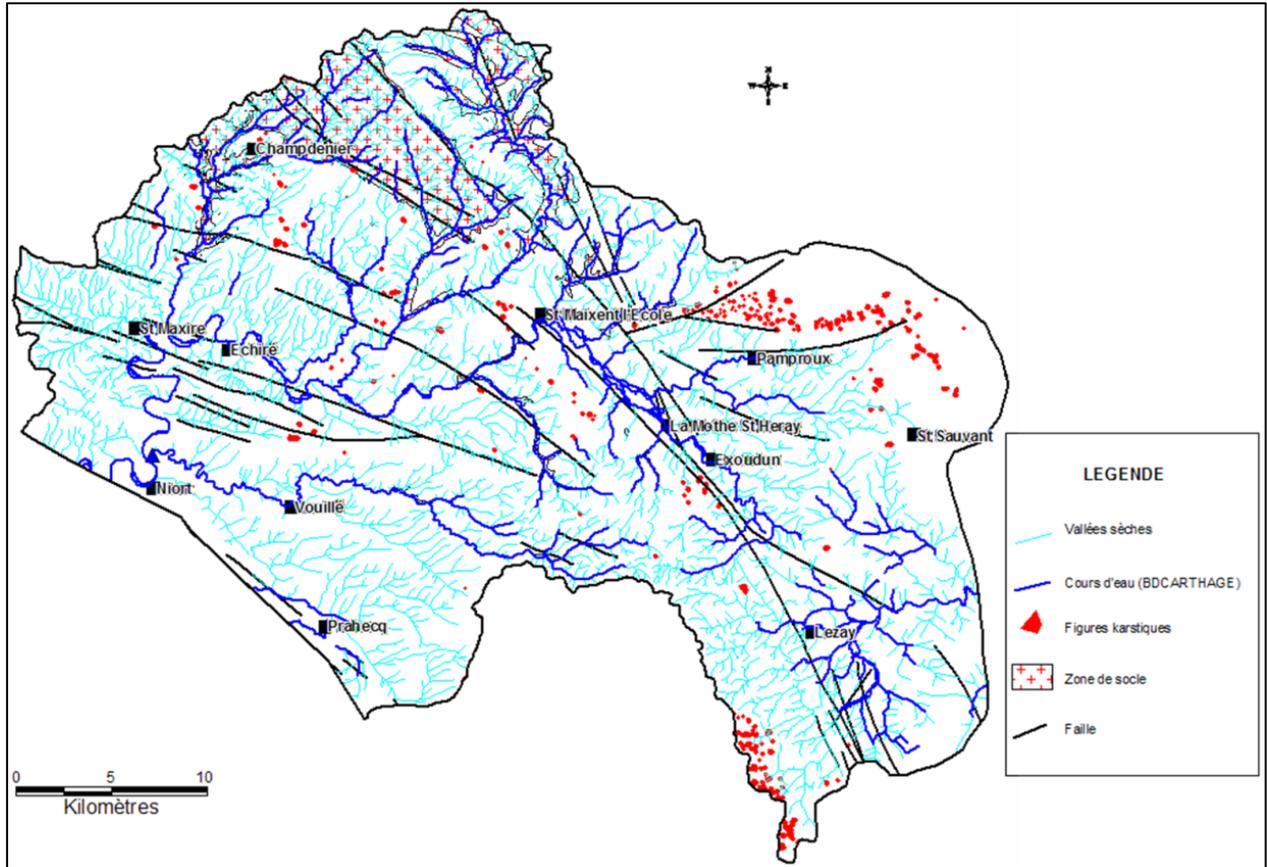


Illustration 3 : Cartographie du réseau hydrographique et des indices d'une karstification

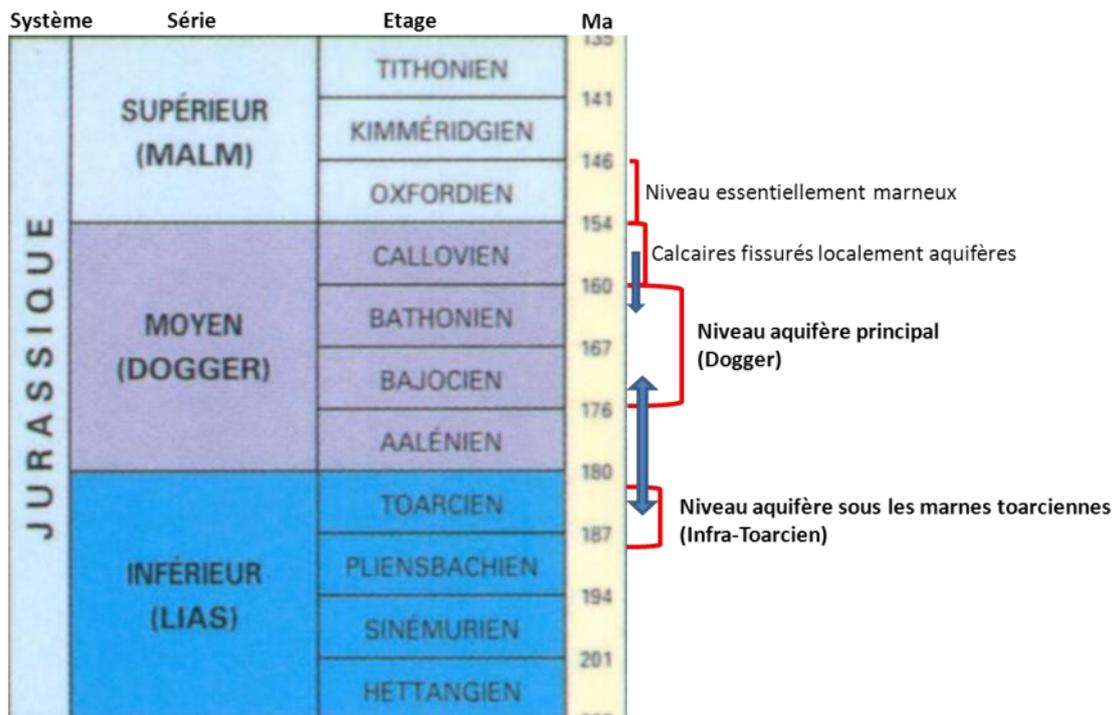


Illustration 4 : Représentation stratigraphique simplifiée des principaux niveaux aquifères et leurs relations

Par ailleurs, la contribution de chaque compartiment varie au cours du cycle hydrologique. Bien que les processus mis en jeu restent mal connus, cette variabilité est considérée comme une des principales raisons de la variation des teneurs en nitrates. En effet, à la source du Vivier par exemple, si les teneurs moyennes dépassent les 50 mg/l, attestant d'un fort niveau de contamination, des pics de concentration peuvent atteindre 70 mg/l durant quelques jours ou, à l'inverse, les concentrations peuvent descendre temporairement en deçà de 30 mg/l. Les temps de résidence des eaux et des polluants dépendent des caractéristiques de chacun des aquifères contributifs, ce qui confère une forte variabilité spatiale des temps de résidence de l'eau, un des éléments clef de la variabilité de la composition chimique.

2.4. CARACTÉRISTIQUES DE LA RESSOURCE

Les trois principaux points d'alimentation en eau potable captent l'aquifère de l'Infra-Toarcien via un système karstique.

La source du Vivier est naturellement artésienne, sauf en période d'étiage ou de forte irrigation. Le creusement du puits a recoupé deux cavités karstiques entre 14.1 et 14.95 m de profondeur et entre 15.4 et 15.7 m dans l'Hettangien. Le débit naturel de la résurgence oscille entre 0.5 m³/s en étiage et 1.5 m³/s en hautes eaux. La source se tarit régulièrement en période de basses eaux et d'irrigation.

Des traçages et la turbidité naturelle de l'eau de la résurgence confirment des vitesses de circulations rapides.

Malgré un important épikarst retardant l'infiltration des eaux, la ressource est très sensible à la pluviométrie et aux pompages : on observe des baisses de la piézométrie et de la pression en étiage, et à l'inverse une montée en pression rapide lors d'épisodes très pluvieux^a.

2.5. PRÉLÈVEMENTS

Le SEV produit 6 à 7 millions de m³ par an sur les dernières années. Ce volume est en baisse par rapport aux années 2000-2005, principalement grâce à une rénovation du réseau de distribution.

Les principales sources sont le puits du Vivier et le forage Gachet III, qui sont les plus productifs. Le SEV possède également deux autres forages, Chat Pendu et Chey, qui constituent une ressource de secours, en cas de pénurie sur le site principal ou de pollution. Ces forages sont surtout sollicités en été.

^a Marc Lambert, Analyse Statistique du Vivier en 2005 face au risque de sécheresse

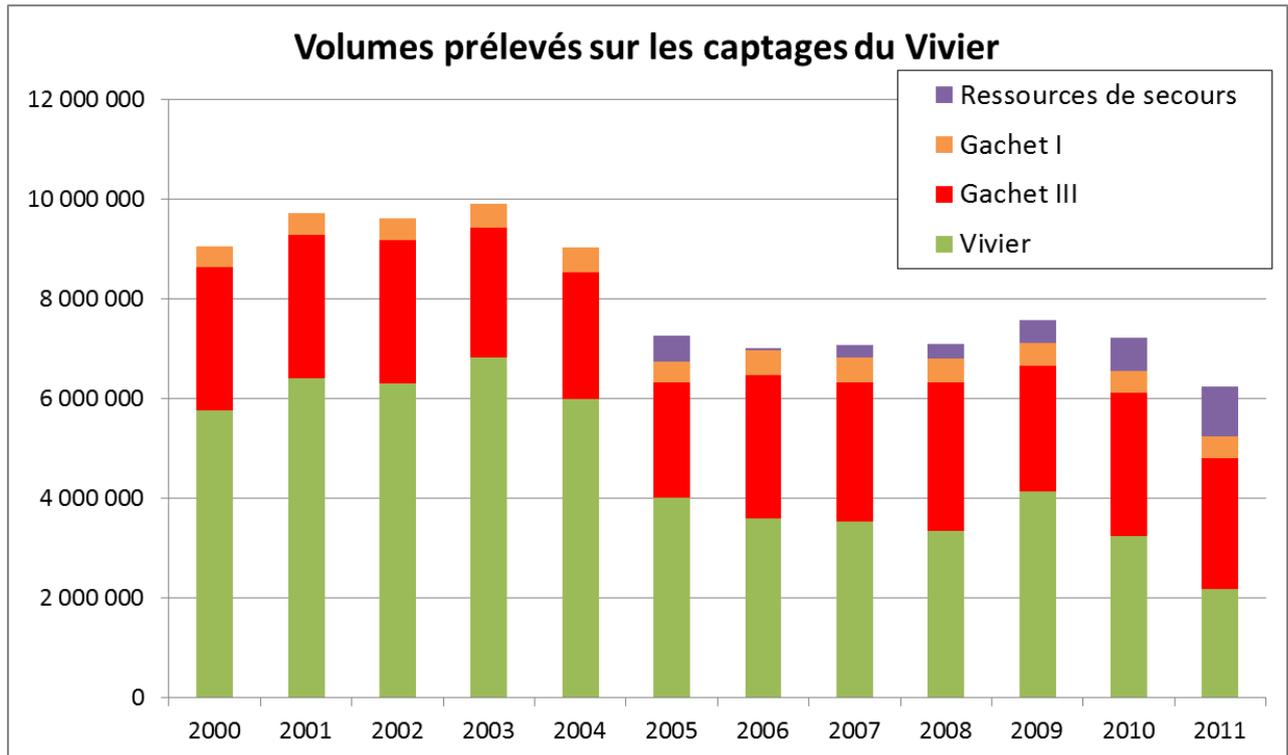


Illustration 5 : Volumes annuels prélevés sur les puits alimentant Niort

2.6. QUALITÉ DE LA RESSOURCE DU POINT DE VUE DES NITRATES

En plus des contrôles sanitaires réglementaires, le SEV effectue une quinzaine de prélèvements par mois pour s'assurer de la qualité vis-à-vis des nitrates et des pesticides, depuis 1991.

Sur 1991-2014 (Illustration 6), les teneurs en nitrates sur le champ captant n'ont pas sensiblement évolué. De manière générale, la concentration sur ces points a légèrement baissé depuis les années 90. Les années 1999 à 2005, présentant une tendance à la baisse, ont été suivies par une légère remontée et se caractérisent par une certaine stabilité depuis 2006.

On peut aussi constater que les eaux du puits Gachet III, qui avaient une concentration similaire à celle des deux autres points en 1991-1996, présente sur les années plus récentes une concentration en nitrates plus basse de 15 mg/L par rapport à ces derniers. La résurgence du Vivier et les eaux du forage Gachet I présentent toujours des niveaux de concentrations similaires, oscillant la plupart du temps entre 40 et 60 mg/L.

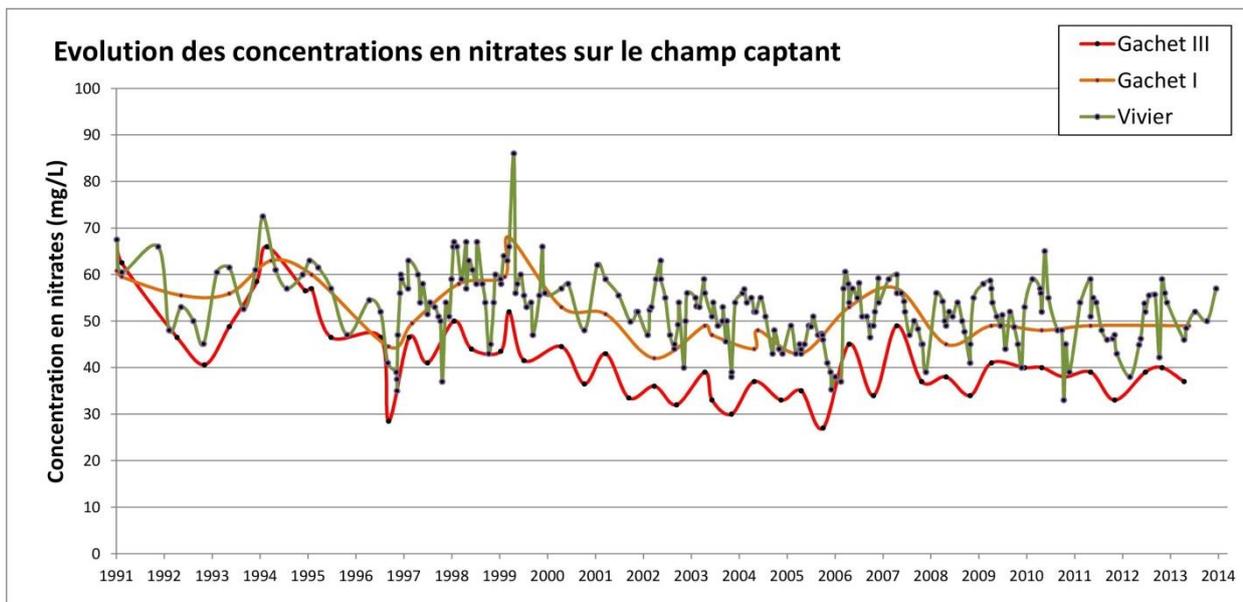


Illustration 6 : Evolution des concentrations en nitrates sur les puits du champ captant (Source: ARS). Attention, les fréquences d'échantillonnage sont différentes pour chaque point.

Sur les années récentes (Illustration 7), on observe mieux cette tendance à la stabilisation autour de 50 mg/L pour le Vivier et Gachet I et 35 mg/L pour Gachet III. On peut noter les variations annuelles de la concentration, avec une baisse sur les mois d'été et une forte hausse à l'automne ou en début d'hiver, traduisant la recrudescence des pluies et du lessivage des nitrates des sols, montrant la forte réactivité du karst aux événements pluviométriques.

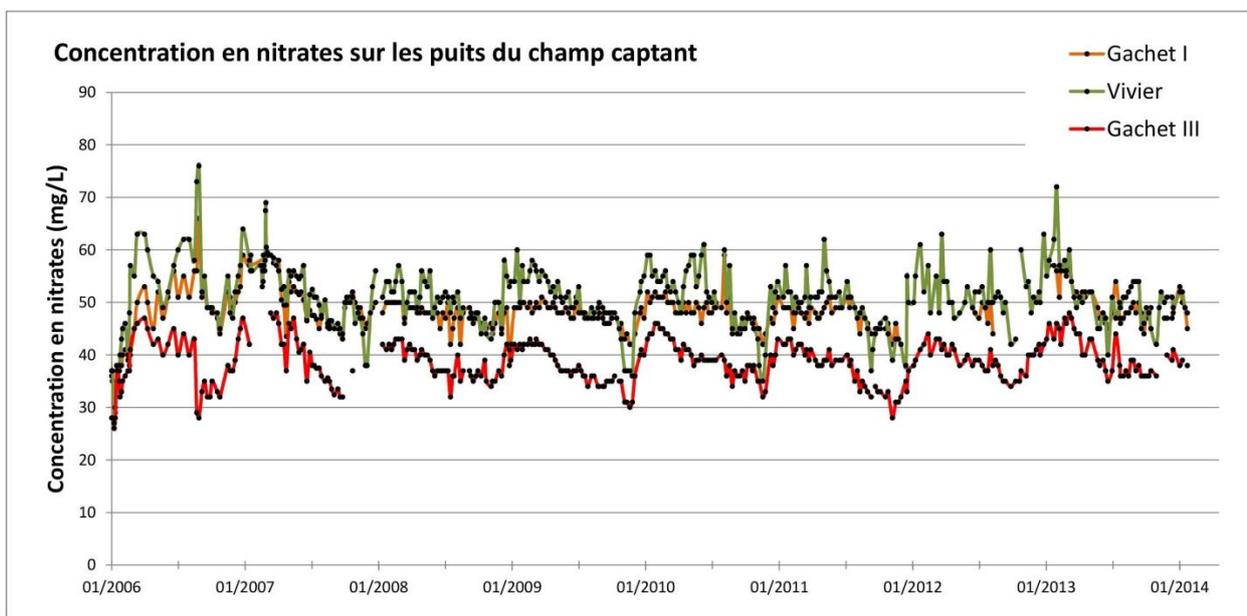


Illustration 7 : Concentration en nitrates sur les puits du champ captant depuis 2006 (Source : SEV)

Les concentrations en nitrates sur les puits du champ captant restent en-dessous de la norme de qualité des eaux brutes d'origine souterraine qui est de 100 mg/L. La ressource est cependant contaminée à un niveau assez élevé, dépassant les normes de potabilité de manière

quasi-systématique pour le puits du Vivier et Gachet I, et de manière plus ponctuelle pour Gachet III.

2.7. PROGRAMME RE-SOURCES

Un programme Re-Sources est en cours sur le bassin d'alimentation de captages depuis 2010. La démarche, initiée en 2007, vise à la reconquête du bon état qualitatif de la ressource en eau via une démarche volontaire de tous les acteurs. Ce programme est inscrit dans le contrat territorial du bassin d'alimentation des captages du Vivier et des Gachet 1&3.

2.8. VULNÉRABILITÉ DE LA RESSOURCE

Au droit des captages, on trouve 2 à 3 m d'argiles rouges qui assurent une protection naturelle de l'Infra-toarcien. De même, sur le bassin d'alimentation de captage, la nappe est protégée par 5 à 9 mètres de marnes toarciennes.

Cependant, cette protection est loin d'être suffisante pour garantir la qualité de la ressource, compte tenu du contexte karstique de cette zone. La couche de marnes toarciennes n'est pas continue et l'Infra-toarcien affleure dans la vallée du Lambon et sur le domaine amont, le laissant à nu. De plus, ces marnes toarciennes ne sont pas très épaisses par endroit et l'eau s'infiltre rapidement dans l'aquifère sous-jacent. Cet effet est accentué par l'exploitation de la nappe.

Le réseau karstique, la présence de gouffres et les pertes du Lambon mettent en relation l'Infra-toarcien avec l'aquifère du Dogger, affleurant, et vulnérable aux pollutions superficielles.

La structure géologique, caractérisée par un réseau de failles aux rejets parfois importants, met également en communication l'Infra-toarcien avec des couches géologiques moins protégées comme le Dogger.

Les captages du Vivier et des Gachet I et III sont donc très sensibles aux pollutions superficielles.

2.9. OCCUPATION DES SOLS

La zone d'étude est majoritairement agricole, avec des nuances.

- À l'ouest, la ville de Niort et ses zones industrielles.
- Au sud du Lambon, des terrains agricoles cultivés.
- Au nord du Lambon, un maillage plus complexes de prairies et de terres cultivées.

La continuité agricole est rompue par le tissu urbain des communes du bassin : Vouillé, Fressines, Mougou, Thorigné, Beaussais.

En dehors du bassin du Lambon, on trouve également quelques forêts, notamment vers la tête de bassin. De manière générale, les cours d'eau sont soulignés par des zones de prairies ou de surfaces essentiellement agricoles.

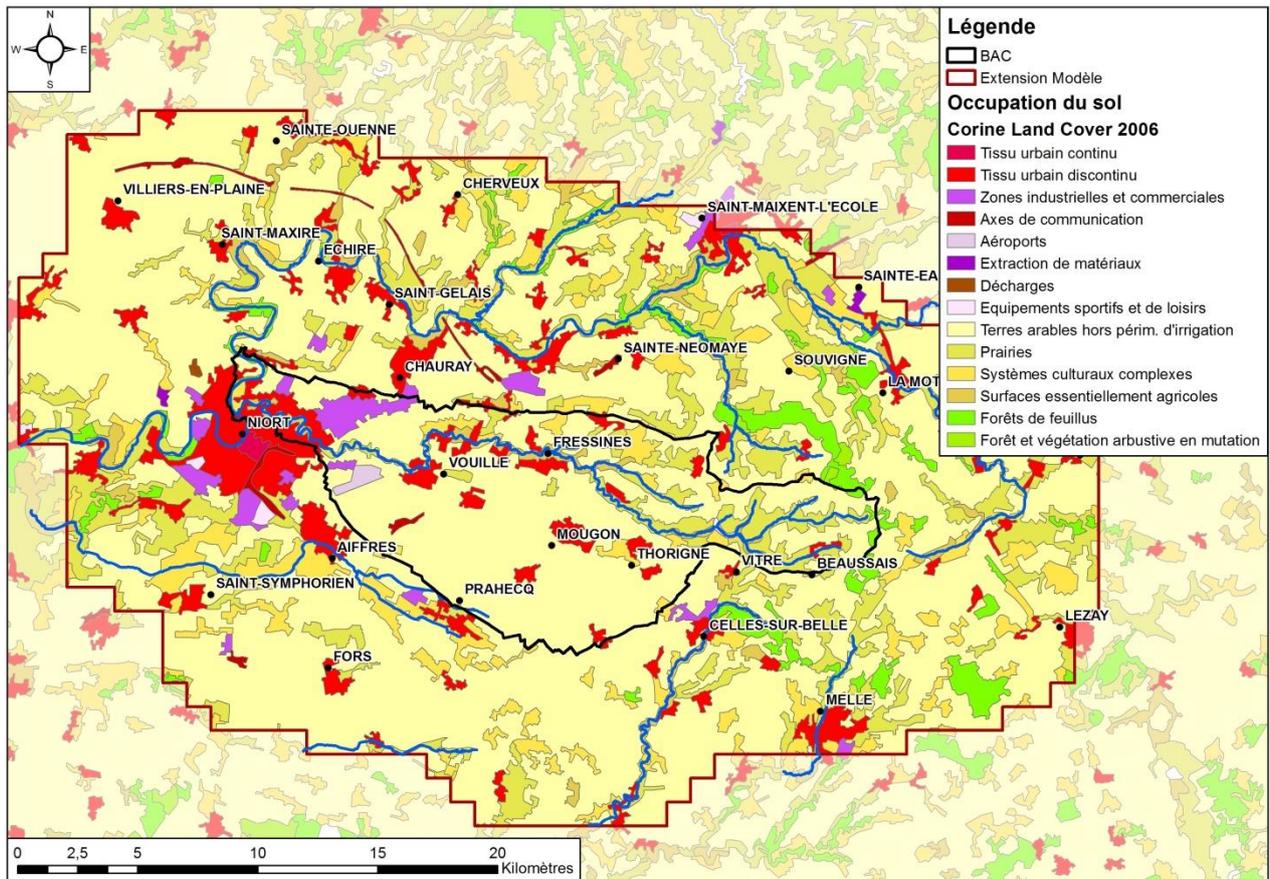


Illustration 8 : Occupation des sols (Source: CorineLandCover 2006)

3. État des lieux de l'aire d'alimentation de captage

3.1. INTRODUCTION AU PROJET CAMÉRA DU BRGM (2009-2010)

3.1.1. Présentation du projet

Le projet CAMÉRA (CAractérisation et Modélisation de l'Évolution des tRAnsferts des pollutions diffuses) a été réalisé dans le cadre du projet P1, Article 1.1 « Observatoires et champs expérimentaux Eaux et Sols » du Contrat de Projet État-Région 2007-2013 et avec le soutien financier de l'Europe dans le cadre du programme opérationnel FEDER 2007-2013.

Ce projet, à travers différents outils, propose d'évaluer l'évolution des pollutions diffuses d'origine agricole sur les eaux potables dans ces systèmes aquifères calcaires complexes, faillés et multi-couches. Plusieurs outils ont été mis en œuvre :

- Des traceurs environnementaux, comme les isotopes du Strontium (Sr), qui permettent d'appréhender les circulations au sein de l'aquifère multicouche, et d'estimer les contributions relatives de chaque aquifère, l'exercice étant compliqué par la variabilité temporelle de ces contributions.
- Des traceurs environnementaux (Isotopes de l'azote, du bore ou des sulfates) qui permettent de mieux discriminer l'origine des pollutions azotées (urbaines, agricoles) et des processus de minéralisation dans les sols.

3.1.2. Stratégies des campagnes de prélèvements

Dans le projet CAMÉRA Phase 1, la zone d'étude retenue concerne le bassin de la Sèvre Niortaise en amont de Niort, bassin contribuant à l'alimentation du Marais Poitevin. Ce bassin, représentatif de la problématique des contaminations par les pollutions diffuses, présente des ressources en eaux stratégiques pour l'alimentation en eaux potable et l'agriculture.

La sélection des sites et la stratégie d'échantillonnage dans le bassin amont de la Sèvre Niortaise ont été réalisées afin de répondre au mieux aux objectifs environnementaux fixés par la directive cadre sur l'eau. Cette sélection s'appuie en particulier sur l'annexe II de la DCE, § 2. Eaux Souterraines, 2.2. Caractérisation détaillée. La caractérisation détaillée requise mettant en avant, entre autres, le besoin de connaître les caractéristiques de stratification de l'eau souterraine au sein de la masse d'eau et la caractérisation de la composition chimique des eaux souterraines, y compris la spécification des contributions découlant des activités humaines.

Afin de mieux comprendre les mécanismes de fonctionnement hydrologique et de la qualité des eaux qui en découle, deux approches ont été retenues :

- (1) un suivi spatial à plus grande échelle et en conditions hydrologiques contrastées (hautes et basses eaux) ;
- (2) Un suivi mensuel sur 6 sources et la rivière Sèvre.

La sélection des points de suivi a été réalisée en concertation avec les acteurs locaux du domaine de l'eau. Les critères suivants ont été pris en compte : (1) source pérenne, (2)

problématique nitrates avérée sur la source et le secteur, (3) niveau de connaissance sur la zone. En outre, les sites de suivi ont été sélectionnés de façon à donner une image représentative de l'ensemble de la zone d'étude.

Six sources ont été retenues, respectivement sur les communes de Pamproux, Exoudun, Champdeniers, Fressines, Beaussais et Niort (Illustration 9, Illustration 10). De plus, la rivière Sèvre Niortaise au Pont de Ricou est aussi incluse dans le dispositif de suivi mensuel.

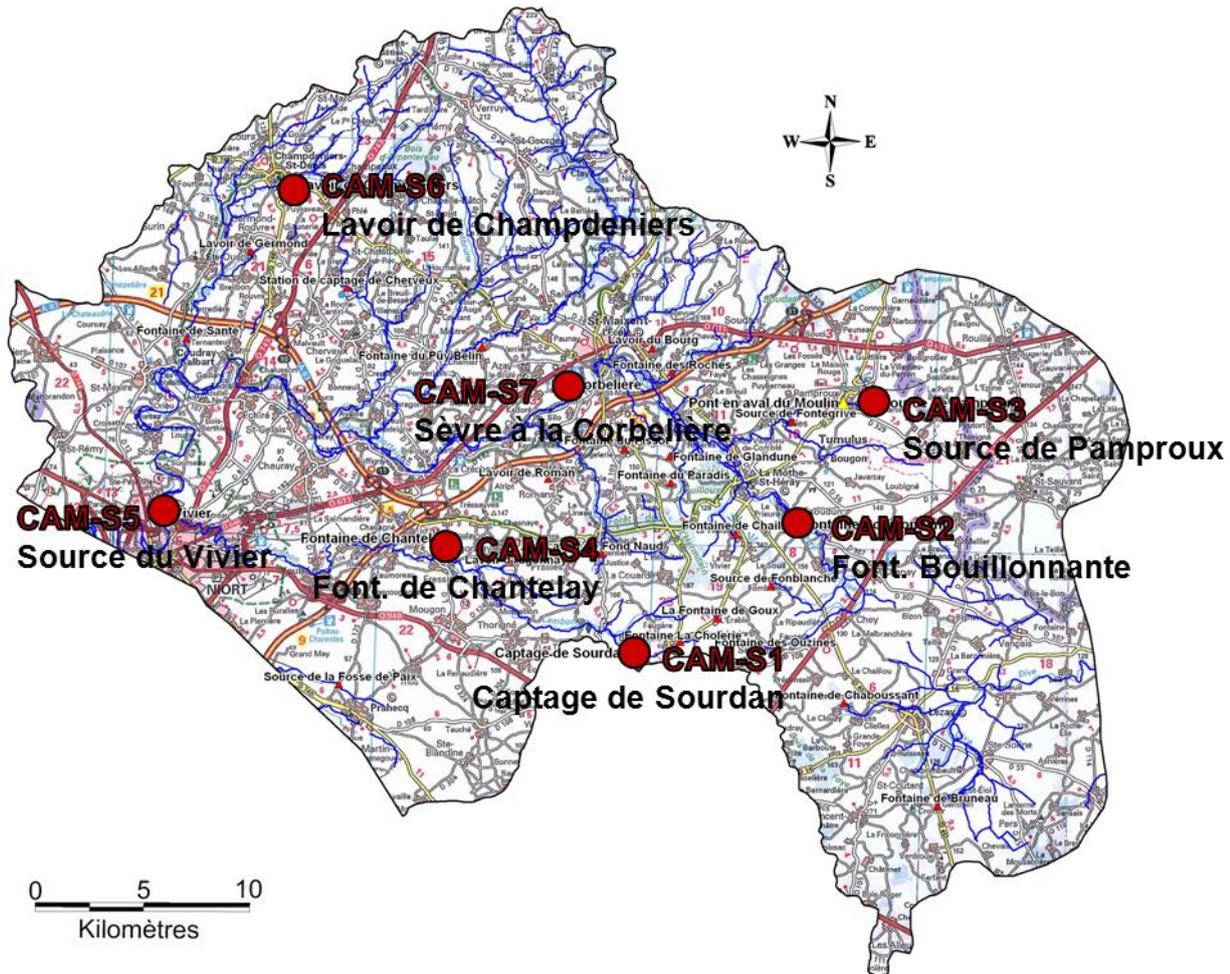


Illustration 9 : Localisation des points du réseau de suivi en continu sur le bassin de la Sèvre-Niortaise à l'amont de Niort.

Code Etude	Indice BSS	XL2E (m)	Y L2E (m)	Nom	Commune
CAM-S1	06117X0008	406 200	2 146 200	Captage de Sourdan	Beaussais
CAM-S2	06118X0006	413 800	2 152 120	Fontaine Bouillonnante	Exoudun
CAM-S3	06114X0004	417 470	2 157 700	Source de Pamproux (Roche Ruffin)	Salles
CAM-S4	06115X0074	397 646	2 151 075	Fontaine de Chantelay	Fressines
CAM-S5	06107X0024	384 330	2 152 360	Vivier	Niort
CAM-S6	05878X0005	390 328	2 168 006	Lavoir de Champdeniers	Champdeniers-St-Denis
CAM-S7	-	401 620	2 157 306	Sèvre au Pont de Ricou	Saint-Martin de Saint-Maixent

Illustration 10 : Liste des points du réseau de suivi en continu.

En complément des sites de suivi en continu, une sélection de 20 sources réparties sur le bassin amont de la Sèvre Niortaise a été réalisée dans le but de mieux contraindre le fonctionnement des points suivis en continu (Illustration 11, Illustration 12).

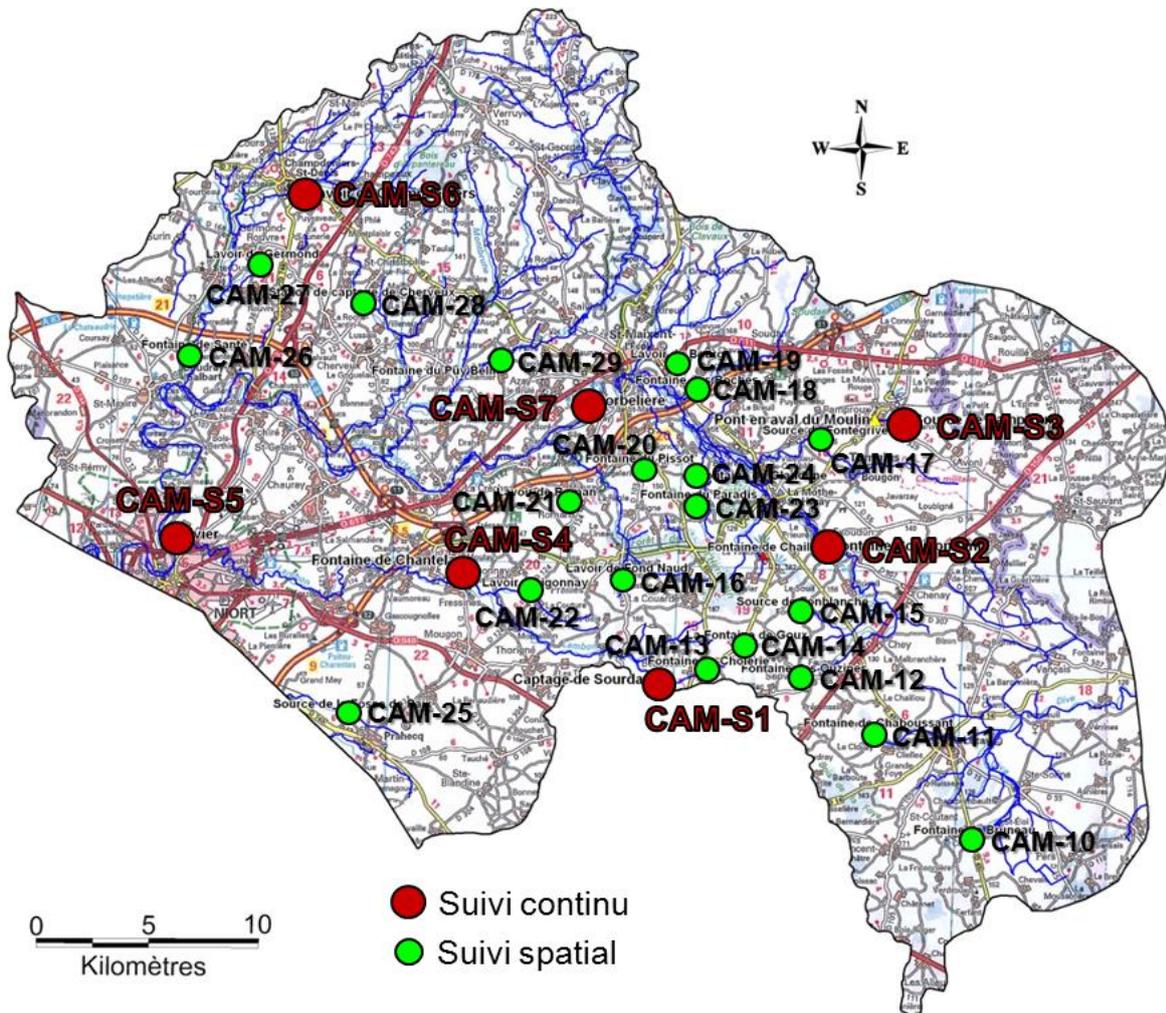


Illustration 11 : Localisation des points de suivi spatial

Ces 20 sources ont fait l'objet de deux campagnes de prélèvements en conditions hydrologiques contrastées (basses et hautes eaux).

Dans le but de mieux contraindre les variations spatiales et temporelles de la qualité des eaux à l'échelle du bassin amont de la Sèvre-Niortaise, deux types d'investigations ont été retenues. (1) une approche spatiale couvrant l'ensemble du territoire de la zone d'étude et (2) un suivi mensuel de quelques sources à enjeu vis-à-vis des nitrates en particulier.

La première campagne de prélèvements à l'échelle du bassin a été réalisée en période de basses eaux, du 12 au 14 octobre 2009. Un total de 26 échantillons a été échantillonné sur les 27 prévus, une source étant à sec à cette date (CAM-26, Fontaine de Santé à St Maxire).

La seconde campagne spatiale a été réalisée sur ces mêmes points en conditions de hautes eaux du 16 au 19 mars 2010. Les 27 points ont pu être échantillonnés.

Les suivis quantitatifs et qualitatifs des 6 sources (CAM-S1 à CAM-S6) et la rivière Sèvre-Niortaise (CAM-S7) ont été réalisés au pas de temps mensuel sur la période octobre 2009 à octobre 2010.

Code Etude	Indice BSS	X L2E (m)	Y L2E (m)	Nom	Commune
CAM-10	06371X0118	420 398	2 138 954	Fontaine de Bruneau	St Coutant
CAM-11	06118X0005	416 000	2 143 780	Fontaine de Chaboussant	Lezay
CAM-12	06117X0182	412 741	2 146 217	Fontaine des Ouzines	Sevret
CAM-13	06117X0146	408 367	2 146 656	Fontaine La Cholerie	Beaussais
CAM-14	06117X0180	410 089	2 147 746	La Fontaine de Goux	La Couarde
CAM-15	06117X0110	412 588	2 149 230	Source de Fonblanche	Exoudun
CAM-16	06116X0086	404 706	2 150 774	Lavoir de Fond Naud	Prailles
CAM-17	06114X0005	413 541	2 156 853	Source de Fontegrive	Salles
CAM-18	06113X0108	407 904	2 159 192	Fontaine des Roches	Nanteuil
CAM-19	06113X0161	407 023	2 160 295	Lavoir du Bourg	Nanteuil
CAM-20	06112X0104	405 737	2 155 637	Fontaine du Pissot	Souvigné
CAM-21	06112X0105	402 686	2 154 119	Lavoir de Roman	Roman
CAM-22	06116X0088	400 392	2 150 415	Lavoir d'Aigonnay	Aigonnay
CAM-23	06113X0162	407 902	2 154 072	Fontaine du Paradis	Souvigné
CAM-24	06113X0111	407 862	2 155 287	Fontaine de Glandune	Souvigné
CAM-25	06115X0010	392 440	2 144 810	Source de la Fosse de Paix	Prahecq
CAM-26	06103X0041	385 306	2 160 911	Fontaine de Santé	Saint Maxire
CAM-27	05878X0022	388 285	2 164 957	Lavoir de Germond	Germond-Rouvre
CAM-28	06111X0069	392 795	2 163 224	Station de captage de Cherveux	Cherveux
CAM-29	06111X0083	399 080	2 160 380	Fontaine du Puy Belin	Azay le Brulé

Illustration 12 : Liste des points du suivi spatial

Les périodes de prélèvements sont reportées sur le diagramme des débits au point de prélèvement CAM-S7 sur la Sèvre-Niortaise (Illustration 13). Cette représentation par rapport au débit de la rivière, considérée comme un intégrateur du système, permet de rendre compte de l'état hydrologique du système au moment de chaque prélèvement.

On notera que les prélèvements réalisés lors de la campagne spatiale dite de basses eaux (octobre 2009) sont bien représentatifs d'un niveau hydrique très bas de fin d'étiage. Les prélèvements réalisés lors de la campagne spatiale dite de hautes eaux (mars 2010) sont représentatifs d'un état moyen des hautes eaux de l'hiver 2009-2010. Le prélèvement du suivi mensuel de janvier 2010 correspond au plus haut débit échantillonné lors de cette étude, il correspond à un petit pic de crue faisant suite à la plus grosse crue de l'hiver centrée sur la date du 02 janvier 2010 (Illustration 13).

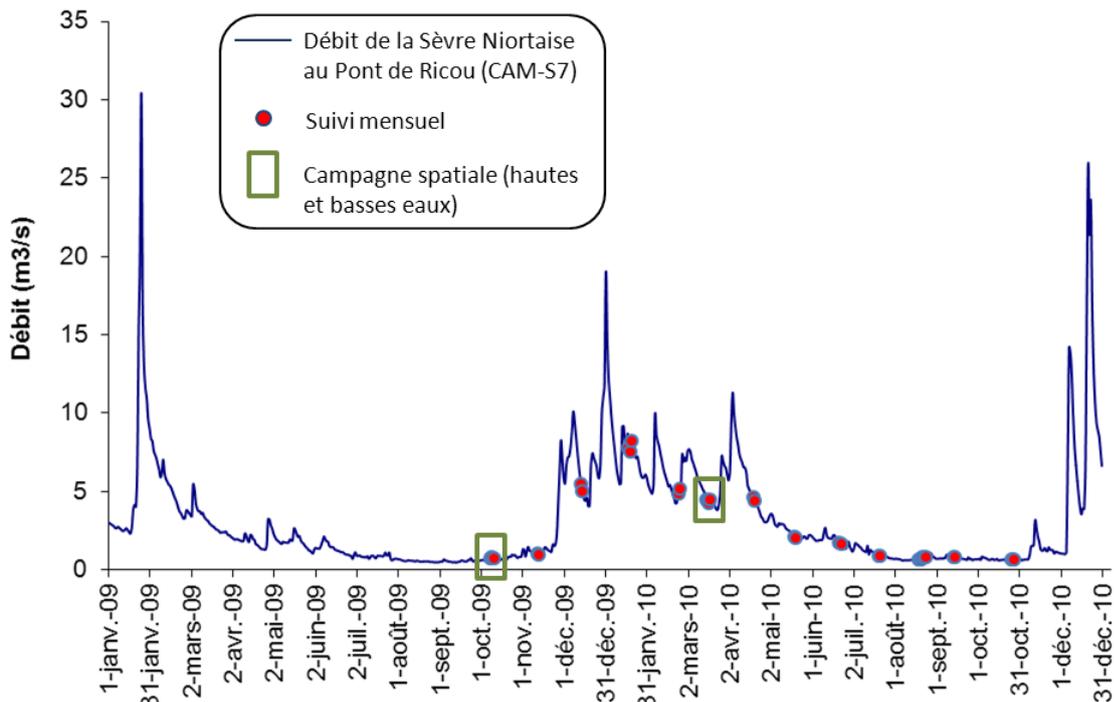


Illustration 13 : Débit de la Sèvre-Niortaise au Pont de Ricou (Données Banque Hydro, station N4010610 : La Sèvre Niortaise à Azay-le-Brûlé [Pont de Ricou]). Contexte hydrologique des prélèvements mensuels et des deux campagnes spatiales en hautes et basses eaux.

L'année hydrologique octobre 2009 à octobre 2010, objet de cette étude, figure parmi les années relativement sèches, et est caractérisée par des débits de la rivière Sèvre Niortaise relativement bas, lorsque ceux-ci sont mis en regard des débits des 20 dernières années (période 1990-2010, Illustration 14).

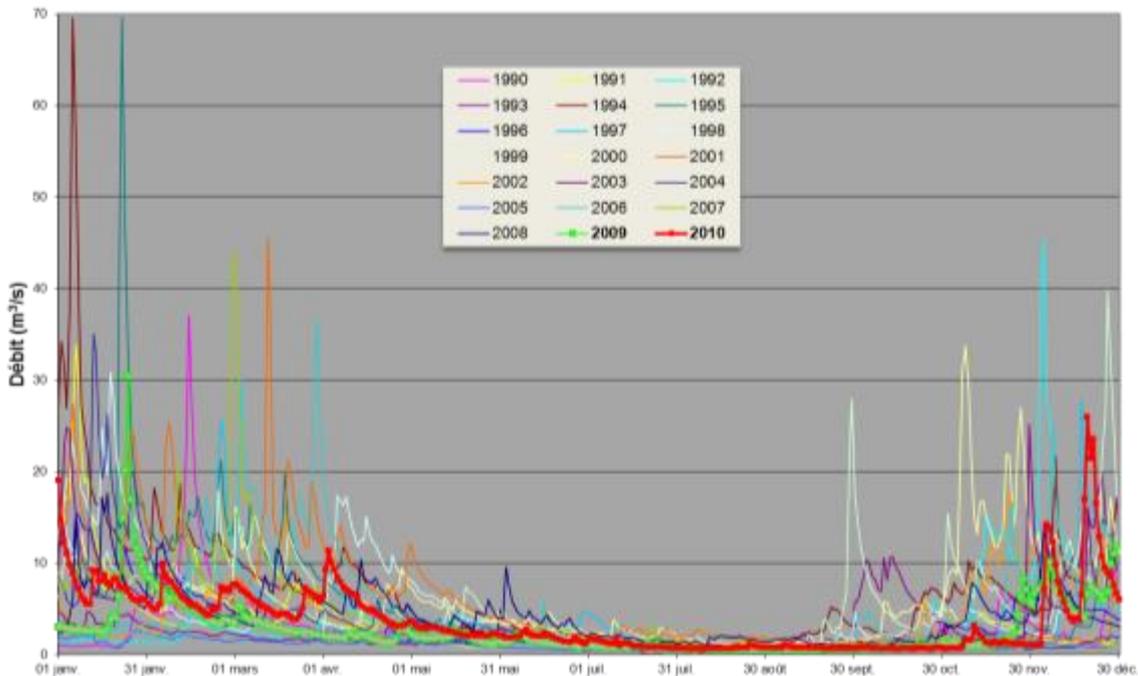


Illustration 14 : Débit de la Sèvre-Niortaise au Pont de Ricou (Données Banque Hydro, station N4010610 : La Sèvre Niortaise à Azay-le-Brûlé [Pont de Ricou]) sur la période 1990 à 2010. Les prélèvements ont été réalisés entre octobre 2009 (courbe verte en gras) et octobre 2010 (courbe rouge en gras).

3.2. SUIVIS QUANTITATIFS DES SOURCES DU BASSIN DE LA SÈVRE NIORTAISE

Les débits des sources de Pamproux, de la Fontaine Bouillonante, de la Fontaine de Chantelay, du lavoir de Champdeniers et du Captage de Sourdan ont été suivies entre 2009 et 2015.

L'intérêt de disposer de mesures en continu du niveau est de pouvoir les transformer en valeurs de débits afin de travailler en termes de flux d'eau et d'éléments dissous exportés.

La transformation du niveau d'eau en débit est réalisée suivant la méthode classique, en établissant une courbe de tarage basée sur des mesures simultanées de niveau d'eau et de débit au courantomètre.

Chaque source fait l'objet de mesures ponctuelles du débit avec un courantomètre numérique acoustique. Ces mesures volumétriques sont reliées aux hauteurs d'eau enregistrées : la courbe permettant la meilleure corrélation est ajustée. L'équation traduisant la relation entre la hauteur et le débit est appliquée à l'ensemble des mesures de hauteurs enregistrées. (enregistreur Orpheus Mini).

3.2.1. Débit de la rivière Pamproux au pont de Pamproux (Cam-S3)

L'illustration 15 détaille le principe de détermination des débits avec l'exemple des mesures réalisées au pont de Pamproux. Les débits obtenus sont au pas bi-horaire, mais par souci de clarté et de simplification les débits présentés sont les débits moyens journaliers. On note dans cet exemple que qu'il n'y a pas de calibration disponible à ce jour pour les hauteurs d'eau excédant 60 cm, soit un débit d'environ 1 m³/s. Tous les débits au-dessus d' 1 m³/s sont donc des valeurs avec une forte incertitude.

L'évolution du débit de la rivière du Pamproux (Illustration 16) est caractéristique des sorties d'eau d'un système karstique avec des variations du débit rapides lors des hautes eaux et un régime d'étiage très faible. La corrélation entre les hauteurs d'eau enregistrées et les débits mesurés au courantomètre est quantifiée avec un $R^2 = 0.55$ pour les niveaux d'eau allant jusqu'à 60 cm. Le tarage pour les valeurs de hautes eaux se base sur l'extrapolation de cette corrélation plutôt faible.

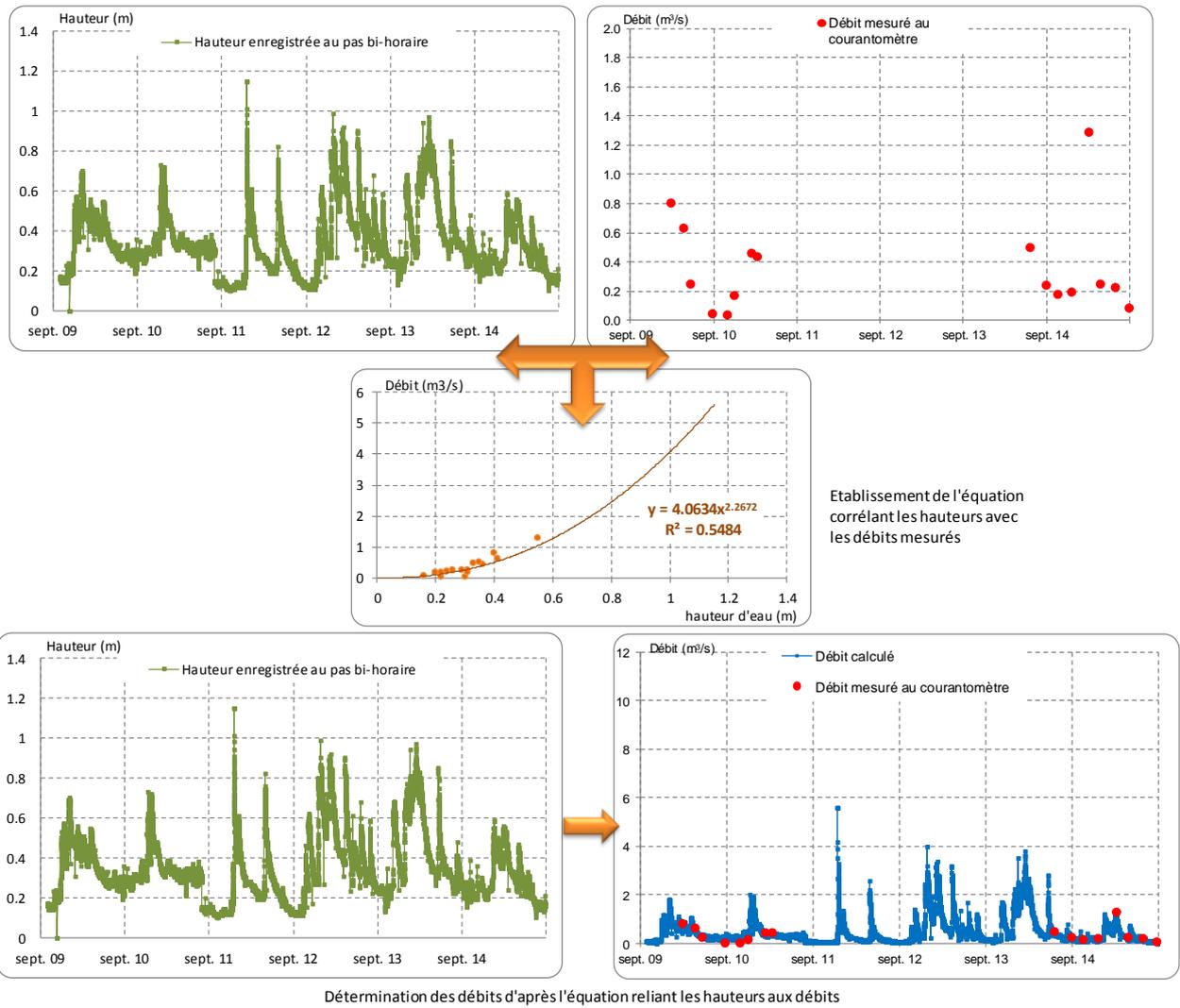
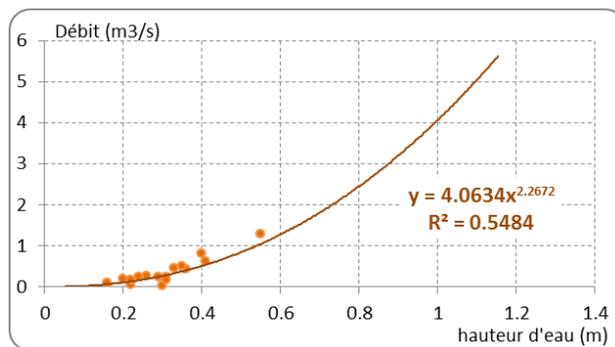


Illustration 15 : Détail du principe de détermination des débits aux sources suivies en continu



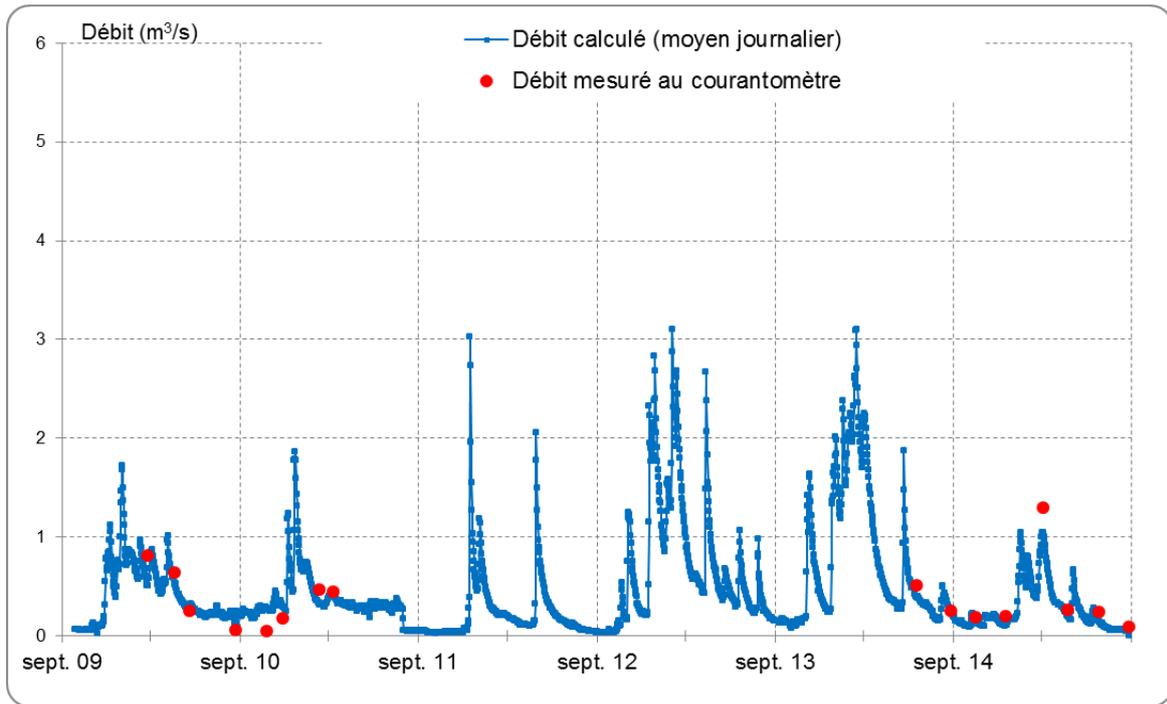


Illustration 16 : Courbe de tarage et évolution du débit à la source de Pamproux

3.2.2. Débit à la fontaine bouillonnante à Exoudun

Les sorties d'eau à la Fontaine Bouillonnante (Illustration 17) sont multiples et il est parfois délicat de définir la position du profil à mesurer au courantomètre. Les débits mesurés fin 2013 - début 2014 sont à prendre avec précaution. La corrélation hauteur d'eau / débit présente un $R^2=0.61$ (avec un ajustement de type puissance).

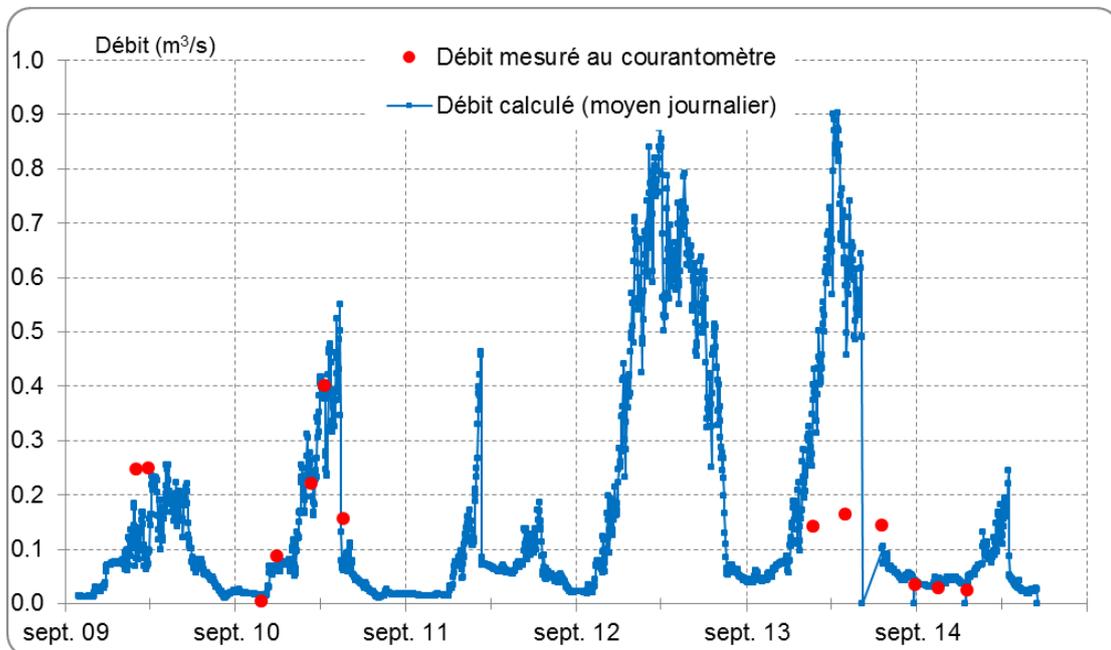
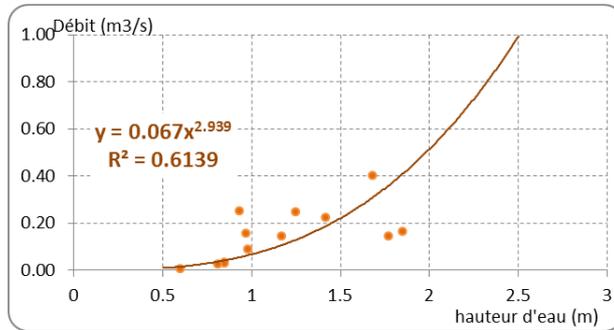


Illustration 17 : Courbe de tarage et évolution du débit à la Fontaine Bouillonnante à Exoudun

3.2.3. Débit de la fontaine de Chantelay à Fressines

La fontaine de Chantelay (Illustration 18) présente un profil facile à mesurer au courantomètre ; la corrélation hauteurs d'eau / débit est très bonne ($R^2=0.93$). Une incertitude demeure néanmoins sur la présence de quelques valeurs aberrantes de niveaux d'eau (très faibles) qui pourraient être consécutives à de mauvaises manœuvres de la vanne à l'exutoire de la fontaine. Ces données aberrantes sont toutefois très ponctuelles et ne perturbent pas la mesure générale.

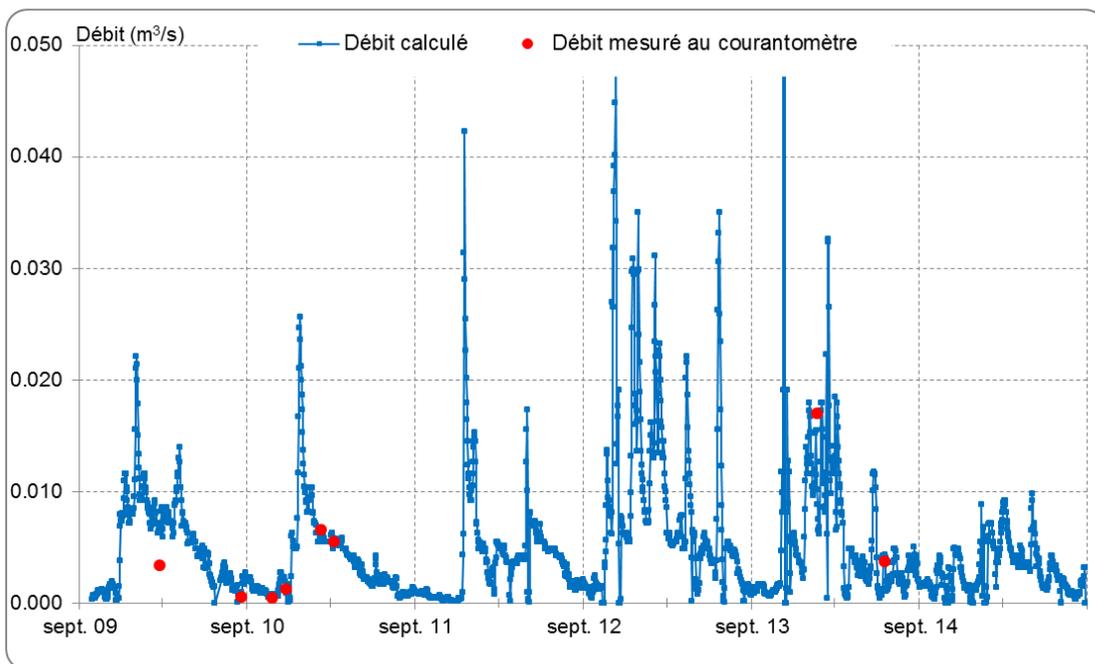
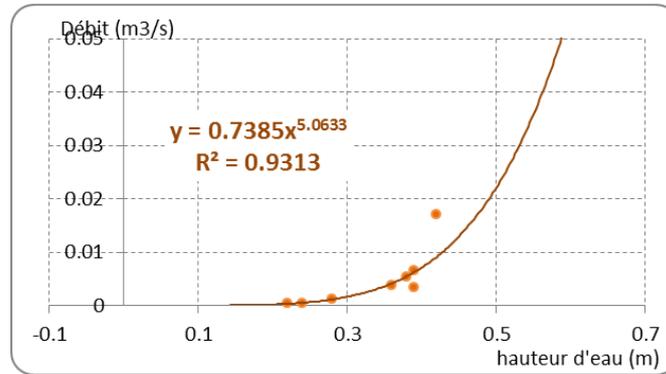


Illustration 18 : Evolution du débit à la Fontaine de Chantelay à Fressines

3.2.4. Débit du lavoir de Champdeniers

L'évolution du niveau d'eau (Illustration 19) au lavoir de Champdeniers présente de brusques variations sur la même période de l'année (août à octobre). Ces variations pourraient être expliquées par la mise en fonctionnement d'un pompage à proximité (pompage d'appoint en période de basses eaux ou pompage individuel par exemple). Le coefficient de détermination R^2 de 0,47 est ici obtenu par ajustement sur une loi exponentielle.

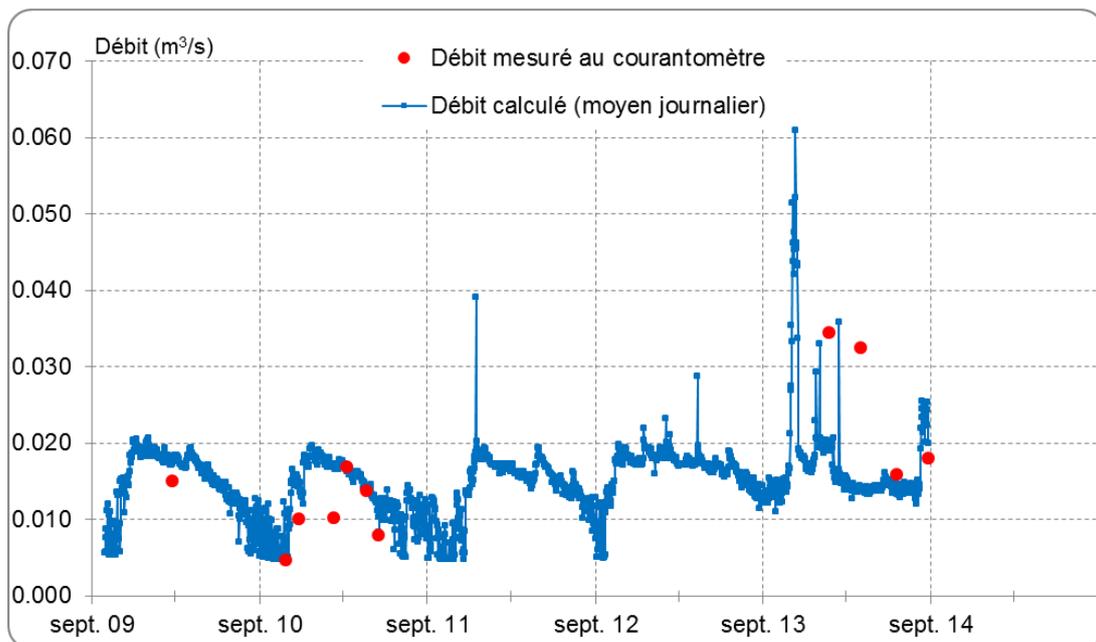
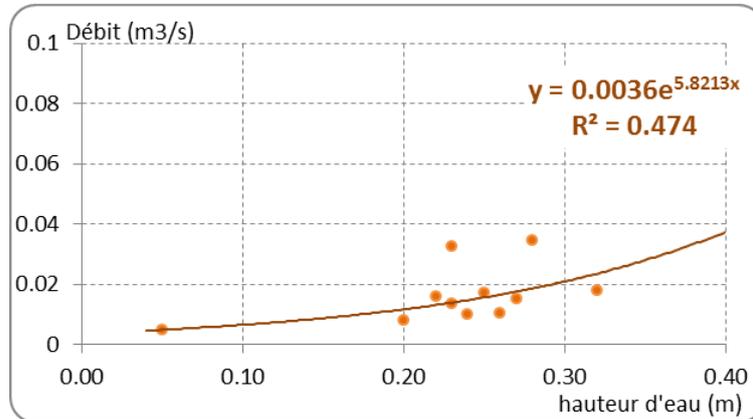


Illustration 19 : Courbe de tarage et évolution du débit au lavoir de Champdeniers

3.2.5. Débit au captage de Sourdan à Beaussais

La courbe des niveaux d'eau enregistrés ne montre pas de plateaux pour les plus fortes hauteurs d'eau ce qui signifie que le canal n'a pas débordé depuis l'installation du matériel de mesure.

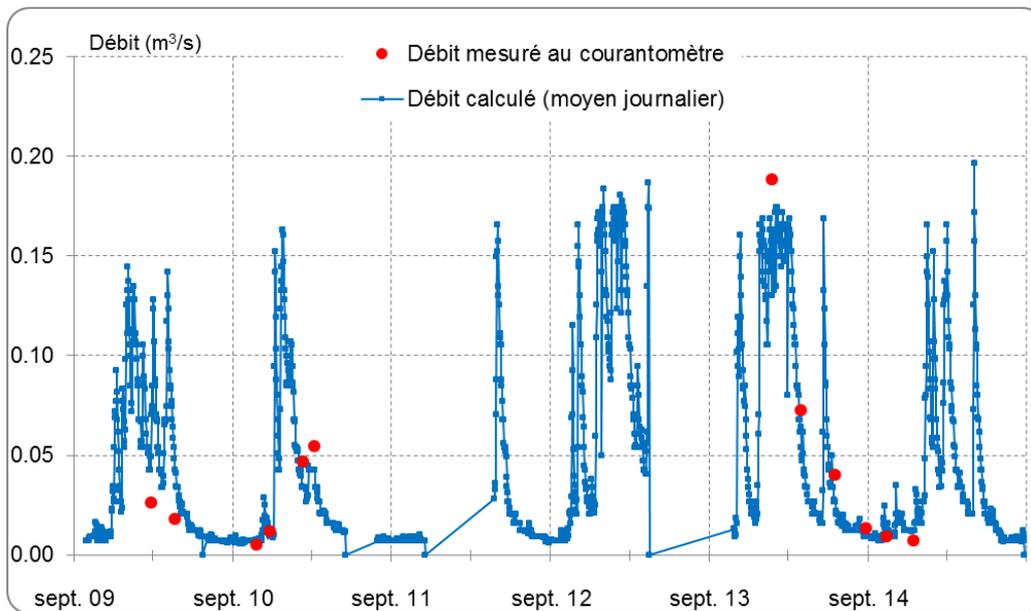
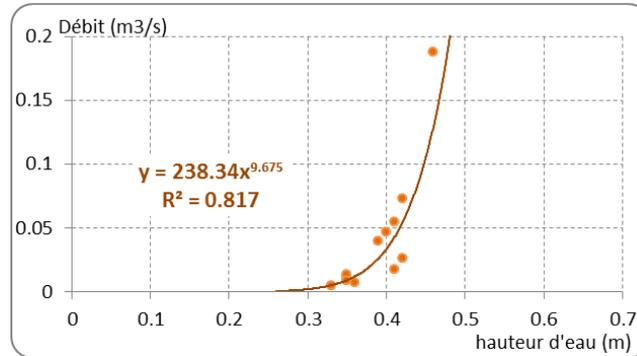


Illustration 20 : Courbe de tarage et évolution du débit dans le canal au captage de Sourdan

La corrélation entre les hauteurs enregistrées et les débits mesurés est quantifiée par un $R^2 = 0.81$ (Illustration 20). Les jaugeages effectués en 2013-2014 ont permis d'améliorer cette corrélation (passant de 0,71 à 0,81).

3.3. SUIVI DES ÉLÉMENTS CHIMIQUES MAJEURS

3.3.1. Suivi mensuel des sources

Entre octobre 2009 et octobre 2011 des analyses ont été réalisées mensuellement sur 7 points :

- CAM-S1 : Captage de Sourdan
- CAM-S2 : Fontaine Bouillonnante (Exoudun)
- CAM-S3 : Source de Pamproux
- CAM-S4 : Fontaine de Chantelay
- CAM-S5 : Source du Vivier
- CAM-S6 : Lavoir de Champdeniers
- CAM-S7 : Sèvre à Pont de Ricou

De l'illustration 21 à l'illustration 31, les graphiques présentent les résultats d'analyse des paramètres chimiques majeurs.

Pour certains éléments comme le calcium, le magnésium, les hydrogénocarbonates, le potassium et la silice, les concentrations mesurées sont plus élevées en été, période de basses eaux, lorsque les eaux sont moins diluées, et plus faibles en hautes eaux.

Pour d'autres paramètres comme les nitrates, les concentrations suivent un schéma inverse, avec des concentrations plus élevées en hautes eaux lorsque les sols sont lessivés par les pluies hivernales.

Certains paramètres présentent un profil assez plat au cours de l'année, comme les fluorures, les phosphates, le sodium.

Les sources suivies présentent différentes signatures chimiques.

Le lavoir de Champdeniers (CAM-S6) a des variations annuelles plus importantes que les autres.

La fontaine de Chantelay (CAM-S4) a des concentrations plus élevées que les autres points pour les nitrates, le calcium, le potassium (de loin), le magnésium et les carbonates. Le lavoir de Champdeniers (CAM-S6) présente des concentrations plus élevées pour le sodium, les phosphates, les chlorures et particulièrement les sulfates. Le captage de Sourdan (CAM-S1) a les concentrations en fluorures les plus élevées, et la source de Pamproux (CAM-S3) celles en silice.

Le captage de Sourdan (CAM-S1) présente en revanche les concentrations les plus basses des échantillons pour les nitrates, le calcium, le magnésium, les carbonates et les sulfates.

Les concentrations en nitrates sont contrastées selon les sources. La Fontaine de Chantelay (CAM-S4) présente des concentrations supérieures à 60 mg/L, tandis que celles du captage de Sourdan (CAM-S1) ne dépassent pas les 38 mg/L.

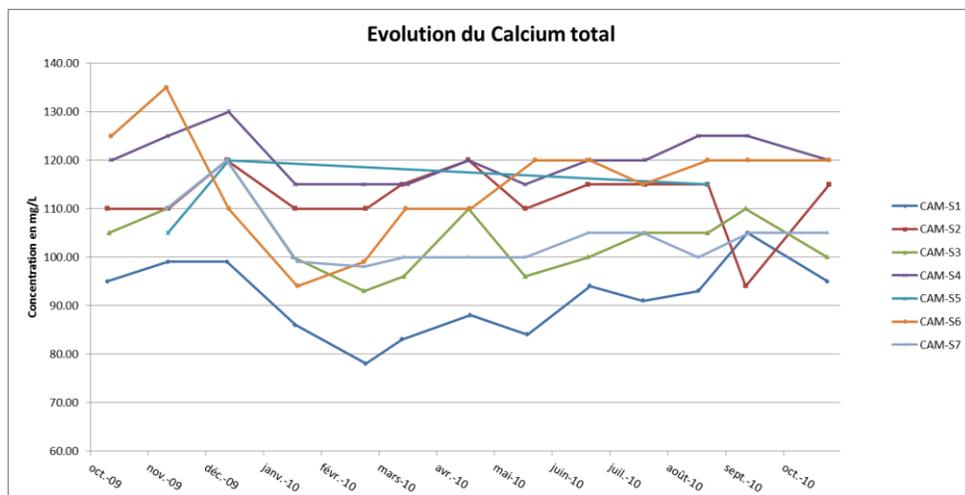


Illustration 21 : Concentrations en calcium total sur les 7 sources suivies

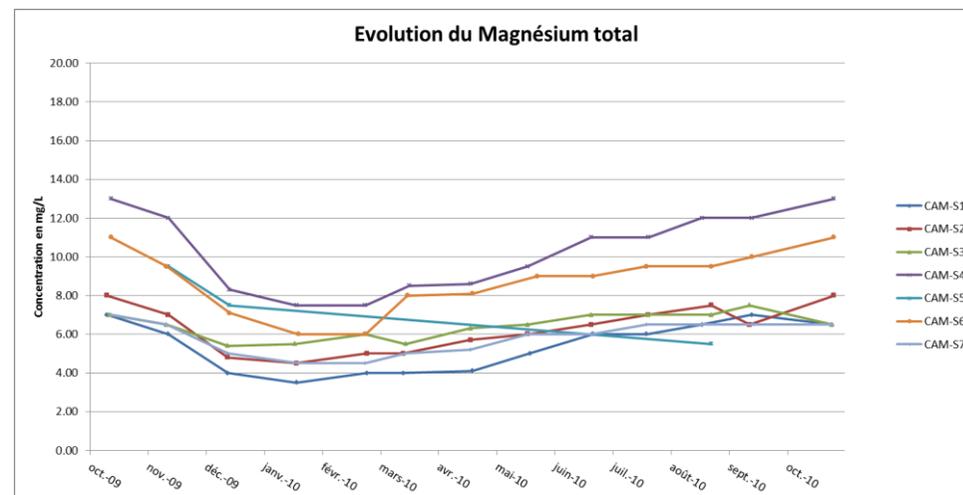


Illustration 23 : Concentrations en magnésium total sur les 7 sources suivies

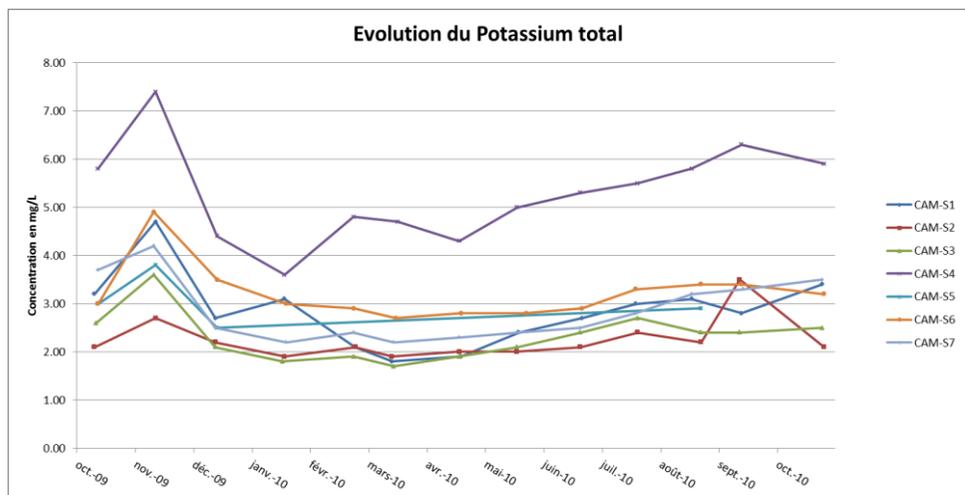


Illustration 22 : Concentrations en potassium total sur les 7 sources suivies

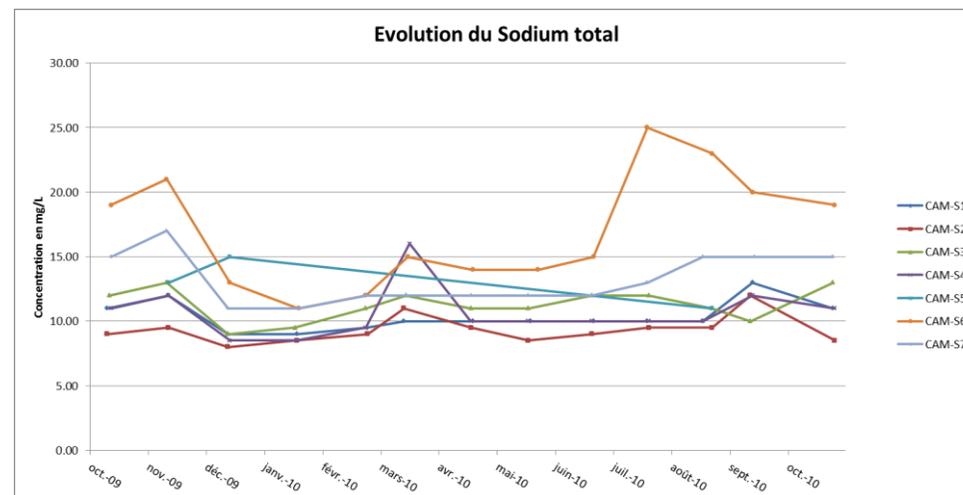


Illustration 24 : Concentrations en sodium total sur les 7 sources suivies

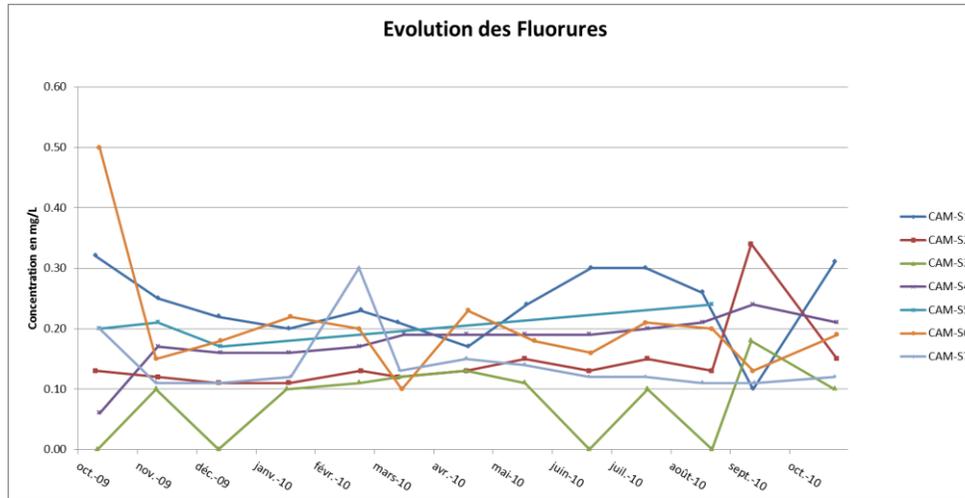


Illustration 25: Concentrations en fluorures sur les 7 sources suivies

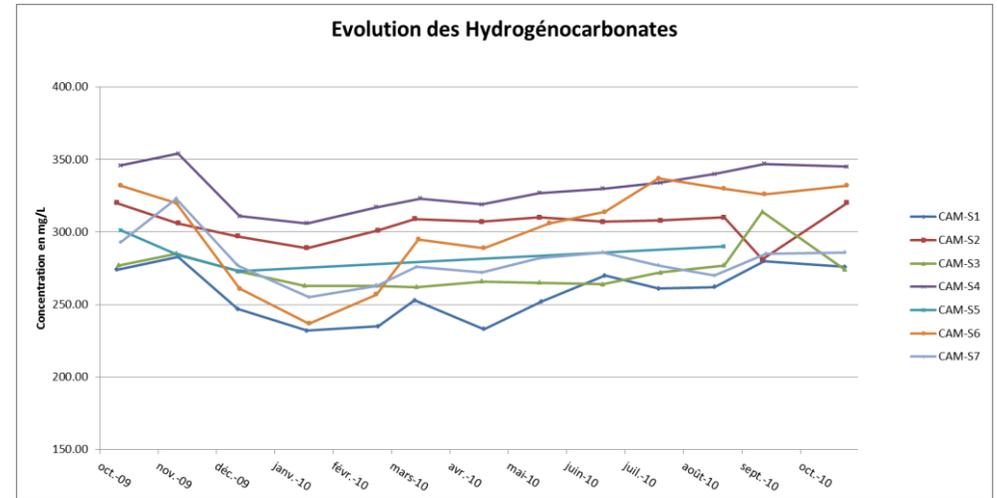


Illustration 27 : Concentrations en carbonates sur les 7 sources suivies

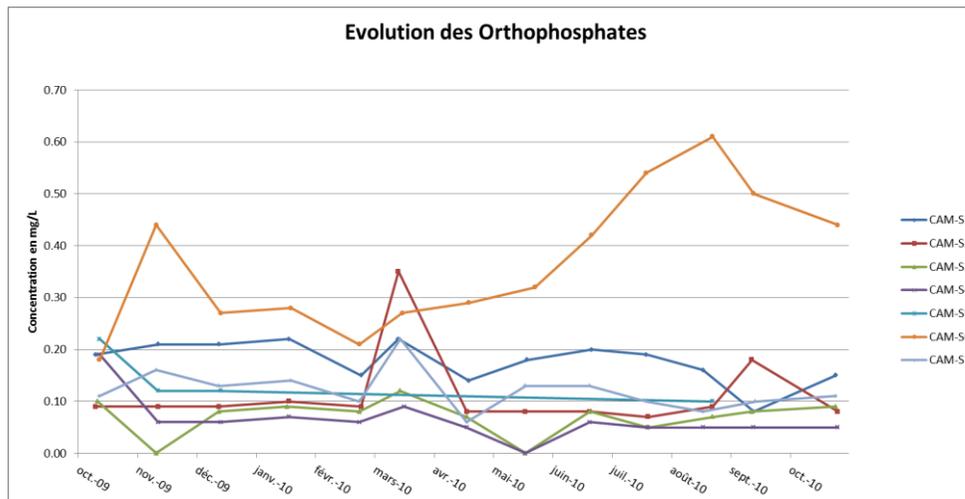


Illustration 26: Concentrations en phosphates sur les 7 sources suivies

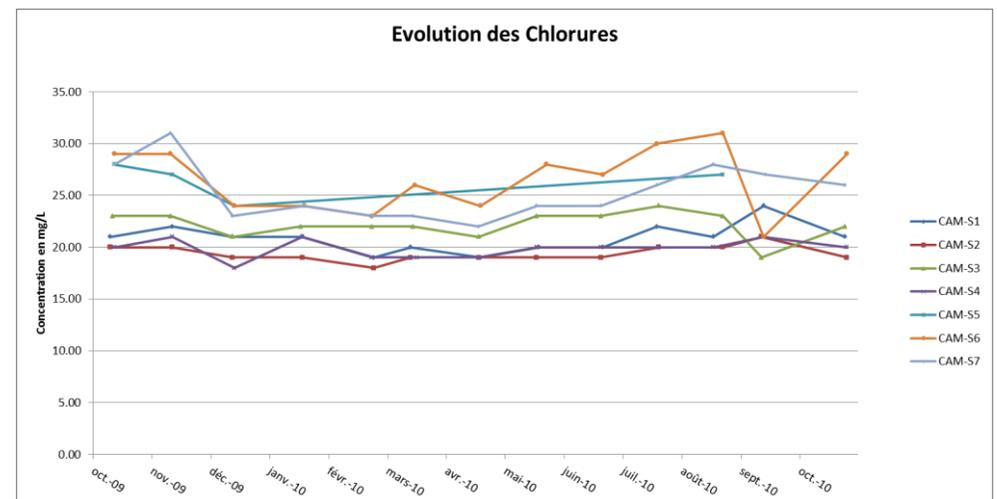


Illustration 28 : Concentrations en chlorures sur les 7 sources suivies

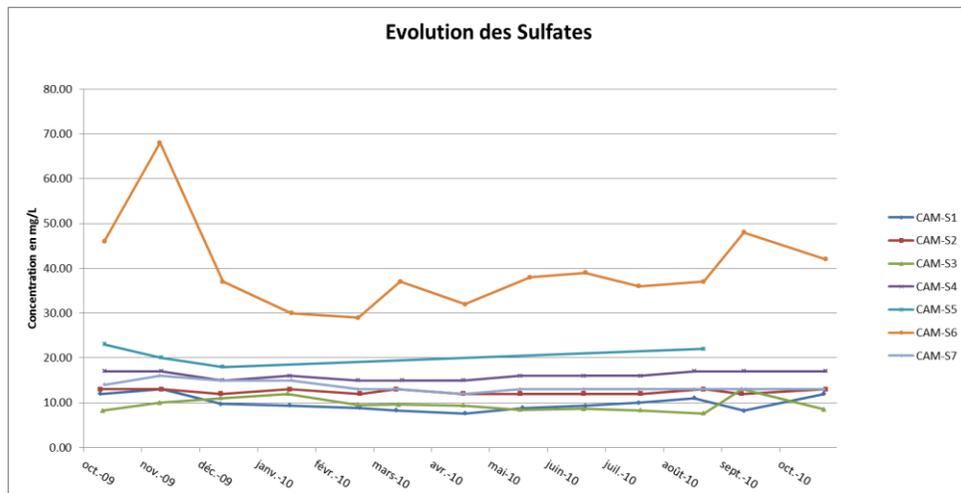


Illustration 29 : Concentrations en sulfates sur les 7 sources suivies

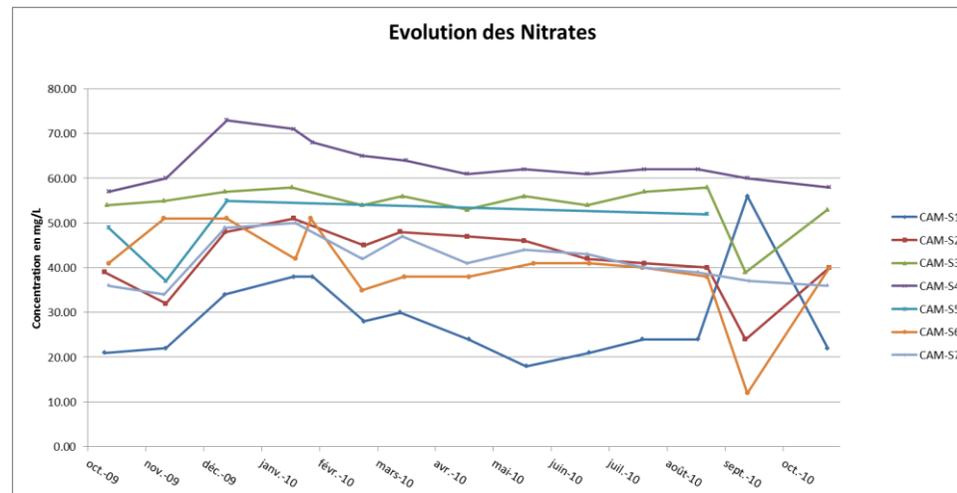


Illustration 30 : Concentrations en nitrates sur les 7 sources suivies

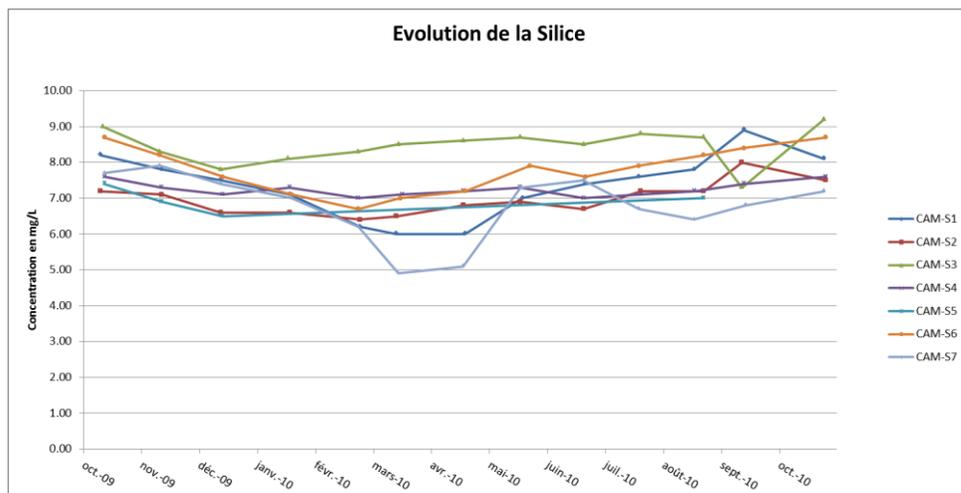


Illustration 31 : Concentrations en silice sur les 7 sources suivies

3.3.2. Campagnes hautes eaux et basses eaux

Des prélèvements ont été effectués sur 22 sources dans le bassin de la Sèvre Niortaise, en basses eaux 2009 et hautes eaux 2010. Les illustrations en annexe 1 présentent les résultats des analyses effectués sur les paramètres chimiques.

Sur la plupart des paramètres, les analyses effectuées en basses eaux présentent des concentrations plus élevées qu'en hautes eaux, comme constaté sur les mesures mensuelles.

Spatialement, les bassins de l'Egray et du Chambon présentent une chimie relativement plus concentrée que les autres bassins. La minéralisation est particulièrement forte sur l'Egray pour le calcium, le potassium, la silice, le sodium, les carbonates et les sulfates.

Le bassin du Pamproux et l'amont de la Sèvre Niortaise présentent une minéralisation plutôt faible comparée au reste du bassin. Les concentrations en phosphates sont faibles sur le bassin du Pamproux, et celles en nitrates faibles sur celui de la Sèvre amont.

3.4. HYPOTHÈSES SUR L'ORIGINE DES EAUX

NB : cette partie est le fruit d'une analyse préliminaire réalisée à partir des données récoltées dans le cadre du projet CAMÉRA et ne constitue en aucun cas des conclusions définitives que ce soit en terme de circulation des eaux ou de sources de pollution dans le bassin du Vivier.

3.4.1. Origine Dogger/Infra-Toarcien des eaux de résurgence

Lors du choix des sources à échantillonner, celles-ci ont été classées comme étant issues du Dogger ou de l'Infra-Toarcien en se basant sur la carte géologique et à dire d'expert sur le terrain. Compte tenu de la configuration géologique et tectonique du site à laquelle s'ajoute la karstification, cette distinction est parfois très difficile à faire, sans compter par exemple qu'une source issue de l'Infra-Toarcien peut intégrer, en proportions variables au cours du cycle hydrologique, des eaux drainant les niveaux du Dogger, et ainsi présenter des signatures chimiques et isotopiques résultant de mélanges (cf. partie 2.3, p.20).

Les eaux souterraines des deux aquifères Dogger et Infra-Toarcien du bassin amont de la Sèvre-Niortaise présentent un faciès chimique de type bicarbonaté calcique (Ca-HCO₃). Ce faciès est typique des interactions eau-roche en milieu carbonaté tel que les aquifères du Dogger et Infra-Toarcien. Les indices de saturation (IS) vis-à-vis de la calcite et de la dolomite ont été calculés avec le code de calcul géochimique PhreeqC (Parkhurst and Appelo, 1999). Toutes les eaux échantillonnées en basses eaux (octobre 2009) à l'échelle du bassin amont de la Sèvre-Niortaise sont à l'équilibre vis-à-vis de la calcite, voire même sursaturées, pour CAM-27, CAM-18 et la rivière de la Sèvre Niortaise CAM-S7. Les eaux sont majoritairement sous-saturées vis-à-vis de la dolomite, à l'exception de 4 points qui sont à l'équilibre. Il s'agit de 3 échantillons issus de l'aquifère de l'Infra-Toarcien (CAM-S1, CAM-27 et CAM-29) et un issu du Dogger (CAM-18). L'échantillon de la Sèvre Niortaise (CAM-S7) est quant à lui sursaturé vis-à-vis de la dolomite. Les calculs des indices de saturation vis-à-vis des minéraux évaporitiques de type gypse (CaSO₄:2H₂O) et anhydrite (CaSO₄) montrent que toutes les eaux sont systématiquement largement sous-saturées vis-à-vis de ces minéraux. Ces données sont en accord avec les calculs réalisés par Chabault et al. (2002), où seules les eaux profondes et plus minéralisées du côté Bassin Aquitain atteignent un état de sursaturation vis-à-vis du gypse et de l'anhydrite, à mettre en relation avec la langue d'anhydrite rencontrée dans le Trias (Le Gal La Salle et al., 1996).

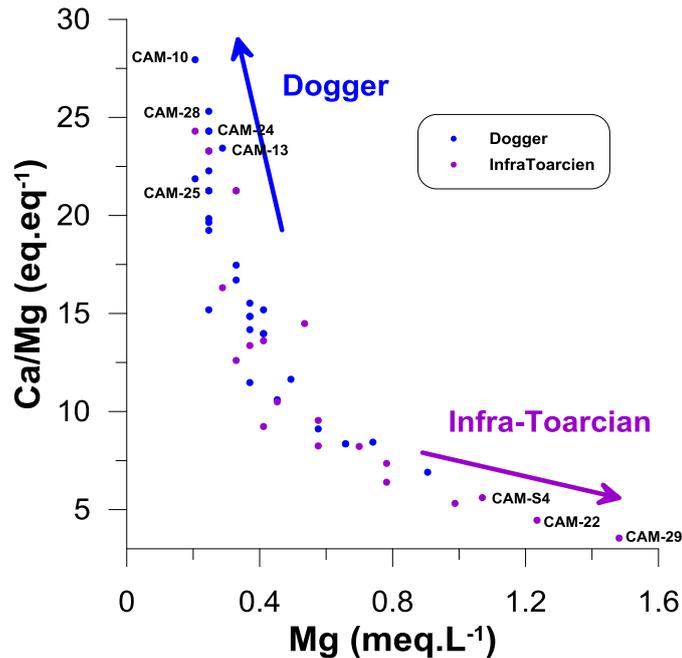


Illustration 32 : Relation entre le rapport Ca/Mg (eq/eq) et la teneur en Mg (meq.L⁻¹) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux.

La proportion en magnésium (calcul sur les échantillons en basses eaux) varie entre 3.7 et 20% des cations alors que celle du calcium est comprise entre 70 et 90% des cations. La plus forte teneur en Mg est mesurée dans un échantillon de l'Infra-Toarcien (CAM-29, Fontaine du Puy Belin). L'illustration 32 montre que les points peuvent être discriminés en comparant les rapports Ca/Mg et les teneurs en Mg. Ainsi, les échantillons présentant les plus fortes teneurs en Mg (et les plus faibles rapports Ca/Mg), CAM-29, CAM-22 et CAM-S4, sont issus de l'aquifère Infra-Toarcien, à l'opposée, les teneurs les plus faibles en Mg et les rapports Ca/Mg les plus élevés sont mesurés dans les échantillons CAM-13, CAM-24, CAM-28, CAM-10 et CAM-25 qui drainent l'aquifère du Dogger. On note que l'échantillon CAM-19 (Lavoir du Bourg) qui est identifié comme issu de l'Infra-Toarcien présente les caractéristiques des points issus du Dogger. Entre ces deux extrêmes (Dogger et Infra-Toarcien), on trouve toute la gamme de rapport Ca/Mg et de teneur en Mg, pouvant correspondre à des mélanges en proportions variables entre des eaux des aquifères ou à des variations latérales de faciès au sein des deux aquifères. On note que l'échantillon de la rivière Sèvre-Niortaise (CAM-S7), qui collecte les eaux issues des deux niveaux aquifères, présente des valeurs moyennes à la fois en Ca/Mg et Mg (~0.6 meq/l).

Des teneurs en fluorures importantes (2.5 à 3 mg.L⁻¹ en moyenne, la norme de potabilité étant à 1.5 mg.L⁻¹) ont été mesurées dans les eaux de l'Infra-Toarcien (Lemordant, 1996 ; Chabault et al., 2002). L'ensemble des trois séquences de marnes Toarciennes contient des phosphates suites aux phases de phosphatogénèse du Lias. Des nodules phosphatés ont été identifiés dans des forages dans la partie haute du Toarcien. Ces roches phosphatées constituent une source potentielle de fluorures via la dissolution de fluorapatite (Ca₁₀(F,Cl,OH)₂(PO₄)₆). Par ailleurs, des zones fortement minéralisées (Melle et Niort par exemple) et contenant de la fluorine (CaF₂) pourraient donner des teneurs élevées en Fluor, les conditions de substitution des ions OH⁻ par F⁻ (pH>8) ne sont cependant pas atteintes dans l'aquifère de l'Infra-Toarcien. Lemordant (1996) attribue ainsi les teneurs élevées en fluorures (1mg.L⁻¹) à une percolation lente à travers les épontes (marnes toarciennes). Une minéralisation par lessivage des épontes (lessivage rapide et partiel) conduisant à des teneurs faibles en fluor (<1 mg.L⁻¹). Les teneurs en Fluorures mesurées dans les résurgences du bassin amont de la Sèvre Niortaise sont au

maximum de 0.37 mg.L⁻¹, la plupart étant en dessous de la limite de détection de 0.1 mg.L⁻¹. Ces teneurs très faibles sont en accord avec celles mesurées dans les forages à l'Infra-Toarcien de ce secteur par Lemordant (1996) et Chabault et al. (2002) où le toit du Toarcien disparaît localement. Les teneurs les plus fortes mesurées correspondent cependant bien à des eaux issues de l'aquifère de l'Infra-Toarcien (Illustration 33) en particulier CAM-22 et CAM-29 ou encore CAM-S1. Les teneurs les plus faibles correspondent majoritairement aux échantillons issus du Dogger, qui présentent par ailleurs les teneurs les plus faibles en Mg et les rapports Ca/Mg les plus élevés.

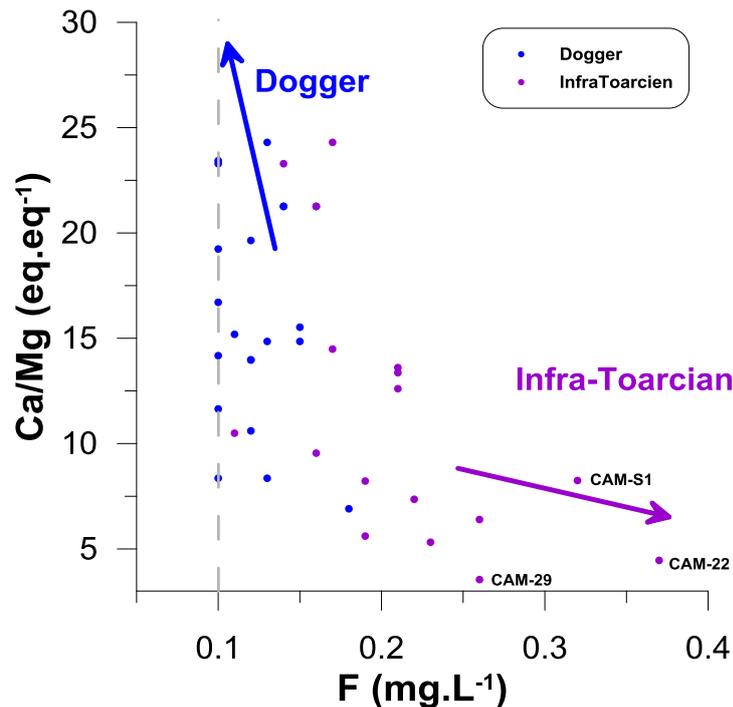


Illustration 33 : Relation entre le rapport Ca/Mg (eq/eq) et la teneur en F (mg.L⁻¹) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux.

Les compositions isotopiques en Sr (⁸⁷Sr/⁸⁶Sr) des eaux souterraines du bassin amont de la Sèvre Niortaises sont comprises, pour les campagnes de hautes et basses eaux, entre 0.70830 et 0.70946 pour les points CAM-10 et CAM-23 respectivement. Les teneurs en Sr varient quant à elles entre 39.7 et 158 µg.L⁻¹. L'illustration 34 montre qu'il n'existe aucune corrélation entre les signatures isotopiques ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr et les teneurs en Sr des eaux. On note que les compositions isotopiques en Sr ne permettent pas a priori de différencier aisément les eaux issues des deux aquifères principaux du Dogger et de l'Infra-Toarcien. Toutefois, les eaux issues de l'Infra-Toarcien présentent en global les teneurs les plus élevées en Sr et les signatures en ⁸⁷Sr/⁸⁶Sr les plus élevées.

L'impact potentiel des sources de pollutions du bassin sur les teneurs en Sr et donc sur les rapports isotopiques a été estimé à partir des données acquises sur les sources de pollutions locales (engrais, STEP) ainsi que la répartition des engrais utilisés sur le bassin. Les effluents de STEP analysés présentent des signatures en Sr d'environ 0.709 pour des teneurs de 105 à 125 µg/l, c'est à dire des eaux très similaires à celles mesurées dans le bassin. L'apport par les rejets de STEP est donc considéré comme négligeable. Les fertilisants minéraux utilisés sur le bassin (en 2009) sont de type ammonitrates, urée, NPK et azote en solution). Ces fertilisants présentent des signatures en Sr typiques des fertilisants minéraux issus de la littérature

(0.70737-0.70835). Les teneurs en Sr sont très variables de 54 à 74500 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Les ammonitrates représentent 45% des engrais minéraux utilisés, les solutions azotées 25%, l'urée 15% et les différents NP(K) 15%. Si l'on considère une fertilisation annuelle à environ 100 kg d'azote par hectare avec la répartition ci-dessus, on peut estimer un apport à environ 4g de Sr par hectare et par an. Avec une pluie annuelle de 900 mm et en considérant que l'ensemble du Sr apporté par les engrais est lessivé vers les eaux souterraines, on obtient des teneurs de l'ordre de 0.4 $\mu\text{g}/\text{l}$ dans les eaux infiltrées, ce qui est négligeable. En ce qui concerne les engrais organiques, les principaux utilisés sur le bassin (2009) sont des fumiers de bovins, ovins et caprins, leurs signatures isotopiques sont similaires à celles de la littérature (0.70922-0.70949) pour des teneurs en strontium de 1750 à 2750 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Les fumiers de bovins représentent environ 75% des engrais organiques, les 25% restant venant des ovins et caprins. En considérant des amendements organiques d'environ 50 kgN/ha, on arrive à des teneurs maximales de 2 $\mu\text{g}/\text{l}$ de Sr dans les eaux d'infiltration. Ceci est négligeable au regard des teneurs mesurées dans les eaux souterraines.

Replacées dans un contexte plus large, on note que les eaux analysées dans cette étude sont toutes plus radiogéniques (de rapport isotopique plus élevé) que la valeur des carbonates précipités (à partir de l'eau de mer) lors de Jurassique inférieur et moyen (Illustration 35 ; Jones and Jenkyns, 2001). Ceci signifie que les eaux issues de ces deux niveaux aquifères du Dogger et de l'Infra-Toarcien ne tirent pas leur composition isotopique uniquement de l'interaction eau-roche avec les carbonates de cette époque dont les signatures isotopiques en Sr sont comprises entre 0.7071 et 0.7075 pour l'Infra-Toarcien et 0.7068 et 0.7073 pour le Dogger (Illustration 35).

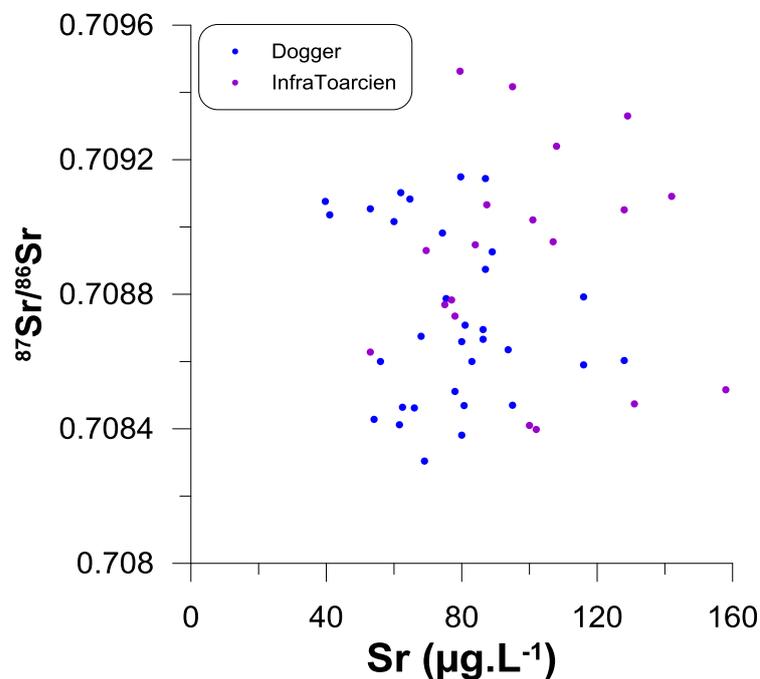


Illustration 34 : Relation entre le rapport isotopique en strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) et la teneur en Sr ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux.

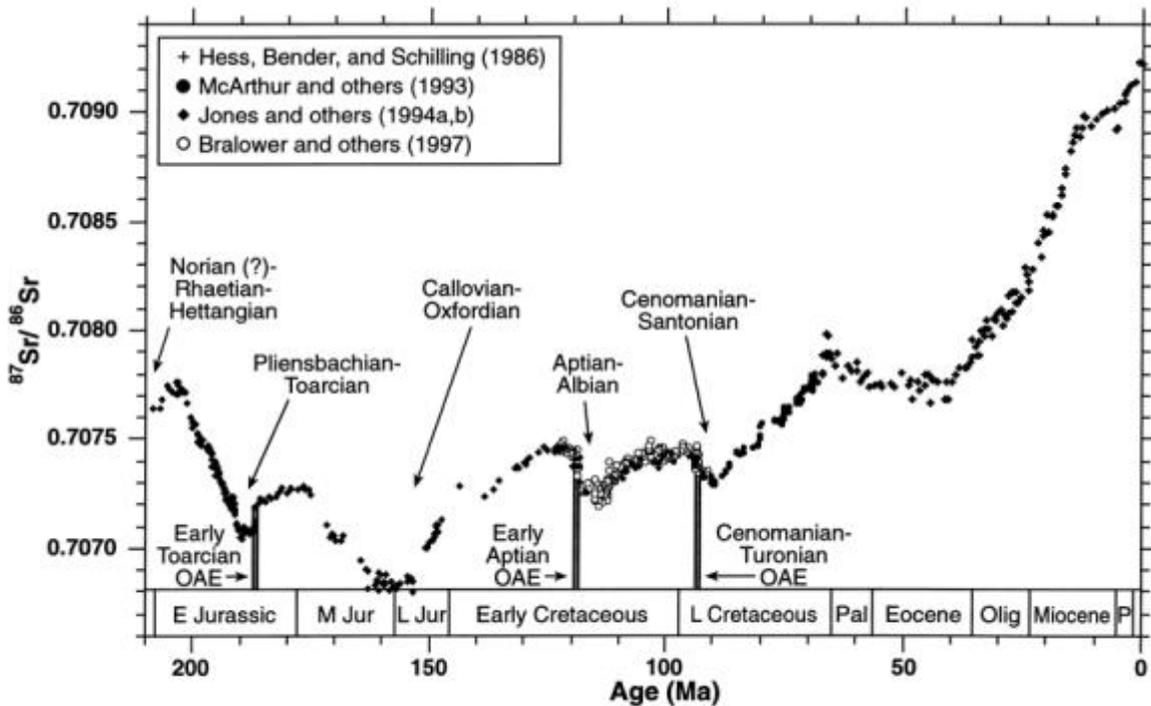


Fig. 1. The seawater Sr-isotope curve shows minima in the Late Triassic, Pliensbachian-Toarcian, Callovian-Oxfordian, Aptian-Albian, and Cenomanian-Santonian. The three Oceanic Anoxic Events (OAEs) are shown for comparison. Mesozoic data are plotted using the time scale of Gradstein and others (1994). The data of Hess, Bender, and Schilling (1986) summarize the general features of the Cenozoic Sr-isotope record. All data are plotted normalized to NIST SRM 987 = 0.710250.

Illustration 35 : Composition isotopique en strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) de l'eau de mer du Jurassique à nos jours (Jones and Jenkyns, 2001).

Les études antérieures menées à proximité de la zone d'étude ont permis d'acquérir des données de composition isotopiques en Sr sur les deux aquifères principaux, avec un plus grand nombre de points sur l'aquifère de l'Infra-Toarcien (Chabault et al., 2002). Casanova et al. (2001) ont échantillonné des sources issues du Dogger en bordure du Massif Central (au sud de Confolens ; Illustration 37). Ces eaux sont plus radiogéniques que la signature des carbonates du Dogger et de l'Infra-Toarcien (Illustration 36), et présentent les teneurs les plus faibles en Sr. Ces eaux ont été interprétées comme pouvant résulter de l'interaction de l'eau de pluie ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0.7094$; moyenne pondérée des pluies à Tours ; Grosbois et al., 2000) qui pénètre dans le système et l'encaissant du Dogger. On note que le point le plus éloigné de la bordure du Massif Central (V95-2) présente le rapport isotopique le plus faible, avec une augmentation des teneurs en Sr, et présente des signatures similaires aux eaux du bassin amont de la Sèvre Niortaise (Illustration 36). Une source issue de l'Infra-Toarcien (Casanova et al., 2001) présente une signature isotopique plus radiogénique que celle des sources du Dogger et aussi plus concentrée en Sr. Casanova et al. (2001) interprètent cette signature comme le résultat d'une interaction avec la base de la série sédimentaire composée de dépôts détritiques (argiles, sables et grès avec des minéraux dérivés des roches granitiques).

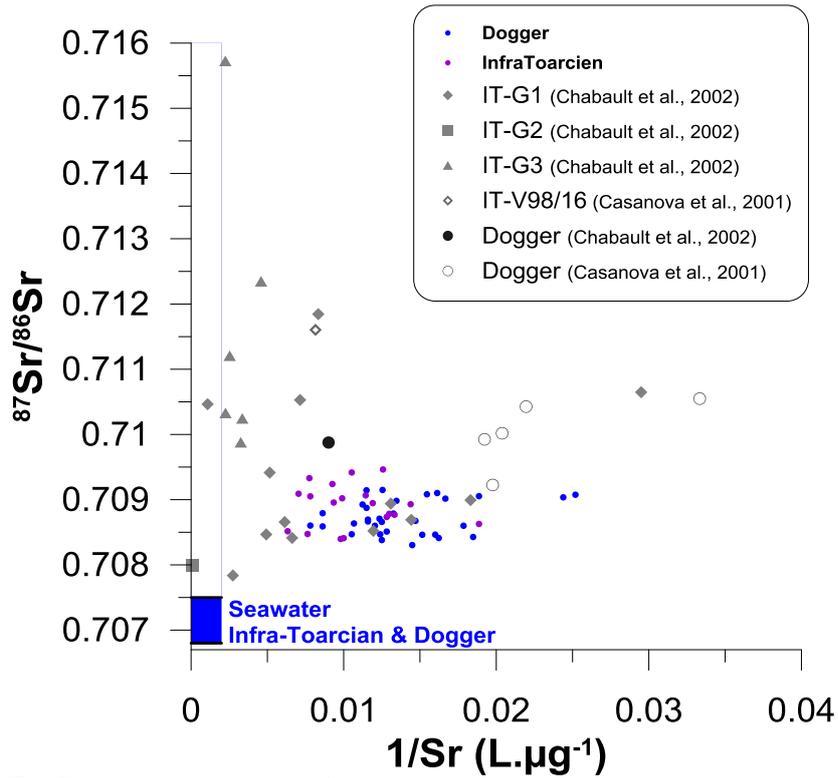


Illustration 36 : $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ versus $1/\text{Sr}$ ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) pour les eaux des campagnes de hautes et basses eaux. Données issues de la bibliographie dans la zone étendue autour du bassin amont de la Sèvre Niortaise ; IT-G1 (Infra-Toarcien, forages du seuil du Poitou), IT-G2 (Infra-Toarcien, forages côté bassin aquitain), IT-G3 (Infra-Toarcien, forages côté bassin parisien).

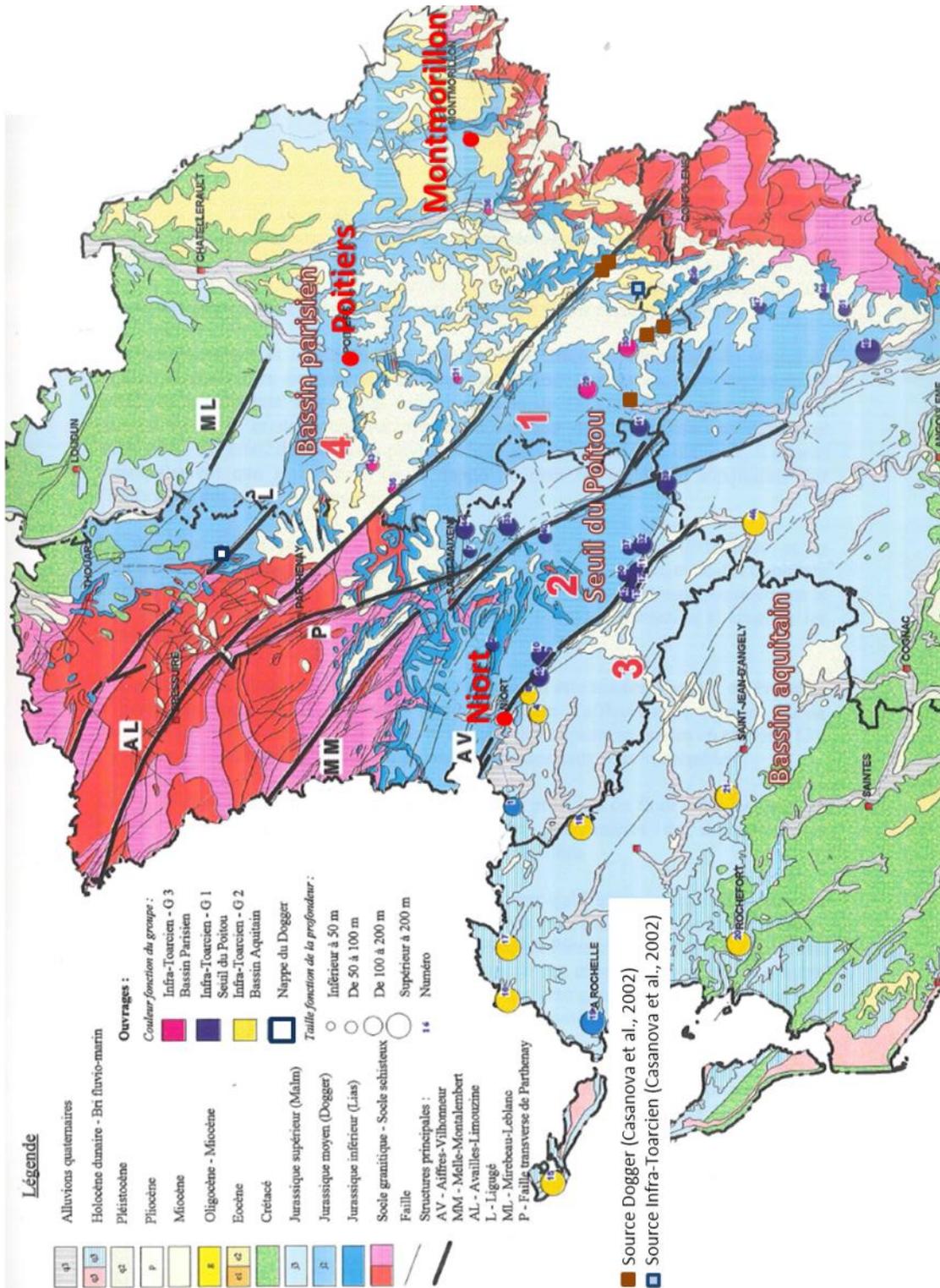


Illustration 37 : Localisation des données $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ existantes sur les nappes du Dogger et de l'Infra-Toarcien à proximité de la zone d'étude. D'après Chabault et al., 2002.

Les teneurs en Mg semblent être discriminantes en global entre les deux aquifères Infra-Toarcien et Dogger, l'illustration 38 ne montre cependant pas de relation.

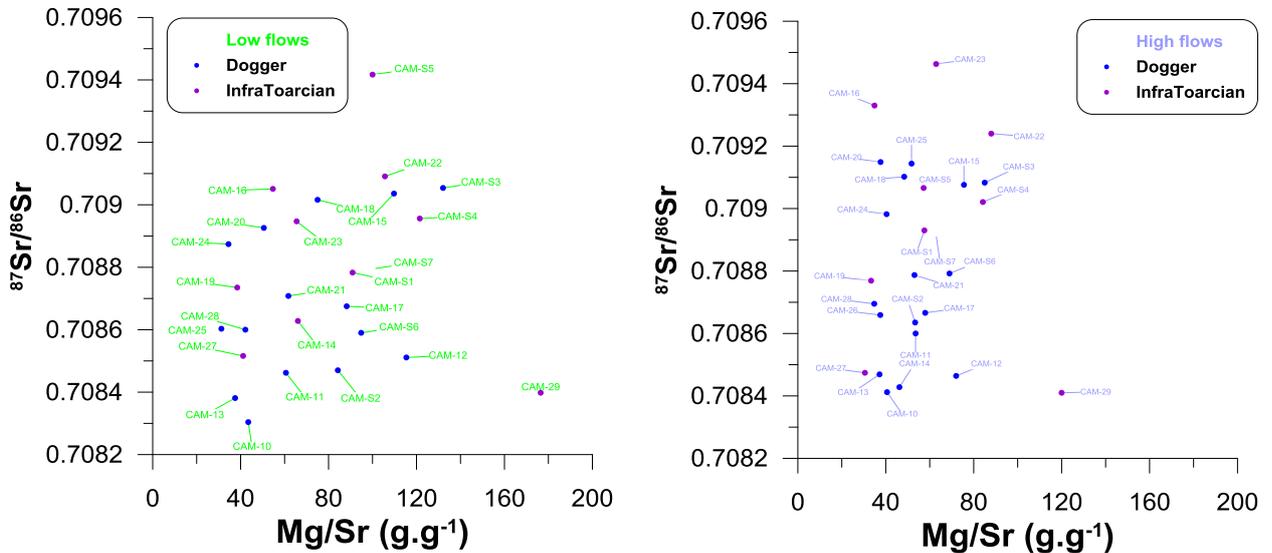


Illustration 38 : Relation entre le rapport isotopique en strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes (droite) et basses eaux (gauche).

Plus globalement, les eaux du Dogger du Bassin de Paris (Fontes et Matray, 1993) présentent des signatures en Sr comprises entre 0.70761 et 0.70816 pour des rapports massiques Mg/Sr de l'ordre de 5 à 10, définissant un pôle pouvant expliquer les valeurs $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ les plus faibles mesurées dans le secteur d'étude. De même, la Seine amont ne drainant que les affleurements calcaires du Dogger (Roy et al. 1999) présentent des signatures similaires aussi bien en rapport isotopique que rapport Mg/Sr (Illustration 39).

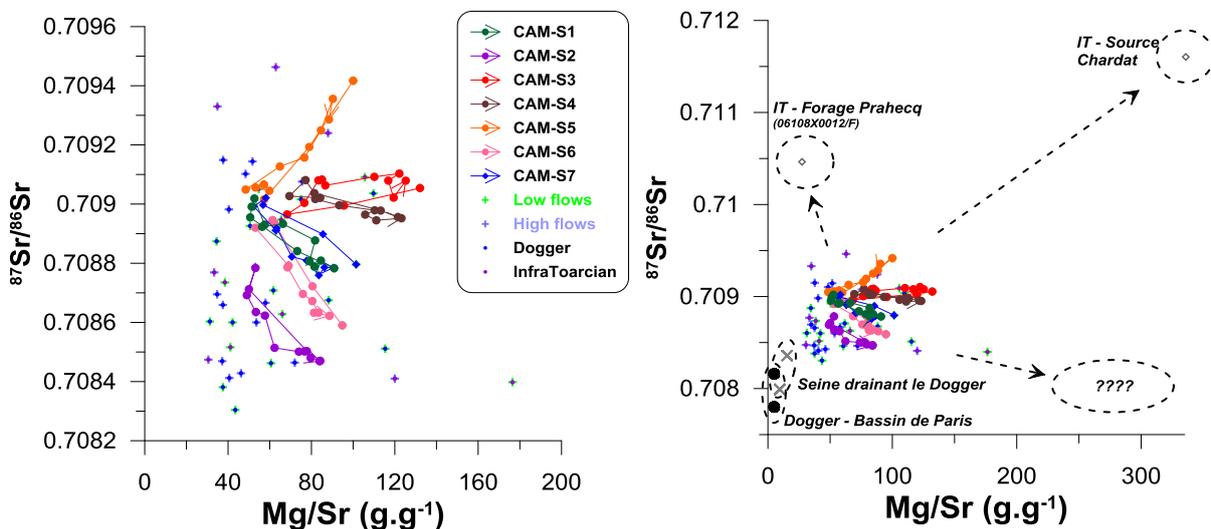


Illustration 39 : Relation entre le rapport isotopique en strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux. Les résultats des suivis mensuels sont aussi reportés.

Plus localement, on trouve des eaux étudiées précédemment qui pourraient expliquer les valeurs les plus élevées en $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ et qui sont issues des sources drainant majoritairement l'Infra-Toarcien (CAM-23, CAM16 et la source du Vivier CAM-5). C'est par exemple le cas du forage de Prahecq (06108X0012/F) captant l'aquifère Infra-Toarcien et qui présente une

signature $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0.710464$ pour un rapport Mg/Sr de 27. Les valeurs de l'Infra-Toarcien les plus riches en Mg (rapport Mg/Sr élevé) pourraient se rapprocher des valeurs mesurées plus à l'Est entre Charroux et Availles-Limousine à la source de Chardat (Casanova et al., 2002).

On trouve cependant des forages dont la complétion ne permet en théorie que de capter les niveaux de l'Infra-Toarcien et qui présentent des signatures beaucoup plus faibles ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} \sim 0.708$) c'est par exemple le cas du forage 06608X0093/F à St Fraigne au Sud-Est de la zone d'étude (Chabault, 2002).

Il en résulte qu'il est extrêmement difficile de distinguer les réservoirs contributeurs de chacune des sources étudiées. Sur le bassin, dans la plupart des cas, l'eau transite d'abord par le Dogger (ou le Jurassique supérieur) avant d'atteindre l'Infra-Toarcien. Les eaux sont très mélangées sur la plupart des sources. Le rôle du Toarcien et des lentilles argileuses peut aussi avoir un impact important sur la signature isotopique en strontium.

La variabilité temporelle entre hautes et basses eaux montre que toutes les sources n'ont pas le même comportement. La plupart des sources présentent des signatures isotopiques qui augmentent en hautes eaux, seules les sources S5 (Vivier), 14 (Fontaine de Goux) et dans une moindre mesure les sources 27(Lavoir de Germond) et 12 (Fontaine des Ouzines) présentent des signatures à la baisse entre basses et hautes eaux. On notera que les sources 14 et 12 se situent dans le bassin d'alimentation de la source du Vivier.

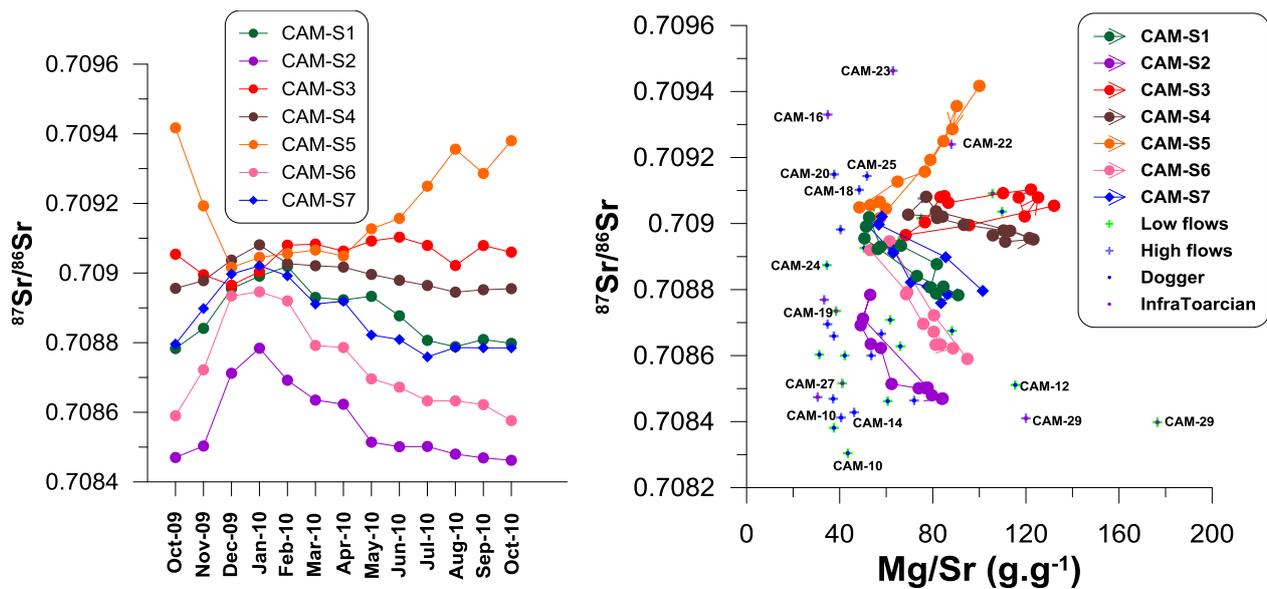


Illustration 40 : Variabilité mensuelle des rapports $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ des sources suivies. Relation entre le rapport isotopique en strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux. Les résultats des suivis mensuels sont aussi reportés.

Les suivis mensuels traduisent bien ces observations à l'échelle globale. En période de hautes eaux, les signatures augmentent de façon plus ou moins marquées suivant les sources (à l'exception de S5 (Vivier)). Lors du retour aux basses eaux, les signatures reviennent progressivement à la signature mesurée en début de cycle. En hautes eaux, les sources drainent donc des eaux qui ont transités dans des horizons différents de ceux des niveaux de base drainés en basses eaux.

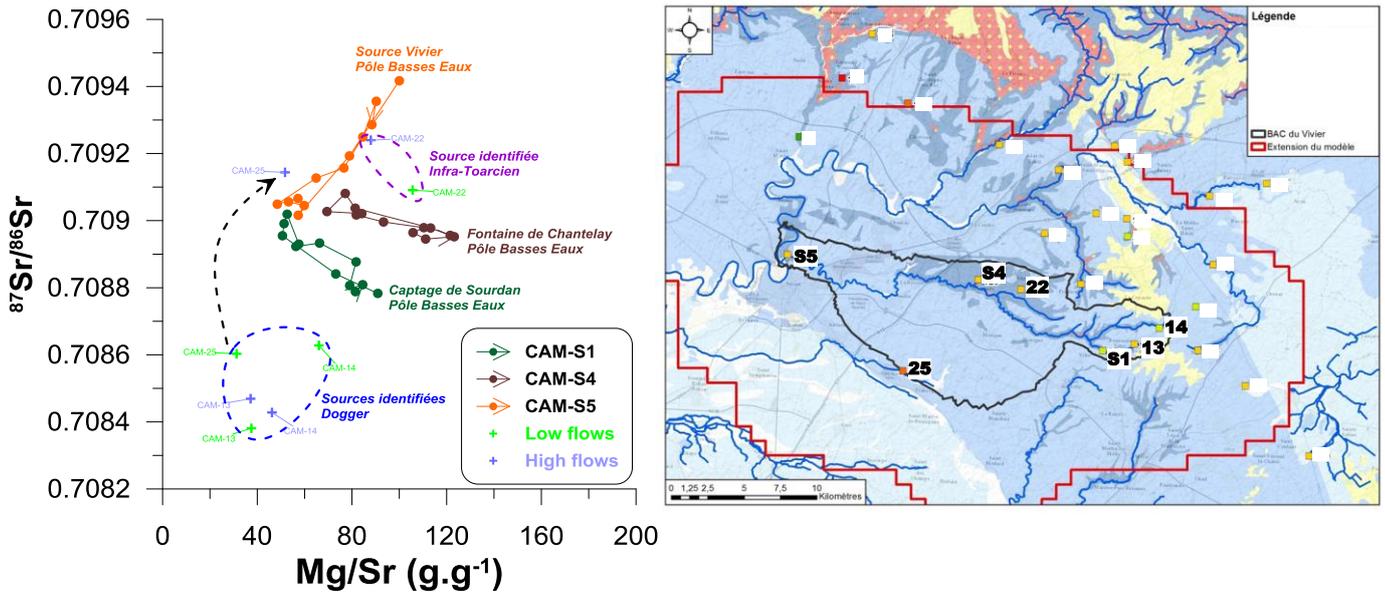


Illustration 41 : Relation entre le rapport isotopique en strontium ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) et le rapport Mg/Sr (rapport massique) pour les échantillons collectés en hautes et basses eaux dans le bassin d'alimentation supposé de la source du Vivier.

En se limitant au seul bassin d'alimentation supposé de la source du Vivier (S5), 6 sources ont été analysées (plus celle du Vivier), dont 3 ont fait l'objet d'un suivi mensuel (incluant le Vivier). L'illustration 41 montre que les sources 13 et 14 de l'amont du bassin présentent les signatures les plus faibles, similaires à celle de la résurgence 25 (Fosse de Paix à Prahecq). Ces 3 eaux sont identifiées comme drainant les formations du Dogger. Si les signatures en Sr augmentent en basses eaux, elles restent cependant dans la gamme inférieure des valeurs du secteur, en particulier pour les sources 13 et 14. On note que la résurgence 25 (artésienne en hautes eaux avec formation d'un lac dans le champ) voit sa signature considérablement augmenter en hautes eaux pour devenir similaire à celle de la source 22 identifiée comme une résurgence Infra-Toarcienne. Pour ce point 25, l'hypothèse de la mise en charge de l'Infra-Toarcien sous-jacent en hautes eaux serait à étudier.

La source S4 (Fontaine de Chantelay) est identifiée comme drainant uniquement l'Infra-Toarcien en l'absence de couverture du Dogger localement. On note que ses variations en $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ sont très faibles au cours du cycle hydrologique et que le rapport Mg/Sr baisse en hautes eaux, essentiellement lié à une baisse de la teneur en Mg (dilution ?). Le captage de Sourdan (S1) présente, comme la plupart des sources, une augmentation du rapport isotopique en hautes eaux, et ne draine a priori que l'Infra-Toarcien.

La source du Vivier draine majoritairement l'aquifère de l'Infra-Toarcien, son rapport isotopique en Sr en basses eaux est le plus élevé mesuré dans la zone d'étude. En période de basses eaux, elle semble ainsi drainer majoritairement des eaux issues de l'Infra-Toarcien. En hautes eaux, son rapport isotopique diminue très significativement et pourrait marquer un mélange avec les eaux issues du Dogger telles que caractérisées par les sources de l'amont du bassin (13 et 14).

3.4.2. Pressions anthropiques

Des prélèvements et analyses de pluies ont été réalisés sur le site de Pamproux durant la période de recharge entre octobre 2010 et mars 2011. Cinq échantillons de pluie, correspondant approximativement à des cumuls mensuels ont été analysés sur les mêmes

éléments que les sources; les résultats ont été pondérés par les hauteurs de pluie durant chaque période de collecte. Toute l'eau précipitée ne s'infiltre pas vers les nappes ou ne ruisselle pas, une partie plus ou moins importante suivant la localisation géographique, le type de couvert végétal et les composantes climatiques (vent, température, humidité), est reprise par évapotranspiration. Ce phénomène conduit à une concentration des éléments dissous dans l'eau qui va participer à la recharge des nappes. Le bilan entre précipitations et évapotranspiration permet de calculer un facteur d'évapotranspiration (FET) selon la formule $FET = P / (P - E)$, avec P : précipitations (mm) et E : déficit d'écoulement (mm) approximé avec la valeur de l'ETP (mm). Le calcul a été réalisé sur la base des données météorologiques historiques de la station de Niort, et conduit à un facteur d'évapotranspiration moyen $FET = 8$. La recharge par les eaux de pluie a une composition moyenne en chlorures $Cl = 13.3 \text{ mg.L}^{-1}$. Or les teneurs en Cl les plus faibles mesurées sur le bassin sont proches de celle de la recharge, montrant ainsi un impact anthropique en Cl très limité pour ces points.

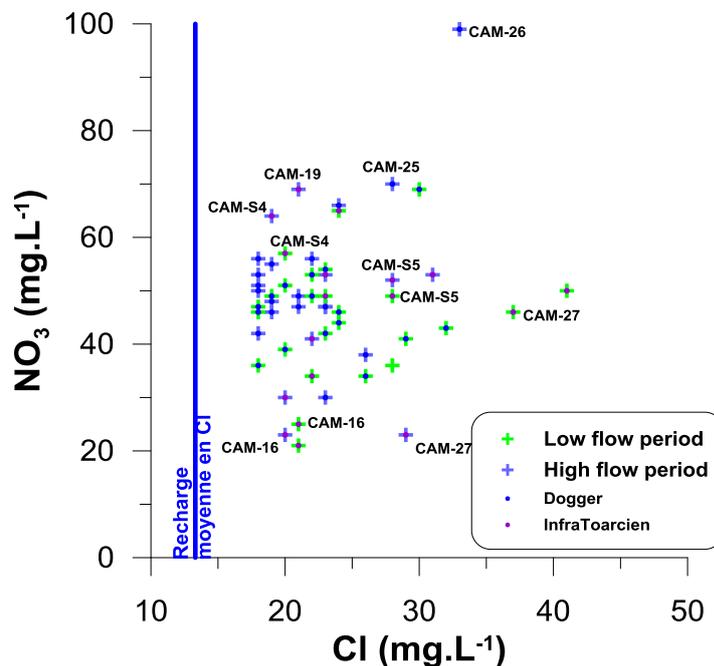


Illustration 42 : Relation NO₃ en fonction de Cl pour les eaux des campagnes de hautes et basses eaux

Les nitrates (NO₃) constituent la forme la plus oxydée de l'azote, les sources naturelles de nitrates sont les pluies et les interactions avec le sol et la végétation. Les sources anthropiques de nitrates sont nombreuses et sont essentiellement liées au lessivage des engrais et aux rejets domestiques et industriels. Les teneurs en nitrates dans les eaux naturelles dépendent de nombreux processus biogéochimiques qui constituent le cycle de l'azote. À l'état naturel, les concentrations en nitrates sont faibles, de l'ordre de quelques mg.L⁻¹ au maximum. On admet généralement qu'une teneur supérieure à 10 mg.L⁻¹ a une cause anthropique.

L'illustration 42, NO₃ versus Cl, ne met pas en évidence de relation nette entre ces deux éléments anthropiques, puisqu'à teneur en Cl équivalente autour de 20 mg.L⁻¹, les teneurs en NO₃ varient entre 21 et 100 mg.L⁻¹. On peut ainsi définir deux tendances, (1) une augmentation des nitrates à chlorures constants pouvant correspondre à un lessivage d'engrais sans chlorures, et (2) une augmentation conjointe des teneurs en Cl et NO₃. On observe que les valeurs les plus faibles en nitrates correspondent principalement à des sources issues de l'aquifère de l'infra-Toarcien, et que la valeur la plus élevée correspondent à une source issue de l'aquifère du Dogger (CAM-26 Fontaine de Santé) en hautes eaux. La valeur minimale

mesurée dans le Dogger est de 30 mg.L⁻¹ (CAM-20) en hautes eaux. Cependant, il existe une large variabilité au sein des deux aquifères.

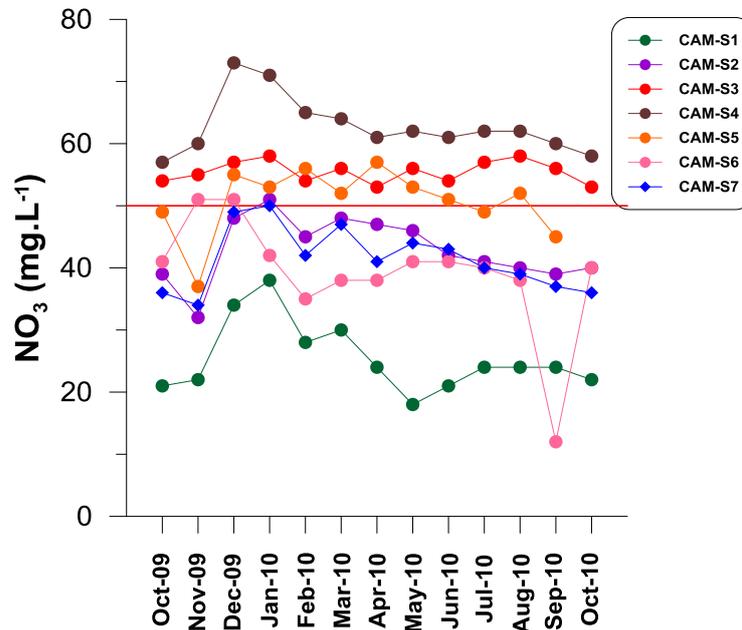


Illustration 43 : Variabilité temporelle des teneurs en NO₃ dans les sources suivies mensuellement

Les sources suivies mensuellement présentent des teneurs très variables entre elles, allant en basses eaux d'une vingtaine de mg/l pour le captage de Sourdan (S1) à presque 60 mg/l pour la Fontaine de Chantelay (S4), toutes deux dans le bassin d'alimentation du Vivier et issues de l'Infra-Toarcien. Le Vivier (S5) présente des teneurs intermédiaires autour de 50 mg/l variant relativement peu au cours du cycle hydrologique (à l'exception d'une mesure à 40 mg/l en Nov. 2009). La plupart des sources présentent cependant une augmentation des teneurs en Nitrates en hautes eaux pouvant traduire une importante arrivée d'eau ayant lessivé les sols et chargée en nitrates. À la fin du cycle hydrologique les teneurs en nitrates reviennent à leurs teneurs d'origine dans chacune des sources.

Le bore (B) est un élément trace ubiquiste dont une part significative est susceptible d'être apportée par les activités anthropiques agricoles et les effluents urbains. Les teneurs en bore sont comprises entre 6.6 et environ 35 µg.L⁻¹, à l'exception du point CAM-27 (Lavoir de Germond) qui présente une concentration de 56 µg.L⁻¹ et CAM-23 en hautes eaux (Illustration 45). Les plus fortes teneurs en bore mesurées dans l'aquifère profond de l'Infra-Toarcien atteignent 750 µg.L⁻¹ (Chabault et al., 2002) pour des eaux dépourvues de nitrates. À l'échelle de l'ensemble du bassin, il n'existe pas de corrélation nette entre les teneurs en NO₃ et B, ni entre Cl et B (non illustré).

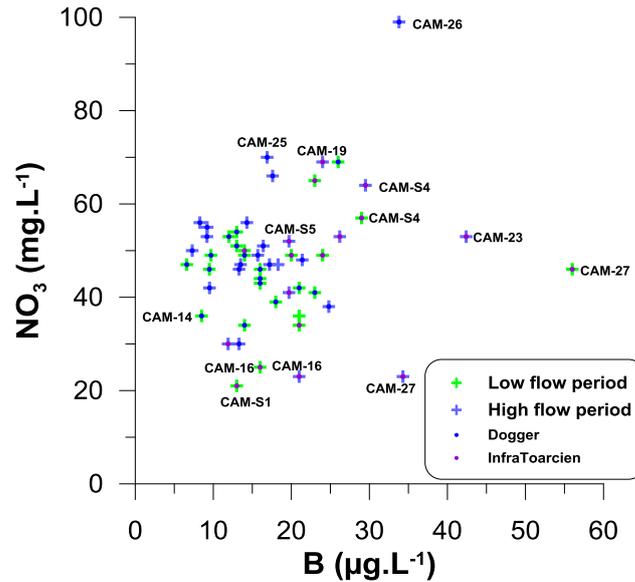


Illustration 44 : Relation NO_3 en fonction du Bore pour les eaux des campagnes de hautes et basses eaux

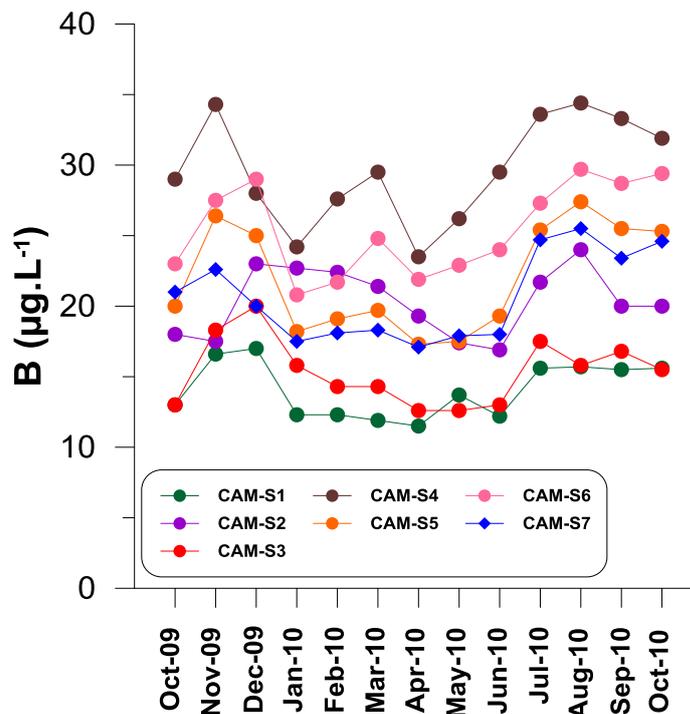


Illustration 45 : Variabilité temporelle des teneurs en Bore dans les sources suivies mensuellement

Les sources suivies mensuellement présentent des teneurs très variables entre elles, allant en basses eaux d'une douzaine de $\mu\text{g/l}$ pour le captage de Sourdan (S1) à presque $30 \mu\text{g/l}$ pour la Fontaine de Chantelay (S4), toutes deux dans le bassin d'alimentation du Vivier et issues de l'Infra-Toarcien. On note que ce sont ces deux mêmes sources qui présentent les teneurs extrêmes en nitrates. Le Vivier (S5) présente des teneurs intermédiaires autour de $20 \mu\text{g/l}$ avec des variations au cours du cycle hydrologique différentes de celles des nitrates. La plupart des sources présentent une augmentation des teneurs en bore au début de la recharge, pour ensuite rebaisser et rester relativement stables jusqu'au début des basses eaux où les teneurs

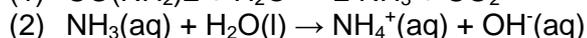
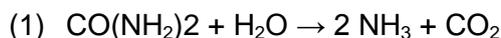
augmentent pour atteindre leur maximum (à l'exception de S4, et dans une moindre mesure S6, qui montrent un petit pic en mars 2010).

Sources de pollution potentielles

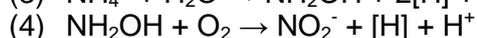
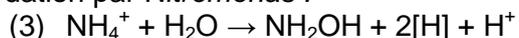
Les principales sources de pollutions identifiées sur le bassin ont été prélevées et analysées.

Fertilisants minéraux	
	Ammonitrate 33.5% (50%NO ₃ , 50%NH ₄)
	Solution azotée 39% (25%NO ₃ , 25%NH ₄ , 50%urée)
	Urée perlée 46% (100% urée)
	NPK12/15/18 (50%NO ₃ , 50%NH ₄)
	NPK27/05/05 (44.4%NO ₃ , 55.6%NH ₄ , 9%SO ₃)
Fertilisants organiques	
	Fumier de Bovins
	Fumier d'Ovins
	Fumier de caprins (teneurs en NO ₃ trop faible pas d'analyse possible)
Effluents de Station d'épuration	
	STEP Echiré
	STEP Nanteuil
Effluents industriels	
	Effluent laiterie
	Effluent abattoir

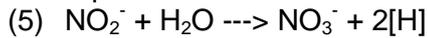
- Les **nitrates issus de la minéralisation de la matière organique des sols** : leur signature est sous le contrôle de la composition isotopique de l'azote minéralisable, des fractionnements isotopiques liés à chacune des étapes ainsi que de chacun des autres effets isotopiques accompagnant les transformations que peuvent subir les produits intermédiaires. Les nitrates produits naturellement dans les sols présentent des signatures en $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ généralement comprises entre 2 et 10‰ et $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ entre -15 et +15‰ (Kendall et al., 2007).
- Les **nitrates issus des engrais minéraux** : ces engrais industriels sont synthétisés à partir de l'azote de l'air. De nombreuses études réalisées sur plusieurs types d'engrais minéraux (divers NPK, ammonitrates, sulfates d'ammonium, urée...) ont montré que la gamme des compositions isotopiques en $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ est proche de 0, comprise entre -5 et +5‰, traduisant un faible fractionnement isotopique lors de leur synthèse à partir de l'azote de l'air, utilisé comme standard de référence. Les compositions isotopiques en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ sont comprises entre 18 et 25‰. Les valeurs mesurées dans cette étude sont typiques des valeurs de la littérature (Illustration 46).
- Les **nitrates issus des déchets organiques agricoles et humains** : L'azote des déchets organiques et humains est principalement présent sous forme d'urée, qui est hydrolysé en ammoniac (NH₃) et converti en ammonium (NH₄) et finalement en nitrate (NO₃) dans le sol :



Oxydation par *Nitromonas* :



Oxydation par *Nitrobacter* :



L'hydrolyse de l'urée produit une hausse temporaire du pH qui favorise la formation d'ammoniac (NH_3) qui se volatilise dans l'atmosphère. Le fractionnement cinétique associé à cette hydrolyse et le fractionnement à l'équilibre entre l'ammoniac (NH_3) et l'ammonium (NH_4), génèrent une forte diminution de l'isotope ^{15}N dans le NH_3 volatilisé, induisant une augmentation du ^{15}N dans le NH_4 résiduel. La plupart de cet ammonium enrichi en ^{15}N est ensuite oxydé en nitrate (NO_3) lui-même enrichi en ^{15}N (Heaton, 1986). Ainsi, les déchets animaux et humains sont transformés en nitrates avec une signature en $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ généralement comprise entre 10 et 20‰ (Kreitler, 1975, Aravena et al., 1993), mais une gamme plus large (5-35‰) a été mesurée en France (Widory et al., 2005). La gamme des signatures en $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ est d'environ -15 à +15‰. Les valeurs mesurées sur les fumiers d'ovins et bovins donnent des valeurs tout à fait atypiques par rapport à la littérature, avec des signatures identiques aux engrais minéraux. Une telle anomalie a été rapportée par Widory et al. (2013) sur un échantillon de fumier de bovin qui contenait en réalité une part de NPK. Ici, sans investigation complémentaire, il n'y a pas d'explication simple et évidente.

Compte tenu des signatures identiques mesurées dans les sources de fertilisants organiques et minéraux, l'interprétation des données sur les échantillons d'eau est encore plus complexe à appréhender, et n'a pu être faite dans le cadre de cette étude.

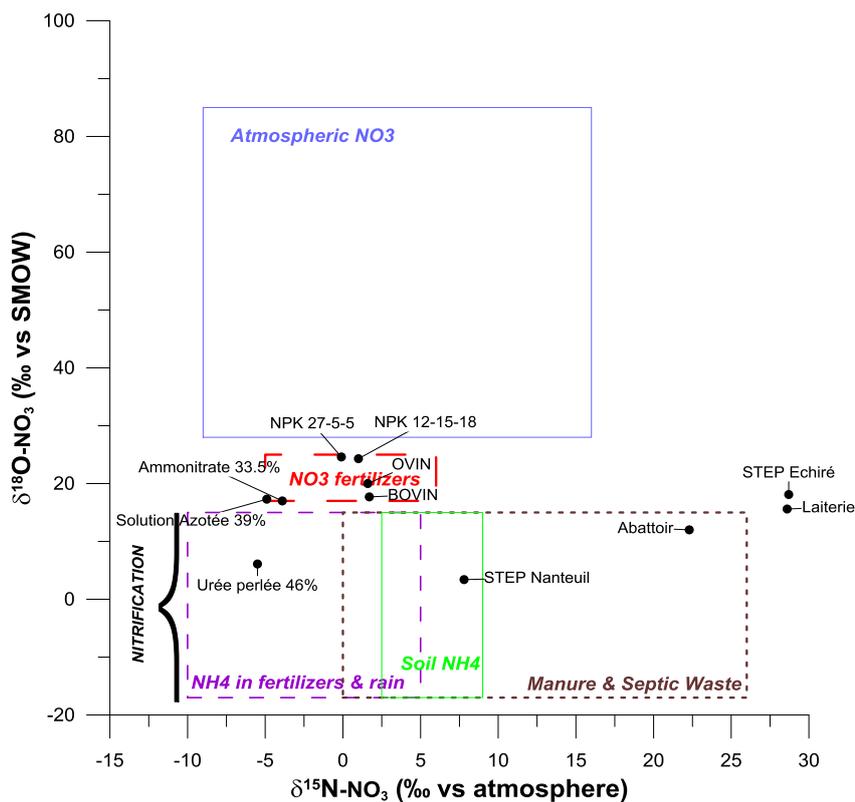


Illustration 46 : Gamme de variation des compositions isotopiques $\delta^{15}\text{N}$ et $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates dérivées ou issues de la nitrification de différentes sources d'azote. Les gammes typiques de $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ produites par la nitrification de l'ammonium et de matières organiques sont désignées par "nitrification". (Kendall et al., 2007)

Les apports anthropiques peuvent constituer une source importante de bore pour les eaux naturelles (Komor, 1997 ; Mossadik, 1997 ; Vengosh, 1998). En particulier, le perborate de

sodium (produit à partir de borate de sodium) est utilisé dans les lessives comme agent blanchissant. On retrouve ainsi du bore dans les eaux usées. D'après la littérature, les rejets urbains de type eaux usées se caractérisent par une composition isotopique $\delta^{11}\text{B}$ comprise entre -5‰ et 12‰ (Bassett, 1990; Vengosh et al., 1994; Basset et al., 1995; Barth, 1998; Vengosh, 1998; Vengosh et al., 1999).

Les déjections animales constituent aussi une source de bore avec par exemple des teneurs mesurées dans les lisiers de porcs de 2.9 mg.l^{-1} (Komor, 1997) et de respectivement 1.8 et 13.4 mg.kg^{-1} dans les fumiers de bovins et de volailles (Widory et al., 2004). Les compositions isotopiques en bore des déjections animales sont généralement comprises entre 5‰ et 30‰.

Une autre source anthropique potentielle de bore est représentée par les engrais minéraux qui incorporent du bore essentiel à la croissance des plantes, ce bore provient généralement du borate de sodium (comme celui utilisé pour les lessives). Les compositions isotopiques des engrais minéraux sont généralement comprises entre -8‰ et 15‰ (Widory et al., 2004 ; Klopman et al., 2005 ; Tirez et al., 2010).

À l'échelle d'un bassin versant, les quantités de bore apportées sur les champs cultivés dépendent des taux d'application, des types d'engrais utilisés et de leurs teneurs en bore. À titre d'exemple, Komor et al (1997) ont calculé que pour une application standard de purin, entre 0.28 et 0.42 kg.ha^{-1} de bore sont apportés, contre 0.05 kg.ha^{-1} dans le cas d'un engrais minéral azoté. Pour certains types d'urée ou d'ammonitrates, les quantités de bore apportées ne sont pas détectables.

Ainsi la composition isotopique en Bore des eaux souterraines, des eaux issues d'eaux résiduelles urbaines ou d'eaux de drainage agricole, par exemple, peuvent présenter des signatures très contrastées.

Les processus de dénitrification ainsi que les phénomènes de mélange conduisent à une diminution des teneurs en nitrates accompagnées d'une variation des signatures isotopiques. Cependant, la discrimination de sources multiples de nitrates par les signatures isotopiques $\delta^{15}\text{N-NO}_3$ et $\delta^{18}\text{O-NO}_3$ s'avère parfois impossible dès que des phénomènes de dénitrification autotrophe ou hétérotrophe entrent en jeu. Le bore, en tant que co-migrant des nitrates et du fait que sa signature isotopique ne soit pas modifiée lors des processus de dénitrification, en fait un excellent outil complémentaire pour discriminer les sources potentielles de nitrates dans l'environnement. Les premières études couplées ont été menées par Basset et al. (1995) et Komor (1997).

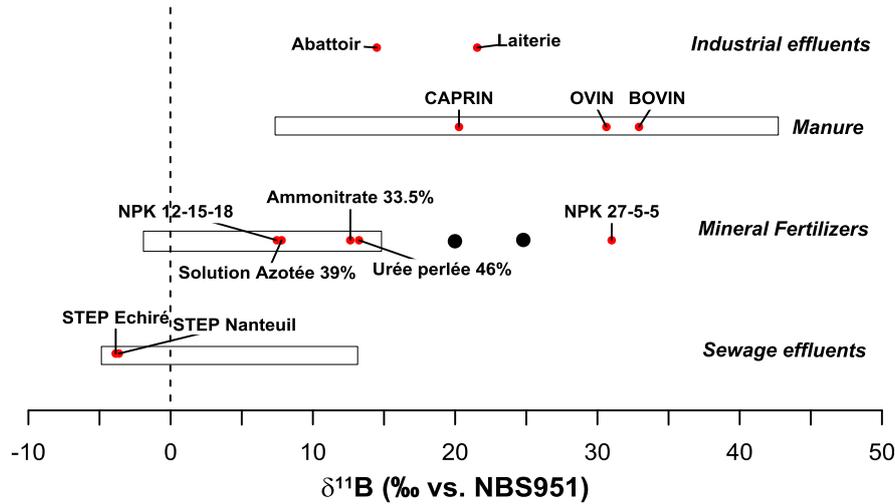


Illustration 47 : Gamme de variation des compositions isotopiques $\delta^{11}B$ des sources de pollution. Les gammes de variation de la littérature sont issues de Widory et al., 2013.

Nature of sample	B	$\delta^{11}B$
	($\mu\text{g}/\text{kg}$)	
	($\mu\text{g}/\text{l}$)	‰ vs NBS951
Ammonitrate 33.5%	100	12.6
Solution Azotée 39%	11.80	7.8
Urée perlée 46%	8	13.2
NPK 12-15-18	5 066	7.5
NPK 27-5-5	5 030	31
STEP Echiré	200	-3.8
STEP Nanteuil	211	-3.6
BOVIN	2008	32.9
CAPRIN	10442	20.3
OVIN	9840	30.6
Abattoir	56.7	14.5
Laiterie	16.6	21.5

Les valeurs mesurées dans les sources de pollutions locales sont dans les gammes attendues, d'après la littérature, pour les différents types de sources. On notera cependant que la gamme des fertilisants minéraux qui se limitait à 15‰ selon les études antérieures, semble s'élargir considérablement vers des valeurs positives >30‰ mesuré ici dans un NPK. Cette observation avait déjà été faite sur deux échantillons par Widory et al. (2013) et pourrait marquer un changement dans l'origine du bore utilisé dans les fertilisants minéraux. On notera aussi que les teneurs en Bore sont très variables selon les fertilisants, allant de 8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ dans l'urée à 5 mg/kg dans les engrais NPK.

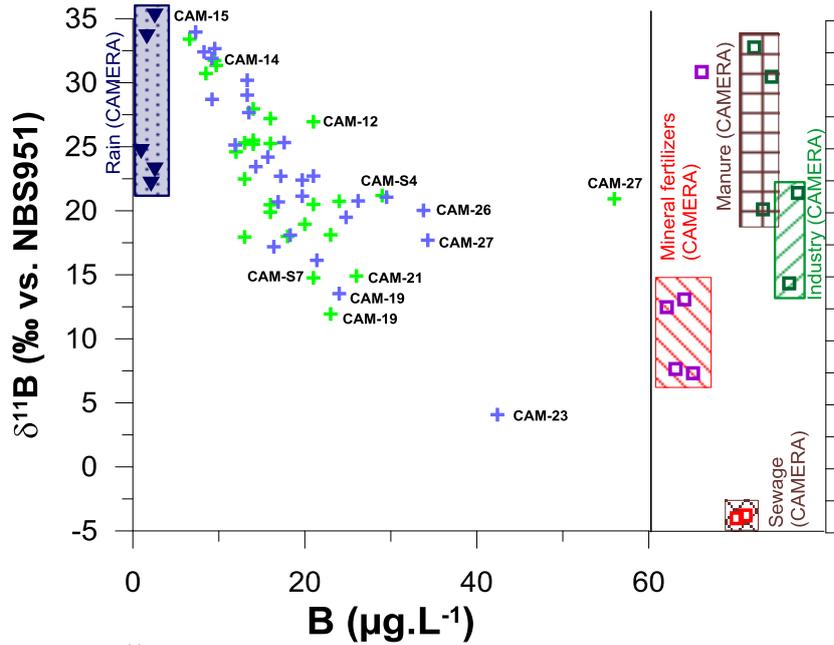


Illustration 48 : Signatures $\delta^{11}\text{B}$ en fonction des teneurs en Bore dans les échantillons en hautes et basses eaux . Les signatures des sources de pollution locales sont reportées à droite du diagramme.

On remarque tout d'abord que pour l'ensemble des points, que ce soit en hautes ou basses eaux, les signatures isotopiques en Bore baissent au fur et à mesure que ses teneurs augmentent.

Les échantillons avec les teneurs les plus faibles (jusqu'à une dizaine de $\mu\text{g/l}$) présentent des teneurs proche de celles de l'eau de pluie et de la charge, et sont donc pas (ou très peu) impactés par du Bore anthropique. Ceci est confirmé par leurs rapports isotopiques élevés similaires aux pluies mesurées sur le secteur. Ces valeurs de pluies sont typiques d'une influence marine.

Des points se distinguent avec des teneurs en Bore supérieures à 40 $\mu\text{g/l}$: CAM-23 (Fontaine de paradis) issue de l'Infra-Toarcien, présente le $\delta^{11}\text{B}$ le plus faible mesuré dans la zone d'étude et semble être impacté par des rejets d'eaux usées domestiques ; CAM-27 (Lavoir de Germond) présente la plus forte teneur en Bore mais avec un rapport isotopique supérieur à 20‰ qui plaide en faveur d'une influence anthropique de type organique. Ce point est à l'aval de la laiterie dont les effluents ont été échantillonnés ; cependant la teneur mesurée dans cet effluent est de 16 $\mu\text{g/l}$ ce qui ne peut expliquer la teneur mesurée dans CAM-27. Il est à noter que la qualité des effluents de ce type d'industrie peut considérablement varier au cours du temps en fonction par exemple des cycles de lavage des cuves. Le point CAM-26 (Fontaine de Santé), situé en aval dans le même sous bassin pourrait présenter dans une moindre mesure ce même type d'influence.

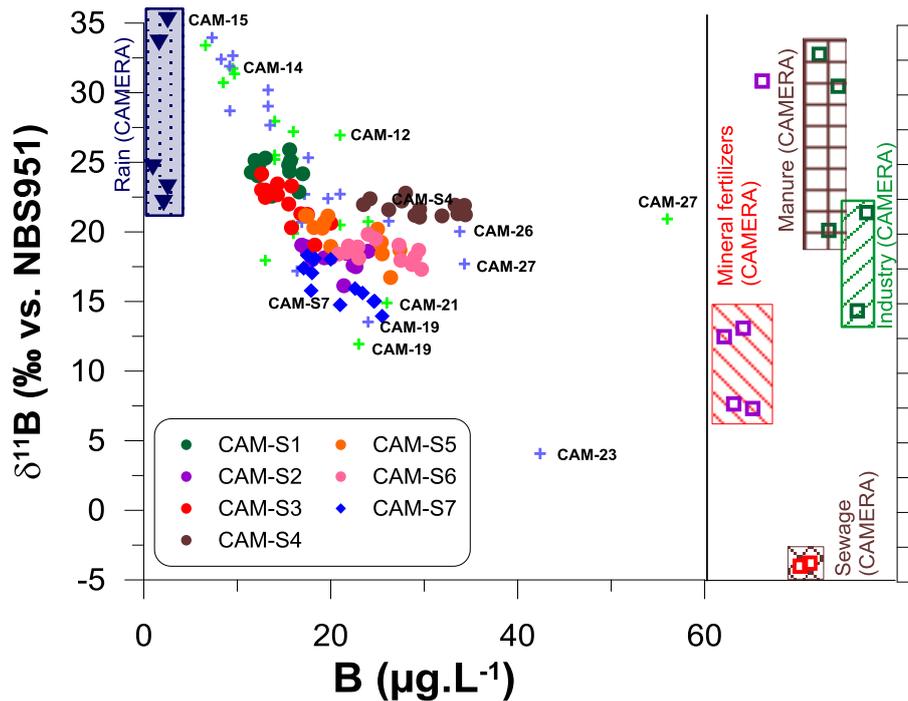


Illustration 49 : Signatures $\delta^{11}\text{B}$ en fonction des teneurs en Bore dans les échantillons en hautes et basses eaux ainsi que les suivis mensuels. Les signatures des sources de pollution locales sont reportées à droite du diagramme.

La rivière Sèvre au Pont de Ricou (CAM-S7) présente des variations notables en signatures isotopiques avec les plus faibles rapports mesurés pour les plus fortes concentrations. Les plus fortes teneurs sont atteintes en Août, probablement avec les débits les plus faibles avec ainsi un impact plus visible des rejets de STEP.

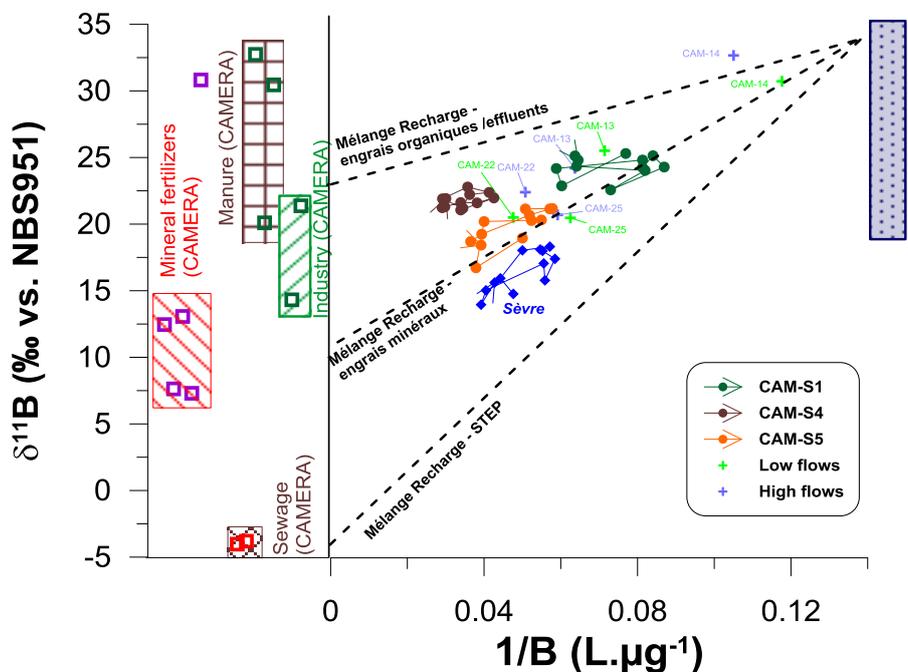


Illustration 50 : Signatures $\delta^{11}\text{B}$ en fonction de $1/B$ dans les échantillons du bassin du Vivier. Les signatures des sources de pollution locales sont reportées à gauche du diagramme.

La Fontaine de Chantelay (CAM-S4) présente des teneurs variables dans le temps mais avec une signature qui reste très constante, un peu au-dessus de 20‰, ce qui semble traduire une influence anthropique majoritairement organique.

Le captage de Sourdan (CAM-S1), présente des teneurs en bore relativement faibles et variant peu, marquant un impact anthropique très modéré, en accord avec les teneurs en nitrates.

La source du Vivier (CAM-S5) présente des signatures en Bore plus faibles que celles de Chantelay (S4) avec des teneurs équivalentes à légèrement plus faible. Ici un impact plus prononcé des engrais minéraux est probable sans que l'on puisse exclure un impact d'eaux usées.

Au terme de cette analyse, il est prématuré de tirer des conclusions sur l'origine des eaux de la source du Vivier. Les signatures chimiques et isotopiques des sources de la région sont complexes et il est difficile de différencier une signature « Dogger » d'une signature « Infra-Toarcien ». Une première interprétation voudrait que les eaux du Vivier proviennent en basses eaux principalement de l'aquifère du Dogger, et en hautes eaux d'un mélange des eaux du Dogger et de l'Infra-Toarcien.

Ces interprétations très préliminaires demanderaient à être affinées et notamment à mettre en regard de la répartition spatiale et qualitative de la pression anthropique.

3.5. DONNÉES NITRATES ET PESTICIDES DISPONIBLES SUR LE BASSIN

L'illustration 51 présente les points du bassin sur lesquels des données nitrates ont été récupérées. Ces données proviennent de l'ARS, de la banque de données ADES, du SEV et de la BSS du BRGM. Les concentrations indiquées sur cette carte sont les moyennes calculées sur la période d'échantillonnage, qui peut différer d'un point à l'autre.

Les graphiques suivants (Illustration 52 à Illustration 63) présentent quelques chroniques de concentrations en nitrates disponibles sur l'AAC.

Les concentrations en nitrates sont bien suivies sur le champ captant de Saint-Maxire, à l'extérieur de l'AAC du Vivier. Elles sont très contrastées sur ce champ captant, allant de 70 mg/L pour le puits F28 à 15 mg/L pour le puits F16. Ces contrastes sont dus aux échanges entre la nappe alluviale, la nappe sous-jacente de l'Infra-Toarcien et la Sèvre.

Toujours au nord de l'AAC, les concentrations en nitrates à la Couture sont d'environ 70 mg/L dans l'aquifère du Dogger, tandis qu'elles baissent à 50 mg/L dans ce même aquifère à la Crèche.

Au sud de l'AAC, en s'approchant de la faille d'Aiffres, les concentrations à Saint-Lambin dans l'Infra-Toarcien avoisinent les 15 mg/L. Sur la source de la Belle, proche de l'amont de l'AAC du Vivier, elles sont plutôt de 40 mg/L. À Sourdan, dans l'AAC du Vivier, les concentrations relevées approchent les 25 mg/L dans l'Infra-Toarcien.

Les concentrations de la Sèvre Niortaise varient peu entre Azay-le-Brûlé et Niort, tournant entre 30 et 40 mg/L, avec des pics dépassant les 50 mg/L. Celles observées sur le Lambon à Vaumoreau sont d'environ 20 à 40 mg/L.

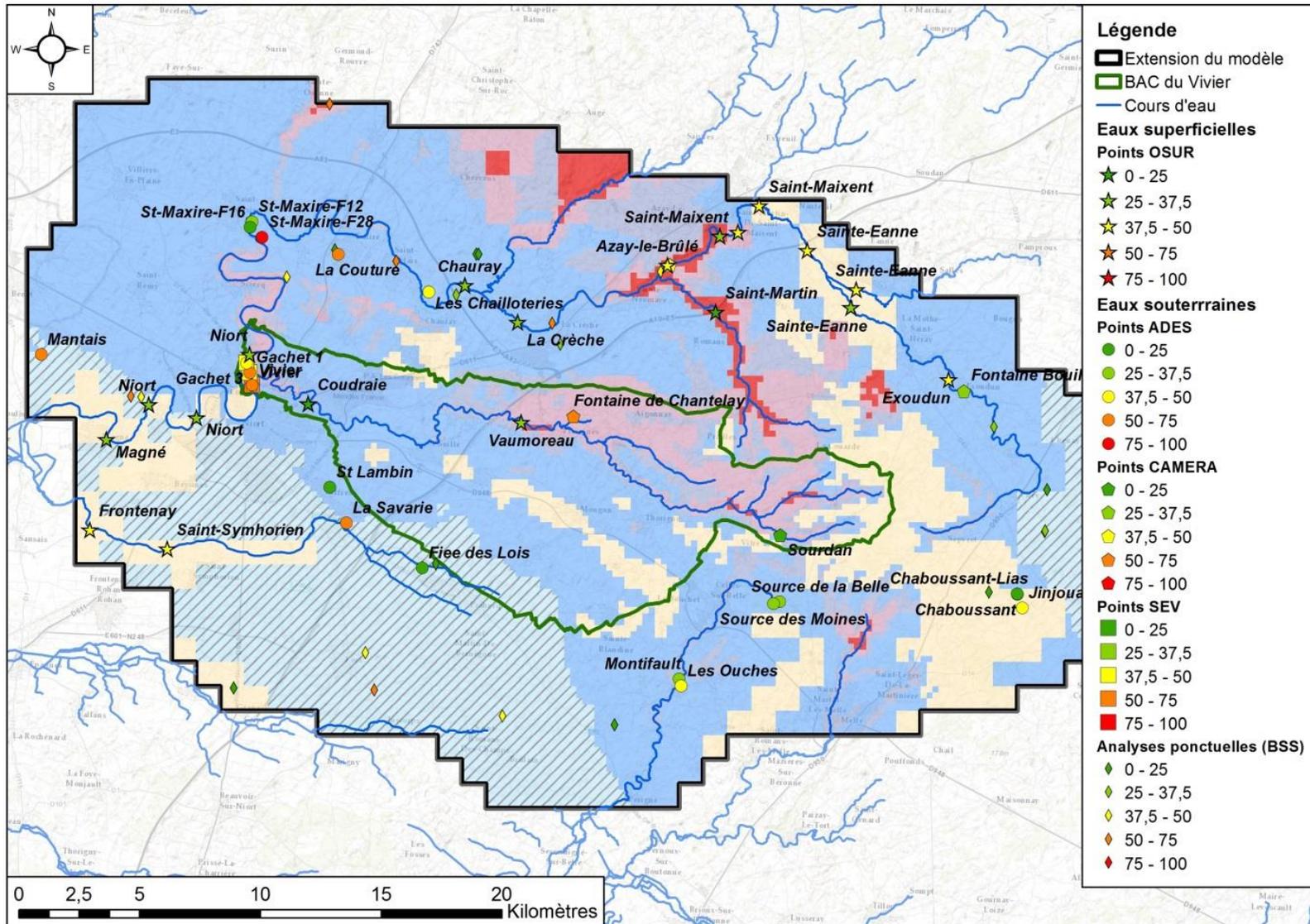


Illustration 51 : Concentrations moyennes en nitrates sur les points présentant des données

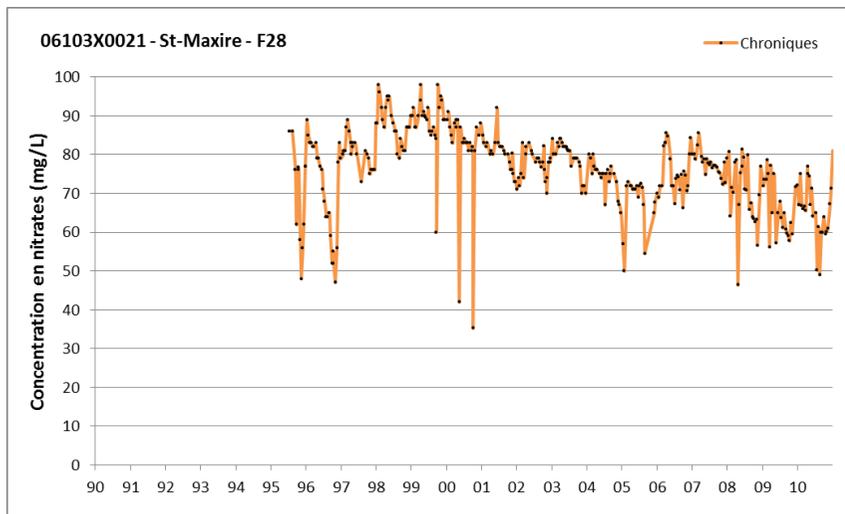


Illustration 52 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Maxire (F28)

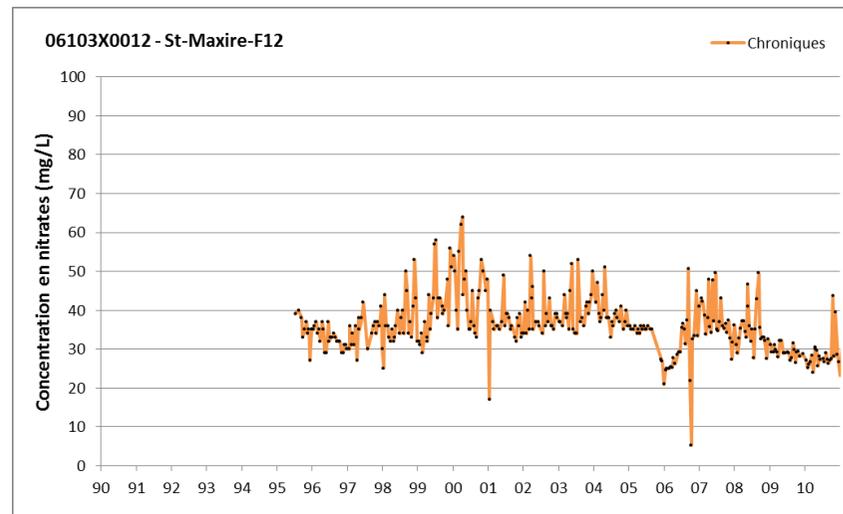


Illustration 54 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Maxire (F12)

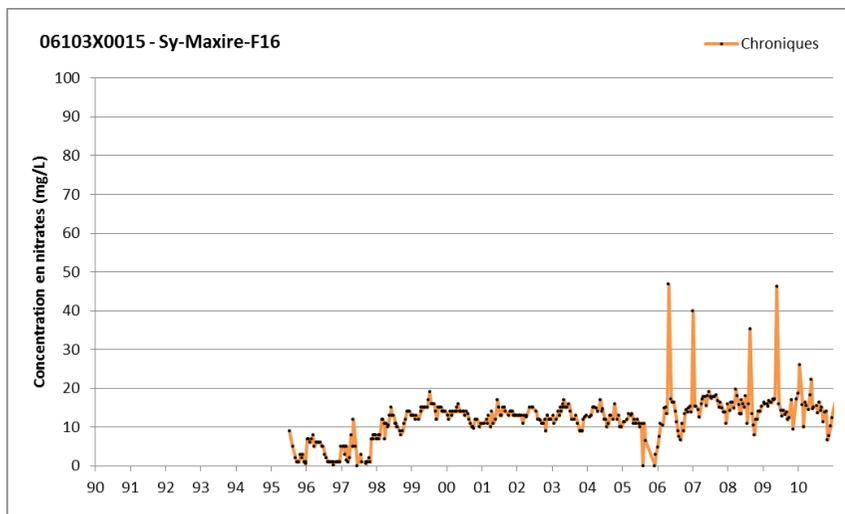


Illustration 53 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Maxire (F16)

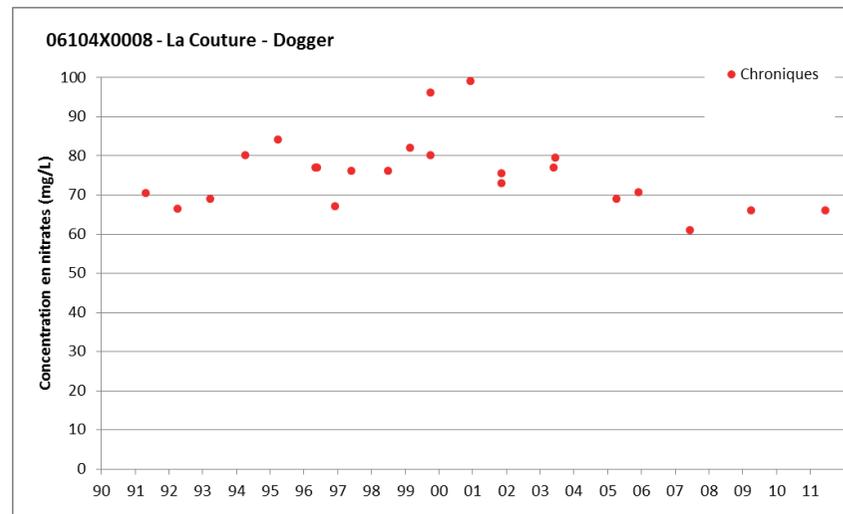


Illustration 55 : Chroniques de concentrations en nitrates à La Couture

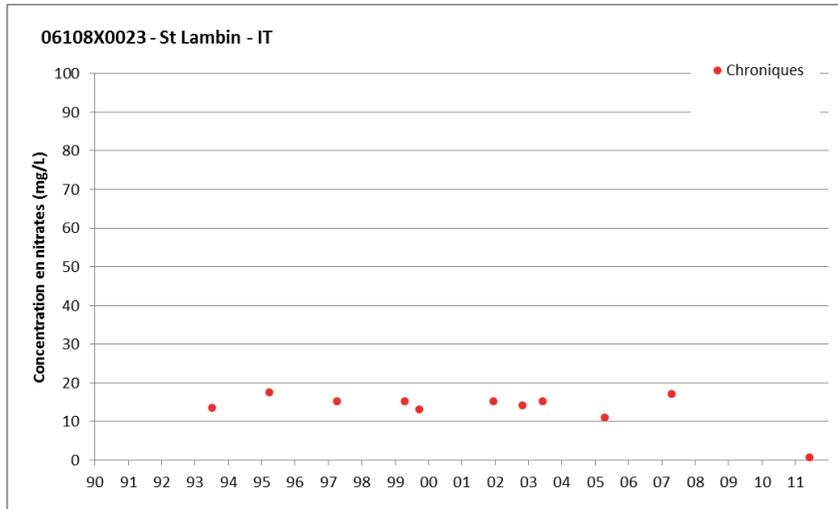


Illustration 56 : Chroniques de concentrations en nitrates à Saint-Lambin

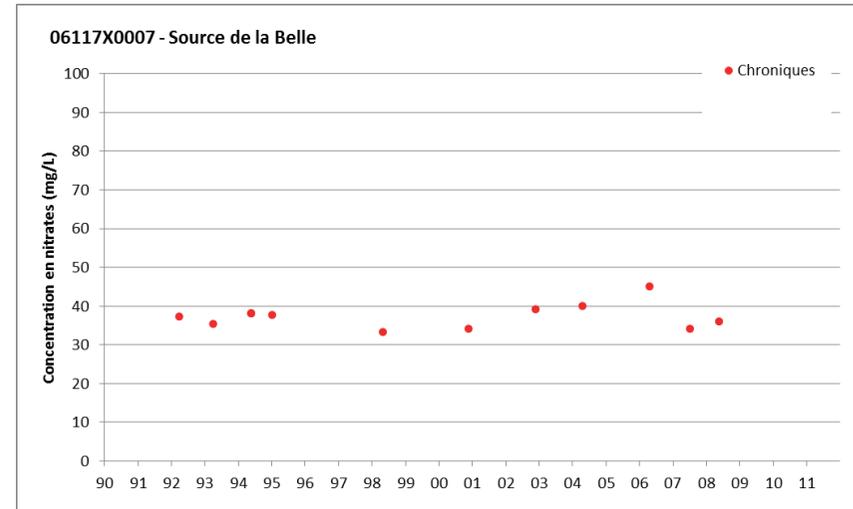


Illustration 58 : Chroniques de concentrations en nitrates à la source de la Belle

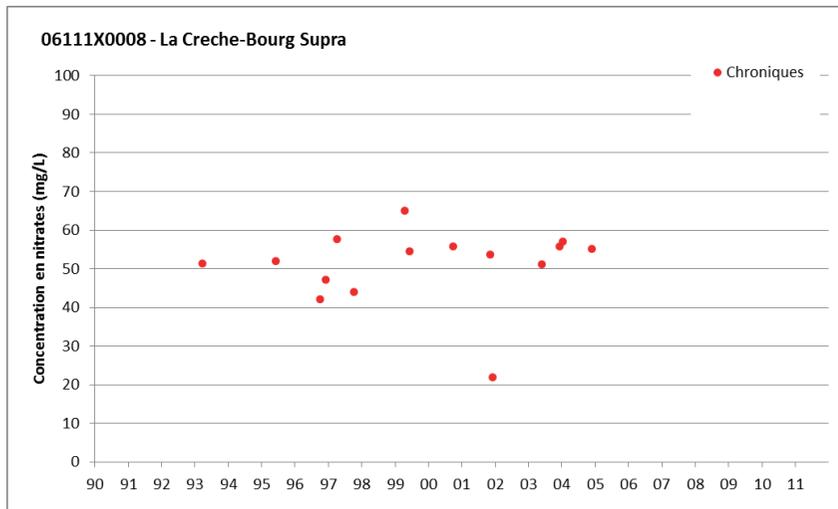


Illustration 57 : Chroniques de concentrations en nitrates à La Crèche

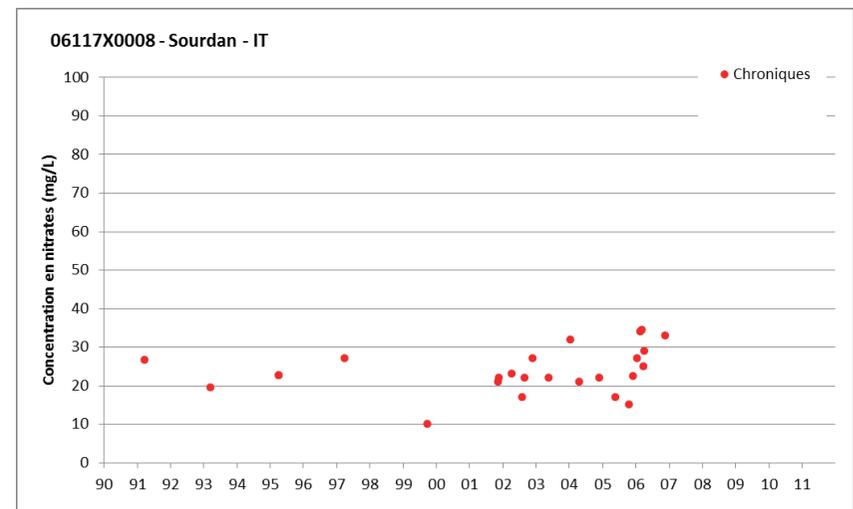


Illustration 59 : Chroniques de concentrations en nitrates au captage de Sourdan

Modélisation quantitative et qualitative du bassin d'alimentation des captages du Vivier

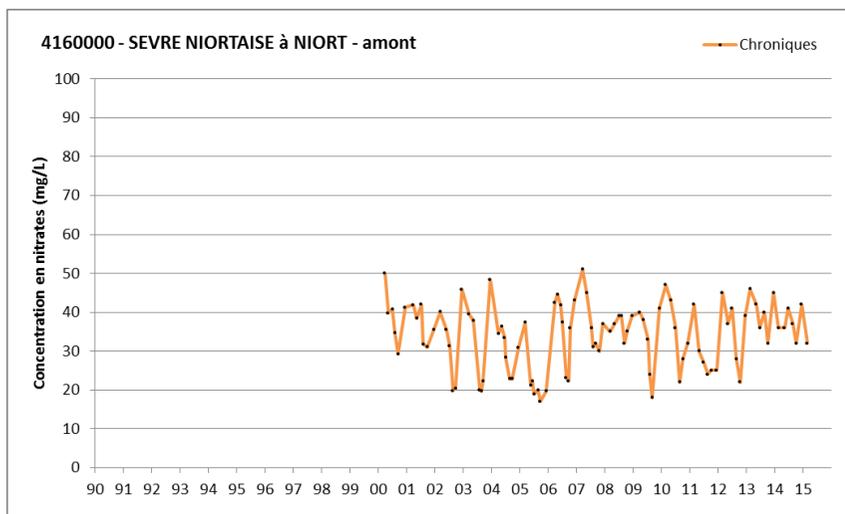


Illustration 60 : Chroniques de concentrations en nitrates sur la Sèvre Niortaise en amont de Niort

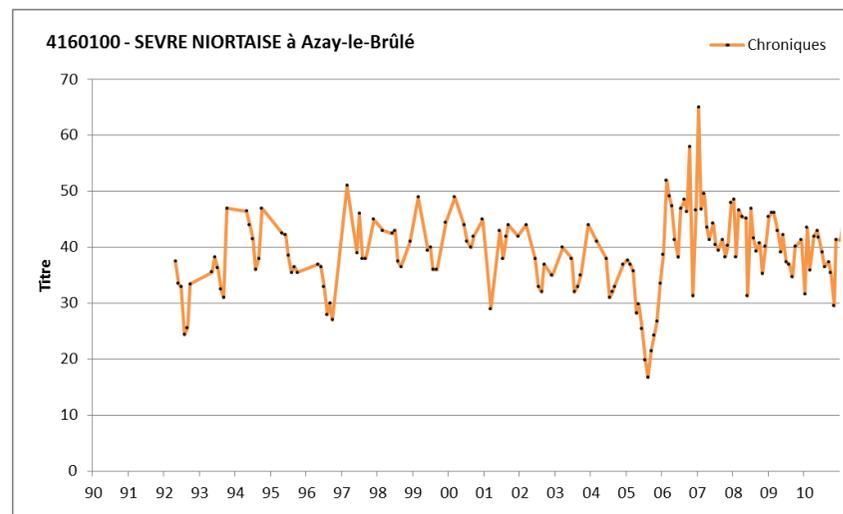


Illustration 62 : Chroniques de concentrations en nitrates sur la Sèvre Niortaise à Azay-le-Brûlé

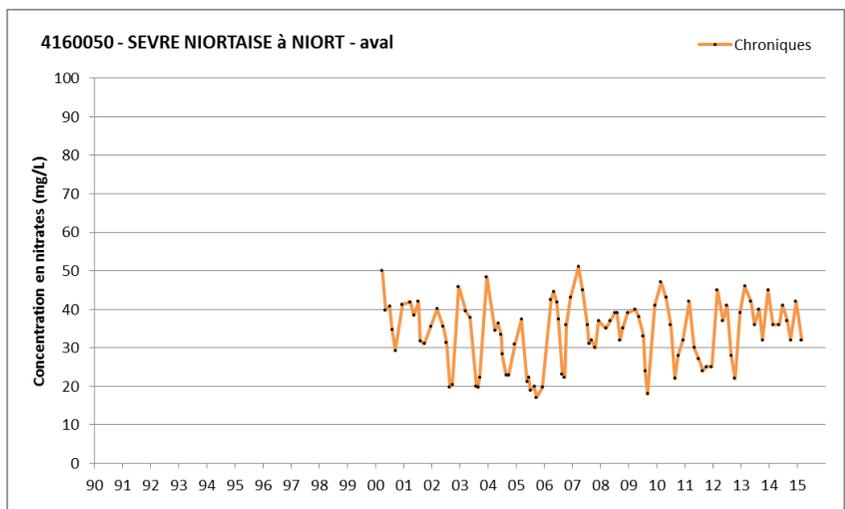


Illustration 61 : Chroniques de concentrations en nitrates sur la Sèvre Niortaise à l'aval de Niort

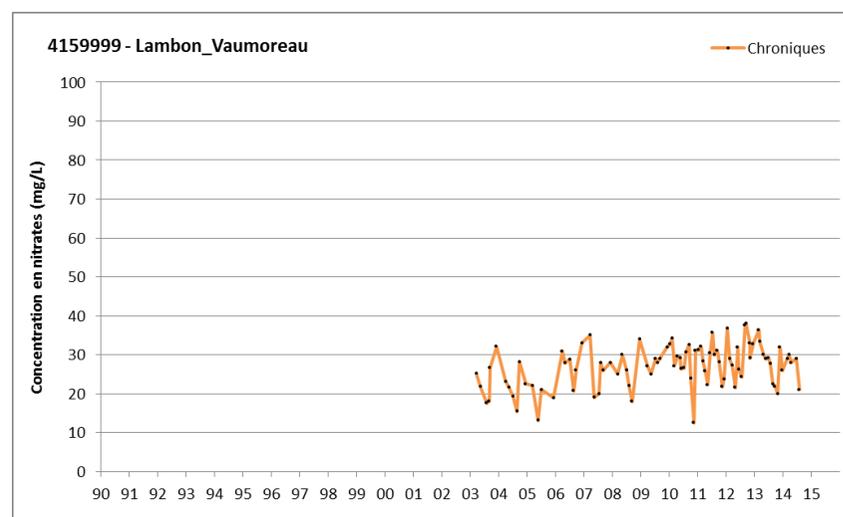


Illustration 63 : Chroniques de concentrations en nitrates sur le Lambon à Vaumoreau

Il n'existe sur la base de données ADES aucun suivi de pesticides sur le bassin d'alimentation de captage du Vivier.

Quelques points en bordure de bassin présentent des mesures de pesticides, mais très peu dépassent les limites de quantification, et les concentrations restent généralement inférieures à 0.1 µg/L.

Une exception : les concentrations en Diuron, qui dépassent à plusieurs reprises les limites de quantification, atteignant 0.6 µg/L en juin 2005 et 20 µg/L en juillet 2011 sur Aiffres 2 (06108X0010).

Un suivi des pesticides totaux a été réalisé sur ce même point Aiffres 2 en 2012. La somme des pesticides totaux n'a dépassé la norme de 0.5 µg/L qu'en septembre 2009, avec 1.01 µg/L, tandis que les autres valeurs étaient de 0.08 µg/L en mars 2012, de 0.06 µg/L en juin et de 0.11 µg/L en novembre 2012.

Des valeurs de la somme des pesticides totaux ont également été mesurées sur la source de la Maison Neuve (bassin de la Belle), avec 0.03 µg/L en avril 2009 et à Prahecq sur le point 06361X0007 avec 0.02 µg/L en juin 2009.

4. Construction du modèle « Vivier »

4.1. INTRODUCTION

Afin de modéliser le plus fidèlement possible le bassin d'alimentation de captages de Niort, un sous-modèle du modèle hydrogéologique régional du Jurassique développé par le BRGM (Douez et al, 2011) est réalisé. Ce sous-modèle inclut le BAC du Vivier, mais ses limites sont plus larges de façon à éviter les effets de bord. Une distance de sécurité d'environ 8 km a donc été rajoutée autour du bassin d'alimentation de captages (Illustration 64).

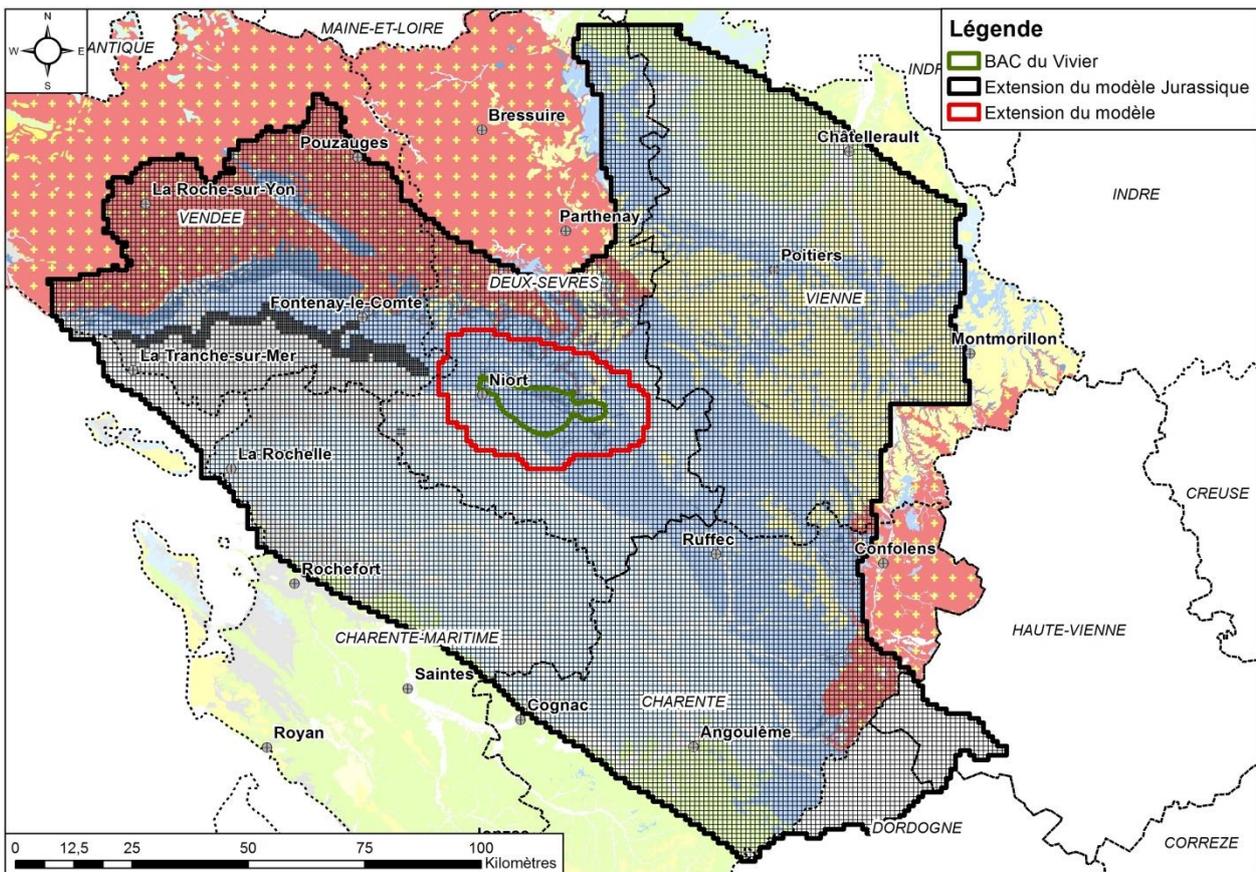


Illustration 64 : Localisation du modèle Vivier dans le modèle Jurassique

4.2. PRÉSENTATION DE MARTHE ET DU MODÈLE JURASSIQUE

4.2.1. MARTHE

Le modèle du Jurassique en Poitou-Charentes a été créé au BRGM sur le logiciel MARTHE, **M**odélisation d'**A**quifères par un maillage **R**ectangulaire en régime **T**ransitoire pour le calcul **H**ydrodynamique des **E**coulements, développé au BRGM (Thiéry 2015a, 2015b, 2015c, 2015d), site web : <http://MARTHE.brgm.fr/>.

Il s'agit d'un logiciel de modélisation hydrodynamique en volumes finis gérant toutes sortes de configurations d'écoulements souterrains en milieux poreux ou milieux poreux « équivalents » bidimensionnels ou tridimensionnels. Les modélisations peuvent être simples ou complexes, avec par exemple un système multicouches, avec prise en compte de la zone non-saturée, en régime permanent ou transitoire, avec transport de polluants ou non.

Il permet également de prendre en compte les écoulements superficiels en rivière ou en lac ainsi que les relations nappe-rivière.

Les calculs se font sur un maillage parallélépipédique régulier ou irrégulier, formé de cellules hydrauliquement connectées entre elles.

4.2.2. Présentation du modèle Jurassique

Le modèle des aquifères de l'Infra-Toarcien et du Dogger, dit modèle « Jurassique », a été mis en place dans le cadre du CPER 2000-2006 dans le but de créer un outil de gestion des nappes sur la région.

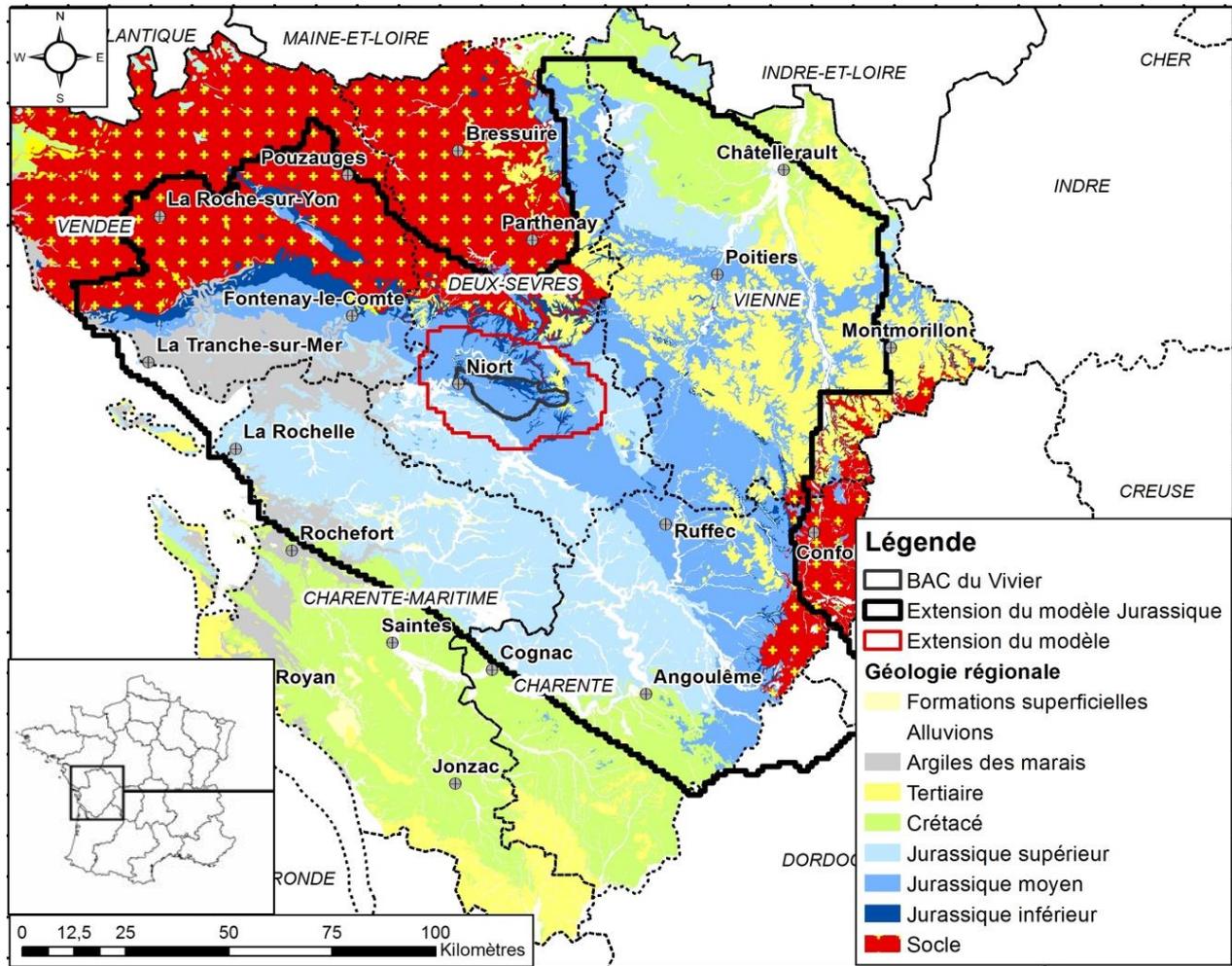


Illustration 65 : Extension du Modèle Jurassique (Source: Rapport BRGM RP-59288)

Il couvre un large territoire allant de Châtelleraut au Nord à Angoulême au Sud. Le modèle comptait initialement 5 niveaux, et a été actualisé en 2011 pour mieux prendre en compte les couches les plus superficielles. Le modèle actuel présente 8 couches géologiques :

- Bri Marais
- Crétacé/altérites
- Jurassique supérieur altéré
- Jurassique supérieur non-altéré
- Dogger
- Toarcien
- Infra-toarcien
- Socle

La couche du Crétacé/altérites n'est pas présente sur le modèle Vivier.

4.3. CONSTRUCTION DU MODÈLE VIVIER

NB : La description du contexte géographique se concentrera sur le bassin d'alimentation de captages.

La zone d'étude est située sur le Seuil du Poitou, à l'intersection entre le bassin aquitain, le bassin parisien, le massif armoricain et le massif central.

Elle est comprise dans le bassin versant de la Sèvre Niortaise, et s'étend de Niort à Beaussais et de Prahecq à La Crèche.

4.3.1. Maillage

La résolution spatiale de 1 km n'étant pas suffisante pour cette modélisation, une subdivision locale du maillage du modèle Jurassique a été réalisée. De cette manière, le modèle Vivier peut s'appuyer sur le modèle régional pour tenir compte des écoulements souterrains régionaux, tout en permettant de représenter au mieux les spécificités du bassin du Vivier.

Le bassin du Vivier, 94 km², ne représente dans le modèle Jurassique qu'une centaine de mailles. Il a été décidé de choisir une maille carrée de 250 mètres de côté pour le modèle Vivier, ce qui fait passer le nombre de mailles représentant le bassin à 2700 (pour 15000 mailles de surface sur le modèle). La taille de 250 mètres de côté permet de gagner en précision en divisant par 16 la surface de la maille, tout en gardant une cohérence avec les données disponibles, telles que la connaissance géologique ou les points de calage.

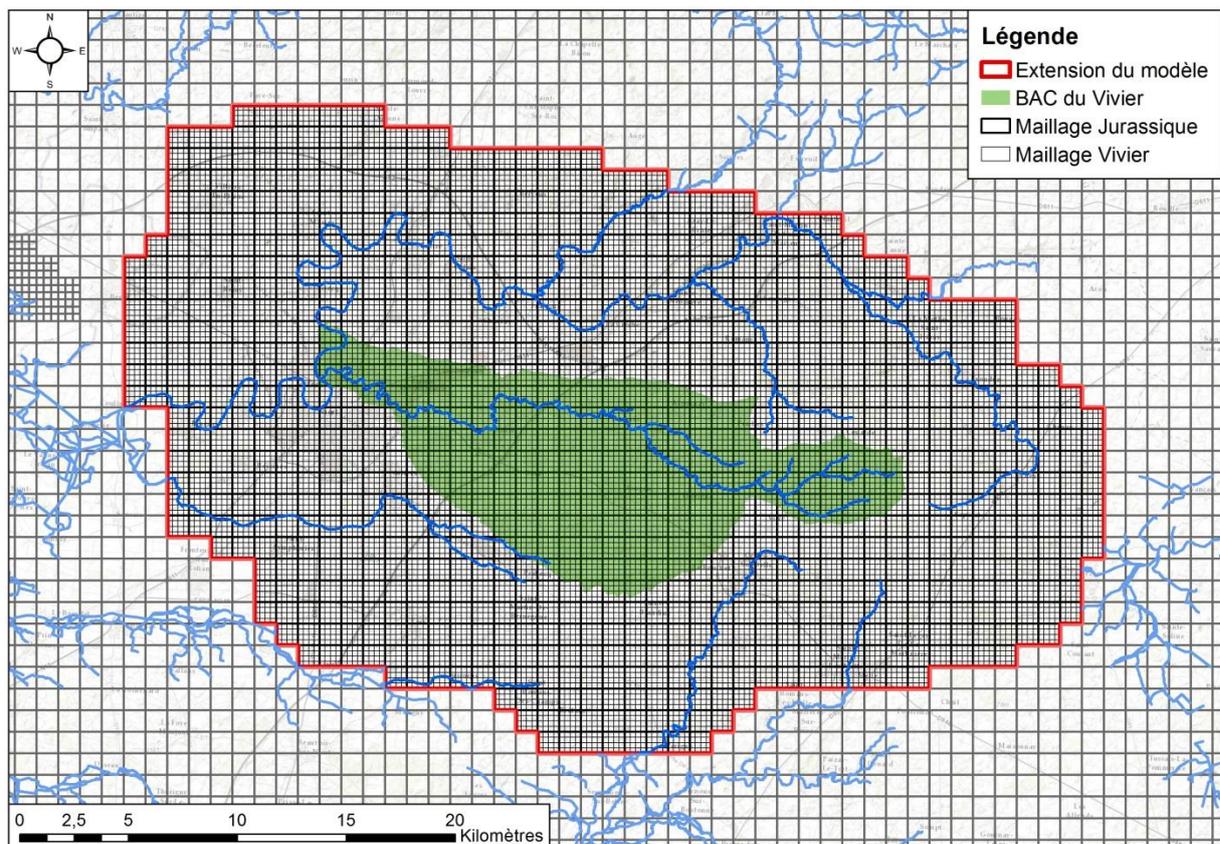


Illustration 66 : Maillages du modèle "Jurassique" et du modèle "Vivier"

4.3.2. Topographie

La topographie du modèle Jurassique a été entièrement reprise à partir du MNT à 50 m (source IGN). Les altitudes sont proches du niveau de la mer à l'entrée du Marais Poitevin, à l'aval du modèle, et atteignent 200m NGF à l'amont du bassin du Vivier.

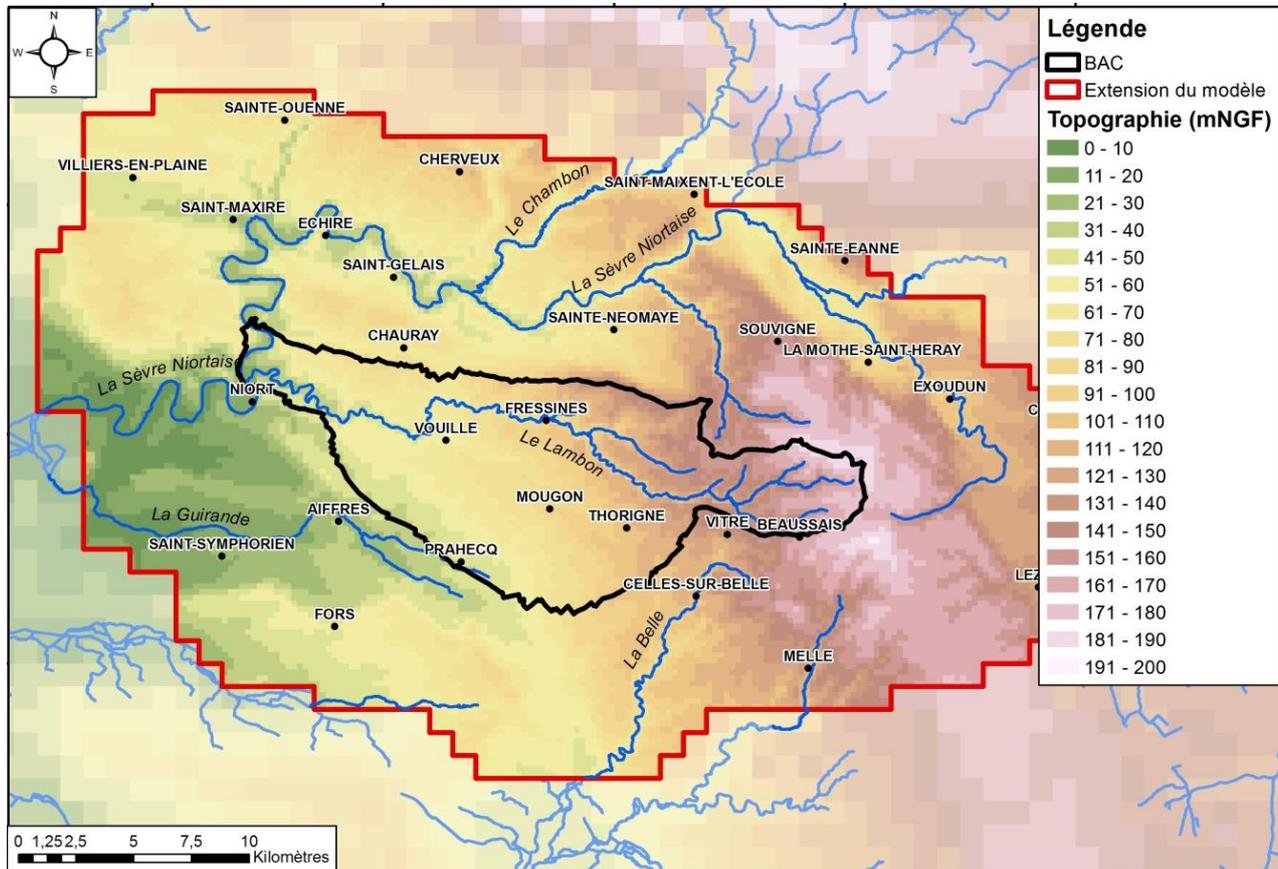


Illustration 67 : Carte des altitudes dans l'emprise du modèle Vivier

4.3.3. Hydrographie

a. Cours d'eau principaux

Le cours d'eau principal du bassin d'alimentation de captage est le Lambon, caractérisé par des pertes le long de son linéaire. Le bassin d'alimentation des captages intègre également une partie du bassin de la Guirande. Le modèle intègre aussi une partie de la Sèvre Niortaise et de ses affluents, ainsi que l'amont de la Belle.

Le comportement du Lambon est marqué par le caractère karstique de la région. Sur sa partie amont, il coule sur les marnes toarciennes, imperméables, et est toujours en eau. Mais à partir de Fressines, les assècs sont quasi-systématiques en été et pour des périodes assez longues.

b. Intégration dans le modèle

Les rivières sont représentées dans MARTHE par une succession de tronçons, chaque tronçon étant en relation hydraulique avec la maille du modèle traversée (Illustration 68). Dans chaque tronçon les débits sont calculés et il y a un échange d'eau avec la nappe sous-jacente. La hauteur d'eau dans un tronçon est liée au débit aval du tronçon par la formule de Manning-Strickler. Les tronçons sont caractérisés par une longueur, une largeur et la cote du fond. La

largeur est rentrée à partir des données du réseau Syrah. Les échanges avec la nappe sont gouvernés par la différence entre le niveau d'eau dans la rivière et le niveau de la nappe et par la perméabilité de colmatage du fond de la rivière. Il est aussi possible de prendre en compte les pertes en rivière observées dans les milieux karstiques, comme sur le Lambon.

Certains petits cours d'eau ont été ajoutés par rapport au modèle Jurassique.

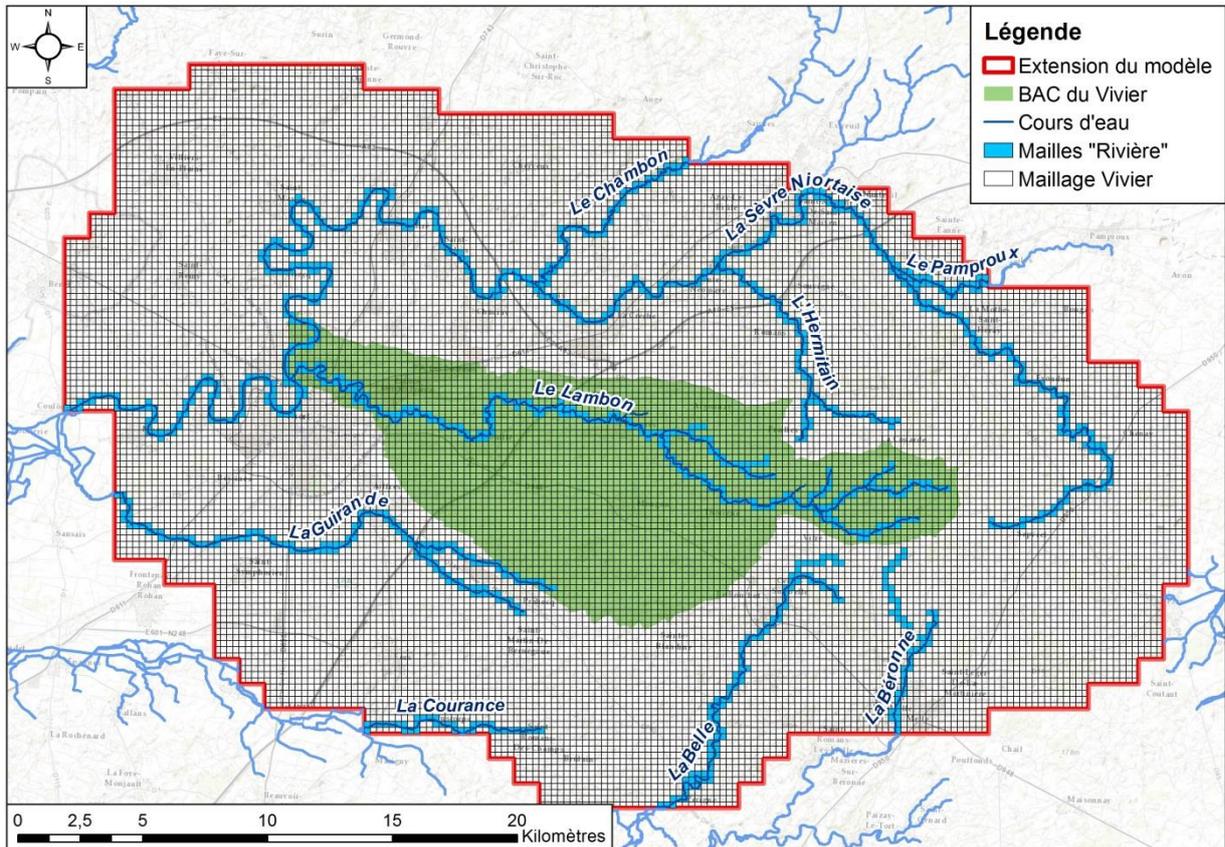


Illustration 68 : Cours d'eau représentés dans le modèle

4.3.4. Géologie et hydrogéologie

a. Géologie prise en compte dans le modèle

La zone d'étude se situe principalement sur des terrains d'âge Jurassique, avec un socle primaire affleurant par endroit. On trouve de nombreux accidents géologiques sur ce terrain, avec de nombreuses failles de direction générale NO-SE provenant du massif armoricain.

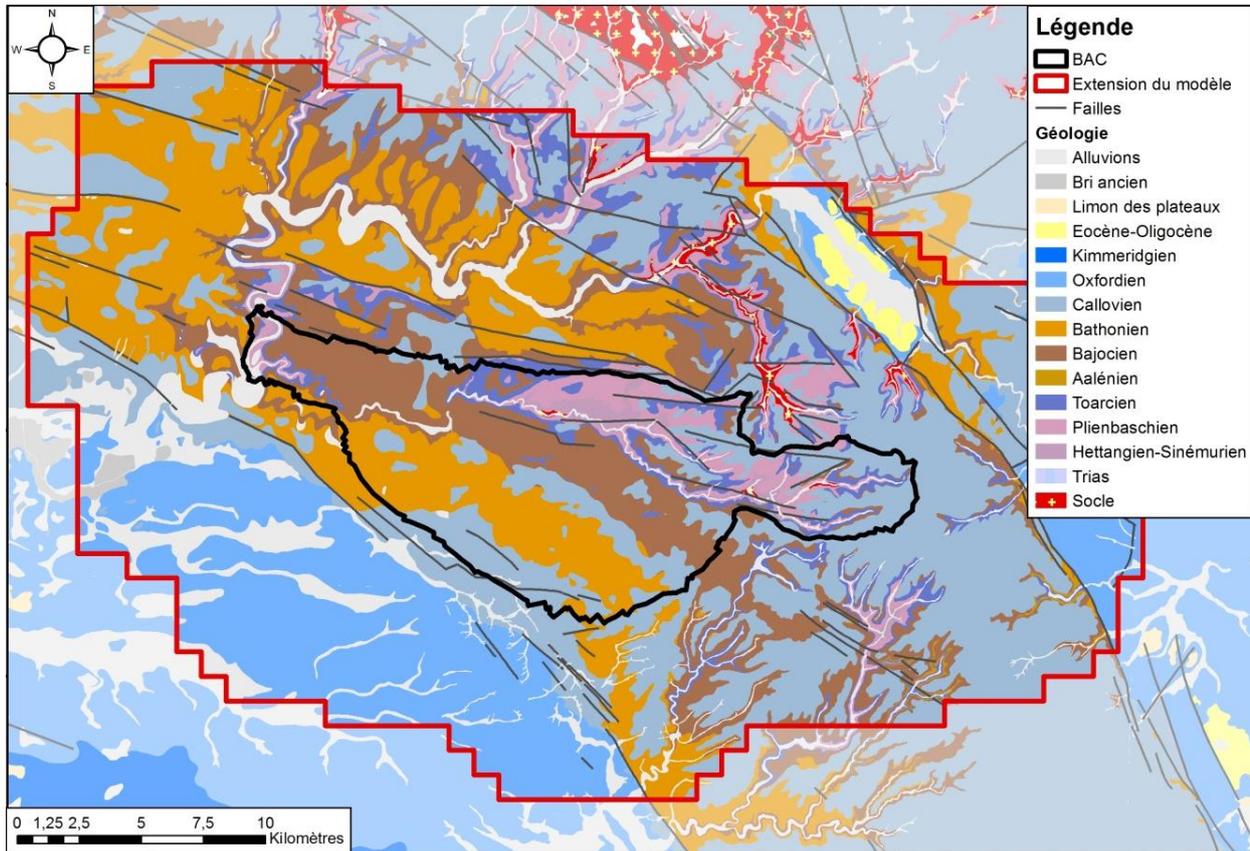


Illustration 69 : Carte géologique du modèle Vivier

Les cartes géologiques n°610 (Niort) et 611 (Saint-Maixent-L'école) éditées par le BRGM recouvrent la quasi-totalité du bassin d'alimentation du Vivier.

Les terrains jurassiques appartiennent à la limite nord du Bassin Aquitain, et sont caractérisés par un pendage Sud-Ouest général, cependant perturbé par une série de plissements et de failles. On retrouve par exemple :

- Au nord de la zone d'étude le système de failles d'orientation Nord-Ouest Sud-Est allant de Sciecq à Chavagnes puis Prailles
- Au sud de la zone d'étude le système de failles de même orientation passant par Saint-Florent, Aiffres et Prahecq

Ces failles s'associent à des plissements et mettent parfois au contact des couches d'âges différents, comme au droit de la Fosse de Prahecq pour le Dogger et l'Infra-Toarcien.

La succession géologique la suivante :

Formations quaternaires :

- Alluvions : dans le lit majeur des cours d'eaux principaux, souvent argileux en surface
- Limon des plateaux : fréquents sur le haut bassin du Lambon

Jurassique supérieur :

- Callovo-Oxfordien altéré
- Callovo-Oxfordien non-altéré

Jurassique moyen (Dogger) :

- Callovien : Calcaire dur argileux puis marnes (épaisseur 50m)
- Bathonien : Calcaires marneux en bancs (« banc pourri ») et calcaires graveleux
- Bajocien : Calcaires argileux, calcaires dolomitiques et calcaires graveleux
- Aalénien : Calcaires marneux

Jurassique inférieur

- Toarcien : Marnes sableuses et calcaires argileux
- Pliensbachien : Calcaires gréseux à silice
- Sinémurien : Calcaires micritiques
- Hettangien : Calcaires dolomitiques
- Infra-Lias : Sables et argiles bariolées

Primaire et Précambrien

- Socle primaire et briovérien : Micaschistes

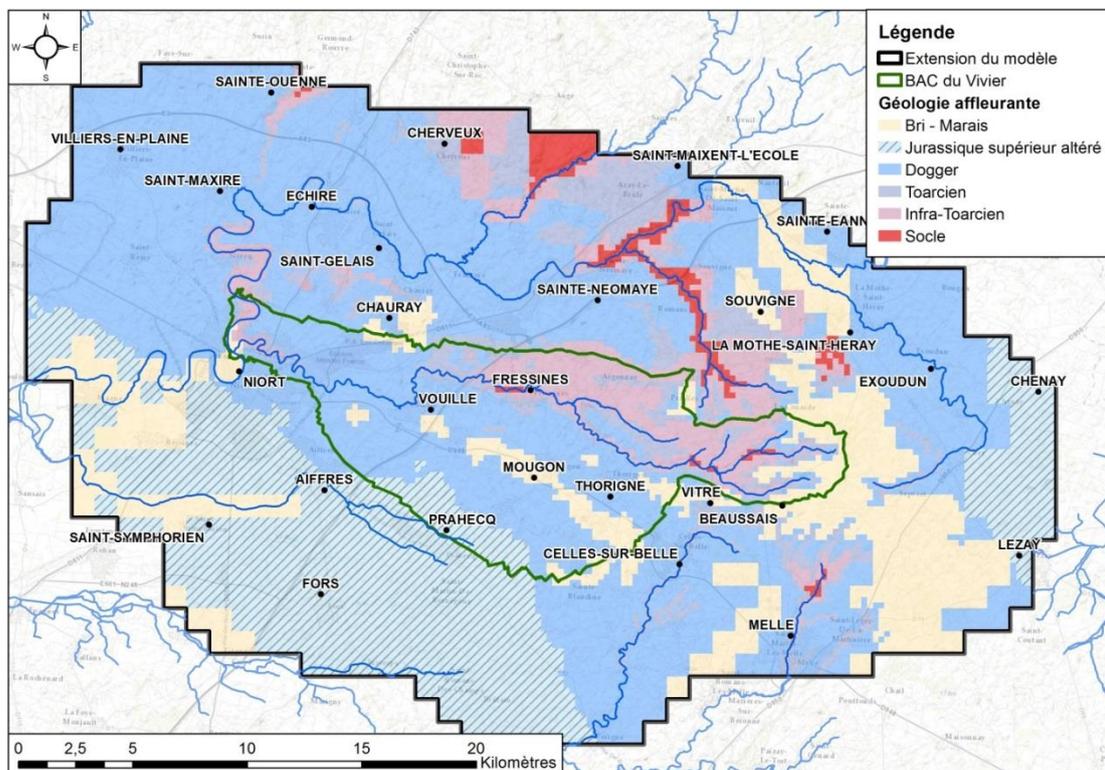


Illustration 70 : Couches géologiques affleurantes dans l'emprise du modèle Vivier

Pour le modèle Vivier, par rapport au modèle Jurassique, la géométrie de ces couches géologiques a été reprise à partir des données de la BSS, pour correspondre aux mailles de 250 m.

b. Aquifères rencontrés

On rencontre deux principaux aquifères sur le bassin : celui du Dogger et celui de l'Infratoarcien, séparés par les marnes du Toarcien.

- Aquifère du Dogger

L'aquifère du Jurassique moyen ou Dogger se présente sous la forme d'une porosité d'interstices, de fissures ou de chenaux. Ces chenaux restent toutefois moins importants que ceux de l'aquifère sous-jacent de l'Infratoarcien.

Il est épais d'une quarantaine de mètres au maximum et sa piézométrie suit globalement l'axe de pendage général Nord-Est Sud-Ouest.

Son alimentation provient essentiellement de la pluviométrie mais aussi épisodiquement de remontées de la nappe sous-jacente. Lui-même alimente également l'Infratoarcien à la faveur de gouffres, de failles ou de discontinuités des marnes toarciennes.

La nappe, bien que peu productive dans l'ensemble, est exploitée pour l'irrigation par endroits.

- Aquifère de l'Infra-toarcien

Constitué de calcaires gréseux et de dolomies du Lias inférieur et moyen, il présente comme celui du Dogger une porosité d'interstices, de fissures ou de chenaux. Les eaux s'écoulent vers le Sud-Ouest ou l'Ouest, avec deux axes de drainages principaux : la vallée de Triou et l'axe de la vallée de la Guirande.

Cette couche géologique est très karstifiée, surtout au niveau des calcaires du Jurassique inférieur dolomités, avec comme axe principal sur la zone d'étude le drain karstique qui débouche à la source du Vivier et draine le bassin du Lambon.

La nappe est alimentée par la pluviométrie dans ses zones d'affleurement et par drainance à travers les marnes toarciennes pour les zones sous couverture. Mais elle est également alimentée par des pertes le long du Lambon et des apports directs de l'aquifère du Dogger à travers des gouffres ou des accidents structuraux.

Ces eaux sont exploitées pour l'alimentation en eau potable, au Vivier, à Prahecq et à Aiffres, pour l'industrie par l'usine d'embouteillage Fiée des Lois et pour l'irrigation agricole.

4.3.5. Le karst sur le bassin d'alimentation de captage

Les terrains calcaires du Dogger et surtout de l'Infra-Toarcien sont propices à la dissolution et à la formation de réseaux karstiques.

Les réseaux karstiques jouent un rôle prépondérant dans l'hydrogéologie de la région. Des traçages (illustration 71) ont été effectués en 1979 et en 1981 au gouffre de Jadre (Thorigné),

au puits de la Gorchonnière et en 1994 au Grand Puits de Triou (Mougon).

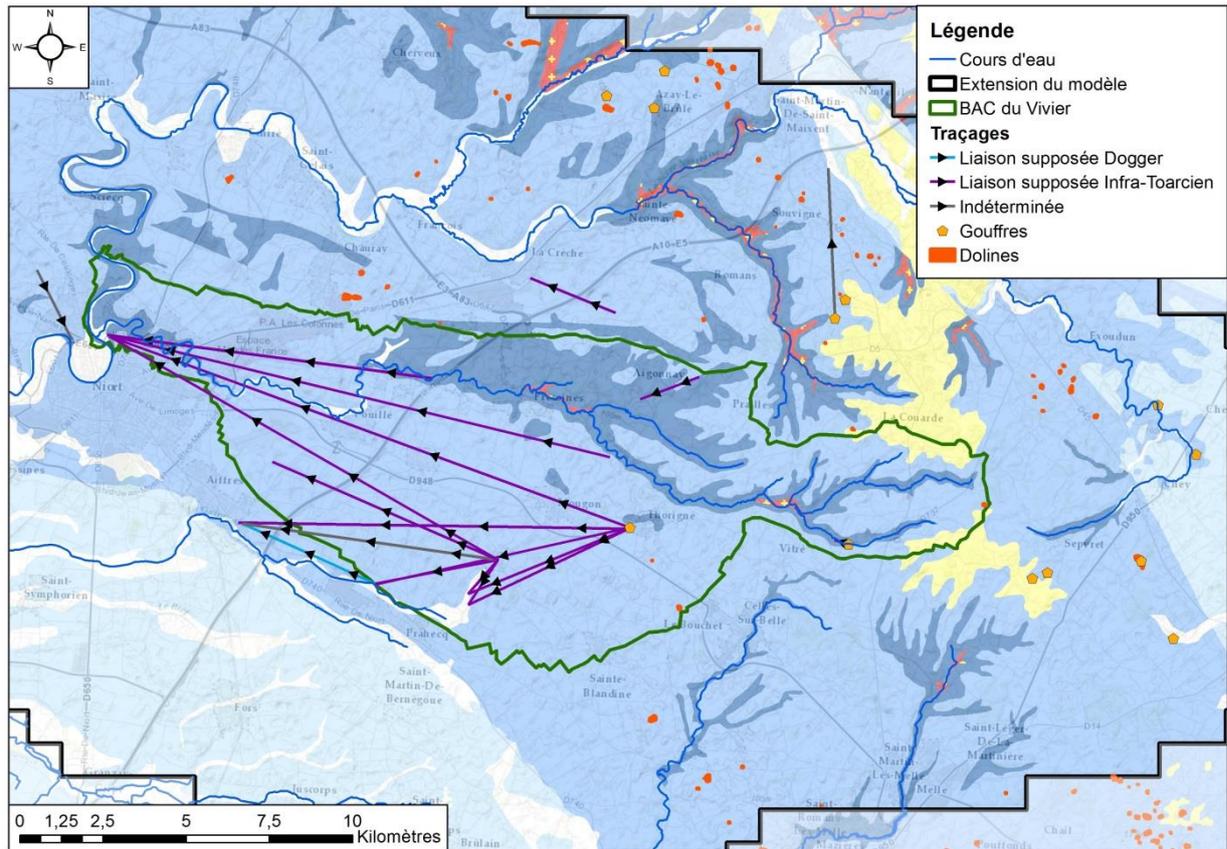


Illustration 71 : Traçages réalisés sur le bassin du Vivier

Le traçage du Gouffre de Jadre, implanté dans le Dogger a démontré la connexion de cet aquifère avec l'Infra-toarcien avec obtention d'une réponse à la source du Vivier au bout de 81 heures (soit une vitesse de 210 m/h) et à la fosse de Prahecq au bout de 57 heures (vitesse de 140 m/h).

Le traçage du puits de la Gorchonnière a montré la connexion avec la source du Vivier avec une réponse en 5 jours et une vitesse de 135 m/h.

Au Grand Puits de Triou, qui met en relation le Dogger et l'Infra-toarcien, les sorties du traçage ont été des forages du Dogger et la source du Vivier.

Ces traçages mettent en évidence des circulations complexes et rapides dans le bassin, avec une ligne de partage des eaux mal définie entre bassin de la Guirande et bassin du Lambon.

4.4. CALCUL DE LA RECHARGE : MÉTÉOROLOGIE ET PROPRIÉTÉS DES SOLS

4.4.1. Contexte pédologique

On trouve principalement deux types de sol sur le bassin d'alimentation de captage (Illustration 72) :

- Les groies : ce sont des sols peu épais (20 à 40 cm) sur substrat calcaire dur, à texture argilo-limoneuse
- Les terres rouges : il s'agit de sols bruns formés de limons argileux (voire légèrement sableux) sur substrat calcaire ou argileux, avec des épaisseurs variant de 20 à 60 cm.

Dans les vallées, les sols sont des limons argilo-sableux pouvant être assez épais. Les fonds de vallées ont des taux d'argiles et de matières organiques plus importants.

Concernant le caractère hydromorphique des sols, les groies présentent peu de marques d'hydromorphie, se développant sur des calcaires fissurés qui facilitent l'infiltration en profondeur.

À l'opposé, les terres rouges ou les fonds de vallées sont plus riches en argiles et se forment sur des substrats plus argileux, ce qui limite l'infiltration et accentue le caractère hydromorphe.

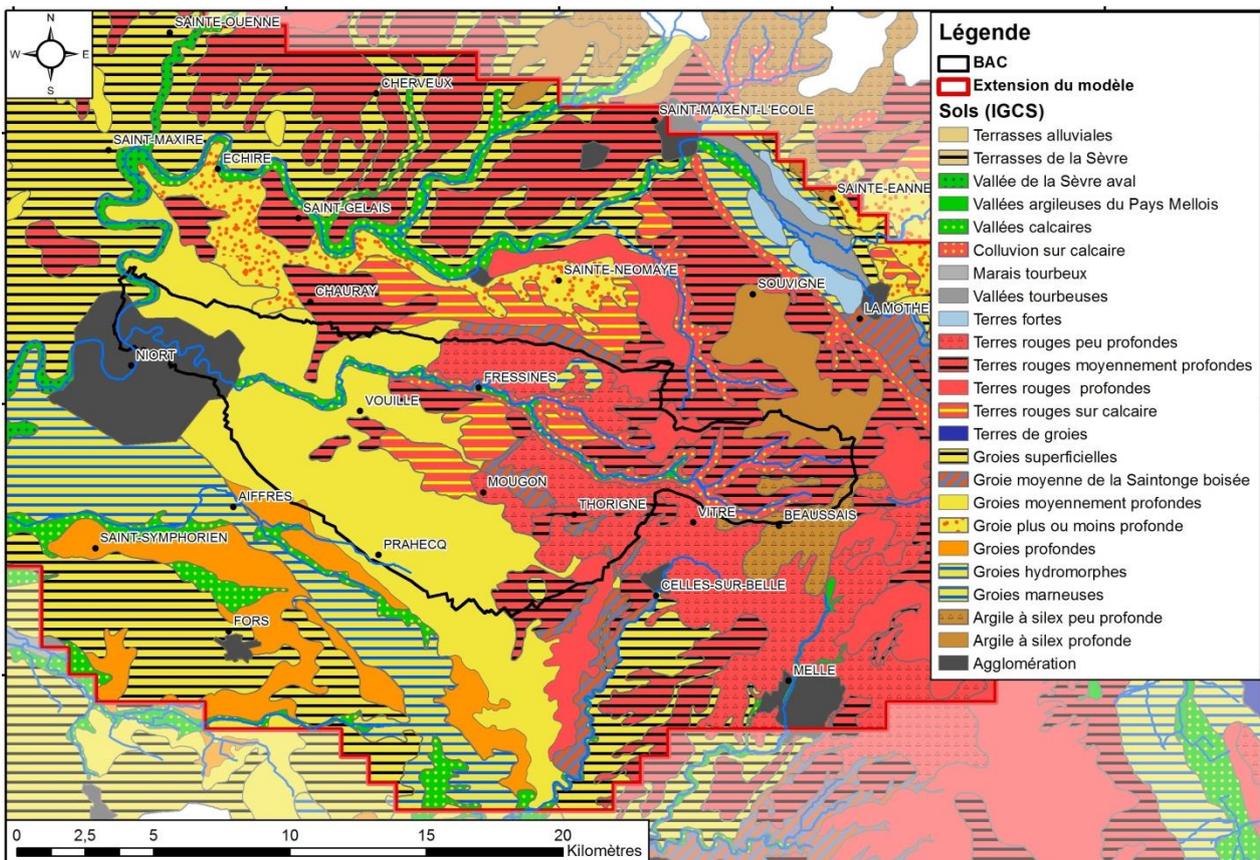


Illustration 72 : Carte des sols rencontrés sur le BAC du Vivier (source: IGCS)

4.4.2. Calcul de la pluie efficace

La pluie efficace, somme de l'infiltration vers la nappe et du ruissellement vers les cours d'eau, est calculée à chaque pas de temps par un bilan hydrique à partir de la pluviométrie et de l'évapotranspiration selon l'équation suivante :

$$P^{eff} = P - ETR - [\Delta S]$$

où P^{eff} est la pluie efficace, P la pluviométrie, ETR l'évapotranspiration réelle et $[\Delta S]$ la variation du stock d'eau dans le sol.

L'ETR est calculée à partir de l'ETP (Évapotranspiration Potentielle) par un algorithme faisant intervenir la pluie et une « capacité de rétention du sol ». Ce calcul est réalisé par le module GARDÉNIA (Thiéry 2014, 2015e) intégré dans MARTHE.

La pluviométrie et l'ETP sont fournies par le modèle SAFRAN de Météo France.

Les sols sont caractérisés par leur capacité maximale de stockage d'eau (appelée en agronomie Réserve Utile, RU).

La partition de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement peut être approchée par l'intermédiaire de l>IDPR (Indice de Développement et de Persistance des Réseaux).

4.4.3. Météorologie

Pour le calcul de la pluie efficace, des chroniques de pluies et d'ETP sont nécessaires. Elles sont fournies par le module SAFRAN développé à Météo France. Ce module donne la pluviométrie et l'ETP sur toute la France par mailles de 8 km de côté au pas de temps journalier.

Le bassin est situé en zone climatique tempérée océanique marquée par de faibles écarts de températures entre été et hiver et des précipitations abondantes et réparties sur l'année.

En moyenne sur la zone couverte par le modèle et pour la période modélisée 2000-2011, les précipitations annuelles ont été les plus faibles en 2005 avec seulement 547 mm, et les plus fortes en 2000 avec 1148 mm. Pour l'ETP, les écarts sont moins importants avec à l'inverse un minimum à 750 mm en 2000 et un maximum à 900 mm en 2005. Sur les 12 années couvertes par le modèle, les années les plus déficitaires sont 2005 et 2011, et les plus excédentaires 2000 et 2001.

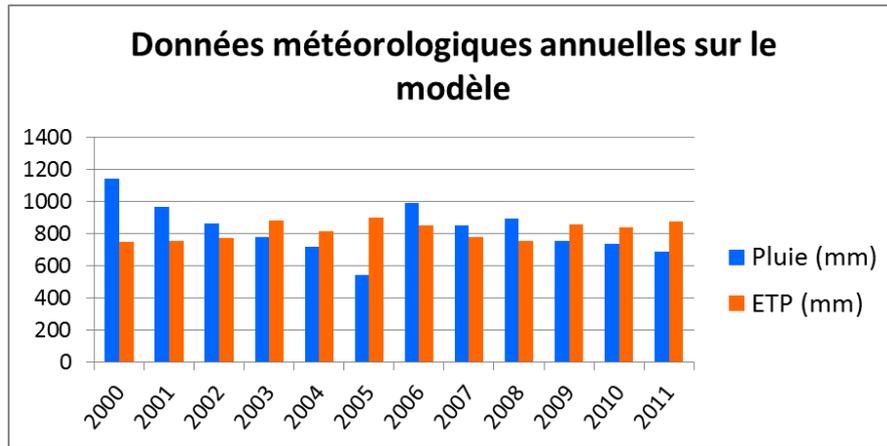


Illustration 73 : Pluie et évapotranspiration dans l'emprise du modèle Vivier

Sur le domaine étudié, on compte 25 mailles SAFRAN, sur lesquelles la pluviométrie et l'ETP varient spatialement. Les moyennes annuelles de pluviométrie sur 2000-2011 varient de 792 à 888 mm/an, et l'ETP de 764 à 879 mm/an. On retrouve une pluviométrie plus importante en tête de bassin, et une ETP plus importante en aval, créant une différenciation d'excédent pluviométrique avec en moyenne un amont de bassin excédentaire et un aval déficitaire

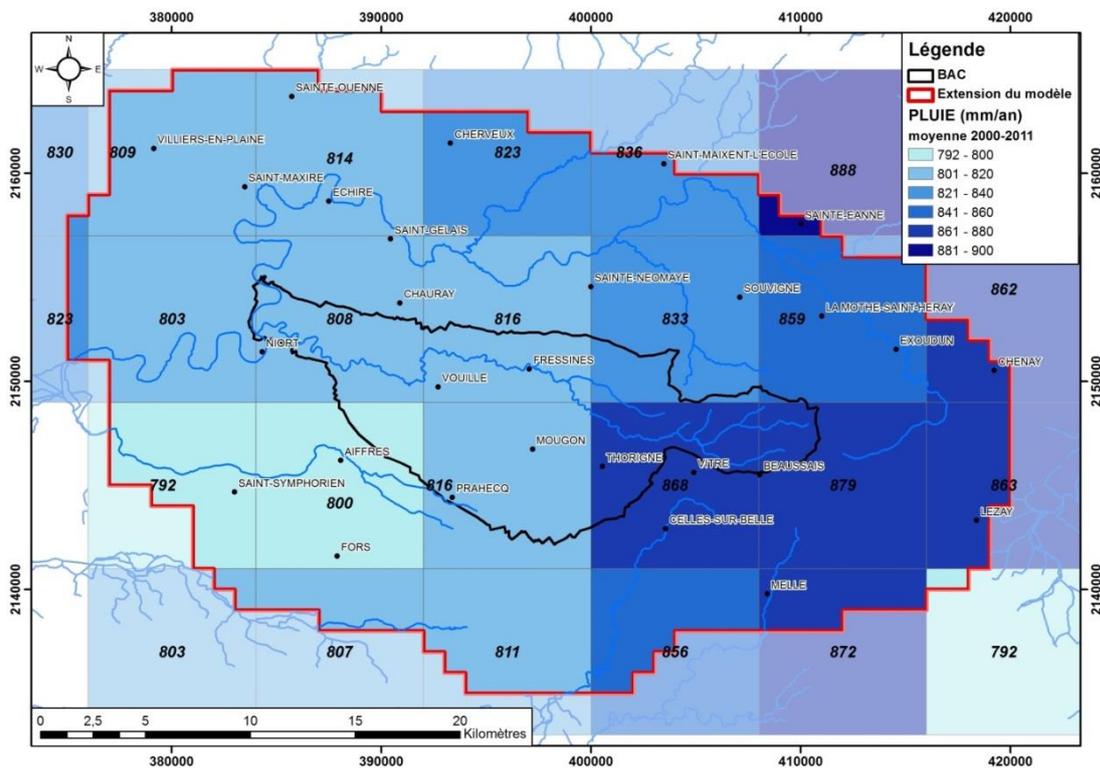


Illustration 74 : Valeurs moyennes de précipitations sur 2000-2011 sur les mailles SAFRAN

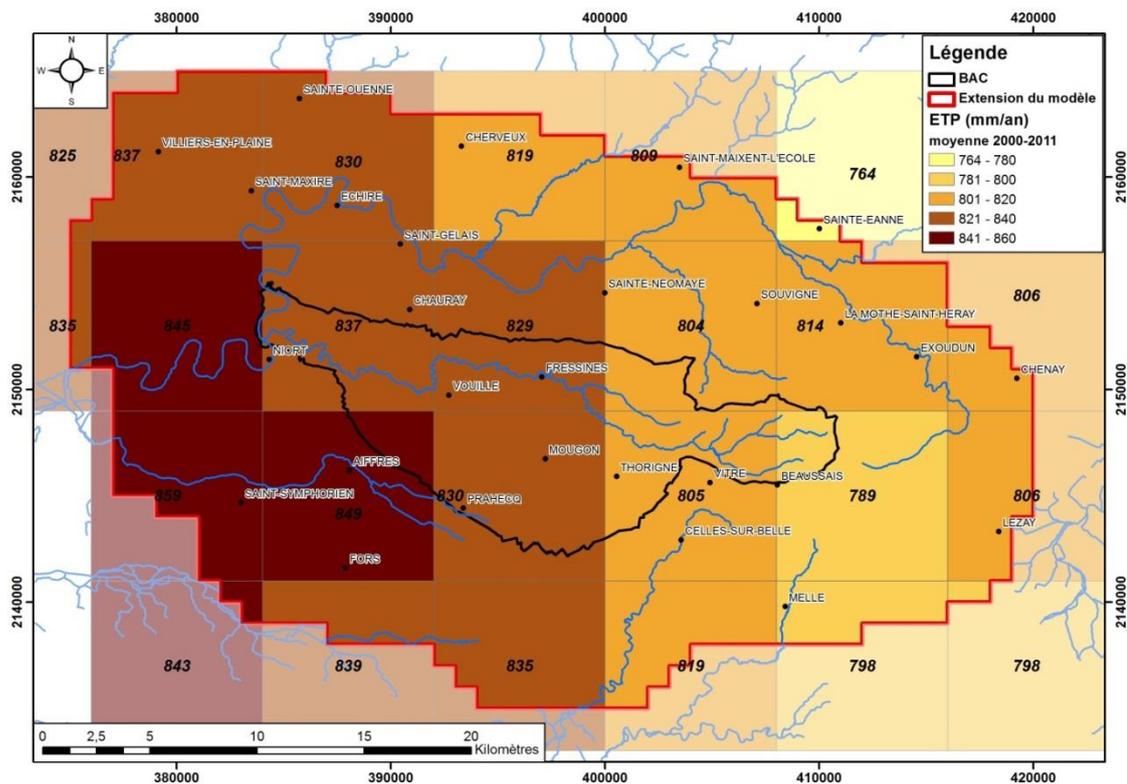


Illustration 75 : Valeurs moyennes d'évapotranspiration sur 2000-2011 sur les mailles SAFRAN

4.4.4. Indice de Développement et de Persistance des Réseaux

L'IDPR, développé par le BRGM, rend compte de la capacité du sol à laisser les eaux de surface s'infiltrer ou ruisseler, et dépend à la fois de la nature du sol, de la perméabilité de la zone non-saturée et de paramètres comme la pente du terrain ou le couvert végétal.

Le calcul de l'IDPR est basé sur la comparaison entre le réseau hydrographique existant et un réseau hydrographique fictif caractérisé par la présence d'une rivière dans chaque fond de vallée (réseau de talwegs). Cela permet de faire ressortir les zones à faible réseau hydrographique (zones d'infiltration forte) et celles où le ruissellement est important (réseau hydrographique dense).

L'IDPR s'obtient par le rapport entre la distance au plus proche cours d'eau réel et la distance au plus proche talweg calculé. Les deux distances calculées sont pondérées par la pente. Les valeurs varient selon une échelle allant de 0 à n, où n est arbitrairement ramené à 2000 (Illustration 76).

L'IDPR, dans la version utilisée pour cette étude, a été calculé sur une grille à mailles de 100 m de côté.

N° de Classe	Valeur de l'IDPR	Signification	Proportion de la pluie efficace prise en compte pour l'estimation de la recharge	Proportion de la pluie efficace prise en compte pour l'estimation du ruissellement
1	0 – 500	Infiltration très majoritaire	80 %	20 %
2	500 – 1 000	Infiltration majoritaire	65 %	35 %
3	1 000 – 1 500	Ruissellement important	50 %	50 %
4	1 500 – 2 000	Ruissellement majoritaire	35 %	65 %
5	Socle	Ruissellement majoritaire	20 %	80 %

Illustration 76 : Classes d'IDPR et répartition correspondante de la pluie efficace entre infiltration et ruissellement. (Source : BRGM/RP-59288-FR)

L'IDPR est moyenné sur chaque maille des modèles. Pour le modèle Vivier, la zone hors bassin d'alimentation des captages a été renseignée directement à partir de l'IDPR calculé sur le modèle Jurassique. Sur le BAC du Vivier, il a été recalculé à partir de la grille initiale à 100 m (Illustration 77).

On retrouve surtout les zones à infiltration majoritaire sur les plateaux, où affleure le Dogger ; à l'inverse, les affleurements du socle et des marnes du Toarcien sont caractérisés par un ruissellement majoritaire.

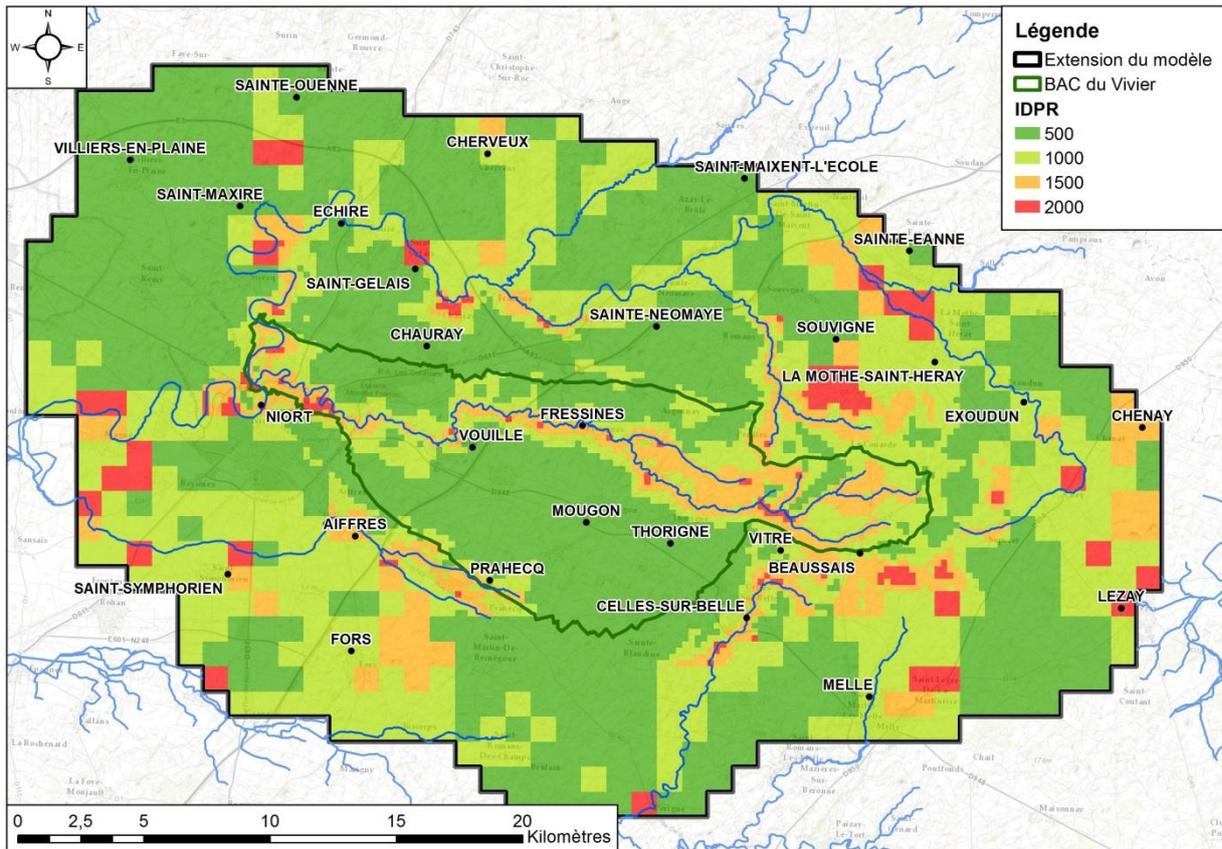


Illustration 77 : IDPR intégrés dans le modèle Vivier

4.4.5. Réserve utile

Les Chambres d'agriculture régionales fournissent une carte de la réserve utile des sols.

La réserve utile traduit la quantité d'eau disponible dans le sol, par exemple pour assurer le développement de la végétation. Elle dépend de la capacité de rétention du sol (porosité et texture) et du point de flétrissement (teneur en eau à partir duquel les plantes donnent des signes de stress hydrique). Plus la réserve utile est importante, plus elle diminue l'infiltration de l'eau vers les niveaux souterrains.

Elle varie en fonction de différents paramètres : la texture du sol, sa pierrosité, la nature du substrat et l'épaisseur du sol.

Comme pour l'IDPR, les valeurs du modèle Jurassique ont été directement introduites dans la zone hors BAC, et la réserve utile a été recalculée sur le BAC.

Sur le bassin du Lambon (Illustration 78), les sols présentant une réserve utile importante sont sur l'amont de la zone, où l'on retrouve des terres rouges. L'aval du bassin se caractérise plutôt par des sols de type groies, avec une réserve utile plus faible.

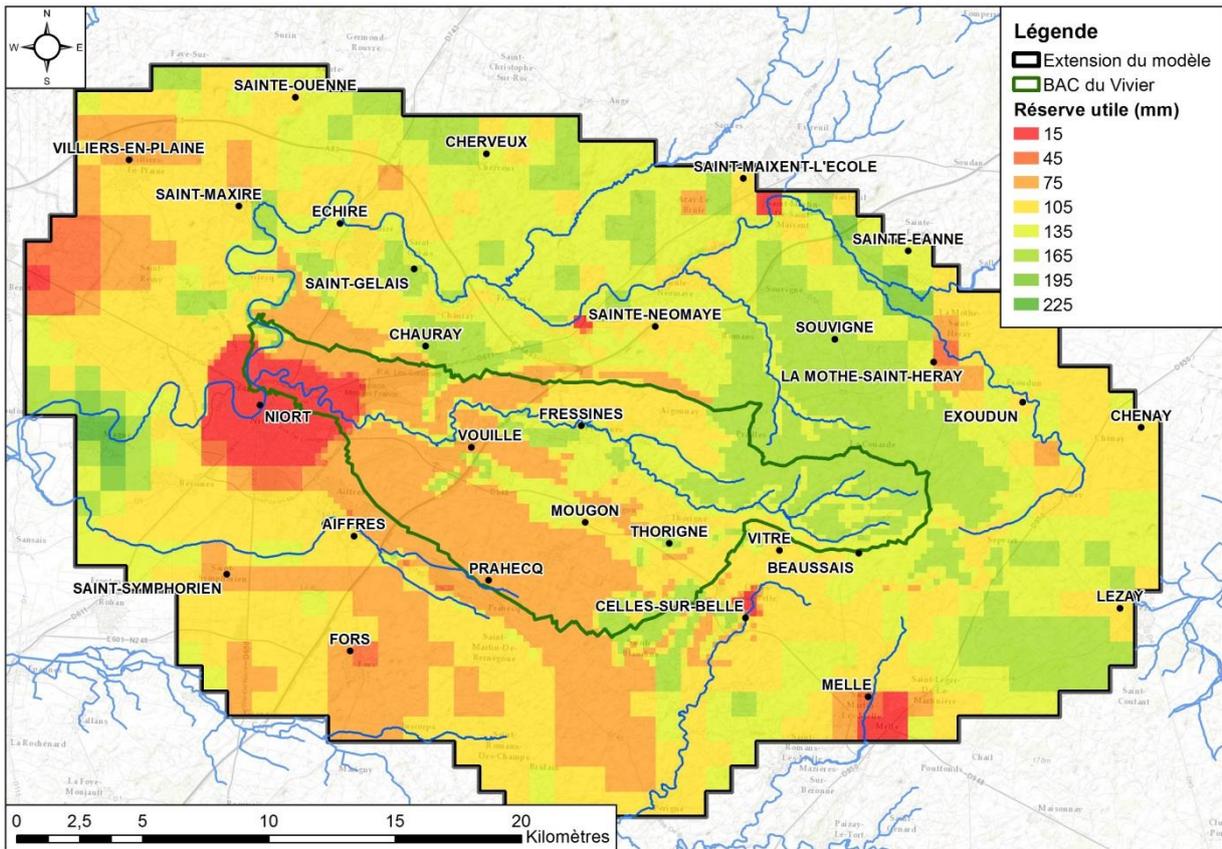


Illustration 78 : Valeurs de réserve utile introduites dans les mailles du modèle

4.4.6. Zones de sols du modèle Vivier et calcul de la recharge dans chaque zone

Le croisement de l'IDPR et de la réserve utile permet de définir pour chaque maille du modèle la partition de la pluie efficace en infiltration et ruissellement. Par ce croisement, on obtient 29 unités IDPR-RU appelées "zones de sol" dans le logiciel MARTHE qui, dans un souci de cohérence, ont gardé le même numéro que dans le modèle Jurassique (d'où l'absence de la zone n° 7). La carte ci-dessous (Illustration 79) détaille leur répartition.

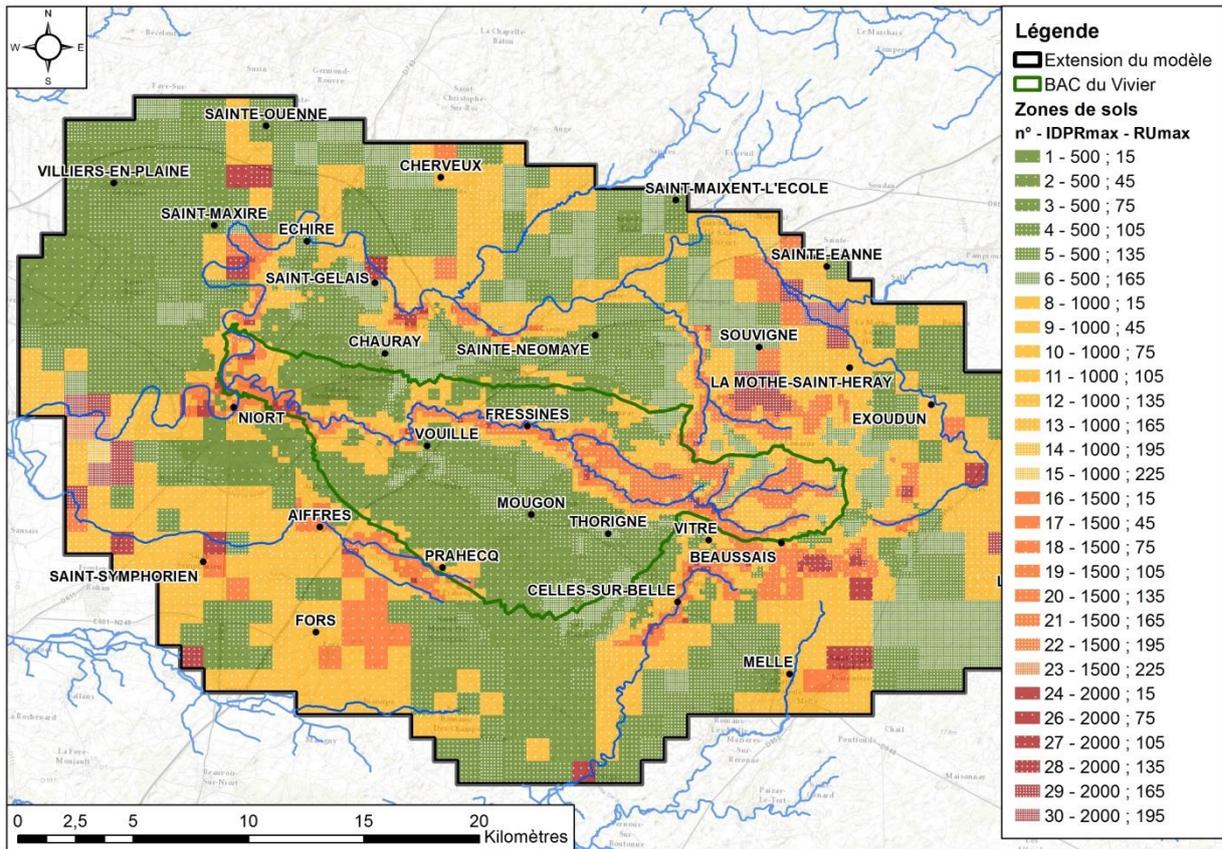


Illustration 79 : Zones de sols définies dans le modèle Vivier

Une fois les zones de sols délimitées, on peut alors calculer la recharge affectée à chacune d'elles (et aux mailles qu'elles contiennent) à partir de :

- la pluie efficace calculée à partir de l'équation de bilan du § 4.4.2., faisant intervenir la pluie, l'ETP et la réserve utile (capacité maximale de stockage en eau),
- l'IDPR qui permet de partager la pluie efficace entre infiltration et ruissellement.

4.5. PRÉLÈVEMENTS

Les données de prélèvements ont été collectées dans le cadre de la construction du modèle Jurassique et de son actualisation sur 2007-2011 auprès des agences de l'eau et des syndicats d'alimentation en eau potable. Le SEV a fourni les données précises de volumes prélevés pour chaque puits.

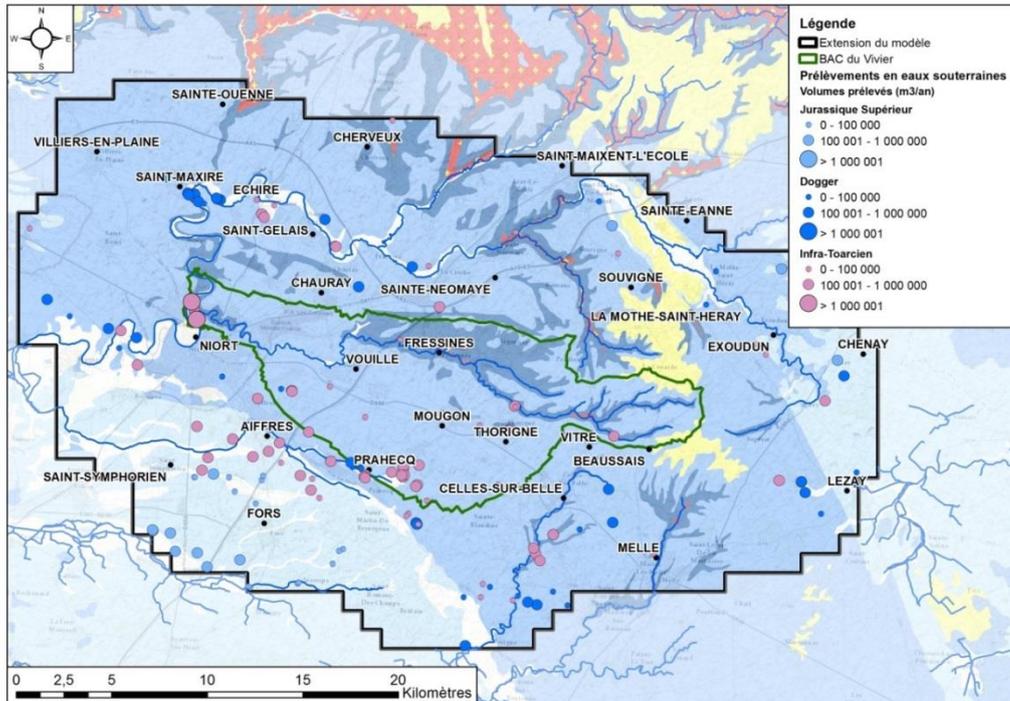


Illustration 80 : Prélèvements en eaux souterraines sur le modèle Vivier : aquifère capté

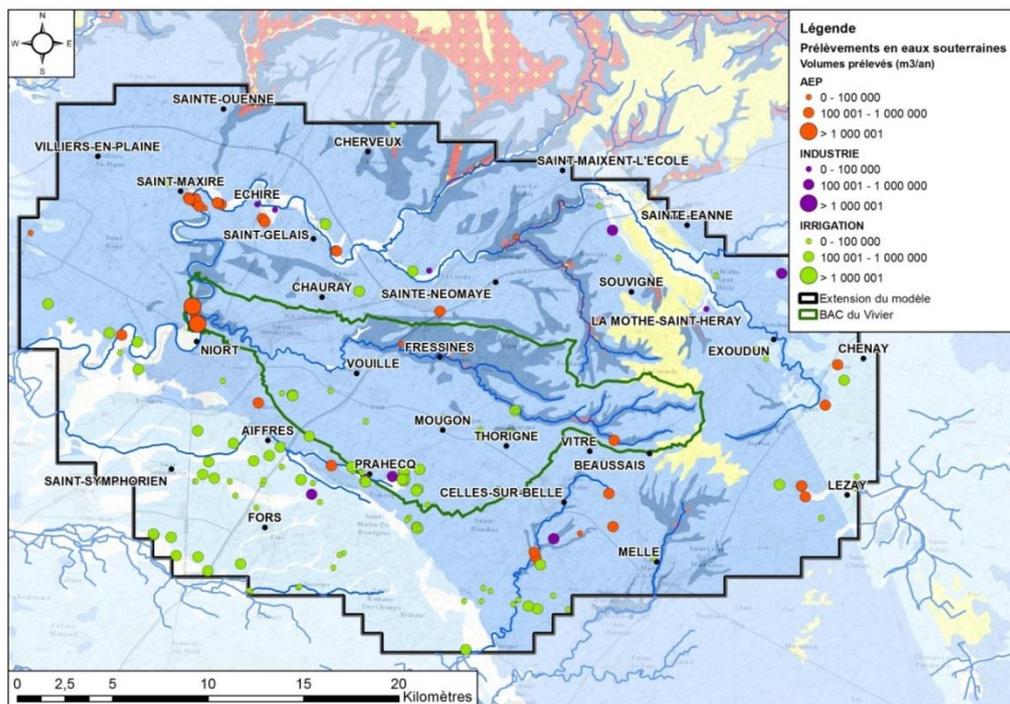


Illustration 81 : Prélèvements en eaux souterraines sur le modèle Vivier : usage de l'eau

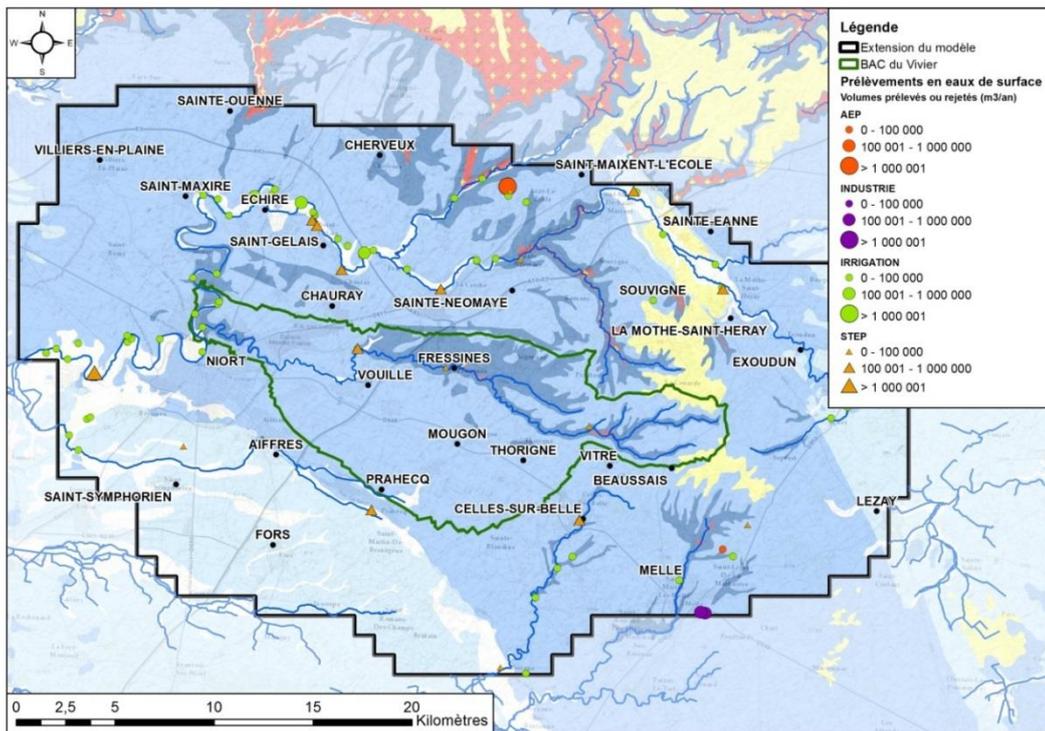


Illustration 82 : Prélèvements en eaux de surface et rejets de stations d'épuration dans le modèle Vivier

Sur le bassin d'alimentation de captage du Vivier, les prélèvements se font essentiellement dans les nappes, très peu dans les cours d'eau hormis la Sèvre. Géographiquement, ils sont concentrés sur Niort pour l'eau potable et sur le bassin de la Guirande pour l'irrigation.

Les prélèvements pour l'alimentation en eau potable sont les plus importants et se font exclusivement dans l'Infra-Toarrien. Les prélèvements pour l'irrigation représentent environ un tiers des volumes prélevés, sauf en 2005, année de sécheresse exceptionnelle lors de laquelle ils ont été fortement limités par arrêté préfectoral afin de préserver le karst du Vivier.

Les prélèvements pour l'eau potable représentent entre 7 et 10 millions de m³ par an, ceux pour l'irrigation sont plus variables mais sont d'environ 2 millions de m³ par an. Les deux types de prélèvements sont en diminution depuis 2005, ce qui correspond pour l'AEP principalement à une rénovation du réseau de distribution, et pour l'irrigation à une volonté plus marquée de protéger la ressource.

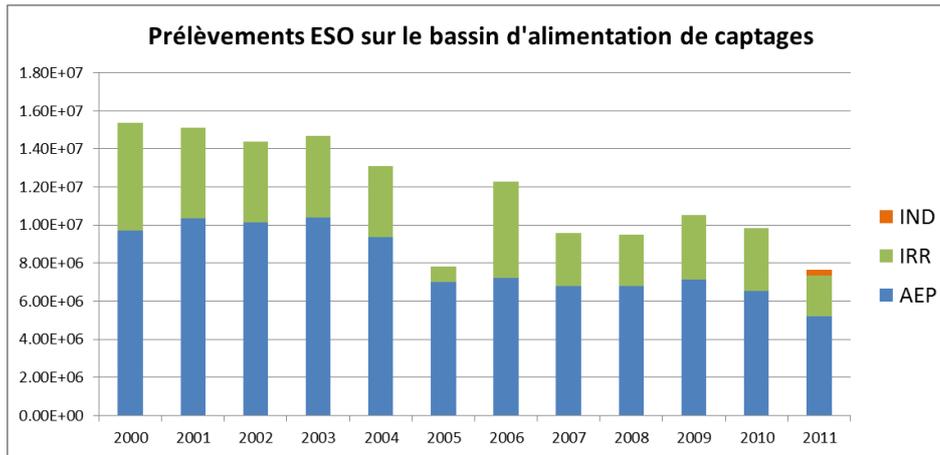


Illustration 83 : Type de prélèvements en eau souterraine sur le BAC du Vivier

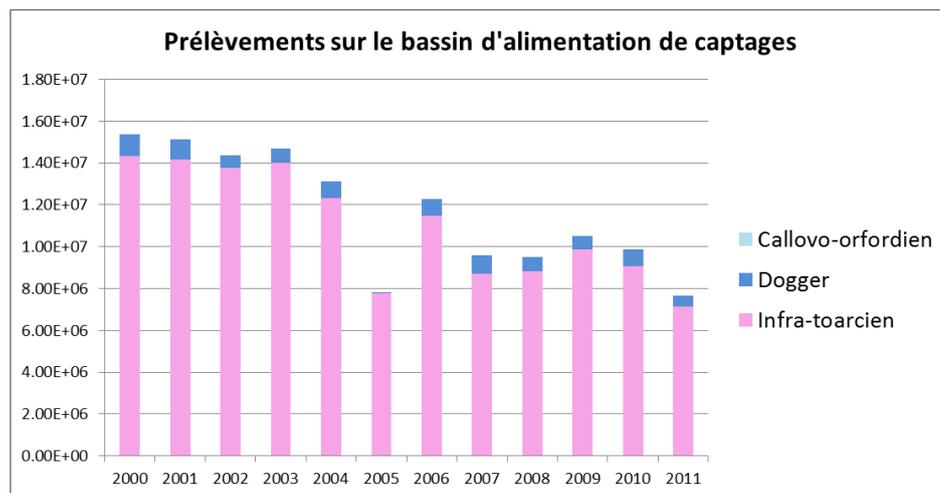


Illustration 84 : Répartition des prélèvements sur le BAC en fonction de l'aquifère exploité

L'illustration 85 représente l'évolution mensuelle des prélèvements pour l'alimentation en eau potable et pour l'irrigation sur la période couverte par le modèle. On notera principalement la disparité de fonctionnement : les prélèvements pour l'AEP se font de manière continue sur l'année, tandis que les prélèvements agricoles se concentrent sur la période de mai à septembre. Les pics de prélèvements pour l'irrigation représentent le double du volume mensuel prélevé pour l'AEP : 600000 m³ par mois pour l'AEP sur les dernières années, comparés à un pic de 1,5 million de m³ par mois pour l'irrigation.

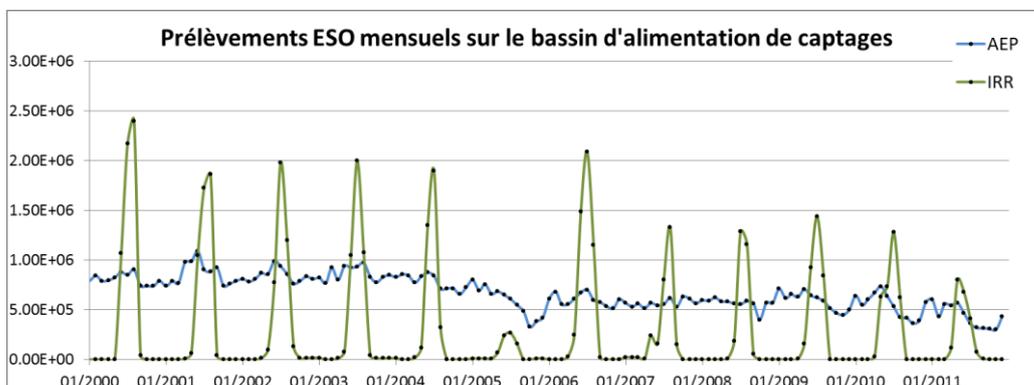


Illustration 85 : Volumes mensuels prélevés dans les aquifères sur le BAC du Vivier

Sur le modèle Vivier global, les prélèvements en rivière sont également présents, mais dans une faible proportion par rapport aux prélèvements d'eau souterraine. On y trouve également une répartition différente des prélèvements dans les différentes couches aquifères, avec une légère prédominance de l'Infra-Toarcien et une participation assez faible du Jurassique supérieur (Callovo-Oxfordien).

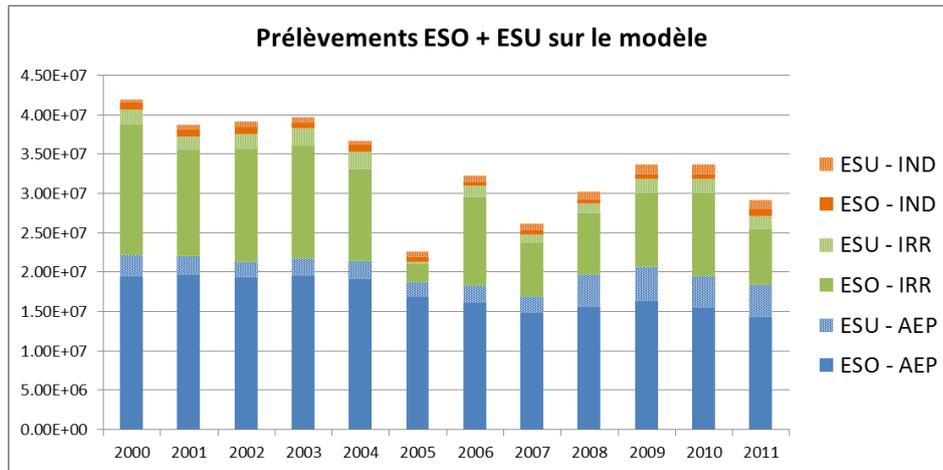


Illustration 86 : Volumes annuels prélevés sur le modèle et répartition entre eaux de surface et eaux souterraines

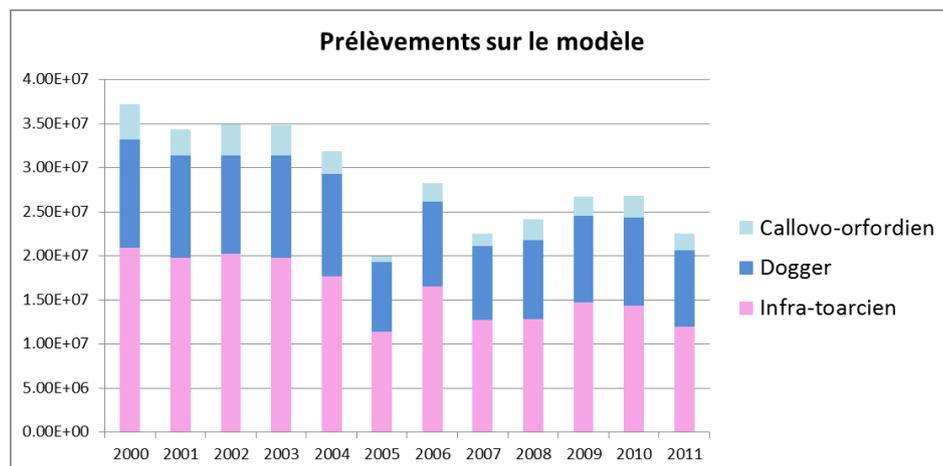


Illustration 87 : Volumes annuels prélevés dans les eaux souterraines par aquifère

5. Modélisation des écoulements

5.1. CALAGE DU MODÈLE HYDRODYNAMIQUE

5.1.1. Conditions aux limites et initialisation

Le modèle Vivier est un zoom du modèle Jurassique : les couches sont les mêmes, les topographies et profondeurs également. Les piézométries des mailles en bordure du modèle Vivier ont alors été utilisées comme limites pour la modélisation.

La piézométrie initiale a dans un premier temps été celle du modèle Jurassique. Lors du processus de calage, cette piézométrie a été remplacée par la piézométrie simulée d'étiage 2010, plus stabilisée.

5.1.2. Discrétisation temporelle

Les calculs sont effectués à un pas de temps variable. Il est mensuel de septembre à avril et hebdomadaire (4 semaines par mois) de mai à août, afin de mieux simuler les étiages.

5.1.3. Points de calage

Le calage a été réalisé sur les points de mesures disponibles dans le secteur.

Les deux principaux points de calage sont le débit de la résurgence du Vivier et la piézométrie à Niort-La Grange. D'autres piézomètres en bordure de bassin sont également utilisés, comme les piézomètres d'Aiffres, celui de Prahecq, celui de Saint-Gelais etc.

Les débits de plusieurs sources du bassin de la Sèvre Niortaise sont suivis depuis 2009 : la fontaine de Chantelay, le captage de Sourdan et la fontaine bouillonnante à Exoudun.

Pour l'amont du bassin, un recensement des sources connues a été effectué. Le calage s'est attaché à vérifier qu'il y avait bien un "débordement" ou à en restituer un lorsqu'une source est présente.

Pour la piézométrie générale, les résultats du modèle ont été comparés à ceux de la campagne piézométrique 2004-2006 sur le Dogger et l'Infra-Toarcien.

Pour les eaux superficielles, un limnigraphe est installé à Montaillon sur le Lambon. Les stations de débit sur la Sèvre Niortaise et la Guirande ont également fait l'objet d'un recalage.

Le RDOE (Réseau Départemental d'Observation des Ecoulements) donne également des indications sur le régime hydrologique du Lambon en répertoriant les assecs.

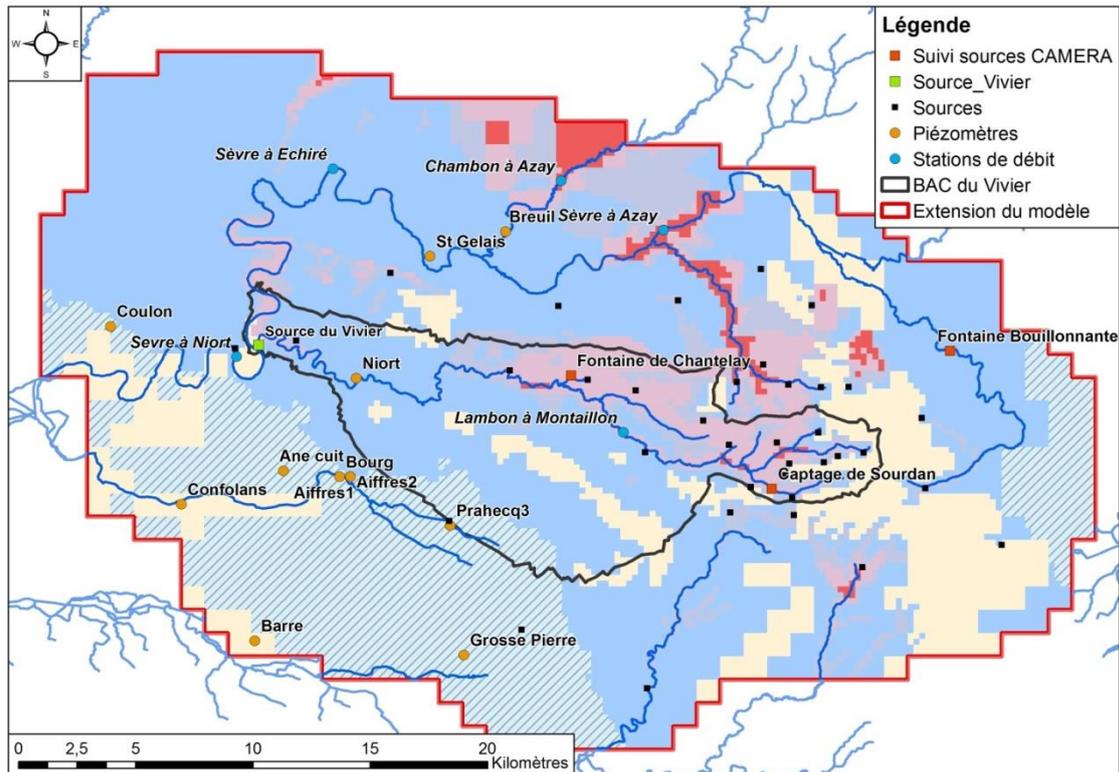


Illustration 88 : Points utilisés pour le calage hydrodynamique

5.2. CALAGE

5.2.1. Paramètres de calage

Le calage du modèle Vivier a été réalisé à partir des paramètres du modèle Jurassique. Cependant, du fait de la diminution de la taille des mailles et de la prise en compte du réseau karstique et de nouveaux points de suivis, le calage a dû être remanié.

La phase de calage correspond à la recherche des « meilleurs » paramètres permettant d'obtenir une bonne adéquation entre les observations disponibles et les valeurs calculées par le modèle : niveaux piézométriques et débits des cours d'eau dans le cas présent.

Les paramètres à ajuster sont les paramètres descriptifs du milieu hydrogéologique (perméabilités et coefficients d'emmagasinement des formations) mais également dans le cas présent des paramètres relatifs au cours d'eau (perméabilité du lit des cours d'eau).

Le calage a été réalisé par une procédure itérative pendant laquelle on procède par « essais – erreurs ». Cette phase permet au modélisateur d'apprécier les réactions du modèle, d'identifier les secteurs critiques, de mesurer le poids relatif des différentes composantes hydrauliques, d'apprécier leurs interactions, et d'évaluer leur contribution au fonctionnement du système aquifère. Les paramètres sont généralement modifiés par couches ou par grande zone. La qualité du calage est appréciée visuellement par superposition des chroniques de charge et de débits mesurées et calculées, et à l'aide de différents diagrammes et critères quantitatifs.

5.2.2. Résultats du calage

Les champs de perméabilité permettant d'obtenir le calage décrit ci-après sont présentés dans l'annexe 2 pour chaque couche du modèle.

a. Appréciation générale du calage

L'illustration 89 présente la moyenne des écarts entre la chronique observée et la chronique simulée par le modèle sur les 12 piézomètres présents dans la simulation.

La plupart des écarts sont inférieurs à ± 2 m, montrant une assez bonne adéquation entre les valeurs simulées par le modèle et les chroniques observées. Seuls 2 piézomètres ne sont pas dans cet intervalle, Ane Cuit sur la commune d'Aiffres et Bourg sur la commune d'Aiffres.

En juillet-août, période d'étiage sur l'illustration 90, la moyenne des écarts entre observé et simulé n'est pas compris dans l'intervalle ± 2 m pour 3 piézomètres, les deux précédents auquel s'ajoute un piézomètre au Dogger, Aiffres 1.

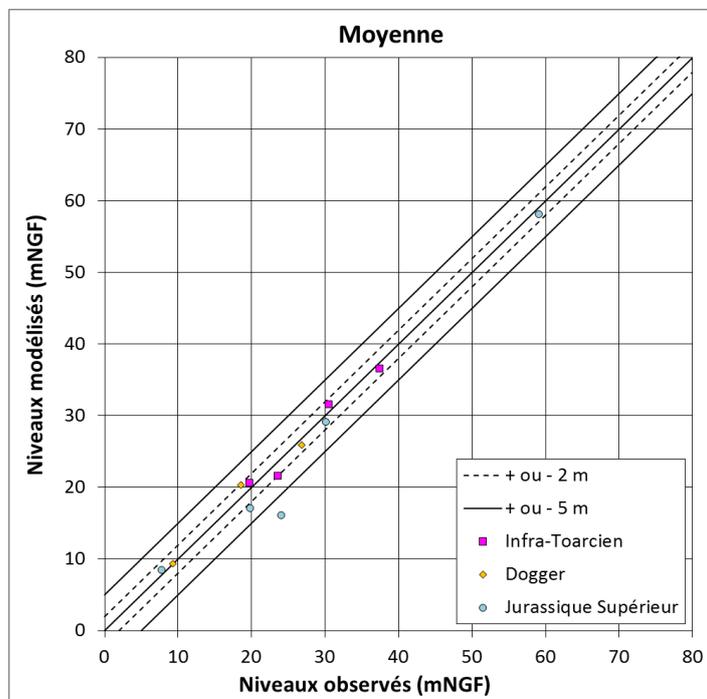


Illustration 89 : Diagramme de dispersion – moyenne des niveaux mesurés/moyenne des niveaux simulés pour la période 2000-2011

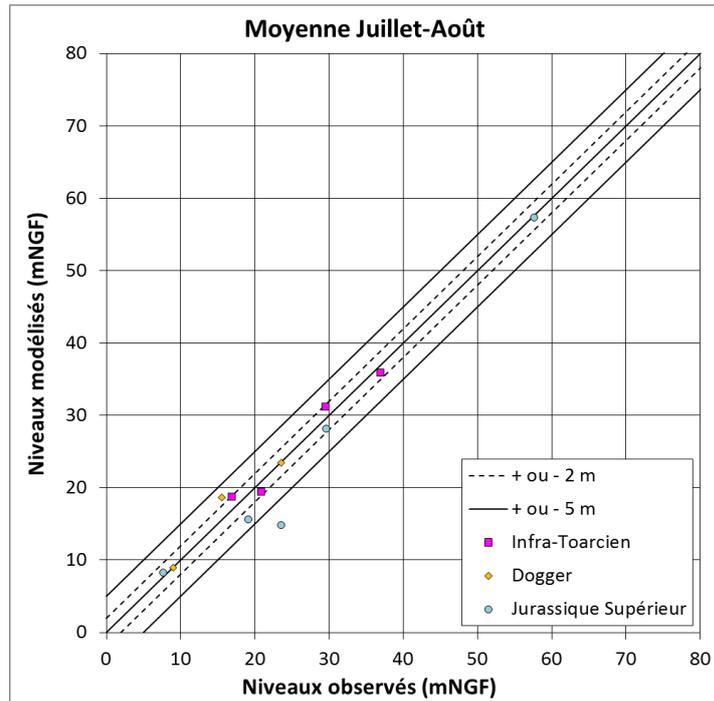


Illustration 90 : Moyenne des niveaux mesurés /moyenne des niveaux simulés - période juillet-août (2000-2011)

Pour les débits en rivière et de débordement, le critère de Nash, basé sur les écarts du modèle, est communément utilisé. L'erreur quadratique calculée des débits et mise sous la forme adimensionnelle du critère de Nash-Sutcliffe, est utilisée dans le cadre de ce travail. Ce critère de calage est défini par :

$$Nash = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i - \hat{Q}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_i - \bar{Q})^2}$$

Avec Q_i et \hat{Q}_i qui sont respectivement les débits observés et simulés durant la période de calage et \bar{Q} est la moyenne des débits observés. Si le critère de Nash est de 1, l'ajustement est parfait, par contre, s'il est négatif, le débit calculé par le modèle est une plus mauvaise estimation que le simple débit constant égal au débit observé. On considère généralement que des critères de Nash supérieurs à 0,6-0,7 sont satisfaisants et que des critères supérieurs à 0,9 sont excellents.

Dans le cas présent, le calcul du critère de Nash est réalisé au pas de temps mensuel (valeurs observées et calculées) pour ne pas donner plus de poids aux valeurs hebdomadaires de la période estivale par rapport aux valeurs mensuelles des mois d'hiver. Par ailleurs, pour cette analyse, les chroniques observées comportant un minimum de 40 mesures mensuelles ont été utilisées.

L'illustration 91 présente les valeurs du critère de Nash pour ce modèle. Les valeurs sur la Sèvre ne sont pas très élevées, ce qui est probablement à imputer au fait que tout l'impluvium de ce cours d'eau n'est pas représenté par le modèle Vivier. La modélisation du Lambon à Montailon présente un critère de Nash proche de 0,6, à rapprocher avec un déficit piézométrique sur l'amont de l'AAC et à une incertitude sur la représentativité de la station de Montailon. La source du Vivier présente cependant un Nash de 0.82, ce qui est très satisfaisant au regard de la complexité du système à représenter.

LA SEVRE NIORTAISE à NIORT [LA TIFFARDIERE (TOTALE 2)]	0.56
LE LAMBON À MONTAILLON	0.57
LA SEVRE NIORTAISE à AZAY-LE-BRULE [PONT DE RICOU]	0.68
LA SEVRE NIORTAISE à ÉCHIRE [CHATEAU SALBART]	0.79
LE CHAMBON à AZAY-LE-BRULE [PONT DE BEDANE]	0.63
CANAL VIVIER	0.82

Illustration 91 : Critères de Nash pour les points d'eau superficielle du modèle

b. Résultats sur les eaux souterraines de l'AAC du Vivier

L'illustration 92 représente le calage du débit de débordement de la source du Vivier. Celui-ci a été représenté en considérant que le débordement à la source du Vivier était majoritaire dans la maille de 250x250m sur laquelle se situe la source. Le débit à la source est bien représenté sur l'année hydrologique, comme le montre les points annuels. Cependant, le débit est légèrement surestimé en étiage sec et sous-estimé en lors de la période de baisse de débit suivant les hautes eaux (printemps/début d'été). Le piézomètre de Niort (Illustration 93) est bien représenté dans le modèle en basses eaux. Les niveaux d'eau sont sous-évalués en hautes eaux, principalement du fait de la prise en compte du karst.

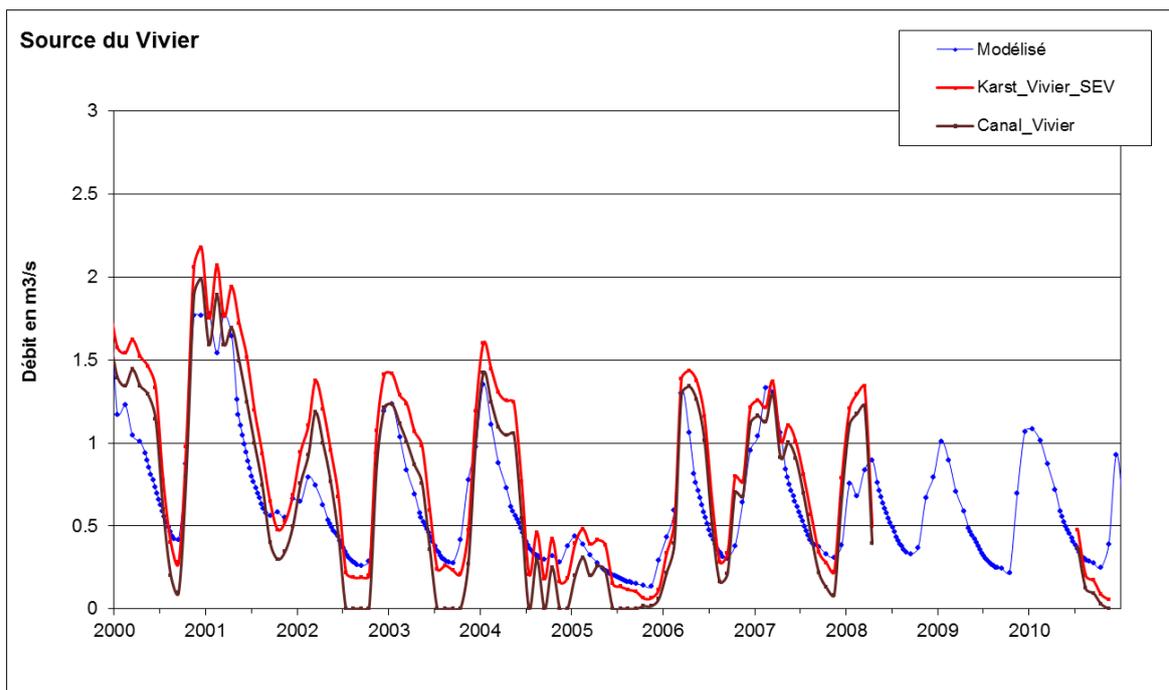


Illustration 92 : Résultats du calage sur le débit à la source du Vivier

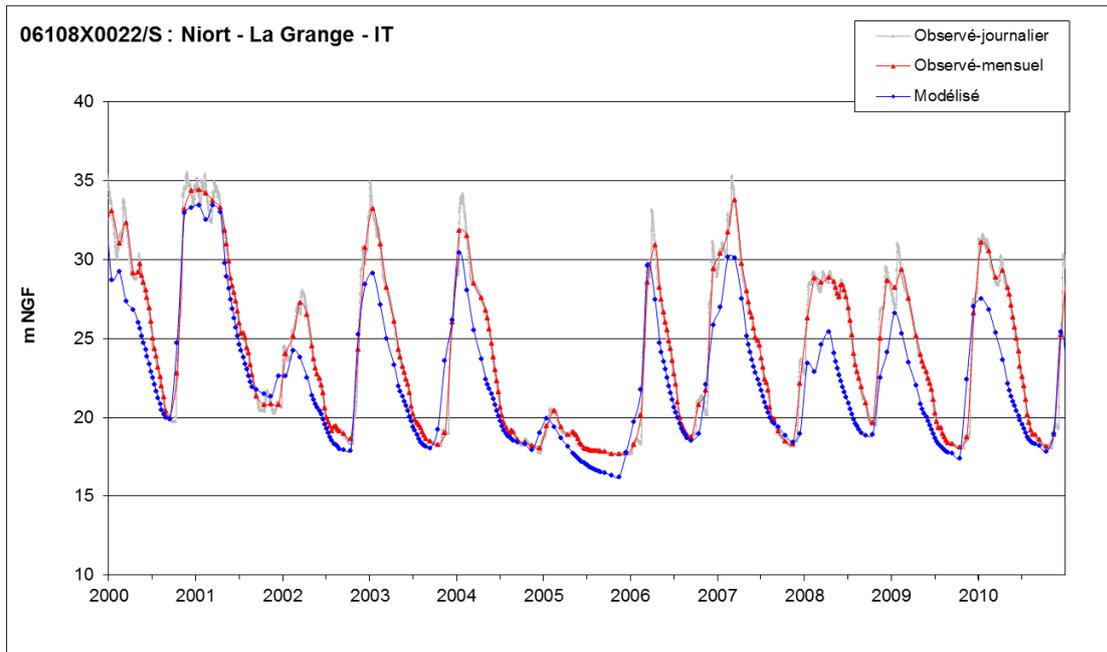


Illustration 93 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Niort – La Grange

Les graphiques de l'illustration 94 à l'illustration 96 présentent les résultats du calage sur la faille d'Aiffres. Les variations du piézomètre de Prahecq sont bien reproduites, mais celles des piézomètres d'Aiffres sont surestimées en basses eaux. Une incertitude reste sur la représentation de la faille d'Aiffres dans le modèle hydrogéologique. Au cours des tests de calage, il a été observé que sa géométrie et son importance conditionnait fortement les débits au Vivier.

Les débits de débordements des sources de l'amont du bassin (Illustration 97 à Illustration 99) peuvent être mal représentés par le modèle, à cause du découpage géologique : le modèle ne prend en compte qu'un seul aquifère pour l'Infra-Toarcien ou pour le Dogger, tandis que sur le terrain, un même aquifère peut être découpé en plusieurs entités locales. Autrement dit, ces sources peuvent prendre naissance à la faveur de lentilles argileuses spatialement réduites par exemple. Cependant, les résultats du calage reproduisent les ordres de grandeur des débits de ces sources.

c. Résultats sur les débits en rivière de l'AAC du Vivier

La totalité du bassin versant hydrographique de la Sèvre n'est pas comprise dans le modèle. Les débits de la Sèvre ne peuvent donc pas être reproduits complètement. Sur l'illustration 100 et l'illustration 101, les débits sont sous-estimés en basses eaux comme en hautes eaux. Leur ordre de grandeur et leur évolution générale sont cependant respectés.

La station de mesure des débits du Lambon à Montaillon, assez en amont sur le cours d'eau voit également ses débits sous-estimés dans le modèle. Il est possible que le Lambon soit en partie alimenté par des sources mal représentées dans le modèle, comme expliqué au paragraphe b précédent.

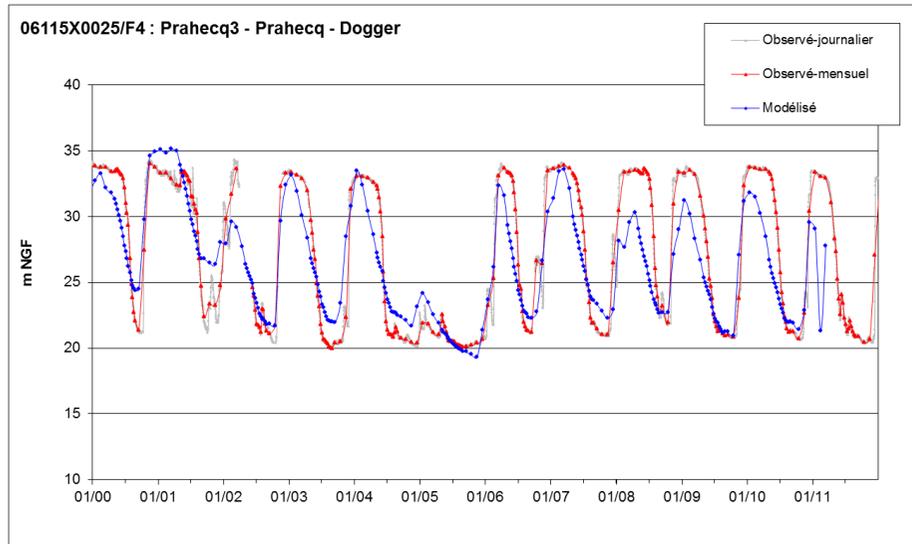


Illustration 94 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Prahecq 3

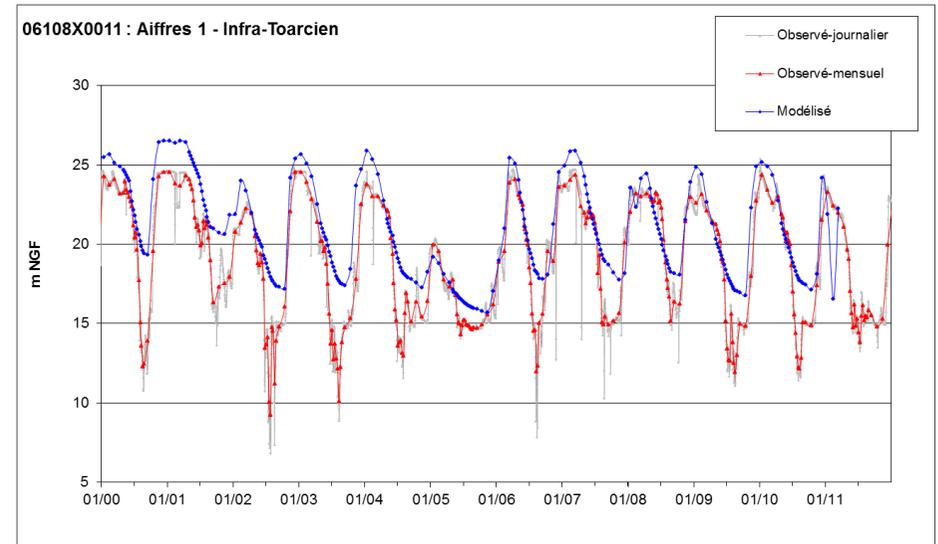


Illustration 96 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Aiffres 1

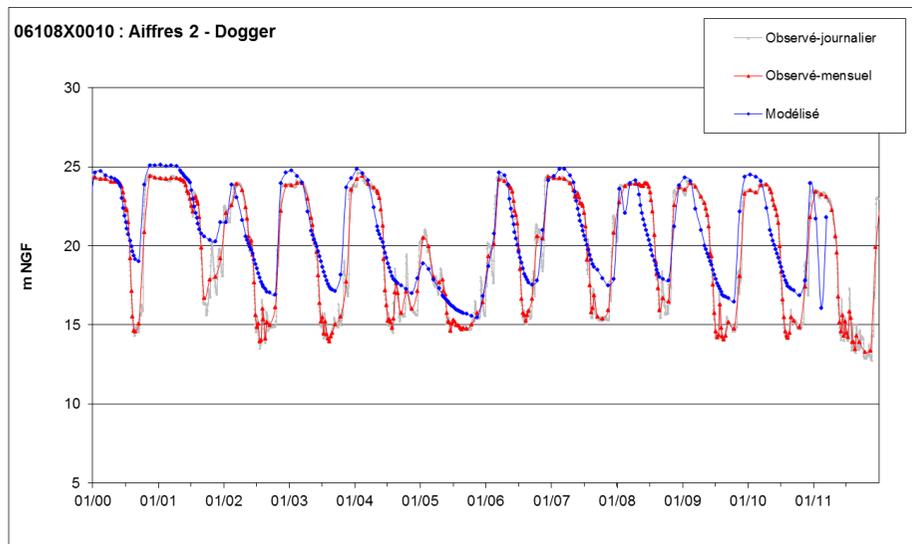


Illustration 95 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Aiffres 2

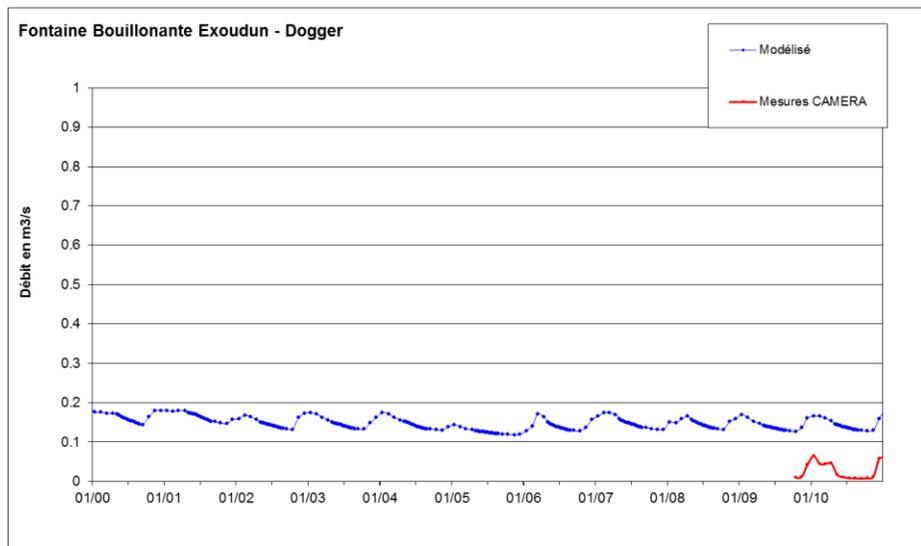


Illustration 97 : Résultats du calage hydrodynamique sur la Fontaine Bouillonnante à Exoudun

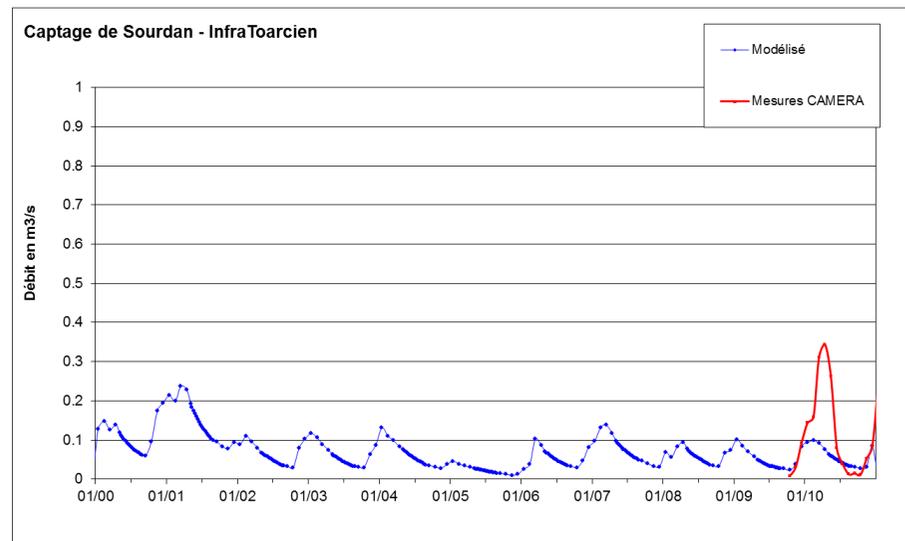


Illustration 99 : Résultats du calage hydrodynamique sur le Captage de Sourdan

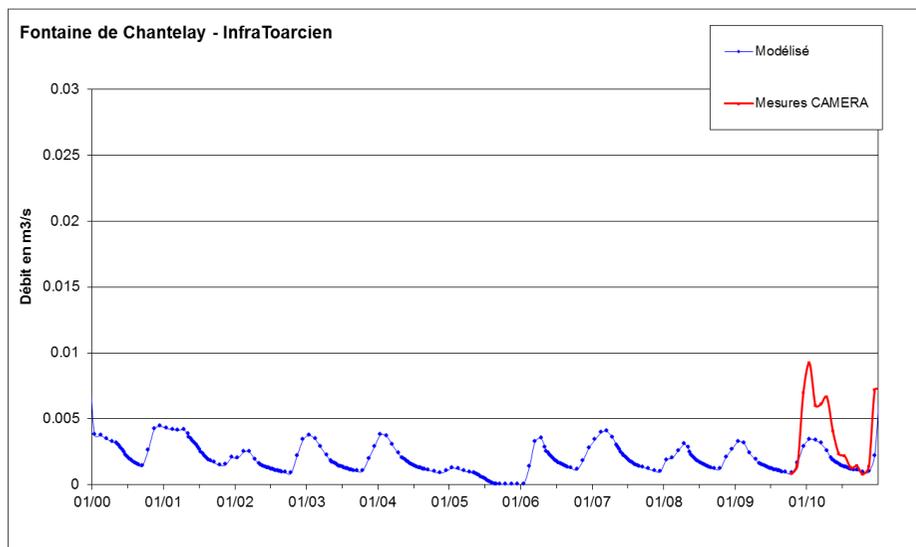


Illustration 98 : Résultats du calage hydrodynamique sur la Fontaine de Chantelay

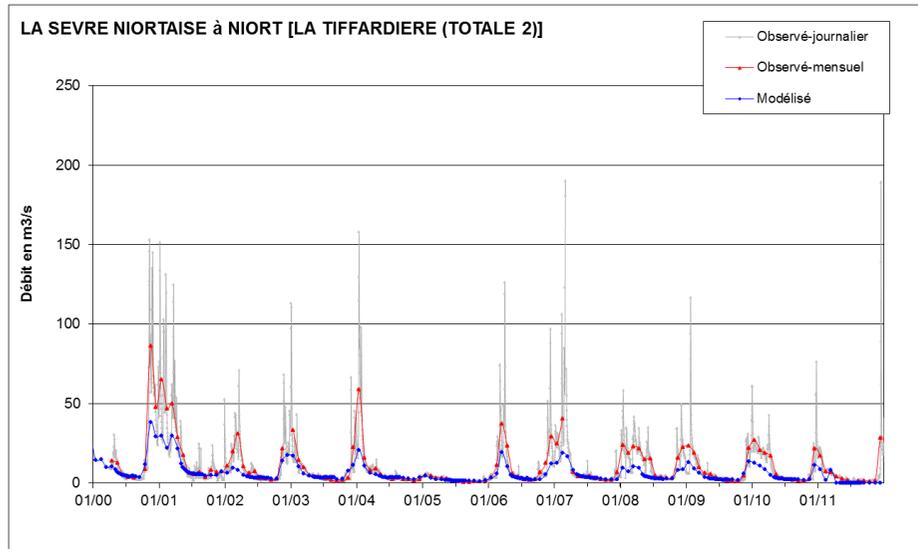


Illustration 100 : Résultats du calage hydrodynamique sur le débit à la station de Niort - Sèvre Niortaise

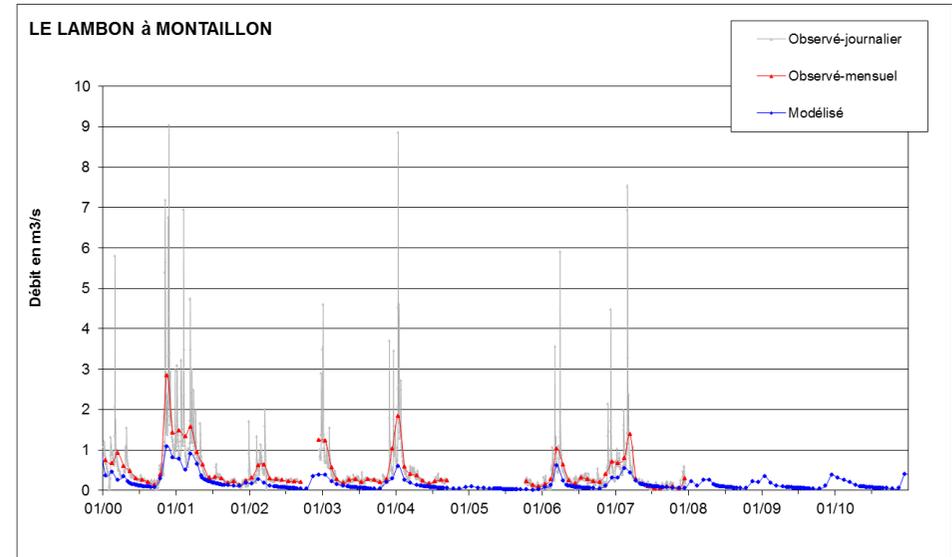


Illustration 102 : Résultats du calage hydrodynamique sur le débit à la station de Montailon - Lambon

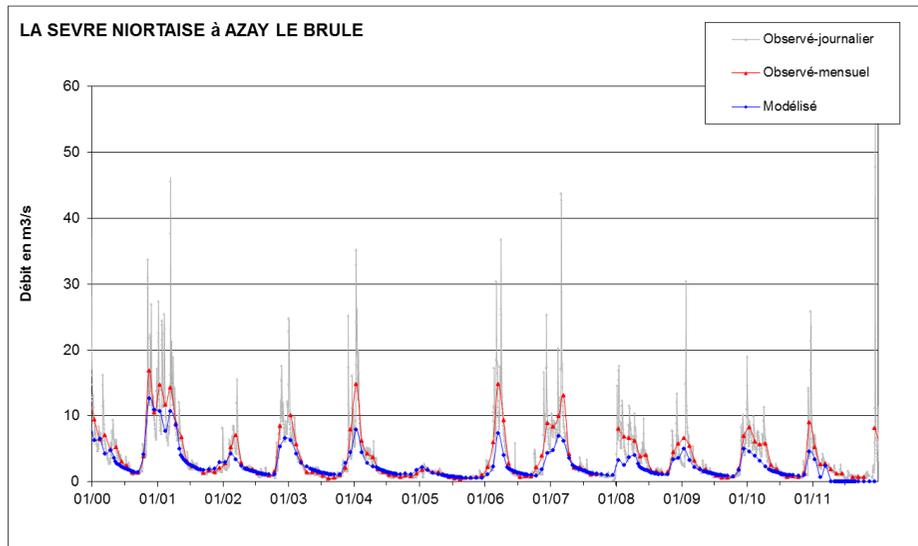


Illustration 101 : Résultats du calage hydrodynamique sur le débit à la station d'Azay-le-Brûlé - Sèvre Niortaise

d. Résultats sur les bordures de l'AAC du Vivier

Les piézomètres et stations de débit situés en dehors de l'AAC ont fait l'objet d'un calage moins précis que ceux de l'AAC (ou très proches de cette dernière). Ils permettent principalement de contraindre correctement les conditions limites de l'AAC (Illustration 103 à Illustration 108).

Ainsi, le piézomètre d'Aiffres-Bourg situé dans le Jurassique supérieur voit ses niveaux sous-estimés en basses eaux. Le piézomètre de Grosse Pierre à Saint-Martin de Benegoue est bien représenté, hormis l'année très sèche 2005. Celui de Saint-Gelais et celui du Breuil, au nord de l'AAC, sont correctement représentés par le modèle.

e. Piézométrie simulée

Les piézométries simulées sur le Dogger et l'Infra-Toarcien sont présentées en Annexe 3 pour les hautes eaux et basses eaux des années 2001, 2003, 2007 et 2010.

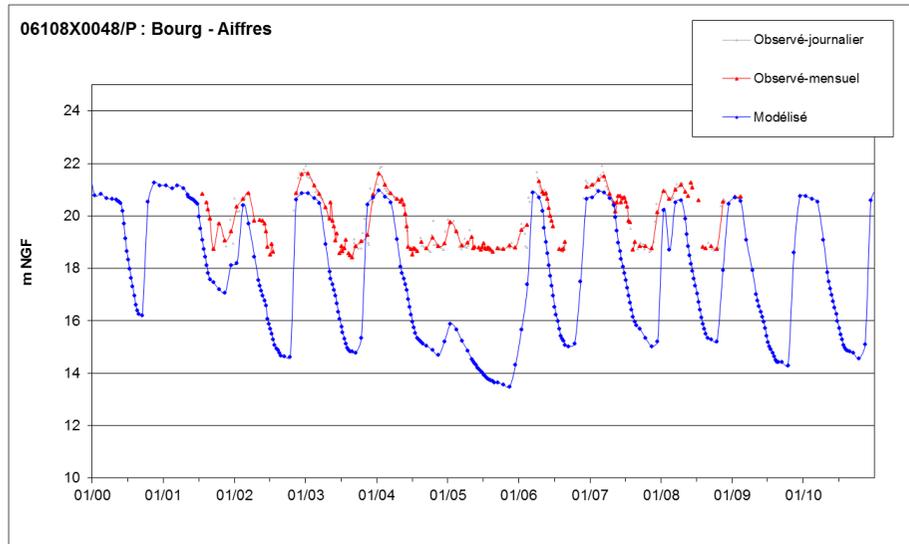


Illustration 103 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre du Bourg d'Aiffres

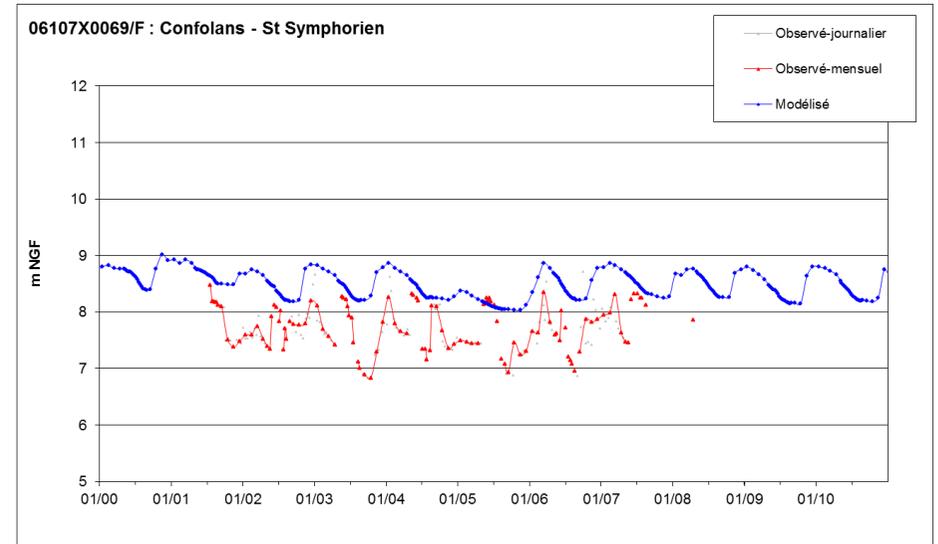


Illustration 105 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Confolans à Saint-Symphorien

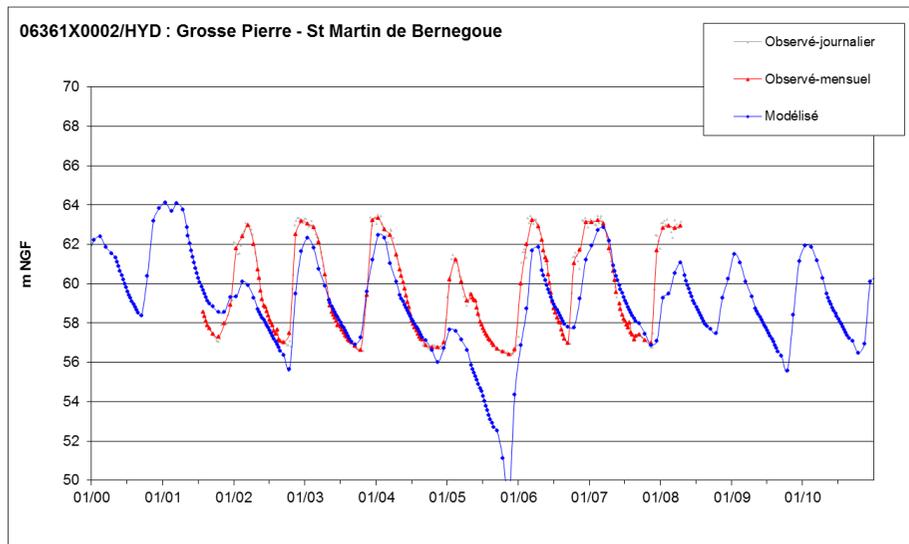


Illustration 104 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Grosse Pierre à Saint-Martin-de-Bernegoue

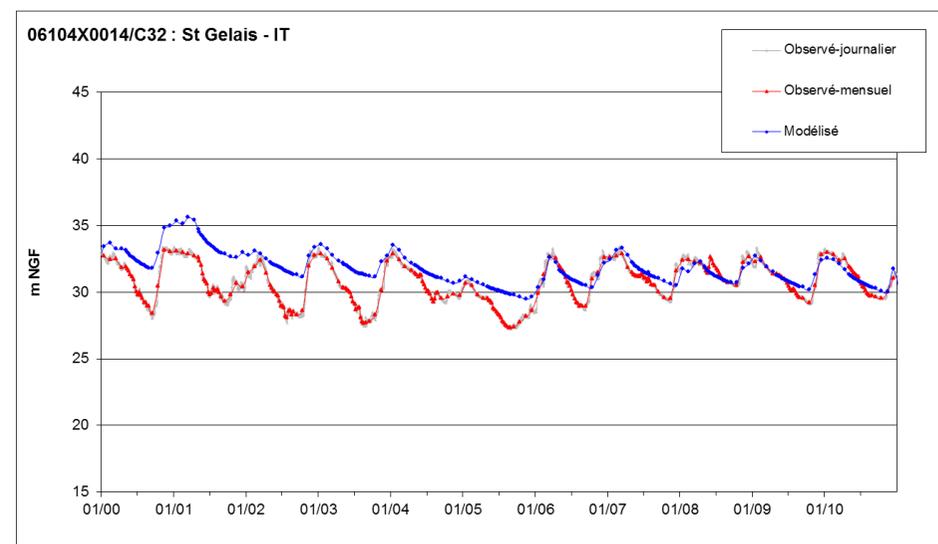


Illustration 106 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Saint-Gelais

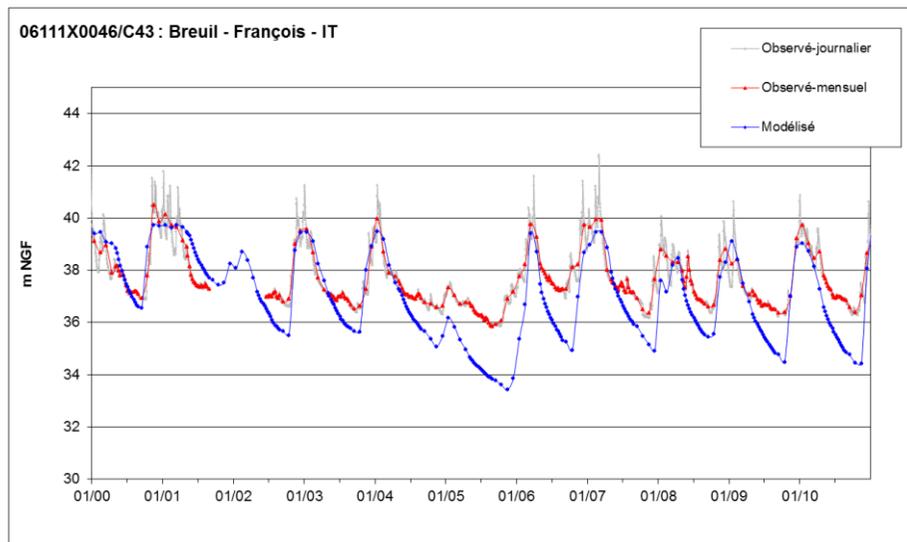


Illustration 107 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Breuil

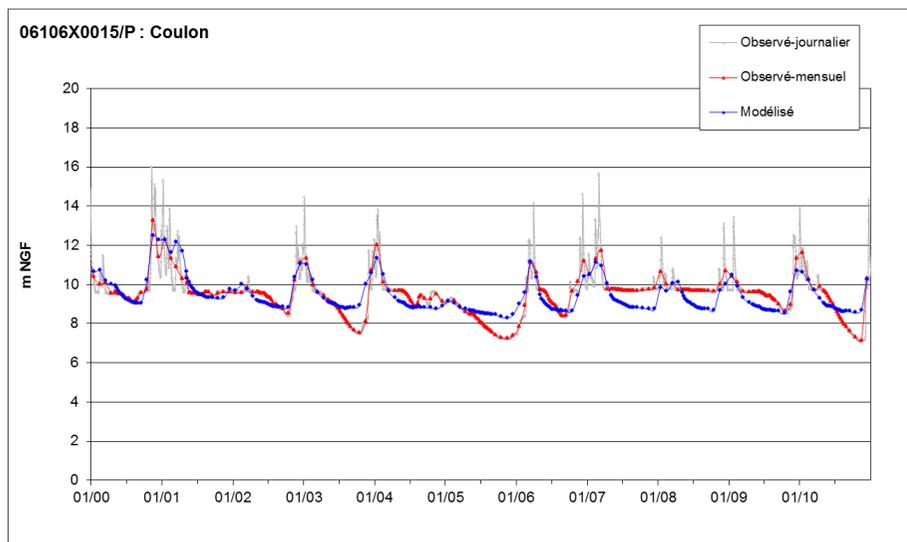


Illustration 108 : Résultats du calage hydrodynamique sur le piézomètre de Coulo

6. Construction de la modélisation des nitrates

6.1. CODE DE CALCUL BICHE ET COUPLAGE

Le code de calcul BICHE, **B**ilan **C**himique des **E**aux (Thiéry et Seguin 1985, Thiéry 1990) permet la simulation de transferts de nitrates apportés sous forme d'engrais et de minéralisation du sol, consommées en partie par les plantes et entraînés par les pluies vers les horizons inférieurs. Ces simulations de transfert font intervenir un certain nombre de paramètres.

Ces paramètres globaux, qui caractérisent le modèle, ne peuvent pas être mesurés sur le bassin. Les valeurs optimales de ces paramètres sont alors déterminées par un processus itératif à partir des valeurs initiales par recherche du meilleur ajustement entre observations et valeurs de sortie calculées par le modèle (calage).

Le calage se fait en deux étapes successives :

- calage des paramètres hydrologique sur des séries d'observation de débits et/ou de niveaux aquifères,
- les paramètres hydrologiques étant déterminés, calage des paramètres chimiques sur une série d'observation de concentrations mesurées sur des eaux prélevées soit à l'exutoire, soit dans le piézomètre.

Une troisième étape consistant à caler les paramètres hydrologiques et chimiques conjointement peut éventuellement être ajoutée. L'illustration ci-dessous (Illustration 109) rappelle les données à acquérir pour réaliser une simulation avec le code de calcul BICHE.

Modèle	Série d'entrée	Série de calage
Hydrologique	Précipitation Evaporation	Evolution piézométrique et/ou Evolution de Débit
Chimique	Précipitation Evaporation d'apports de nitrates par application d'engrais besoins en nitrates des plantes minéralisation de la matière organique du sol libération de nitrates par les résidus cultureux	Evolution des concentrations

Illustration 109 : Données nécessaires au calage d'un modèle global BICHE

6.3. STRATÉGIE

Le syndicat des eaux du Vivier a délimité 5 zones « BICHE », basées sur une pédologie similaire. Cette pédologie se traduit globalement en termes de vulnérabilité des eaux souterraines, comme les zones de cours d'eau, ou encore les couvertures argileuses, et en termes agricoles, avec des cultures de plateau ou de prairies. Pour la modélisation, une 6^e zone a été ajoutée, représentant les zones urbaines.

La carte ci-dessous (Illustration 110) présente les unités BICHE définies pour la modélisation nitrates. Elles ont été définies sur le BAC du Vivier, et étendues au reste du modèle.

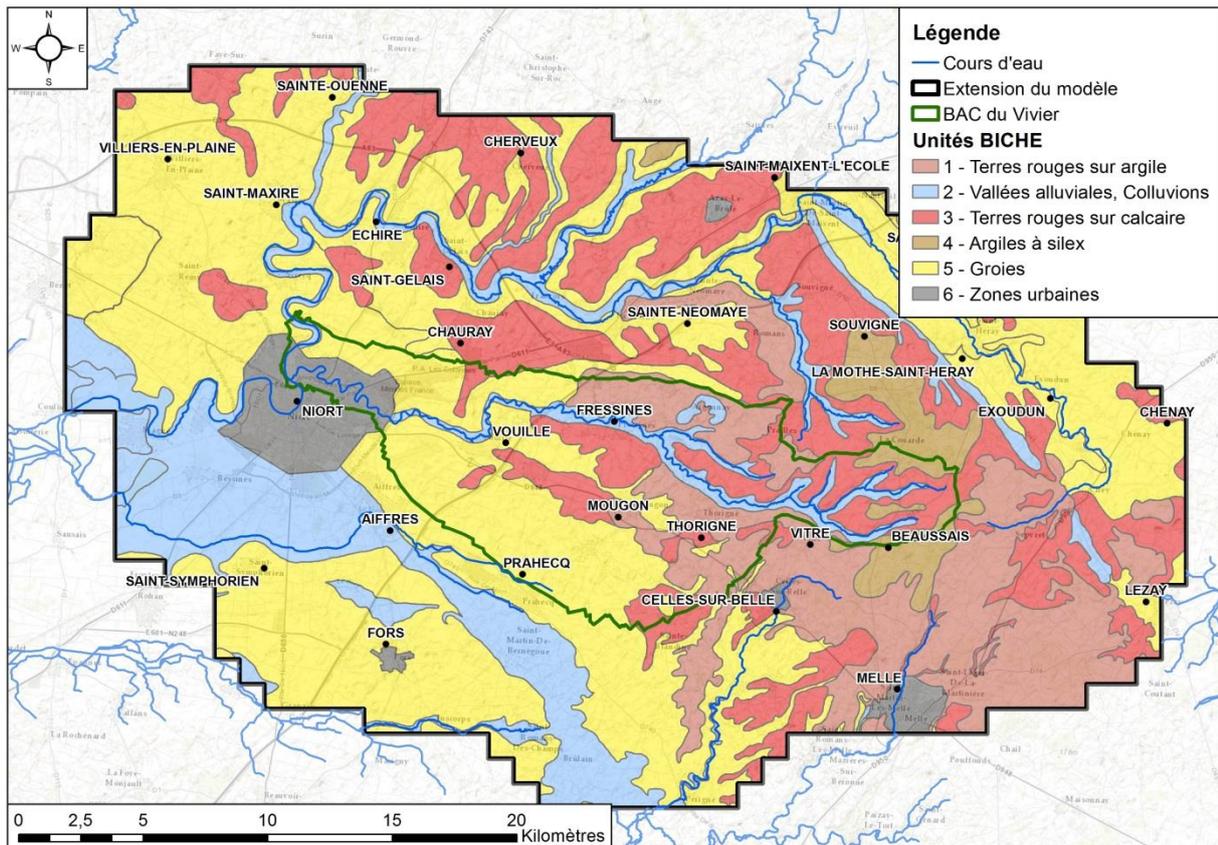


Illustration 110 : Délimitation des unités BICHE sur le modèle

Les caractéristiques pédologiques des zones BICHE sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Zone	Description	Unités cartographiques correspondantes
Zone 1	Terres rouges : sols limoneux à limono-argileux	UC 112, 123
Zone 2	Vallées calcaires et terrasses alluviales, Colluvions sur calcaire	UC 26, 35, 43, 50, 98, 135, 129
Zone 3	Terres rouges, plateaux des terres rouges	UC 57, 132
Zone 4	Argiles à Silex : sols limono-argileux à cailloux de silex	UC 69, 133, 138, 141, 70, 134, 142
Zone 5	Groies : sols argilo-limoneux sur calcaire	UC 16, 29, 101, 197, 28, 115, 116, 117, 137
Zone 6	Zones urbaines	-

Au vu du peu de données de concentrations en nitrates et de niveaux d'eau ou de débits disponibles sur le bassin d'alimentation de captage du Vivier, une première modélisation globale a été réalisée en agglomérant ces différentes zones et en se concentrant sur le niveau du piézomètre de Niort et la concentration en nitrates de la source du Vivier.

Les différentes zones BICHE ont ensuite été affinées avec des données culturales plus précises et des paramètres adaptés au type de sol.

Par la suite, ces différents paramétrages ont été intégrés dans le module BICHE de MARTHE pour réaliser la modélisation des nitrates dans les eaux souterraines et de surface.

6.5. DONNÉES AGRICOLES

6.5.1. Présentation agricole du bassin versant

a. *Traitements préalables - Données utilisées*

Pour être utilisé, le modèle nécessite quatre séries d'entrées spécifiques pour la partie "agronomique" du modèle, ces séries représentant la conduite d'une culture. Cela implique qu'un pré-traitement doit être réalisé pour que l'ensemble du bassin, c'est-à-dire un ensemble de cultures, puisse être représenté correctement par le même type de série.

La première étape est donc de connaître les cultures présentes sur la zone d'étude sur une période longue. Le principe de BICHE étant de pouvoir se caler à partir de série longues, les sources de données les plus anciennes disponibles ont été utilisées. La connaissance de l'évolution de l'occupation du sol a été acquise sur le secteur en recoupant plusieurs sources de données. Premièrement, les statistiques agricoles du Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt à l'échelle de la commune ont été traitées pour connaître l'assolement à différentes dates entre 1970 et 2010 (DISAR, 2015)

Les données statistiques disponibles auprès du Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt permettent de connaître, pour chaque commune, la Superficie Agricole Utilisée (SAU²) ainsi que la répartition de cette superficie entre les cultures (ex : blé, maïs, colza). Ces données sont issues d'enquêtes auprès des exploitations agricoles. Les statistiques sont disponibles pour cinq dates 1970, 1979, 1988, 2000 et 2010. Cela permet de respecter un pas de temps d'environ dix ans.

Les exploitations étant relativement importantes et représentant une part importante de la commune, certaines données sont couvertes par le secret statistique. Ainsi les sommes ne sont généralement pas exactes (ex : la superficie cultivée en colza + la superficie cultivée en tournesol \neq superficie cultivée en oléagineux). De même, la surface agricole utilisée peut donc être supérieure à la somme des superficies de cultures enquêtées.

Pour l'année, un traitement sous SIG du RPG³ a été réalisé pour connaître les proportions des différentes cultures sur les années plus récentes. Ce traitement a aussi permis de spatialiser les parcelles de l'AAC. L'AAC du Vivier a été utilisée comme limite pour ce traitement.

L'occupation des sols de neuf communes a été analysée : Aiffres, Aigonnay, Beaussais, Chauray, La Couarde, La Crèche, Fressines, Mougon, Prahecq, Prailles, Thorigné, Vitré et Vouillé.

Les statistiques, étant fournies à l'échelle de la commune, il n'a pas été possible de faire une analyse spécifique. Les traitements seront biaisés dans le sens où les communes ne sont que partiellement dans le bassin. Les données à l'échelle de la commune étant les plus fines disponibles, elles ont néanmoins été utilisées pour le travail de détermination de l'occupation des sols sur un longue période.

² La superficie agricole utilisée (SAU) est une notion normalisée dans la statistique agricole européenne. Elle comprend les terres arables (y compris pâturages temporaires, jachères, cultures sous abri, jardins familiaux...), les surfaces toujours en herbe et les cultures permanentes (vignes, vergers...).

³ Registre parcellaire graphique (RPG) : zones de cultures déclarées par les exploitants.

Le traitement des statistiques agricoles met en évidence l'importance des céréales sur la période étudiée (1970-2010) sur l'ensemble des communes étudiées (DISAR, 2015). Les céréales occupent entre 32% (1970) et 40% (2010) de la SAU des treize communes. Le blé est la culture dominante sur l'ensemble des treize communes, il occupe à lui seul entre 16% (1970) et 31% (2010) de la surface des onze communes (Illustration 111). Les céréales occupant le plus de surface après le blé, sont le maïs grain et l'orge

Après les céréales, le groupe occupant la surface la plus importante est le groupe des cultures oléagineuses (DISAR, 2015). Dans ce groupe, le colza occupe des surfaces allant de 1% (1979) et 10% (2010). Le Tournesol est aussi présent sur la zone mais depuis une période beaucoup plus courte. Cette culture représente entre 13% (2010) et 18% (2000) seulement depuis l'enquête de 1988, avant cette date les surfaces étaient pratiquement nulles.

L'ensemble de la superficie occupée par les grandes cultures décrites ci-dessus oscille entre 59% en 2010 et 21% en 1979. Le reste de l'occupation du sol est orienté vers l'élevage.

Le maïs ensilage occupe une place importante (DISAR, 2015). Cette culture représente entre 1% (1970) et 8% (1979). Cumulé avec le maïs grain, les surfaces oscillent entre 6% (1970) et 13% (1979).

Le bassin comporte une surface importante en herbe (ex: prairie artificielle, prairie temporaire, prairie permanente). Les surfaces en herbe représentent entre 19% (2010) et 51% (1970) de la superficie des onze communes. Selon les statistiques, la catégorie majoritaire est la surface en prairie permanente. Néanmoins les surfaces enherbées ont diminué sur toute la durée de la période enquêtée (DISAR, 2015). Dans les années 2000, l'intégration de jachères à la sole a été imposée aux exploitants agricoles, ces jachères sont intégrées à ces surfaces toujours en herbe en termes de modélisation (3% en 2000 et 1% en 2010 de la surface étudiée- DISAR, 2015). Les jachères peuvent être considérées comme des surfaces en herbe non fertilisées.

L'illustration suivante (Illustration 111) présente l'ensemble des cultures principales des neuf communes étudiées. Un nombre restreint de cultures occupe 80% de la SAU des communes du bassin mais un nombre important de cultures est nécessaire pour couvrir 100% de celle-ci. Du point de vue de la modélisation BICHE, il est préférable de réaliser un travail de recherche plus important sur les quelques cultures représentant 70-80% de la SAU plutôt que d'essayer de chercher les données pour l'ensemble des cultures de la zone. Ainsi, il a été décidé de limiter le travail de recherche aux cultures les plus impactantes du bassin afin que celui-ci soit le plus abouti. Il est possible de couvrir 80% de la SAU en étudiant seulement 5 cultures.

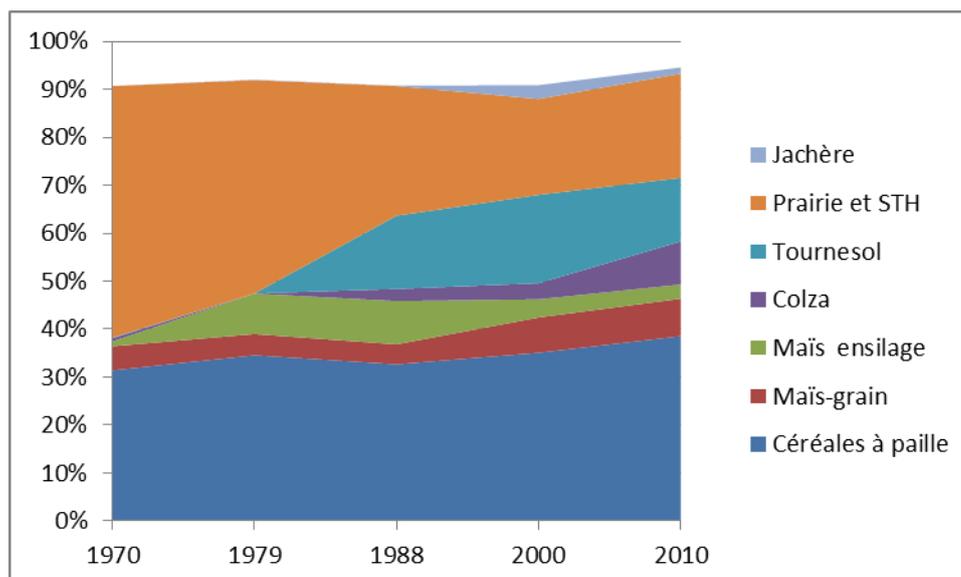


Illustration 111 : Evolution des surfaces occupées par les principales cultures entre 1970 et 2010

Les céréales à pailles sont la composante la plus importante du parcellaire de la zone. Pour ne pas multiplier les combinaisons de modélisation autour des cultures, toutes les céréales d'hiver ont été modélisées avec les mêmes paramètres. Puisque le blé tendre d'hiver est, de loin, la céréale d'hiver la plus présente, les modélisations seront basées sur cette culture.

Les **cinq cultures suivantes** ont été retenues pour participer à l'élaboration des chroniques de données servant de base à la modélisation du transfert des nitrates sur le bassin. Ces cultures sont :

- les céréales d'hiver (représentées par le blé tendre d'hiver)
- le maïs (grain et ensilage)
- le colza
- Le tournesol

En plus de ces cinq cultures, les surfaces en herbe (incluant les prairies permanentes et les jachères) ont également été prises en compte. L'ensemble des cultures et des surfaces en herbe occupent entre 91% (1979) et 95% (2010) de la SAU.

b. Traitements préalables et calcul des surfaces

Les gestionnaires du bassin du Vivier ont défini 5 zones de sol. Grâce à un croisement avec un SIG, un pourcentage a été affecté à chaque commune en fonction de sa localisation dans le bassin. Par exemple, la commune d'Aiffres n'a d'influence que sur la zone 5 tandis que la commune d'Aigonnay influence en majorité la zone 1 mais aussi la zone2 et la zone3.

Grâce à ces clefs de répartition, il a été possible de calculer des pourcentages de cultures par zones. En effet, la répartition des cultures de la commune de Aiffres a une grande importance sur la zone 5, la totalité de la commune y étant située. À l'inverse, la répartition des cultures de la commune de Fressines a peu d'influence puisque seuls 11% de la commune sont situés dans la zone. La répartition des cultures dans la commune d'Aigonnay n'a aucune influence puisque aucune parcelle de la commune n'est située dans la zone 5.

Le tableau ci-dessous (Illustration 112) met en évidence l'importance de certaines zones en terme de surface. La zone 5 comprend des parcelles de pratiquement toutes les communes et

notamment l'intégralité des parcelles des commune de Aiffres et Prahecq. À l'inverse, la zone 4 recueille moins d'un tiers de la commune de Beaussais.

	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5
AIFFRES	0%	0%	0%	0%	100%
AIGONNAY	50%	33%	18%	0%	0%
BEAUSSAIS	0%	25%	55%	19%	0%
CHAURAY	0%	0%	15%	0%	83%
FRESSINES	42%	13%	34%	0%	11%
LA COUARDE	0%	14%	57%	29%	0%
LA CRECHE	31%	16%	1%	0%	53%
MOUGON	11%	7%	29%	0%	52%
PRAHECQ	0%	0%	0%	0%	100%
PRAILLES	33%	20%	47%	0%	0%
THORIGNE	68%	6%	11%	0%	16%
VITRE	33%	51%	17%	0%	0%
VOUILLE	0%	11%	23%	0%	67%

Illustration 112 : Clé de répartition des communes par zones du code de calcul BICHE

6.5.2. Constitution des séries de données pour la modélisation

Une modélisation avec BICHE nécessite 4 séries de données pour traduire l'activité agricole : les besoins des plantes en azote, la fertilisation apportée pour les cultures, la minéralisation de la matière organique contenue dans le sol, et la libération de nitrates par les résidus culturaux. Les paragraphes suivants détaillent l'élaboration de ces séries.

a. Série de besoins en nitrates des plantes (kg de nitrate/ha)

Les besoins des cultures ne sont pas des données accessibles par année et par culture car ils ne sont pas relevés par les exploitants dans le cadre de leur activité. Les besoins sont en revanche accessibles au travers du rendement qui est une variable plus facile à obtenir. En effet, le rendement des cultures est souvent relevé à la parcelle par les exploitants. Pour transformer les données de rendement en données de besoin, il faut passer par trois étapes.

La **première étape** consiste en la récupération des rendements. Pour le blé, l'orge, la betterave, la pomme de terre, le maïs ensilage, la chronique de rendements provient des données statistiques disponibles auprès du Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt à l'échelle départementale. Pour l'ensemble des cultures, des données sont disponibles depuis 1989.

La **deuxième étape** est la traduction du rendement en besoin. Il s'agit généralement d'une relation linéaire entre les deux. Les besoins sont fonction du rendement, car plus une culture produit, plus elle consomme d'éléments minéraux.

Le besoin unitaire (nombre de kilogrammes d'azote contenus dans les organes végétaux exportés) est disponible pour la plupart des cultures car elles ont été étudiées par les chambres d'agriculture et les instituts spécialisés dans plusieurs contextes pédoclimatiques. Par exemple, pour un rendement de 100 qx/ha, les besoins du blé sont estimés à 300 kg de N/ha. Cela correspond aux valeurs d'exportation d'azote pour un blé (GREN Poitou-Charentes, 2012). Le

tableau suivant (Illustration 113) présente les données qui ont été utilisées pour cette étude en fonction des cultures.

Culture	Besoin unitaire	Unité	Source
Blé tendre	3	kg de N / qx	GREN Poitou-Charentes, 2012
Mais grain	2,1-2,3*	kg de N / qx	GREN Poitou-Charentes, 2012
Colza	6,5	kg de N / qx	GREN Poitou-Charentes, 2012
Tournesol	4,5	kg de N / qx	GREN Poitou-Charentes, 2012
STH	20-25**	kg de N / t	Soltner, 1999-

* : La valeur à utiliser dépend du rendement de la culture

** : il n'existe pas de valeur préconisée pour cette culture, une valeur calculée a été utilisée

STH = Surface Toujours en Herbe

Illustration 113 : Besoin unitaire des cultures présentes sur la zone

La **troisième étape** consiste à passer d'une donnée annuelle de rendement (relevée à la récolte) à des données quotidiennes. De nombreuses études, réalisées par des instituts agricoles spécialisés, permettent de connaître l'évolution des besoins des cultures sur l'ensemble du cycle annuel, notamment à des stades-clefs dont la récolte. L'utilisation des courbes d'absorption permettent de transformer une donnée annuelle en données quotidiennes (CIPF, 2006, Unifa, 2003).

Des sources nationales (ex: DISAR, 2015) ont été utilisées pour collecter toutes les données. Les choix dans les bases de données ont généralement été faits sur une base géographique pour se rapprocher au plus près des cycles du bassin. Des dates de semis et de récolte réalistes pour la zone ont été appliquées aux courbes de besoin d'absorption théoriques. L'illustration ci-dessous (Illustration 114) présente les dates retenues.

Culture	Date moyenne d'émergence	Date moyenne de récolte
Blé tendre	20/10	07/07
Mais grain	20/04	20/10
Colza	20/08	07/07
Tournesol	20/04	07/09
STH	01/01	31/12
CIPAN	15/09	02/11

Illustration 114 : Dates de récolte et de semis proposées pour les principales cultures de la zone (CIPAN = Culture Intermédiaire Piège À Nitrates)

Les surfaces en herbe ont été traitées différemment car elles ont des cycles qui ne sont pas totalement comparables aux autres cultures. Il n'y a, en effet, ni date d'émergence ni date de récolte.

Pour les CIPAN, les dates réglementaires des semis et des récoltes ont été utilisées. Les CIPAN n'ont normalement pas de récolte et leur cycle n'est pas abouti. Une production d'environ 2t de MS/ha a été retenue pour le rendement. C'est une valeur moyenne car le rendement des CIPAN n'est pas mesuré. Cela représente environ 50 kg de N/ha consommé par les plantes (CA Nord-Pas de Calais, 2014).

b. Série de fertilisation en nitrates des plantes (kg de nitrate/ha)

Un calcul de fertilisation a été réalisé en se basant sur les équations du "Calcul de la fertilisation azotée" préconisées par les instituts spécialisés (COMIFER, 2013).

L'équation la plus utilisée pour calculer la fertilisation est une équation basée sur le bilan de masse prévisionnel. Cette méthode est la plus préconisée en France (COMIFER, 2013). Néanmoins en Poitou-Charentes l'équation du Coefficient Apparent d'Utilisation (CAU) pourrait également être utilisée. Les tests réalisés ont montré que cette dernière (CAU) était plus à même de calculer les données appliquées sur la zone. Cette équation est préconisée pour les sols argilo-calcaires et les terres rouges en Poitou-Charentes (GREN Poitou-Charentes, 2012).

Une version simplifiée de l'équation proposée a été utilisée (la simplification porte notamment sur l'absence de prise en compte des effets des engrais organiques et des retournements de prairie). Le calcul de fertilisation a été réalisé en utilisant l'équation suivante :

$$X = \frac{(Pf - Po - Mr)}{CAU}$$

Avec :

- X = fertilisation (kg de N/ha)
- Pf = besoin de la plante (kg de N/ha) = b x y
- b = besoin d'azote par unité de production (kg de N/qx)
- y = rendement objectif (qx/ha)
- Po = azote absorbé par la plante durant l'hiver (kg de N/ha)
- Mr = Fourniture du sol (kg de N/ha)
- CAU = Coefficient Apparent d'Utilisation de l'azote

Le besoin d'azote par unité de production est disponible pour la plupart des cultures car elles ont été étudiées par les chambres d'agriculture et les instituts spécialisés. Le tableau suivant (Illustration 115) présente les données qui ont été utilisées pour cette étude en fonction des cultures.

Culture	besoin d'azote par unité de production	Unité
Blé d'hiver	3	Kg de N / qx
Mais grain	2,1-2,3*	Kg de N / qx
Colza	6,5	Kg de N
Tournesol	4,5	Kg de N
Pâturage permanente (ensilage)	120 (Forfait)	Kg de N

Illustration 115 : Besoin unitaire des cultures présentes sur la zone (d'après GREN Poitou-Charentes, 2012)

Le rendement objectif (y) correspond à la moyenne des rendements réels sur 5 ans en excluant les deux valeurs extrêmes en accord avec les pratiques agricoles actuelles.

En ce qui concerne le terme "Po", il dépend du type de sol. La roche mère majoritairement calcaire engendre plusieurs types de sols aux caractéristiques physico-chimiques variables (Etat des lieux-Diagnostic du Bassin d'alimentation des captages du Vivier et des Gachets, SEV, 2010). Trois principales catégories sont représentées sur le bassin du Vivier :

- les terres rouges, de profondeur variable, localisées sur la partie est du bassin ;

- les terres de groies, de profondeur variable également, localisées sur la partie ouest et sud du bassin ;
- les terres de vallées caractérisées par un ensemble de colluvions, qui tapissent les vallées du Lambon et de la Sèvre Niortaise.

Pour simplifier les calculs, une valeur moyenne a été utilisée par culture (ex : 85 kg/ha pour les céréales à pailles). Les valeurs sont disponibles auprès des instituts spécialisés (GREN Poitou-Charentes, 2012).

La fertilisation de la surface toujours en herbe est gérée de manière différente car il n'y a pas d'ouverture de bilan, ni de fermeture. Deux rendements ont été utilisés : d'une part une moyenne des rendements des prairies artificielles et temporaires (c'est-à-dire toutes les prairies non permanentes) et d'autre part le rendement des prairies permanentes. Un entretien intermédiaire azoté et une pousse estivale moyenne ont été considérés. Un taux arbitraire de 10% de légumineuses a été utilisé. En utilisant cette méthode, il est possible d'obtenir des valeurs négatives. Cela est dû au fait que seuls 70% des parcelles sont fertilisées. Pour ces parcelles, la moyenne des doses de fertilisation est de 70 kg/ha (Palacio-Rabaud, 2000).

c. Série de minéralisation de la matière organique du sol (kg de nitrate/ha)

Il existe plusieurs modèles permettant de prédire la quantité d'azote minéralisée dans le sol, la plupart étant basées 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.

Dans cette étude, l'équation utilisée pour calculer la minéralisation est donc une équation à un seul pool qui se présente sous la forme suivante :

$$N_{min} = K \times t$$

Avec : N min = quantité d'azote minéralisée au temps t

K = vitesse de minéralisation de l'azote humifié

t = unité de temps

L'intérêt de cette équation par rapport aux valeurs forfaitaires, utilisées dans l'équation du bilan de masse, est que le pas de temps est modulable. Il est ainsi possible de calculer la minéralisation de la matière organique du sol au pas de temps voulu et pas seulement sur un cycle de culture.

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 qui tend vers une asymptote et 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 clés 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. Ces valeurs sont basées sur des simulations et des mesures acquises dans des contextes similaires (Surdyk, et al., 2009).

d. Série de libération de nitrates par les résidus cultureaux

Les résidus de récolte peuvent être une source d'azote non négligeable puisque 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.

Le taux réel d'incorporation des résidus est très variable et peut dépendre des conditions climatiques. Il dépend aussi des pratiques culturales après récolte (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'années n'est pas envisageable.

Les valeurs de résidus de récolte peuvent être positives ou négatives. Cela signifie que le résidu culturel fournit de l'azote au sol ou au contraire en consomme. Ce phénomène est lié au rapport carbone sur azote (rapport C/N) du résidu. Les résidus à rapport C/N faible sont riches en sucres solubles et en azote. Ils libèrent de l'azote lors de leur minéralisation. Les résidus à rapport C/N élevé (les pailles par exemple) renferment beaucoup de cellulose et de lignine. Leur minéralisation prélève de l'azote soit dans les débris végétaux, soit dans le sol (Soltner, 2003).

e. Compilation des données

Les fichiers d'entrée ont été constitués en pondérant l'influence de chaque culture par sa surface estimée dans la zone. La surface occupée par chaque culture est un élément important dans le calcul de transfert de nitrates. Une culture ayant une forte contribution a moins d'impact si elle est cultivée sur une très faible surface. Les apports, les besoins, la minéralisation du sol et la minéralisation des résidus après récolte de chaque culture sont pondérés par la surface occupée par cette culture sur le bassin. Le tableau suivant (Illustration 116) montre un exemple de compilation de données pour les besoins. La même méthode est applicable pour les apports, la minéralisation du sol et la minéralisation des résidus.

	Besoin blé Kg N/ha	Surface blé %	Besoin maïs Kg N/ha	Surface maïs %	Besoin Betterave Kg N/ha	Surface betterave %	Compilation	Besoin du jour Kg N/ha
Jour n	100	50	60	25	40	25	=100x0,5+60x0,25+40x0,25	75
Jour n+1

Illustration 116 : Compilation de données

Le bilan pour chaque culture est réalisé à partir de l'équation suivante :

<i>Bilan = apports + minéralisation du sol ± minéralisation des résidus – besoins</i>
--

6.5.4. Données recueillies par le SEV : comparaison à celles utilisées

Les données calculées pour la fertilisation ont pu être croisées avec plusieurs données d'enquête locale. Dans un premier temps, la chambre d'agriculture a réalisé des enquêtes sur certaines des cultures de la zones du Vivier et a pu publier les résultats (Sev Vivier, 2010). L'illustration suivante (Illustration 117) présente les résultats pour les cultures retenues, les données disponibles pour la campagne 2007-2008 uniquement. En se référant à ces données, les résultats des calculs de fertilisations ont une tendance à surestimer les doses appliquées

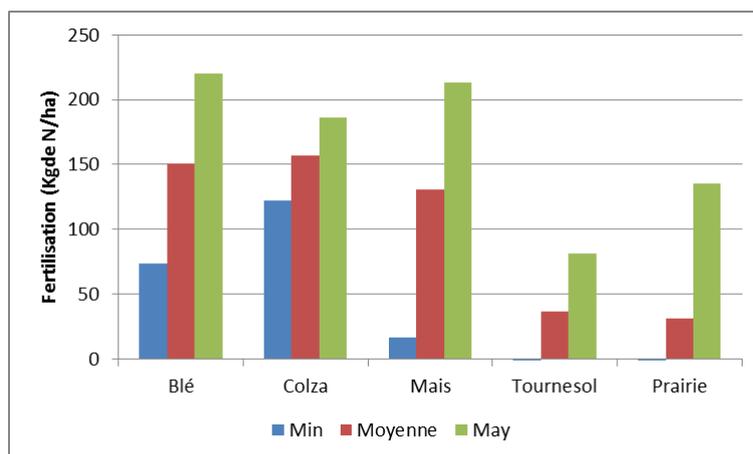


Illustration 117 : Niveau de fertilisation par culture

D'autres données ont été disponibles dans le cadre du projet, des valeurs de fertilisations par cultures et par communes ont pu être recueillies auprès des coopératives de la zone. En se référant à ces données, les résultats des calculs de fertilisations ont tendance à surestimer les doses appliquées. La surestimation est peu importante pour le Tournesol (moins de 5 Kg de N/ha) elle devient importante pour le maïs (environ 30,5 Kg de N/ha).

7. Modélisation des transferts azotés dans le sol et dans la nappe

7.1. CONDITIONS DE LA MODÉLISATION

Le calcul du transport de masse avec MARTHE est couplé au calcul hydrodynamique des charges. Il se fait dans les couches souterraines et dans les cours d'eau, à partir d'une entrée d'intrants azotés calculés par le module BICHE, lui-même couplé à GARDÉNIA.

Le transport de masse est calculé en suivant les déplacements d'eau, et en intégrant la notion de porosité de la roche.

7.2. CONDITIONS AUX LIMITES ET INITIALES

Les concentrations initiales dans les nappes et rivières de la zone modélisée ont été déterminées à partir des données collectées sur la zone d'emprise du modèle. Elles sont inspirées des données de 1990 lorsque celle-ci étaient disponibles, ou de dates différentes le cas échéant.

La concentration de l'eau entrant dans le modèle a également été déterminée sur la base des concentrations initiales pour les rivières non entièrement comprises dans le modèle, ou pour l'eau entrant dans le domaine souterrain.

7.3. RÉSULTATS DU CALAGE

7.3.1. Points utilisés pour le calage

Les données nitrates ne sont pas nombreuses sur l'AAC du Vivier. Seule la source du Vivier est suivie depuis plus de 20 ans de façon régulière. Sur le bassin d'alimentation de captage même, on répertorie :

- Les trois points exploités par le SEV : Source du Vivier, Gachet I, Gachet III.
- Deux sources suivies dans le cadre du projet CAMERA depuis 2010 : Fontaine de Chantelay et Captage de Sourdan.
- Trois points d'eaux superficielles : le Lambon à Coudraie, station abandonnée depuis 2003, le Lambon à Vaumoreau, et la Sèvre Niortaise à Niort.

Les concentrations calculées ont également été calées sur la partie du modèle non comprise dans le BAC.

La carte ci-dessous (Illustration 118) présente les points utilisés pour le calage des concentrations en nitrates. Le domaine extérieur au BAC du Vivier est, par comparaison, plus riche en points analysés. La Sèvre Niortaise est suivie sur tout son linéaire. Il a été important de garder ces points externes à l'AAC, qui sont autant de points supplémentaires permettant d'obtenir un calage plus robuste (bien que les pratiques agricoles modélisées soient principalement représentatives de celles de l'AAC du Vivier).

Enfin, quelques analyses ponctuelles ont été récupérées sur la BSS et donnent une indication sur les teneurs en nitrates avant 1990.

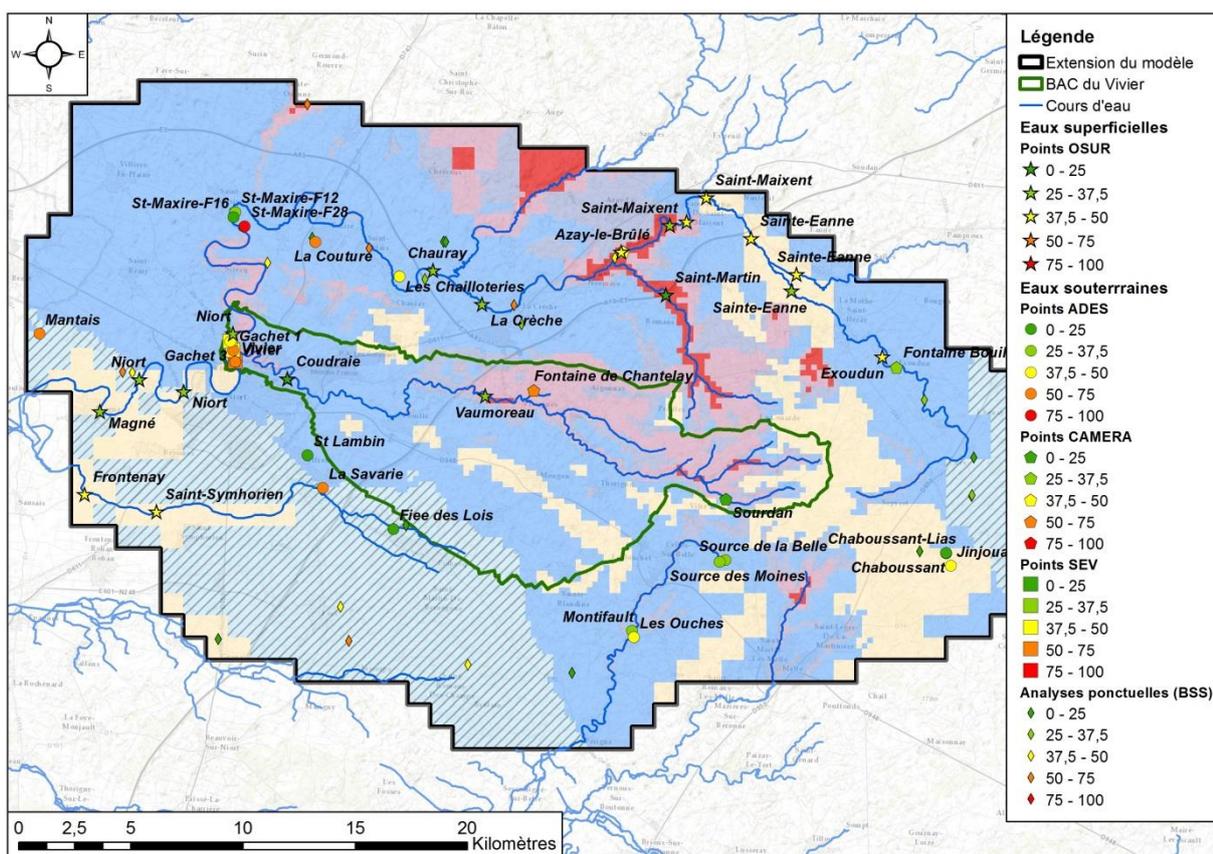


Illustration 118 : Points présentant des analyses nitrates utilisés pour le calage (avec les concentrations moyennes mesurées)

7.3.2. Appréciation générale du calage des concentrations en nitrates

Le critère de Nash-Sutcliffe a également été utilisé pour caractériser la qualité du calage des concentrations en nitrates.

L'illustration 119 présente les critères de Nash pour la simulation des concentrations en nitrates sur les points présentant un minimum de 40 valeurs mensuelles. Ces chroniques longues se retrouvent surtout sur les eaux superficielles.

Tous les critères sont supérieurs à 0,6, et la plupart supérieurs à 0,9. Le critère de Nash pour la source du Vivier et les forages Gachet 1 et Gachet 3 est respectivement de 0,91, 0,99 et 0,97, ce qui garantit la bonne représentativité des teneurs en nitrates calculées sur ces points intégrateurs du bassin.

	Ecart des moyennes	Nash-Sutcliffe	Nb valeurs
Source du Vivier	-4.53	0.91	108
Gachet 1	-0.75	0.99	70
Gachet 3	3.61	0.97	69
Lambon_Vaumoreau	1.31	0.83	52
SEVRE NIORTAISE à EXOUDUN	-3.41	0.66	102

PAMPROUX à SAINTE-EANNE	-5.63	0.98	65
SEVRE NIORTAISE à SAINTE-EANNE	-1.23	0.98	69
SEVRE NIORTAISE à SAINT-MAIXENT-L'ECOLE	0.23	0.98	65
SEVRE NIORTAISE à AZAY-LE-BRULE	1.47	0.89	101
SEVRE NIORTAISE à LA CRECHE	6.04	0.94	70
SEVRE NIORTAISE à CHAURAY	7.13	0.88	66
SEVRE NIORTAISE à NIORT	-3.79	0.77	116
SEVRE NIORTAISE à MAGNE	-6.18	0.81	94
GUIRANDE à FRONTENAY-ROHAN-ROHAN	-11.83	0.83	47

Illustration 119 : Critères de Nash pour les concentrations en nitrates

7.3.3. Calage des concentrations en nitrates sur l'AAC et les zones proches

Sur les graphiques (Illustration 120 à Illustration 122), la modélisation reproduit bien les concentrations au Vivier. Les ordres de grandeurs sont bien représentés, avec des concentrations plus faibles sur Gachet 3 en raison d'un apport de la Sèvre Niortaise, ainsi que l'allure générale des courbes : des variations annuelles plus contrastées pour la source du Vivier et Gachet 3, et des courbes plus lissées en hautes eaux pour Gachet 1, traduisant une plus grande inertie du milieu l'alimentant.

Les concentrations sont surestimées sur l'amont de l'AAC du Vivier, sur les sources de Chantelay et de Sourdan (Illustration 123 et Illustration 124). Cet effet peut être dû à un déficit hydrologique du modèle sur l'amont du bassin, ou à une mauvaise représentation des pratiques agricoles locales sur ces sources, les pratiques étant moyennées à l'échelle de l'unité BICHE.

Les concentrations sont bien représentées sur la Sèvre Niortaise (Illustration 126). Celles modélisées sur le Lambon (Illustration 125) voient en revanche apparaître des pics de concentration en hautes eaux plus importants que ceux observés sur la chronique des mesures.

Les points externes à l'AAC sont présentés de l'illustration 127 à l'illustration 131. Ces points permettent de s'assurer que les concentrations modélisées aux environs de l'AAC du Vivier sont dans les bons ordres de grandeur.

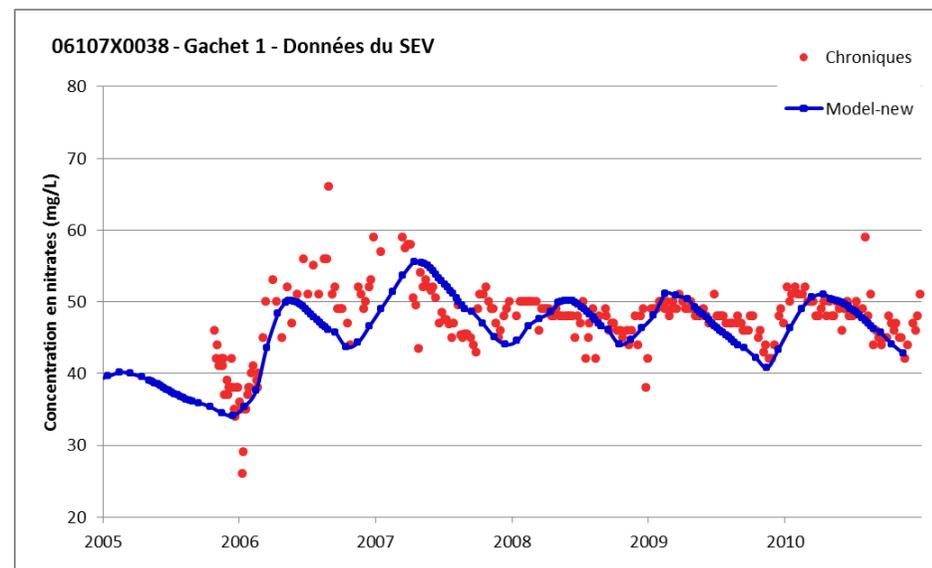
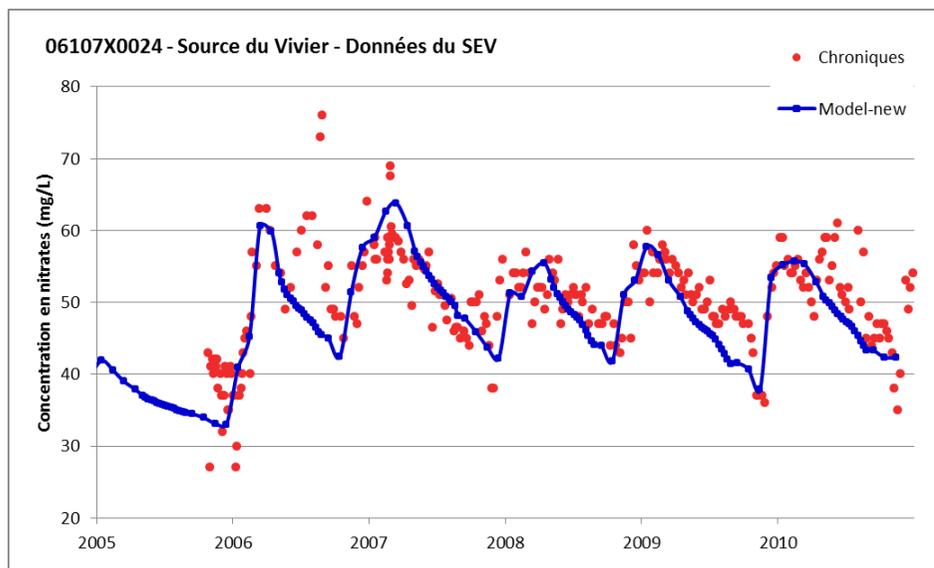
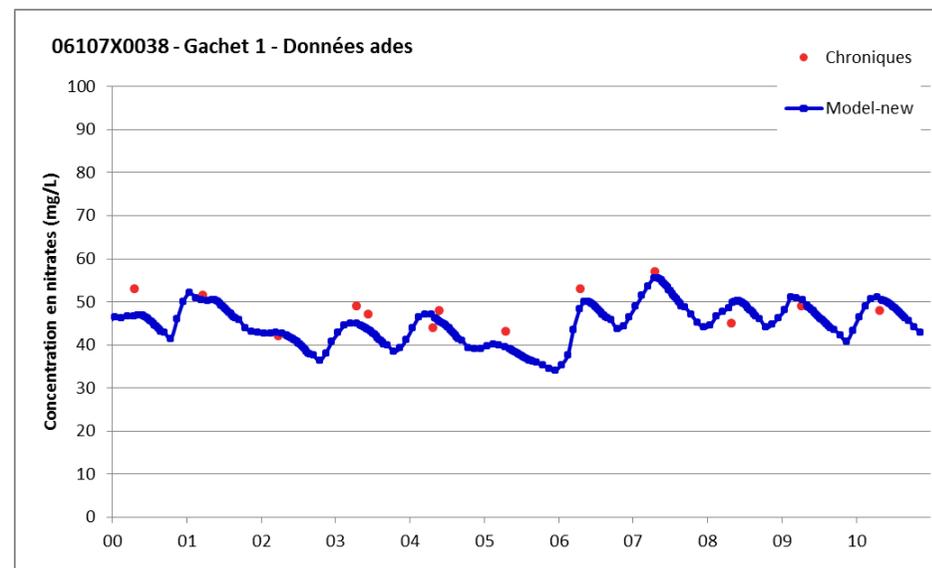
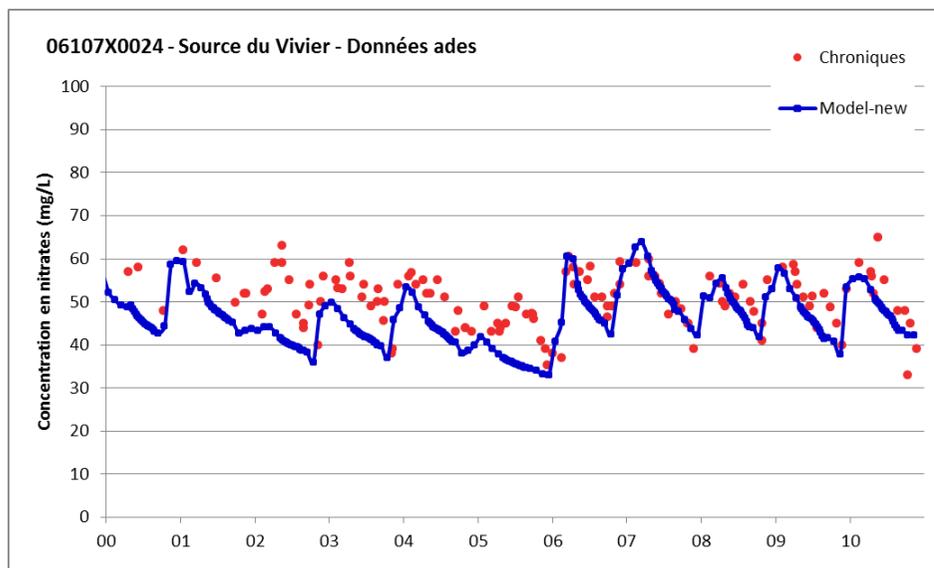


Illustration 120 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la source du Vivier. En haut : comparaison aux données ADES. En bas : comparaison aux données SEV

Illustration 121 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates au puits Gachet I. En haut : comparaison aux données ADES. En bas : comparaison aux données SEV

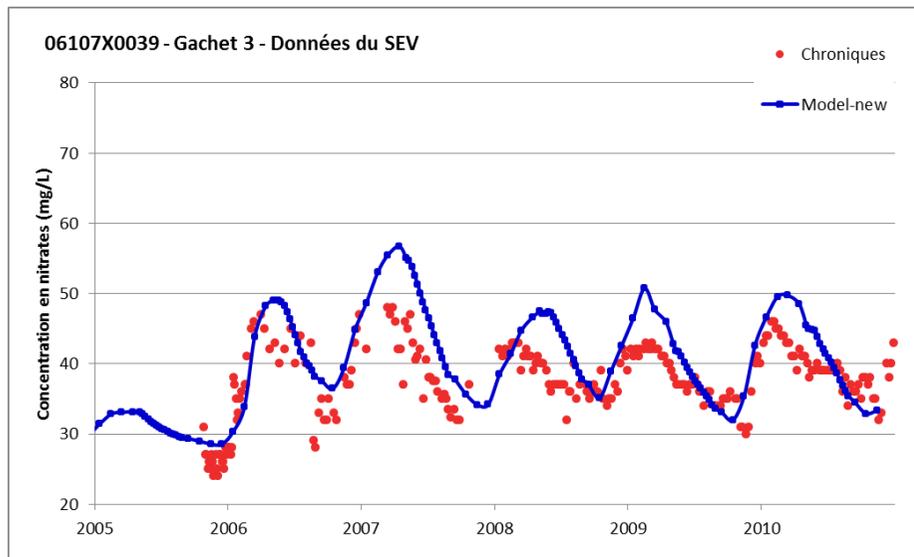
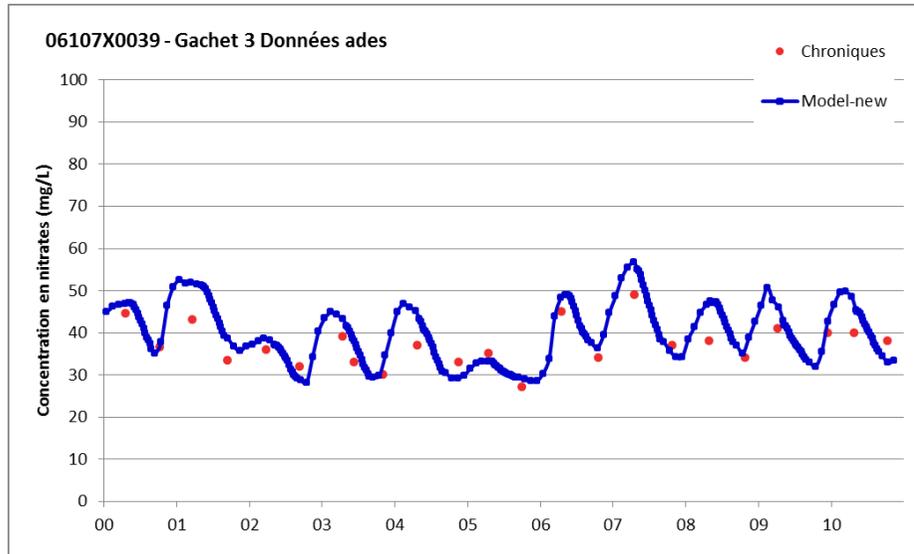


Illustration 122 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates au puits Gachet III. En haut : comparaison aux données ADES. En bas : comparaison aux données SEV

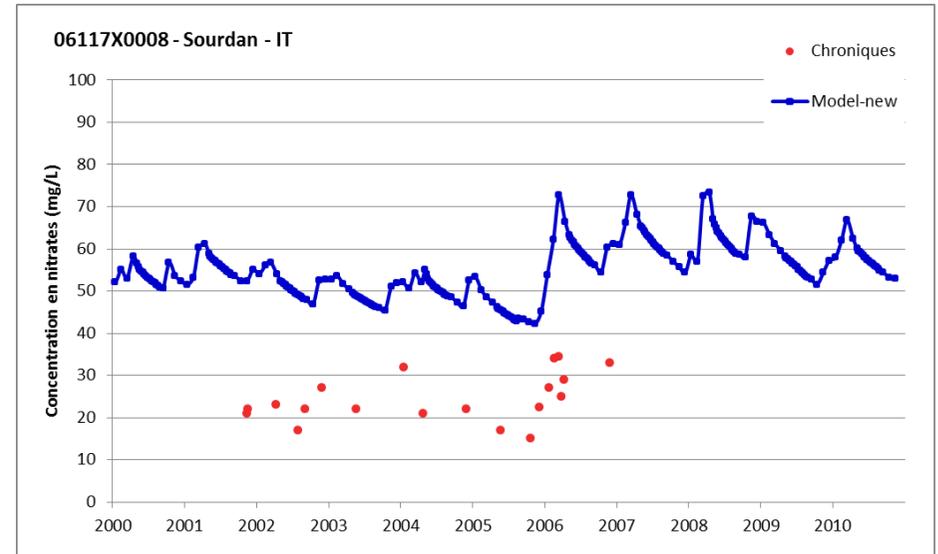


Illustration 123 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates au captage de Sourdan

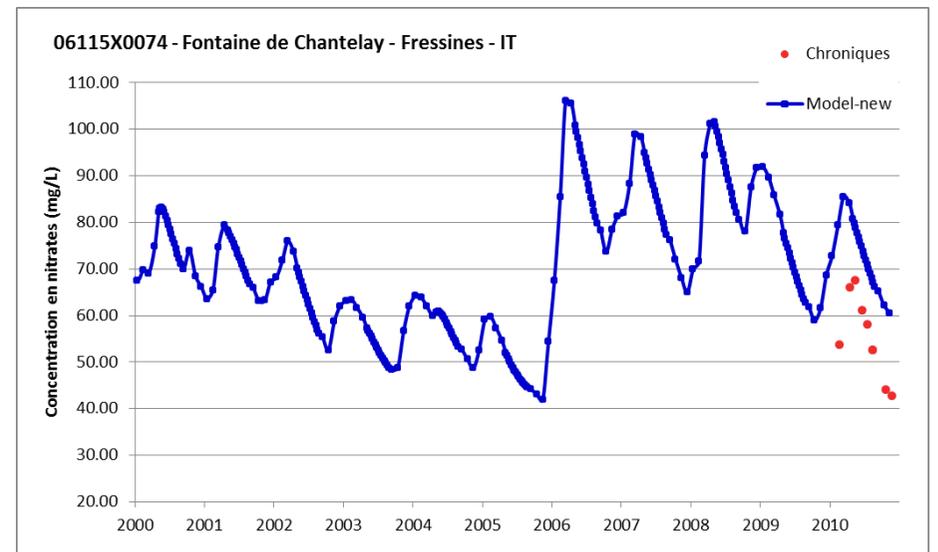


Illustration 124 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la Fontaine de Chantelay

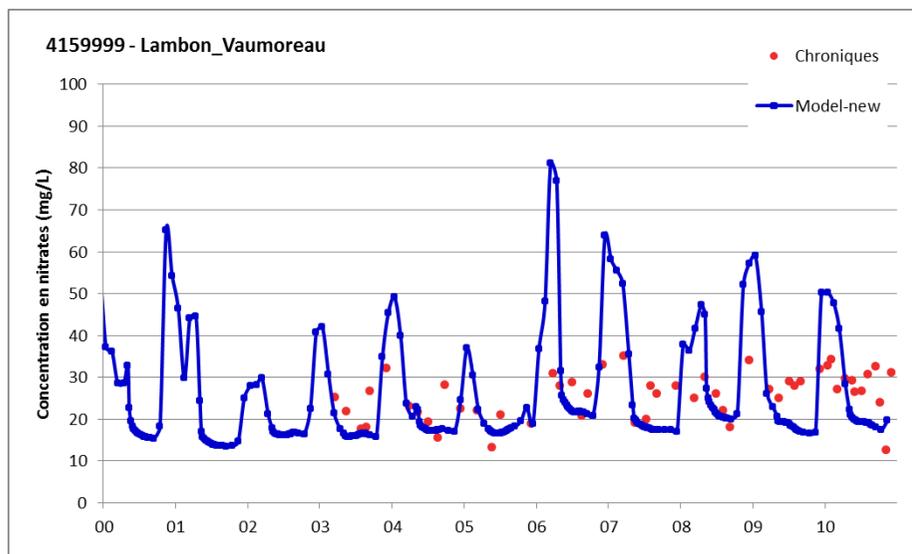


Illustration 125 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à Vaumoreau - Lambon

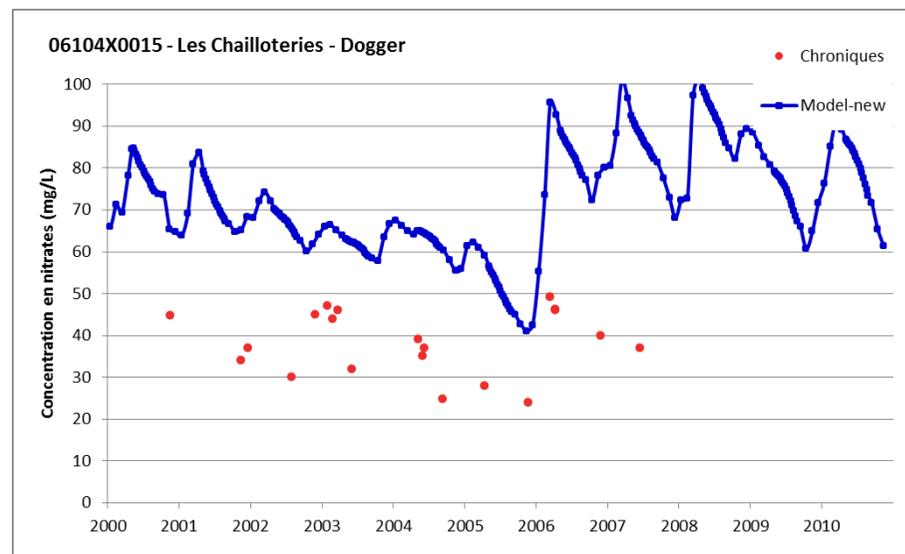


Illustration 127 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates aux Chailloteriers - Dogger

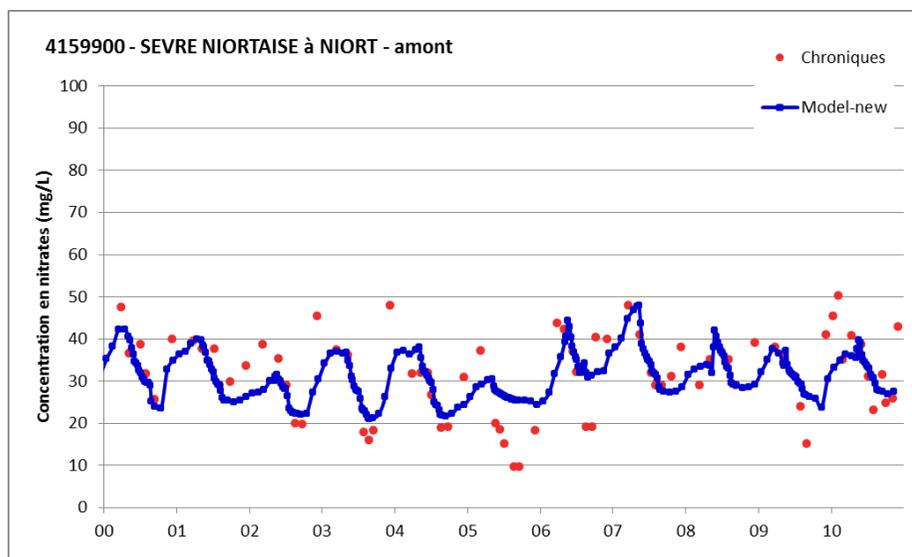


Illustration 126 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à Niort – Sèvre Niortaise

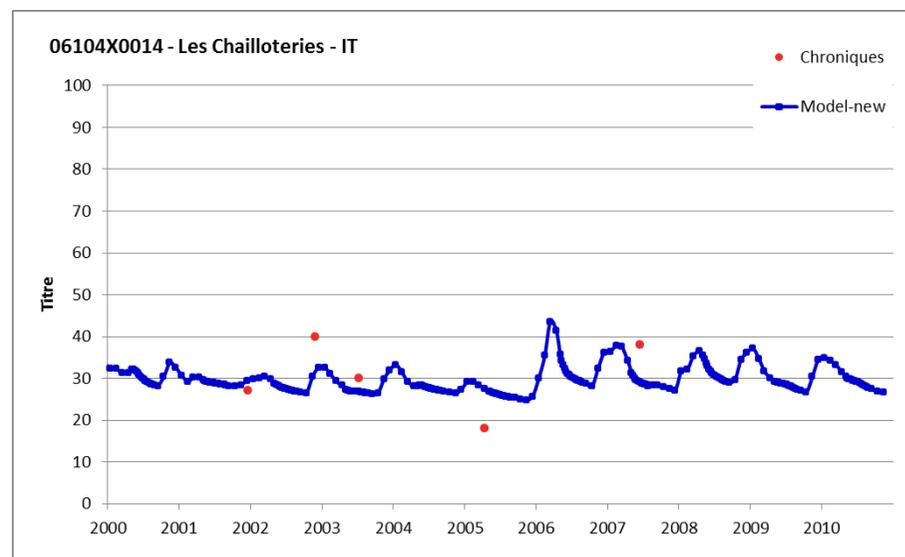


Illustration 128 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates aux Chailloteriers – Infra-Toarcien

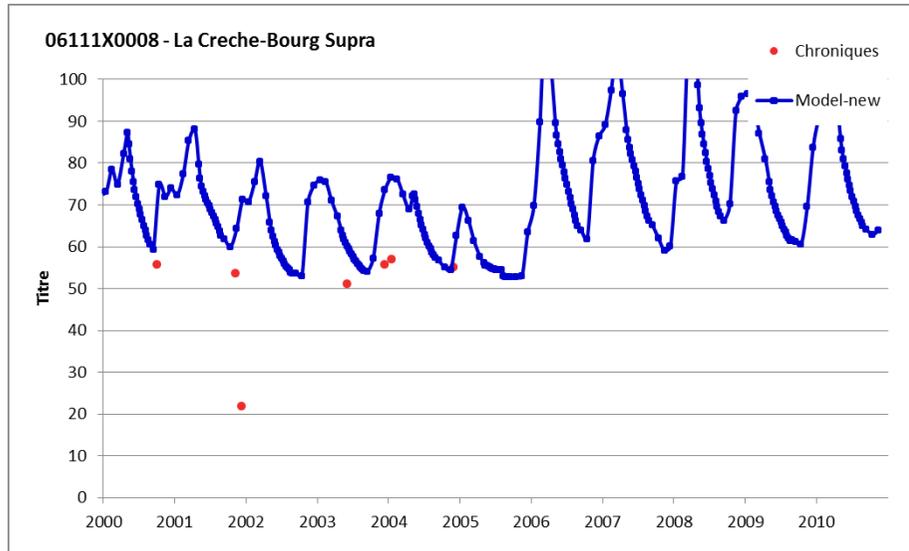


Illustration 129 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la Crèche – Dogger

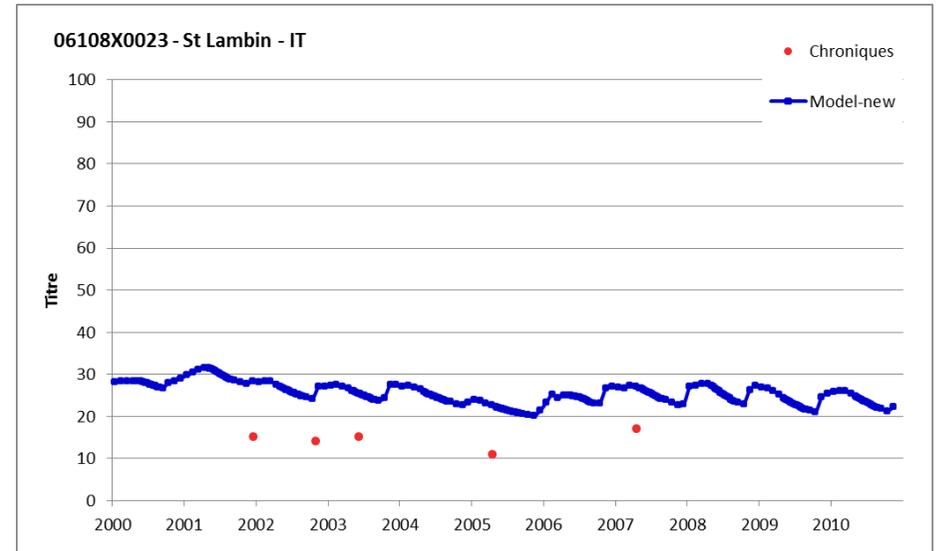


Illustration 131 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à Saint-Lambin – Infra-Toarcien

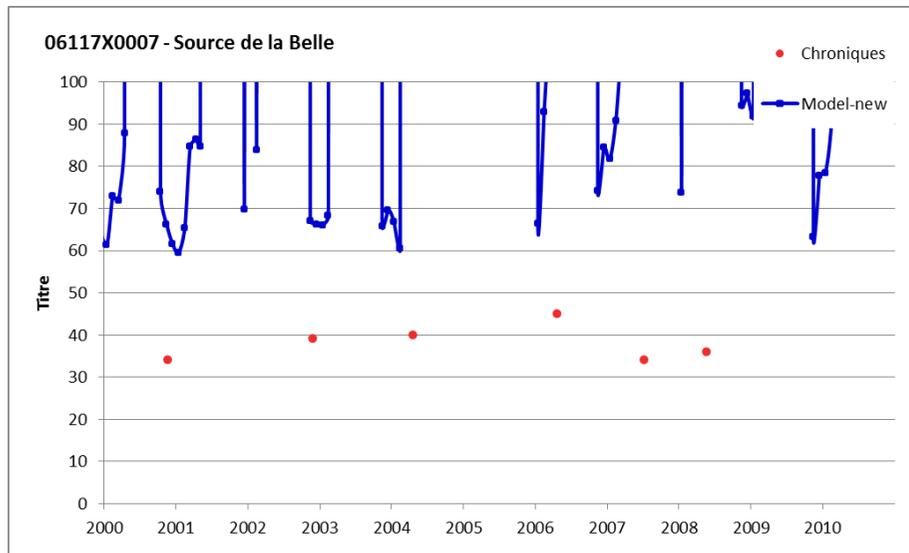


Illustration 130 : Résultats du calage sur les concentrations en nitrates à la Source de la Belle

8. Simulations

8.1. ESTIMATION DES TEMPS DE TRANSFERT

Des traçages ont été réalisés dans les années soixante et dans les années quatre-vingts sur l'aire d'alimentation de captage du Vivier, entre autres par B. Coirier (cf. Illustration 71, p.79).

Le logiciel MARTHE permet de calculer le trajet et la vitesse de transfert d'un traceur injecté dans une maille souterraine. Les traçages connus ont été reproduits avec le modèle et les temps de transfert comparés à ceux réellement mesurés lorsque la donnée existait (Illustration 132). Ils ont été effectués à une date similaire lorsque celle du traçage n'était pas modélisée.

Points d'injection	Sortie	Date du traçage	Jours	Distance (km)	Vitesse moyenne (m/h)	Jours dans le modèle	Vitesse dans le modèle
Moulin de la rivière	Vivier	28/09/1961	10	12	46	10	51
Gorchonnière	Vivier	02/09/1968	6.8	18	109	-	-
Triou Dogger	Fosse de Paix	04/05/1994	-	-	-	-	-
	Aiffres	04/05/1994	-	6.5	-	14	20
Jadre	Vivier	31/07/1981	4	16.78	122	-	-
	La Savarie Aiffres	31/07/1981	24	11.75	20	81	6
	Puits de Triou	31/07/1981	-	4.2	-	0.06	2917
Gouffre de Beaussais	Sourdan	24/08/1962	0.2	0.45	112	-	-
Fosse de Paix	Faille d'Aiffres au sud	?	-	1.4	-	3	18

Illustration 132 : Tableau récapitulatif des temps de transfert réels et simulés

L'axe principal du karst, le long du Lambon, est plutôt bien représenté, avec un temps de transfert réel de 10 jours pour le traçage effectué en 1961 et 10 jours également pour le traçage reproduit par le modèle.

Les vitesses sont moins bien reproduites pour d'autres traçages, mais restent dans des ordres de grandeur similaires. Par exemple, le traçage partant du gouffre de Jadre dans l'Infra-Toarcien rejoint bien le piézomètre d'Aiffres dans le modèle, mais en 81 jours au lieu de 24 pour l'expérience de 1981.

Remarque : les traçages ont été partie intégrante du processus de calage, et que la définition des perméabilités correspondant aux circuits karstiques et aux zones préférentielles d'écoulement s'est appuyée sur la connaissance du milieu apportée par ces traçages.

Les illustrations suivantes représentent les circulations de traceurs dans le modèle pour différents points d'injection (Illustration 133 à Illustration 141). De manière générale, les points d'injection situés au nord du Lambon rejoignent la source du Vivier. Les points situés en rive sud en revanche partent préférentiellement vers la faille d'Aiffres dans le modèle. L'injection

dans le captage de Sourdan rejoint très rapidement le Lambon (qui n'est pas figuré dans les tracés).

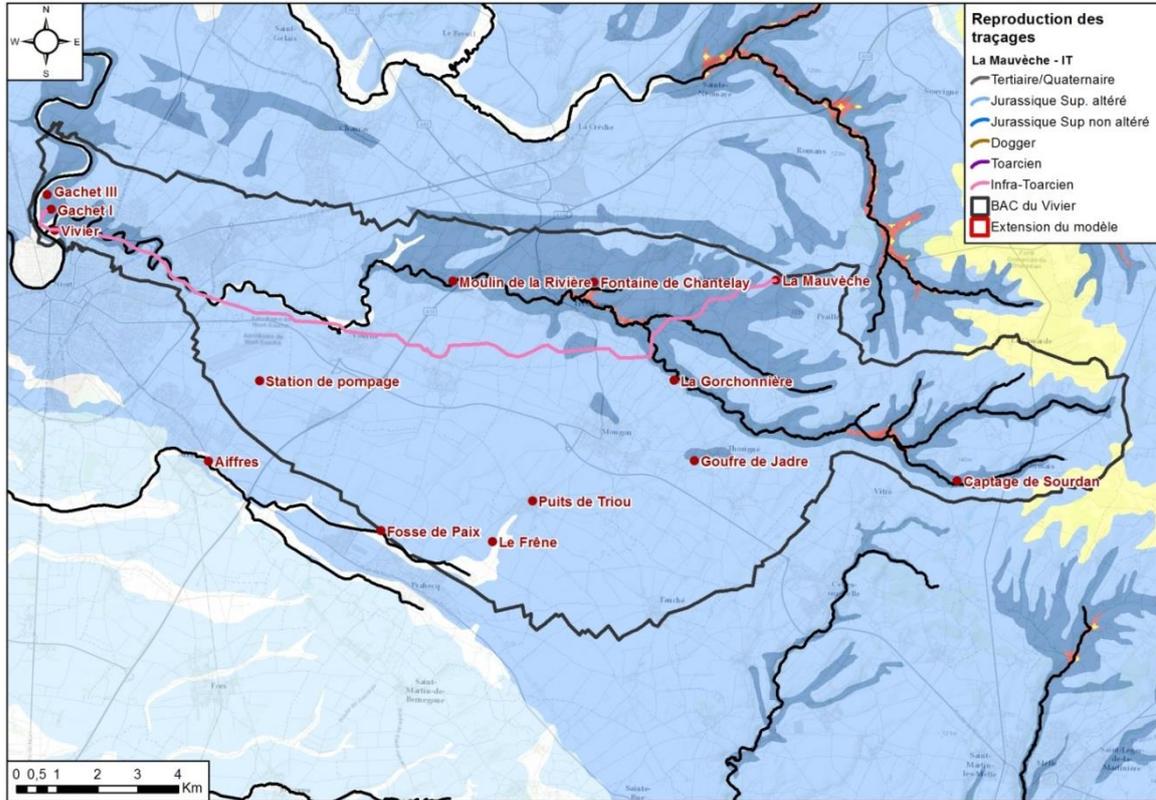


Illustration 133 : Reproduction du traçage partant de la Mauvèche dans l'Infra-Toarcien

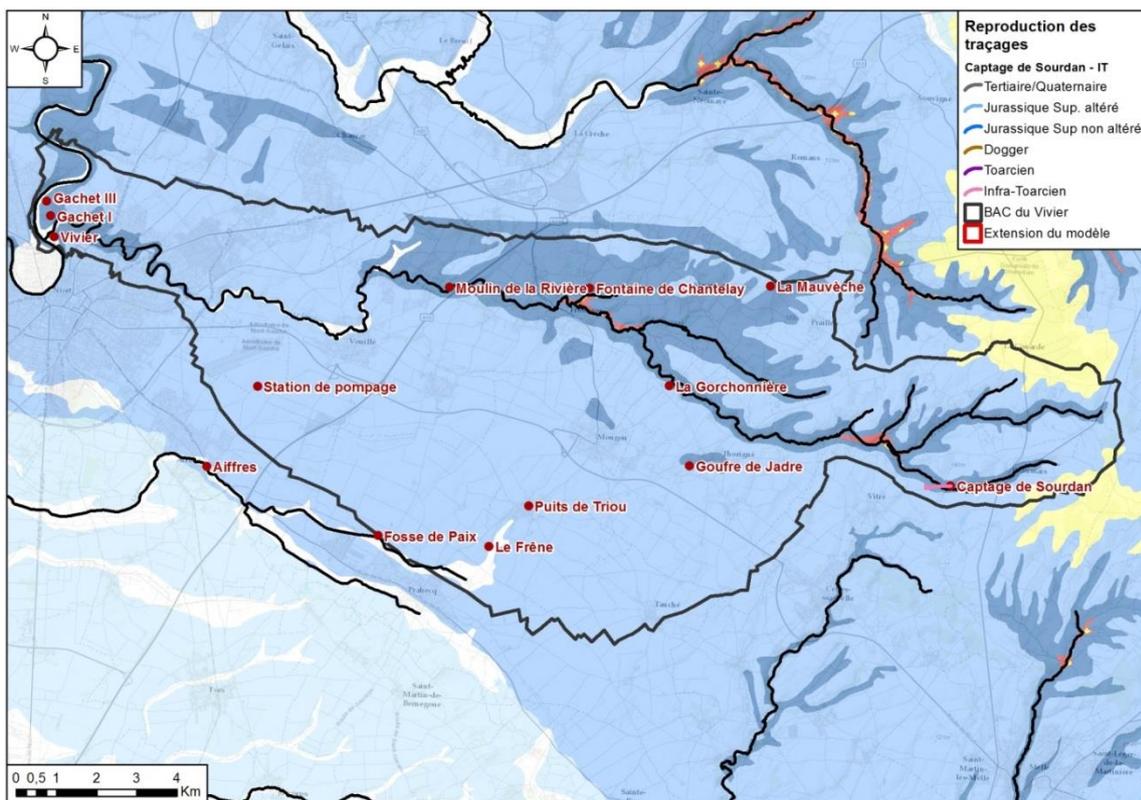


Illustration 134 : Reproduction du traçage partant du captage de Sourdane dans l'Infra-Toarcien

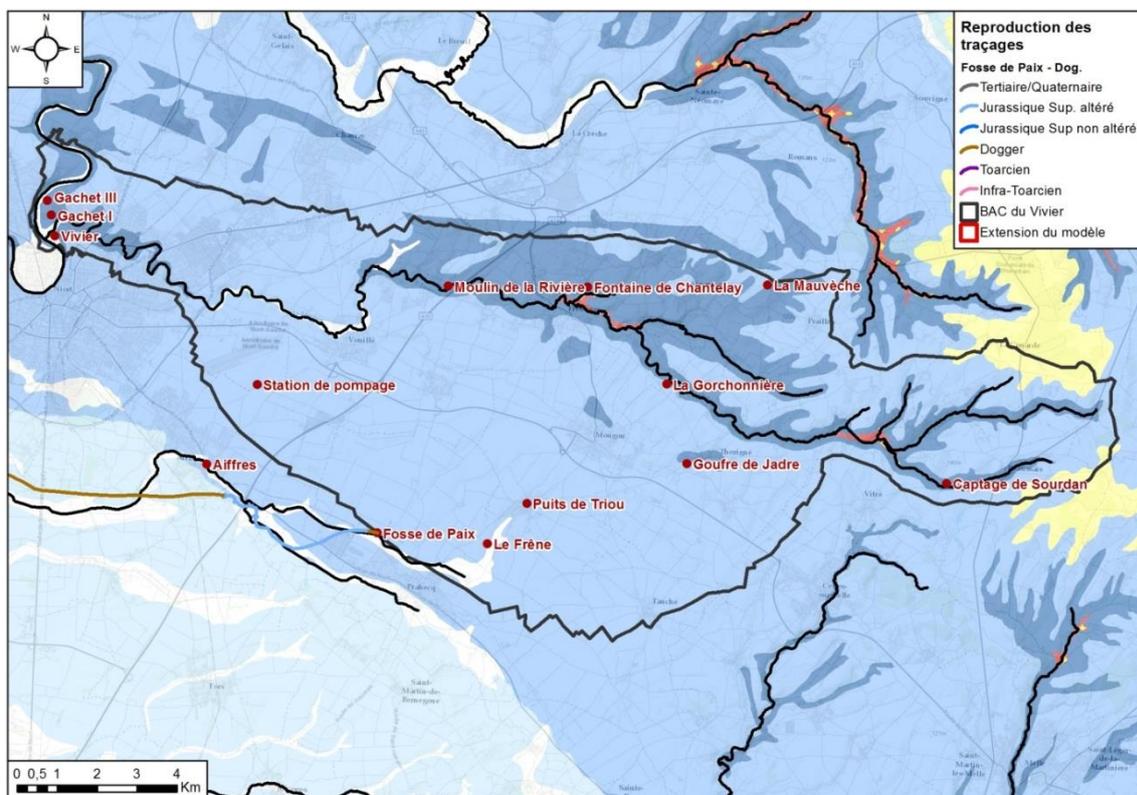


Illustration 135 : Reproduction du traçage partant de la Fosse de Paix dans le Dogger

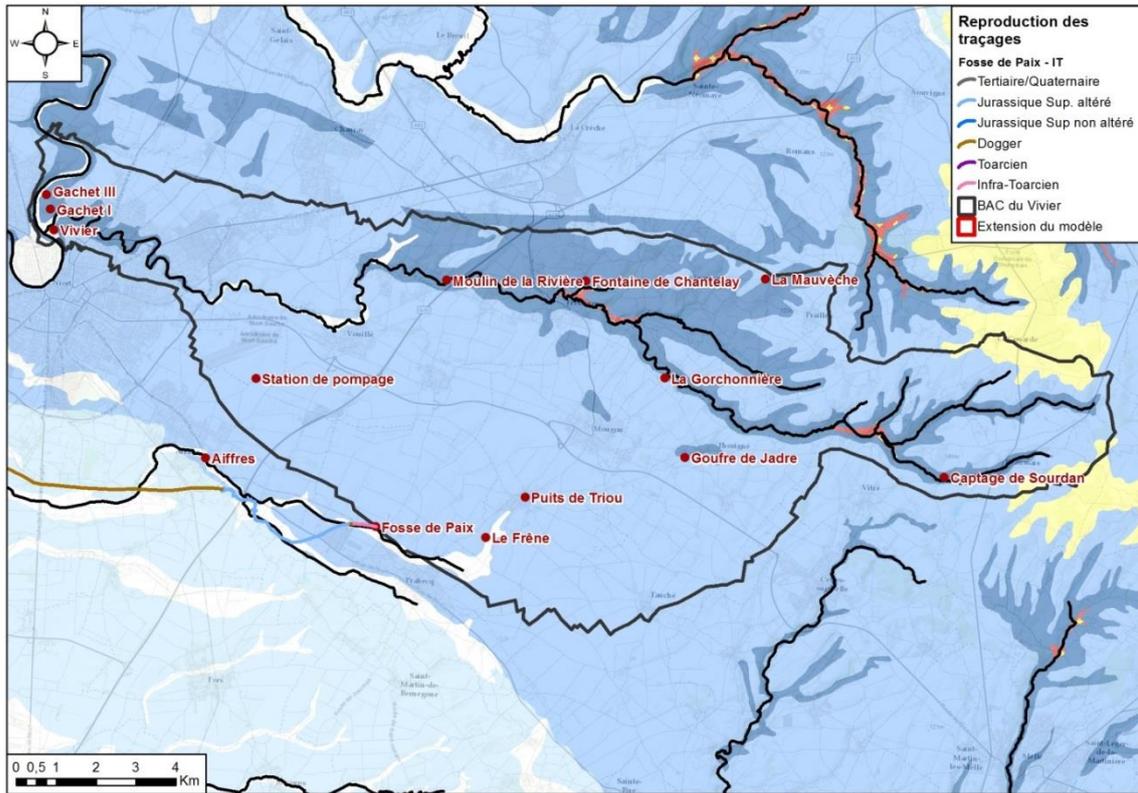


Illustration 136 : Reproduction du traçage partant de la Fosse de Paix dans l'Infra-Toarcien

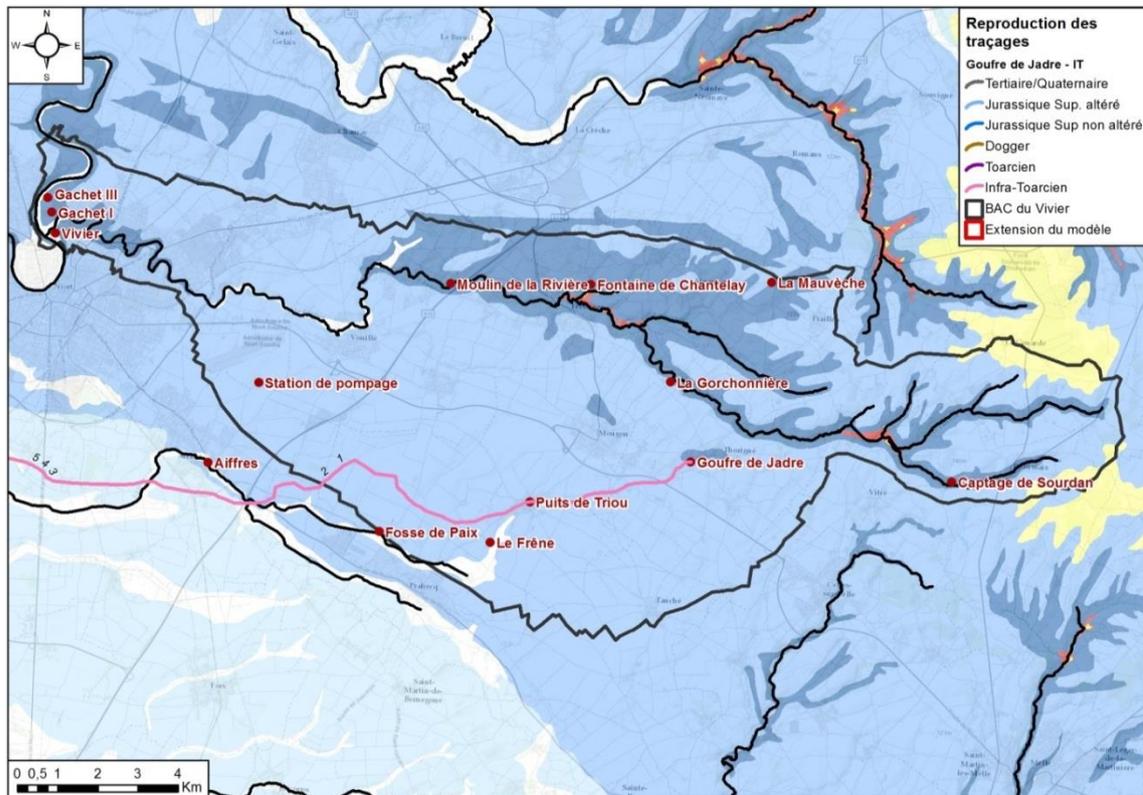


Illustration 137 : Reproduction partant du Gouffre de Jadre dans l'Infra-Toarcien

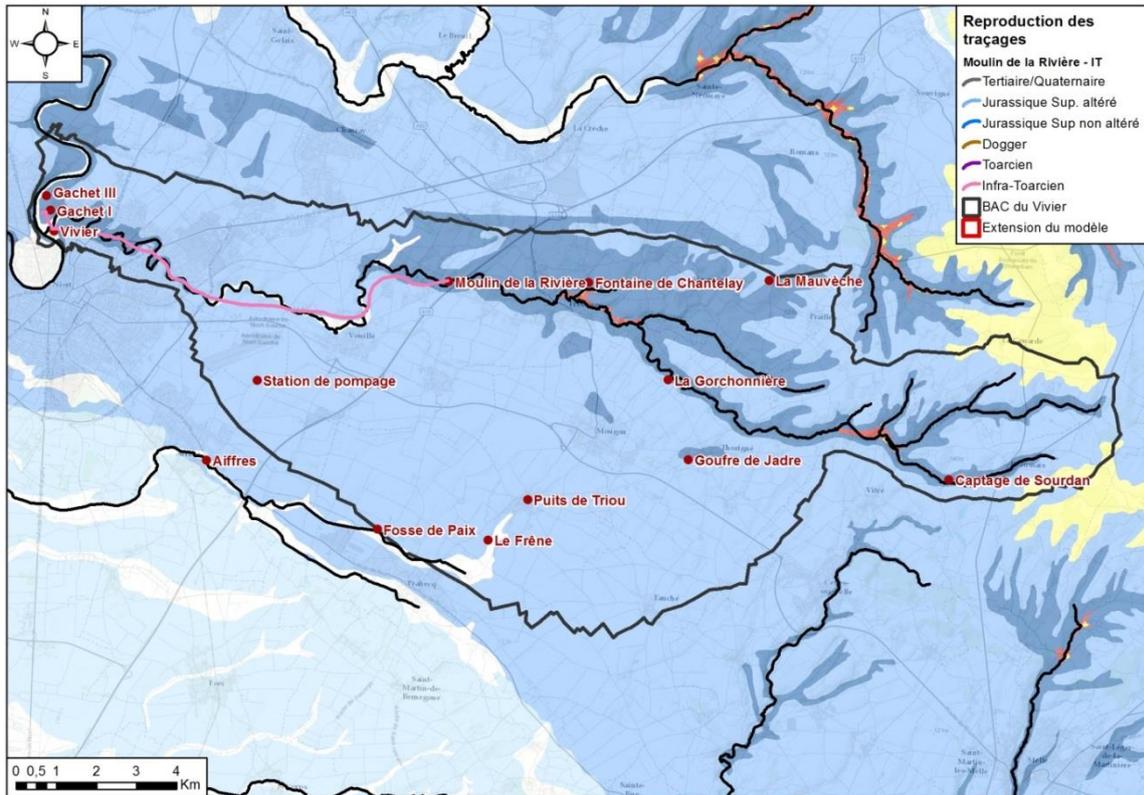


Illustration 138 : Reproduction du traçage partant du Moulin de la Rivière dans l'Infra-Toarcien

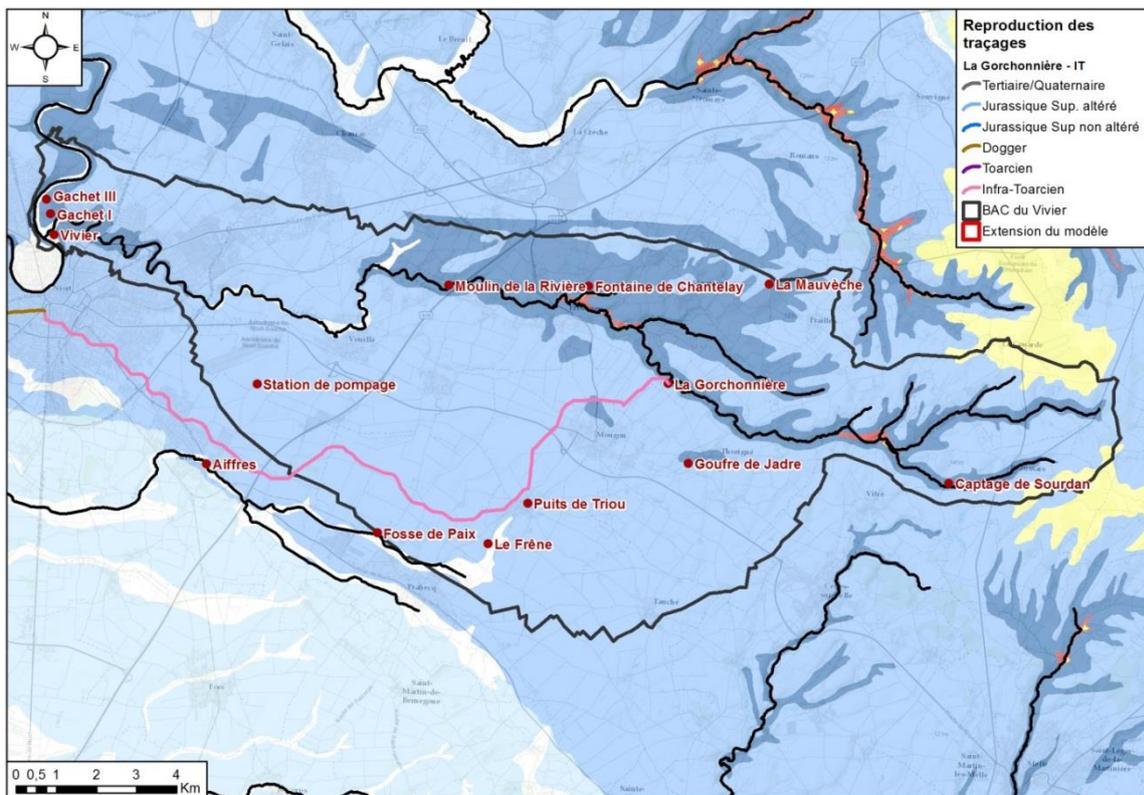


Illustration 139 : Reproduction du traçage partant de la Gorchonnière dans l'Infra-Toarcien

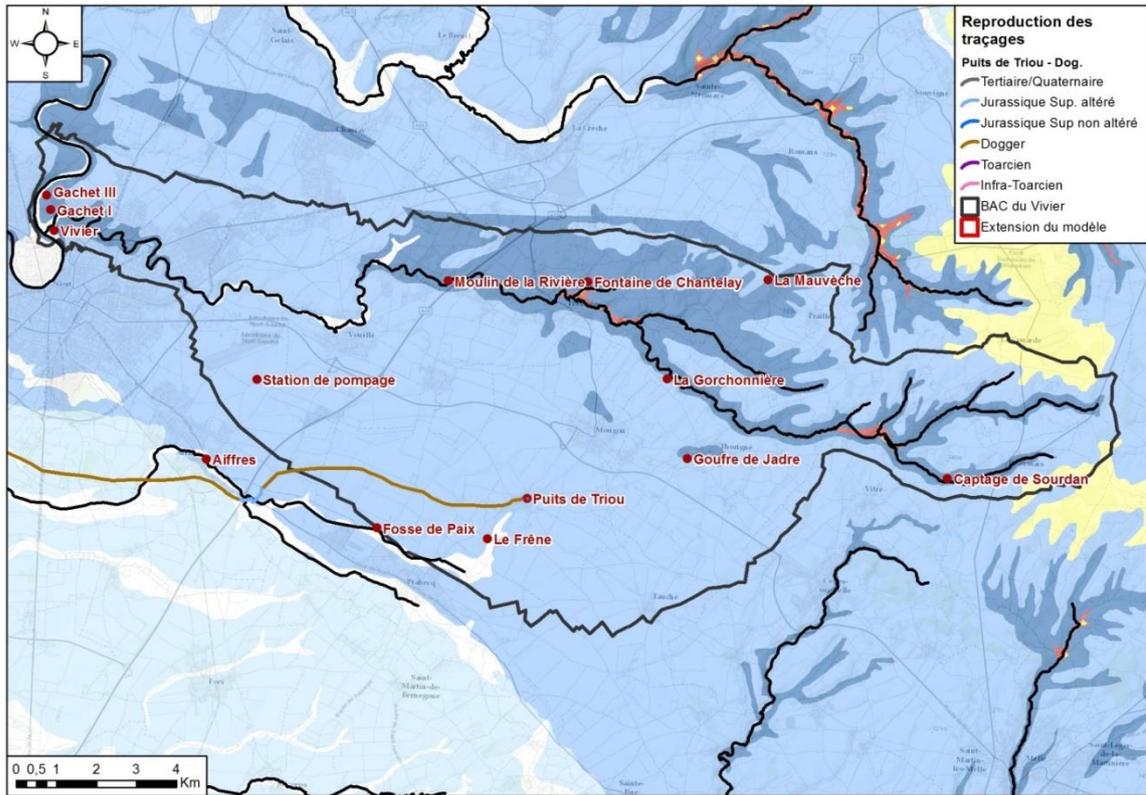


Illustration 140 : Reproduction du traçage partant du puits de Triou dans le Dogger

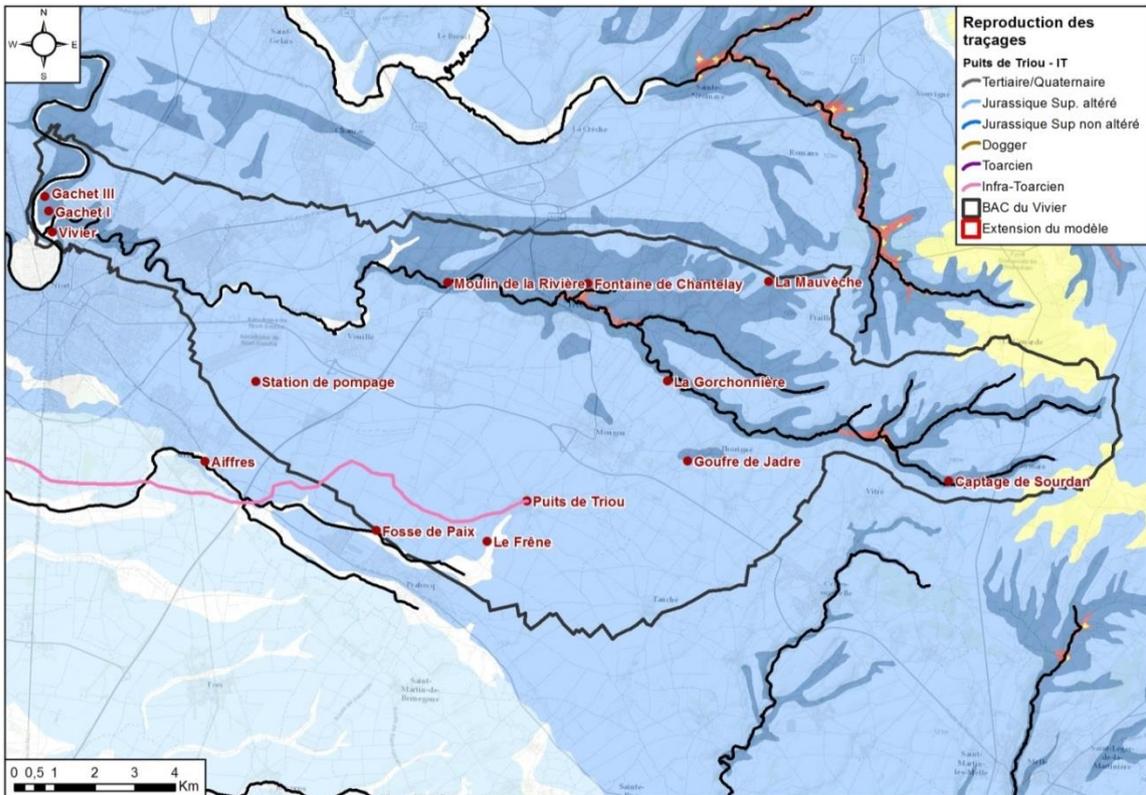


Illustration 141 : Reproduction du traçage partant du puits de Triou dans l'Infra-Toarcien

8.2. EFFETS DES PRÉLÈVEMENTS AGRICOLES

8.2.1. Principe de la simulation

Ces simulations ont pour but d'évaluer l'impact des prélèvements agricoles sur la ressource en eau du Vivier. Elles seront conduites en reproduisant la période modélisée 2000-2011, aux années hydrologiques contrastées, tout en réduisant les prélèvements agricoles.

Dans ces simulations, tous les prélèvements ont été diminués de 25% et de 50%. Les résultats ont été comparés au calage avec les prélèvements historiques et à une simulation sans prélèvements agricoles.

8.2.2. Résultats

Comme l'indique l'illustration 142, la diminution de 25 % des tous les prélèvements agricoles sur la période 2000/2011 aurait permis un gain de débit à l'étiage d'une dizaine de L/s à la résurgence karstique du Vivier. Une diminution de 50 % quant à elle aurait permis d'augmenter ce débit de 20 à 30 L/s selon les années. Par comparaison, un arrêt complet des prélèvements agricoles aurait permis un gain de 40 à 50 L/s.

Ces gains se traduisent également en termes de piézométrie, par exemple au piézomètre de Niort (Illustration 143). La diminution de 25% des prélèvements agricoles permettrait d'augmenter la piézométrie d'étiage de 10 cm, la diminution de 50% de 20 à 30 cm. Ces résultats sont à compenser avec la simulation « sans prélèvements », qui ferait remonter la piézométrie de 40 à 60 cm en étiage.

Ces modifications de prélèvements ne se traduisent pas par des modifications notables des concentrations en nitrates sur le bassin.

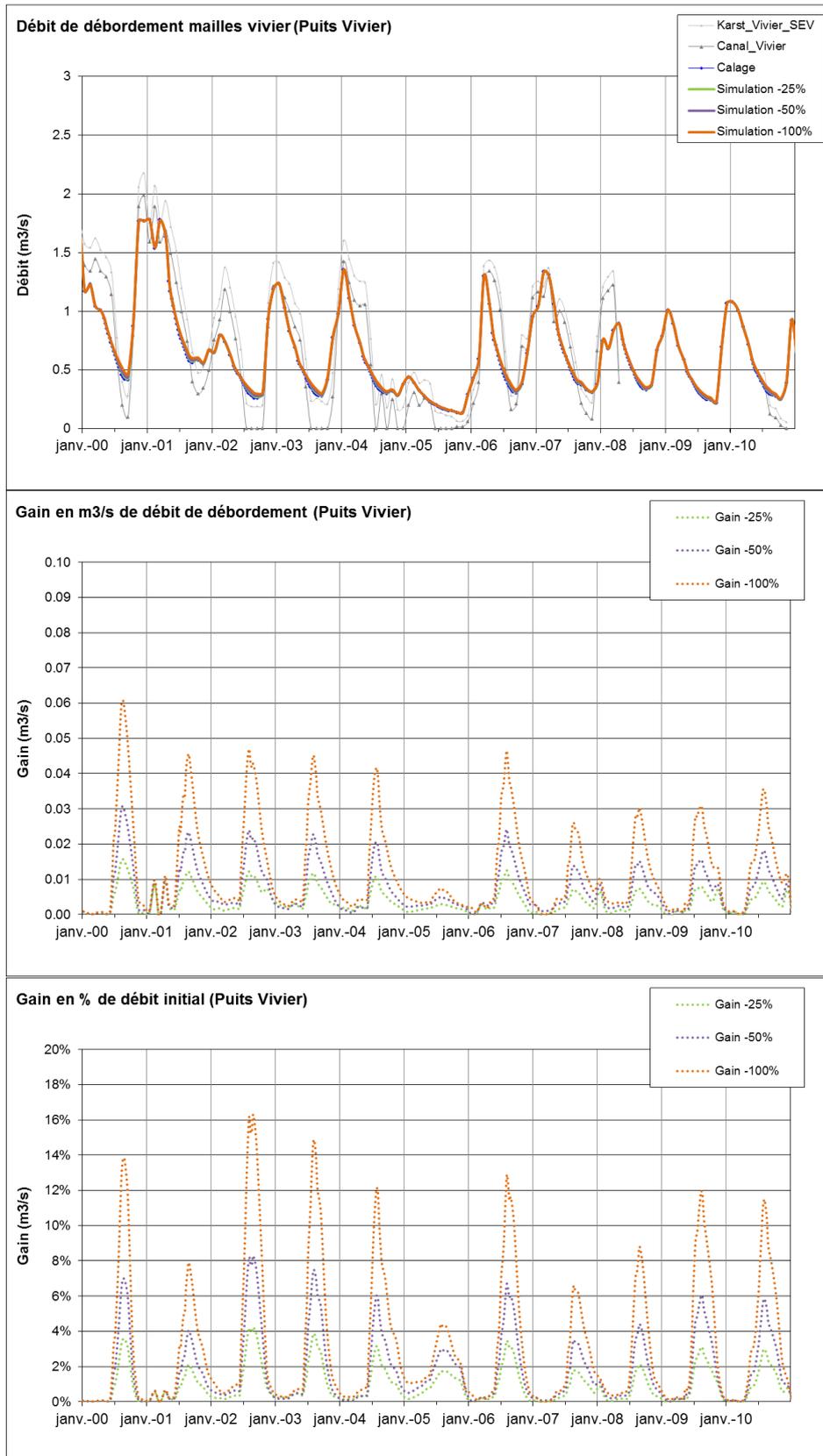


Illustration 142 : Résultats de la simulation « effet des prélèvements agricoles » sur le débit à la source du Vivier. En haut : comparaison des courbes de débit modélisées. Au milieu : Gain en m³/s par rapport au débit initial. En bas : comparaison des gains en % par rapport au débit initial

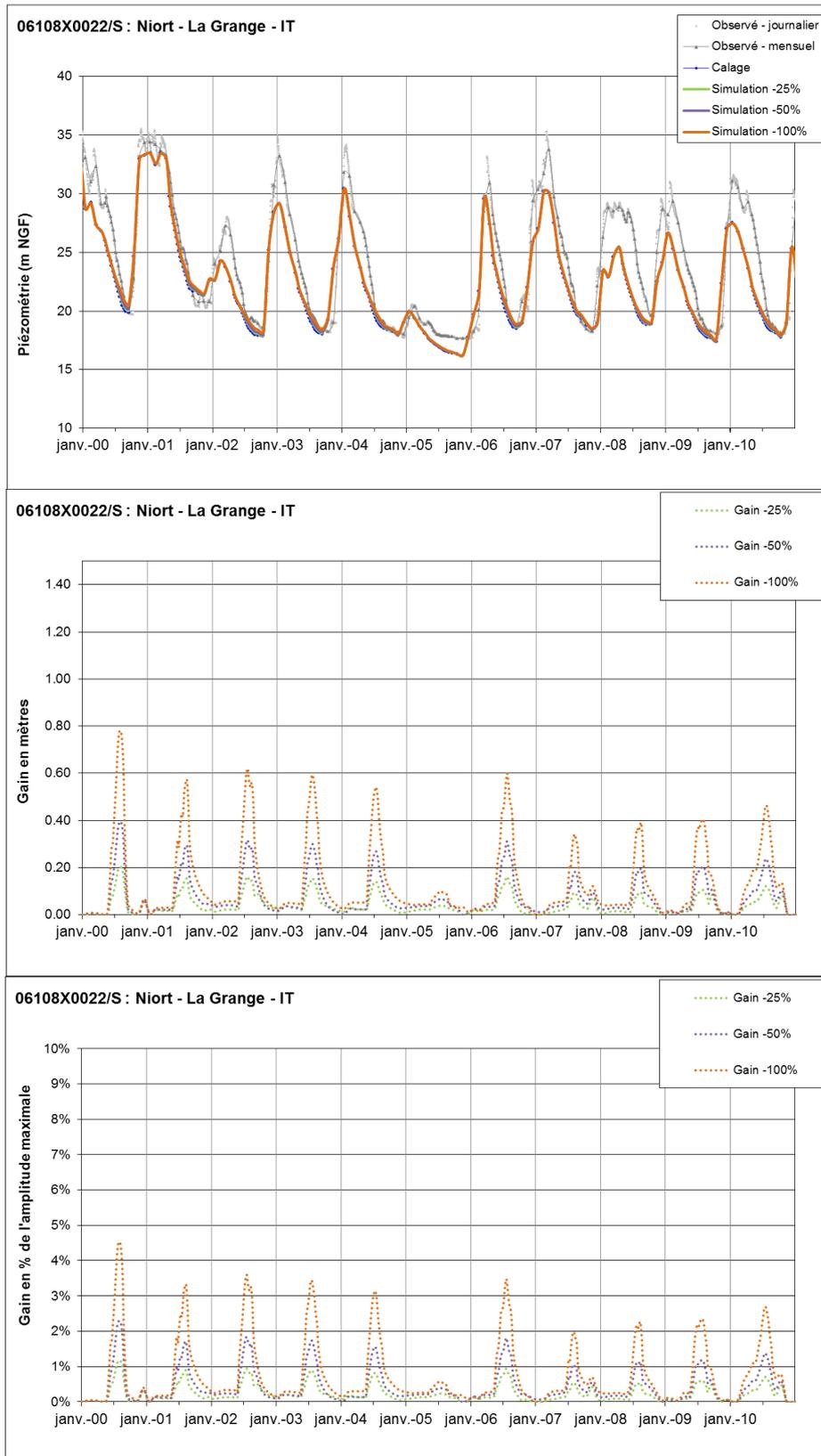


Illustration 143 : Résultats de la simulation « effet des prélèvements agricoles » sur la piézométrie à Niort-La Grange. En haut : comparaison des courbes de débit modélisées. Au milieu : comparaison des gains en mètres par rapport à la simulation de référence. En bas : comparaison des gains en % par rapport à l'amplitude piézométrique maximale

8.3. SIMULATION DES RETENUES DE SUBSTITUTION

8.3.1. Principe de la simulation

Dans le cadre du contrat territorial de gestion quantitative et de la mise en place des Organismes uniques de gestion collective des prélèvements agricoles, un projet de retenue de substitution est envisagé sur le bassin. Ce projet prévoit de substituer des prélèvements en été, et de prélever en hiver la ressource nécessaire à l'irrigation et de la stocker.

Plusieurs prélèvements feront l'objet d'une substitution totale en été, au nord de la faille d'Aiffres. Ces points se situent sur les communes de Niort, de Prahecq et de Mougou et représentent un volume estival d'environ 1,5 million de m³. Les prélèvements pour le remplissage des retenues se feront sur des points situés sur ces mêmes communes pour un volume hivernal d'environ 800 000 m³.

8.3.2. Résultats

L'illustration 144 présente les résultats de la simulation sur la source du Vivier, et l'illustration 145 ceux sur le piézomètre de Niort.

L'arrêt de certains prélèvements en été permettrait une augmentation moyenne de débit de l'ordre de 20 L/s sur la période la plus critique, représentant 5% du débit d'étiage de la source du Vivier. Sur le piézomètre de Niort, l'arrêt des prélèvements estivaux se traduirait par une remontée piézométrique moyenne de 25 cm au plus fort de l'étiage, soit 1% de l'amplitude piézométrique maximale mesurée sur 2000-2011.

En hiver, les prélèvements situés au nord de la faille d'Aiffres pour remplir les retenues de substitution conduiraient à une perte de débit à la source en hiver allant en moyenne jusqu'à 15L/s, soit 1,5% du débit de la source du Vivier. Sur le piézomètre de Niort, cela se traduirait par une baisse de piézométrie allant en moyenne jusqu'à 15 cm, soit moins de 1% de l'amplitude piézométrique maximale.

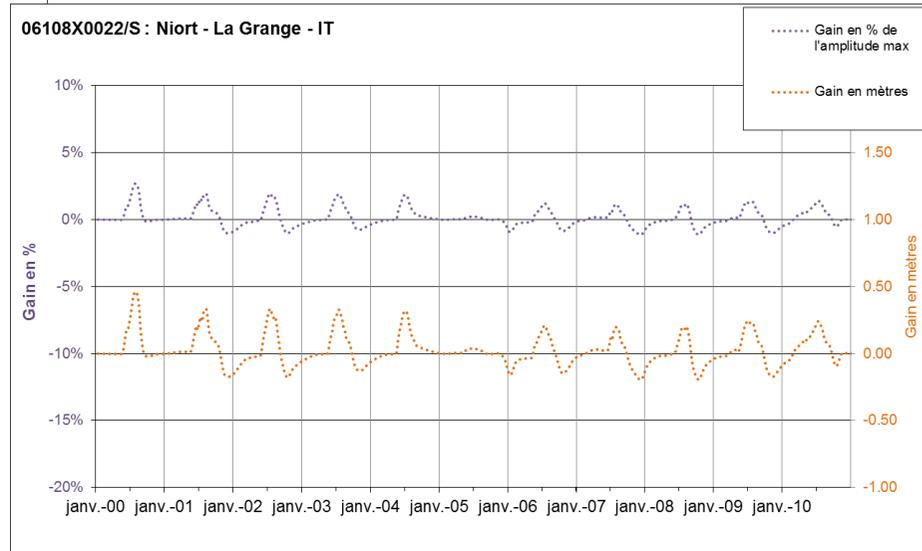
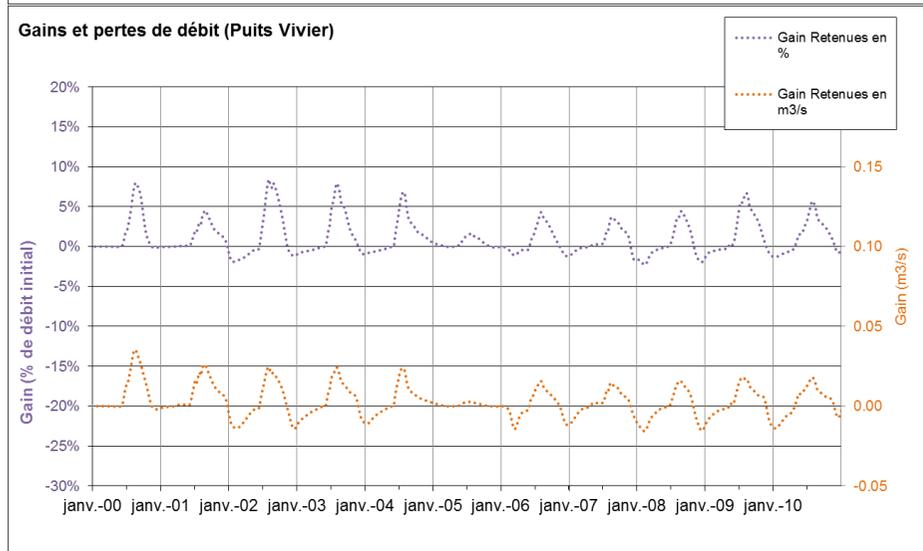
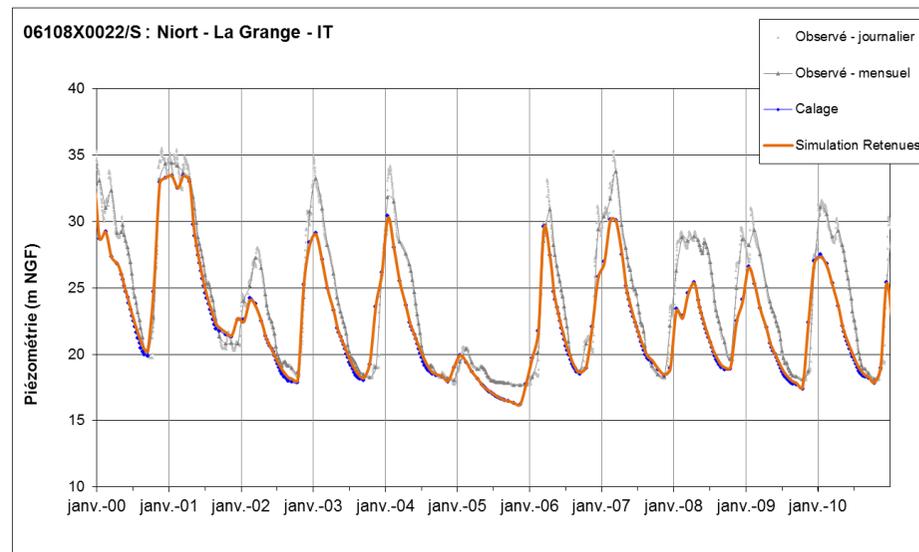
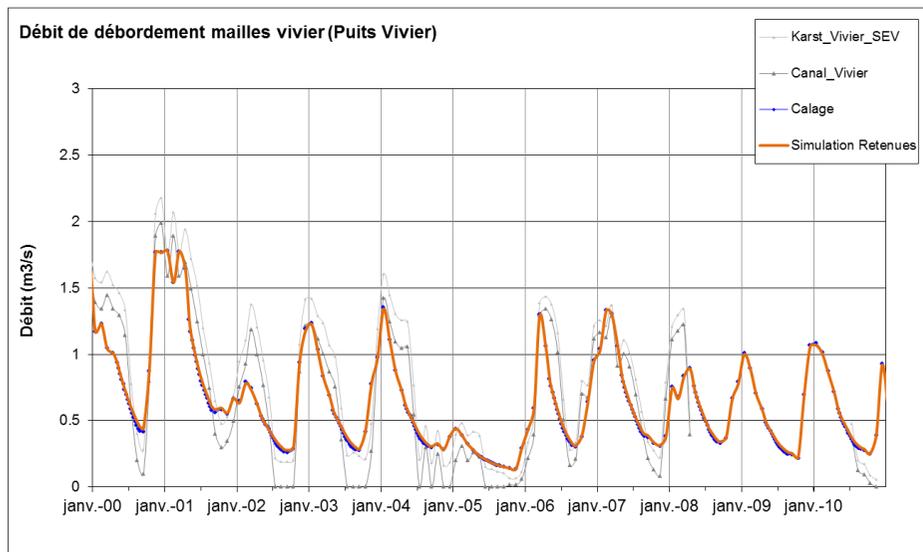


Illustration 144 : Comparaison pour le débit de la source du Vivier entre la simulation des retenues et la simulation de référence. En haut, comparaison des simulations. En bas, gain ou perte de débit en % et en m^3/s

Illustration 145 : Comparaison pour le piézomètre de Niort – La Grange entre la simulation des retenues et la simulation de référence. En haut, comparaison des simulations. En bas, gain ou perte de piézométrie en % de l'amplitude maximale et en mètres

8.4. RÉDUCTION DU BILAN AZOTE SOUS-RACINAIRE

8.4.1. Principe de la simulation

Le programme Re-Resources en cours d'élaboration donne aux acteurs du territoire des objectifs de diminution de fuites sous-racinaires d'azote. Un premier objectif implique une réduction de 20% de ces fuites.

Sans considération des moyens mis en œuvre pour arriver à ce résultat, les simulations suivantes testent l'effet d'une diminution de 20%, puis de 35% des quantités d'azote sous-racinaires, à comparer avec une simulation « continuité des pratiques », et une simulation « herbe ». La simulation « continuité des pratiques » reproduit une moyenne des pratiques de 2007-2008 à 2009-2010. La simulation « herbe » est une simulation fictive dans laquelle la totalité du bassin d'alimentation de captage est passée en prairie.

Cette simulation est réalisée sur les années 2011-2030, sur lesquelles ont été appliquées les données météorologiques des années 1991 à 2010. L'illustration 146 présente les précipitations et ETP de cette période. Les années 1994-1995 (2014-2015 sur la série simulée) sont particulièrement humides, de même que les années 1999-2001 (2019-2021), provoquant un lessivage poussé des sols et des nitrates. Les années 2002, 2005 et 2009 (2022, 2025 et 2029) sont des années sèches, avec un lessivage très limité des sols.

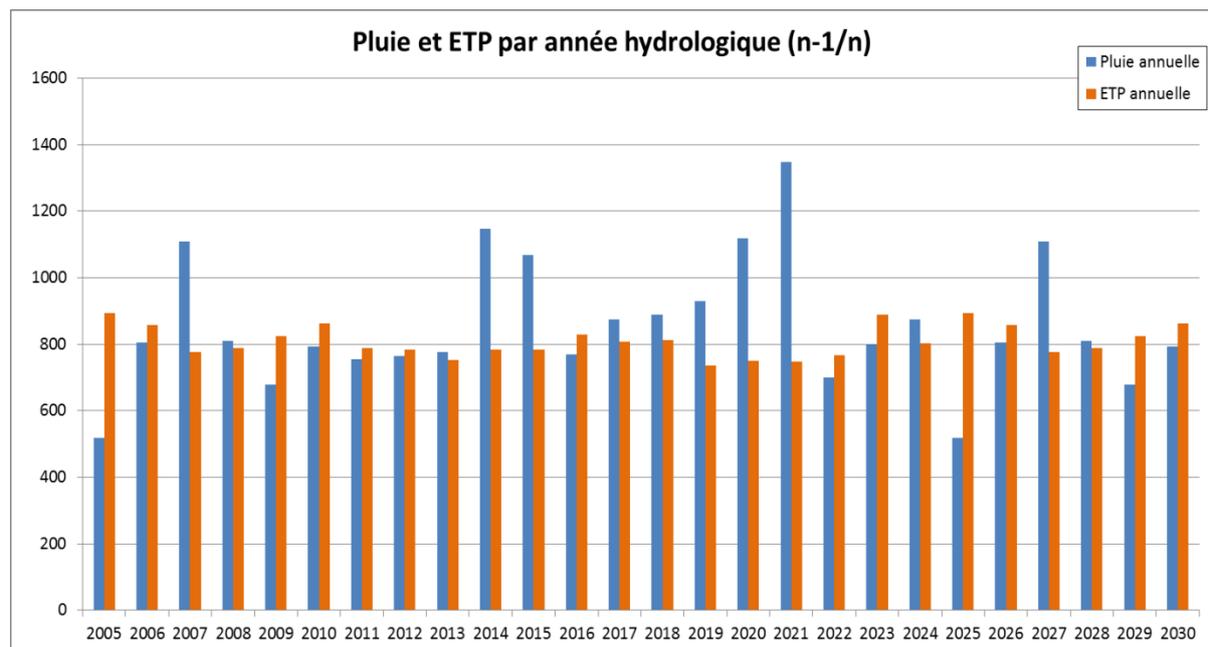


Illustration 146 : Série météorologique simulée sur 2011-2030

Les évolutions de concentration en nitrates sont très sensibles aux variations météorologiques. Les années pluvieuses simulées de 2014-2015 provoquent un lessivage des sols augmentant la concentration en nitrates. L'année simulée 2025, année sèche, voit les concentrations diminuer.

8.4.2. Résultats

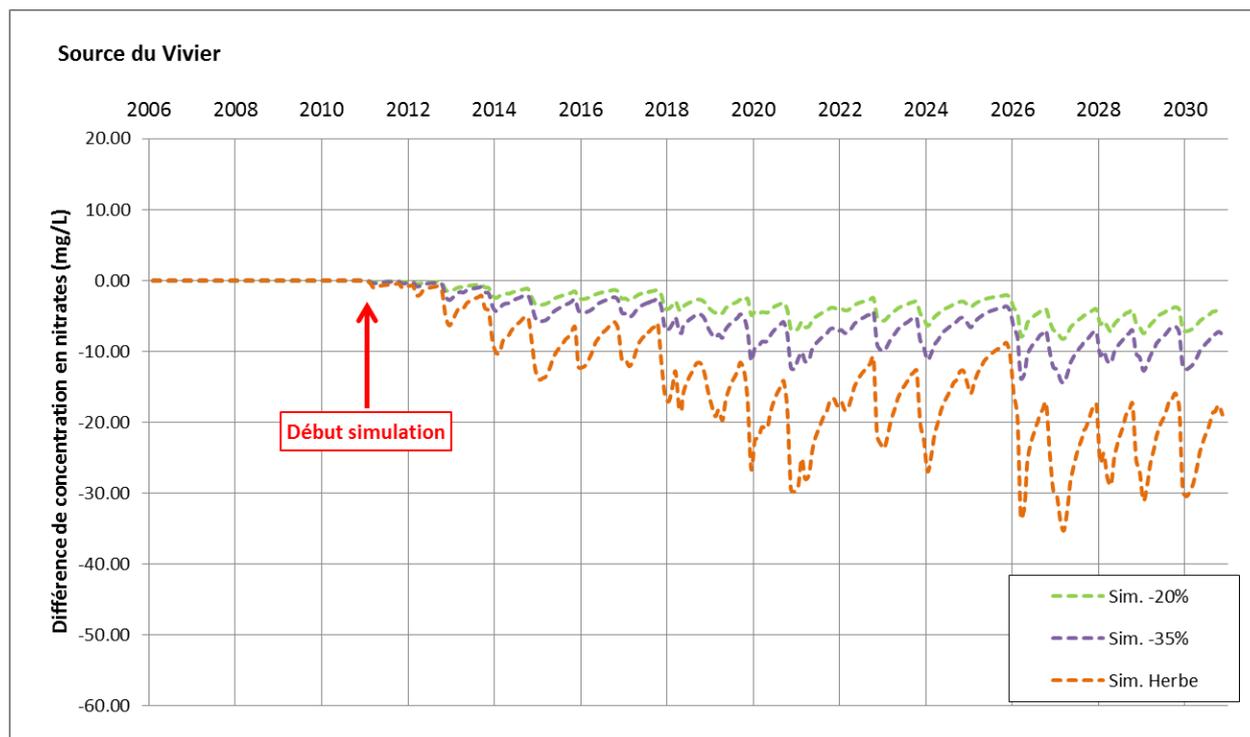
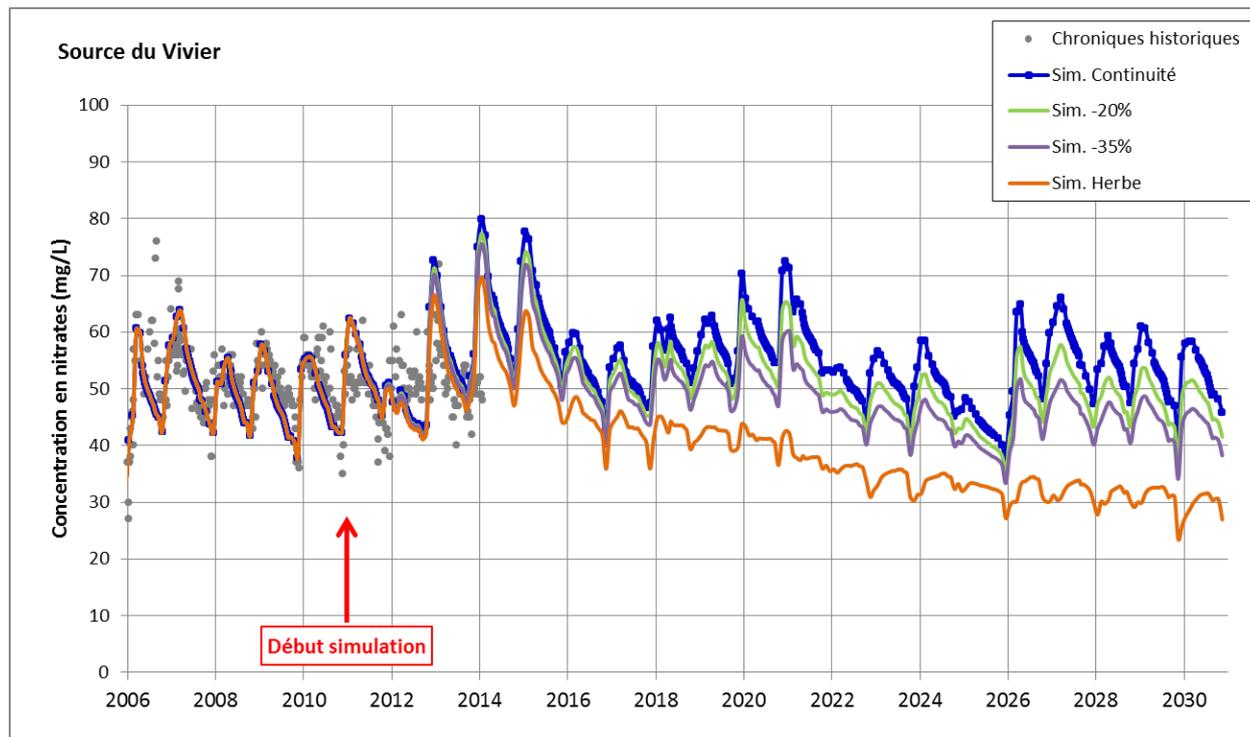


Illustration 147 : Concentrations en nitrates simulées à la source du Vivier pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire ». En haut : comparaison des concentrations des différents scénarios. En bas : Différence de concentration en mg/L entre le scénario « continuité » et les autres scénarios

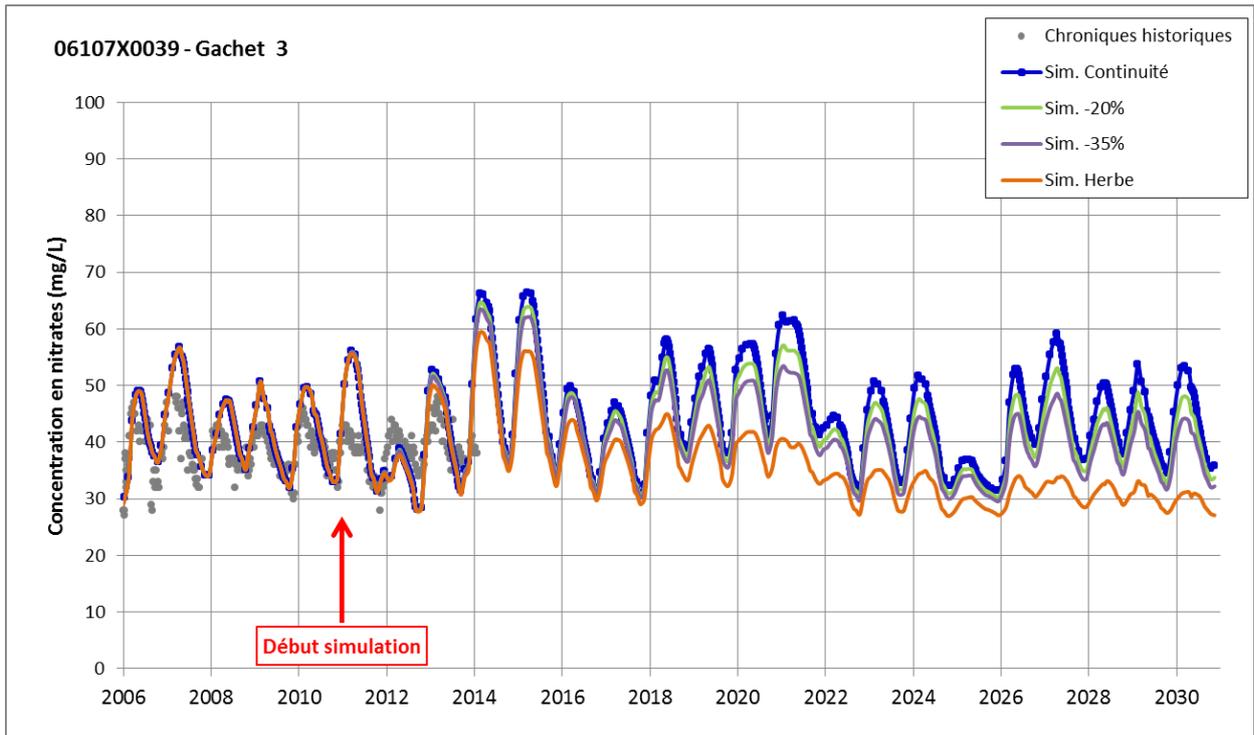


Illustration 148 : Concentrations en nitrates simulées sur le captage Gachet 3 pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire »

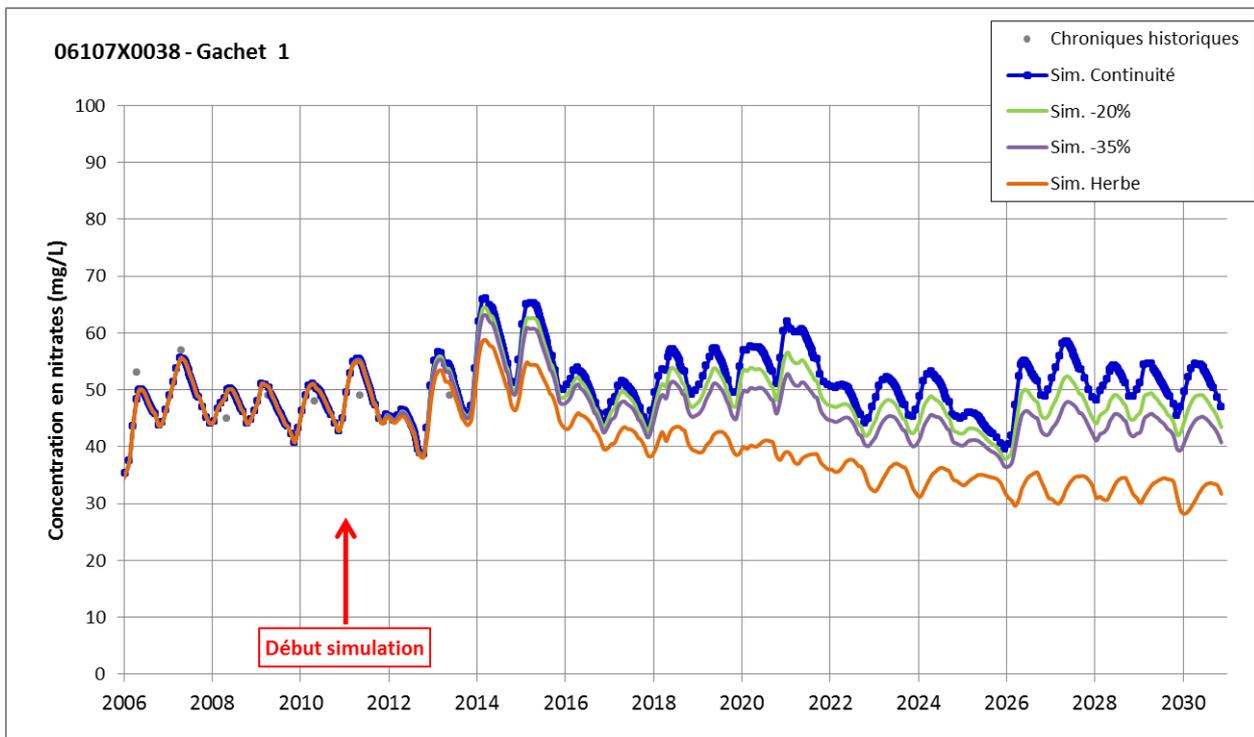


Illustration 149 : Concentrations en nitrates simulées sur le captage Gachet 1 pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire »

La source du Vivier (Illustration 147), avec les années météorologiques simulées, ne verrait pas ses concentrations en nitrates diminuer en conservant les pratiques agricoles des années 2008-2010. Avec un scénario hypothétique « herbe », les concentrations moyennes en nitrates

passeraient sous la barre des 50 mg/L au bout de 5 ans, des 40 mg/L au bout de 10 ans. Avec un scénario -35%, les concentrations annuelles moyennes passeraient sous la barre des 50 mg/L au bout de 11 ans. Pour le scénario -20%, elles passeraient sous la barre des 50 mg/L au bout de 11 ans également, en conservant par la suite des pics les dépassant en hautes eaux.

À la source du Vivier, la diminution peut s'espérer dès le premier mois, grâce aux systèmes karstiques. Cependant, il faudrait attendre 8 à 10 ans pour voir une tendance claire se dessiner, délai dû à l'inertie des systèmes calcaires fissurés.

Malgré les évolutions liées à la météorologie choisie, il est intéressant de comparer les scénarios entre eux. À long terme, à la source du Vivier, les diminutions de bilan azoté de 20% permettraient une concentration 8 mg/L plus faible par rapport à la simulation « continuité » en hautes eaux et 4 mg/L en basses eaux. Une diminution de 35% permettrait quant à elle un gain de concentration de 15 mg/L en hautes eaux et 7 mg/L en basses eaux.

Les réductions azotées semblent aussi agir le plus sur la diminution des concentrations en hautes eaux ou sur la diminution des pics .

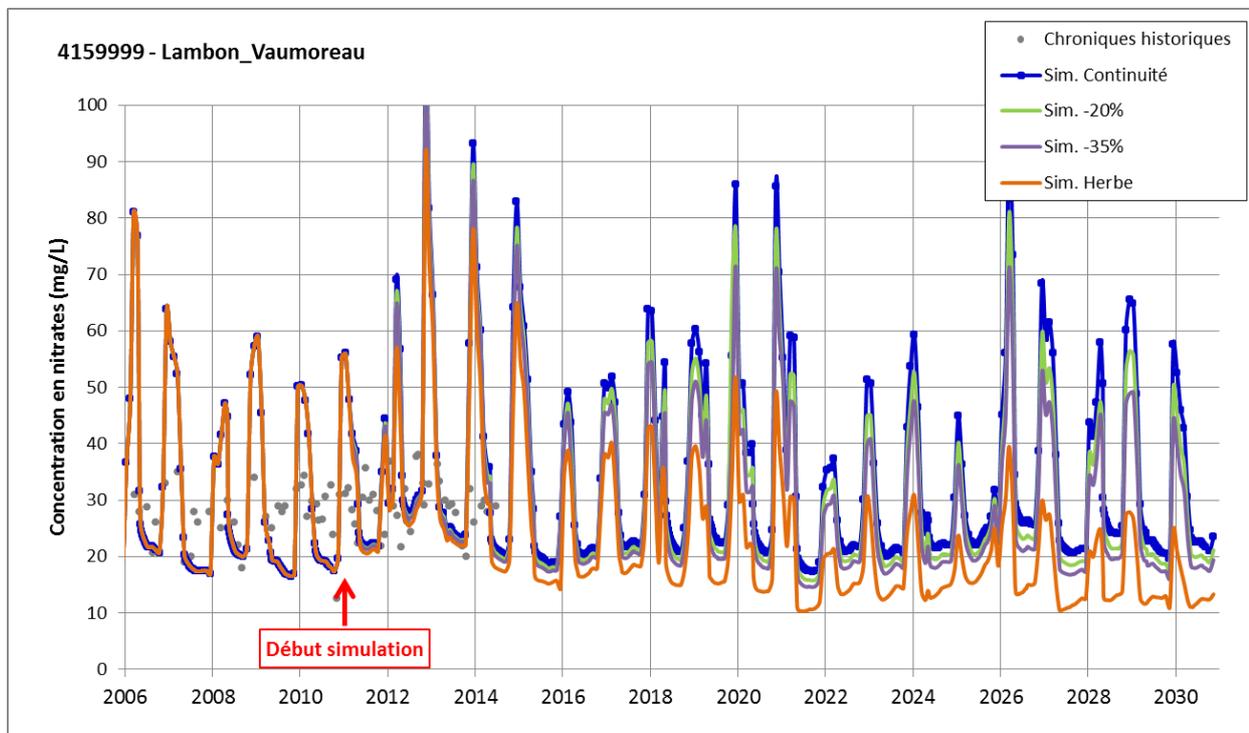


Illustration 150 : Concentrations en nitrates simulées sur le Lambon pour la simulation « effet d'une réduction du bilan azoté sous-racinaire »

Sur le Lambon (Illustration 150), la concentration évoluerait également en fonction des scénarios, en suivant les mêmes ordres de grandeurs que pour les eaux souterraines. On peut noter que les pics de nitrates simulés (bien que très surestimés par rapport aux pics de concentration observés) seraient sensiblement diminués dès l'adoption d'un scénario de diminution de 20% du bilan azoté sous-racinaire, soit une dizaine de mg/L de moins.

8.5. POLLUTION ACCIDENTELLE À PARTIR DU RÉSEAU D'EAUX USÉES

8.5.1. Principe de la simulation

La commune de Niort est traversée par des canalisations d'eaux usées dont certaines ne sont pas en très bon état. Un plan est en cours pour améliorer le réseau. Des simulations de pollution ponctuelle ont cependant été réalisées, afin d'évaluer la vulnérabilité du captage du Vivier.

Un point situé sur le collecteur principal de la ville de Niort, au croisement de la route de Parthenay avec le boulevard de l'Europe a été choisi pour ces tests.

Il a été choisi d'appliquer une dose constante de 1000 kg de polluant (polluant non-défini) en ce point selon différentes configurations :

- La pollution se déverse dans le Lambon
- La pollution se déverse dans le sous-sol (Infra-Toarcien) au gré du réseau karstique
- La pollution advient en basses eaux (dernière semaine de juillet 2008)
- La pollution advient en hautes eaux (février 2008)

Le polluant est considéré comme un traceur parfait.

De ces simulations sont tirés des graphiques et des cartographies.

8.5.2. Résultats

NB : Les concentrations sont indicatives, en l'absence de référence sur la quantité de polluant à prendre en compte. Il est cependant intéressant de comparer les simulations entre elles, du point de vue de l'extension et de l'intensité de la pollution.

a. Pollution accidentelle se déversant dans le Lambon en basses eaux

Les cartes suivantes (Illustration 151 à Illustration 153) représentent les concentrations en polluant retrouvées dans les eaux souterraines et de surface suite à une pollution accidentelle du Lambon fictive fin juillet 2008.

Le Lambon étant à sec, la pollution s'infiltré dans le sous-sol et contamine la nappe de l'Infra-Toarcien. Au bout de 2 mois, les concentrations, inférieures à 0,01 mg/L, sont très faibles au regard de la quantité de polluant appliquée.

L'Illustration 154 présente la chronique de concentration simulée à la source du Vivier. Pour une pollution accidentelle du Lambon en basses eaux de 1 tonne de polluant, la concentration atteignant la source du Vivier ne dépasse pas 0,1 mg/L pour un pic sur un seul pas de temps. Les concentrations résiduelles sont très faibles (zoom du graphique).

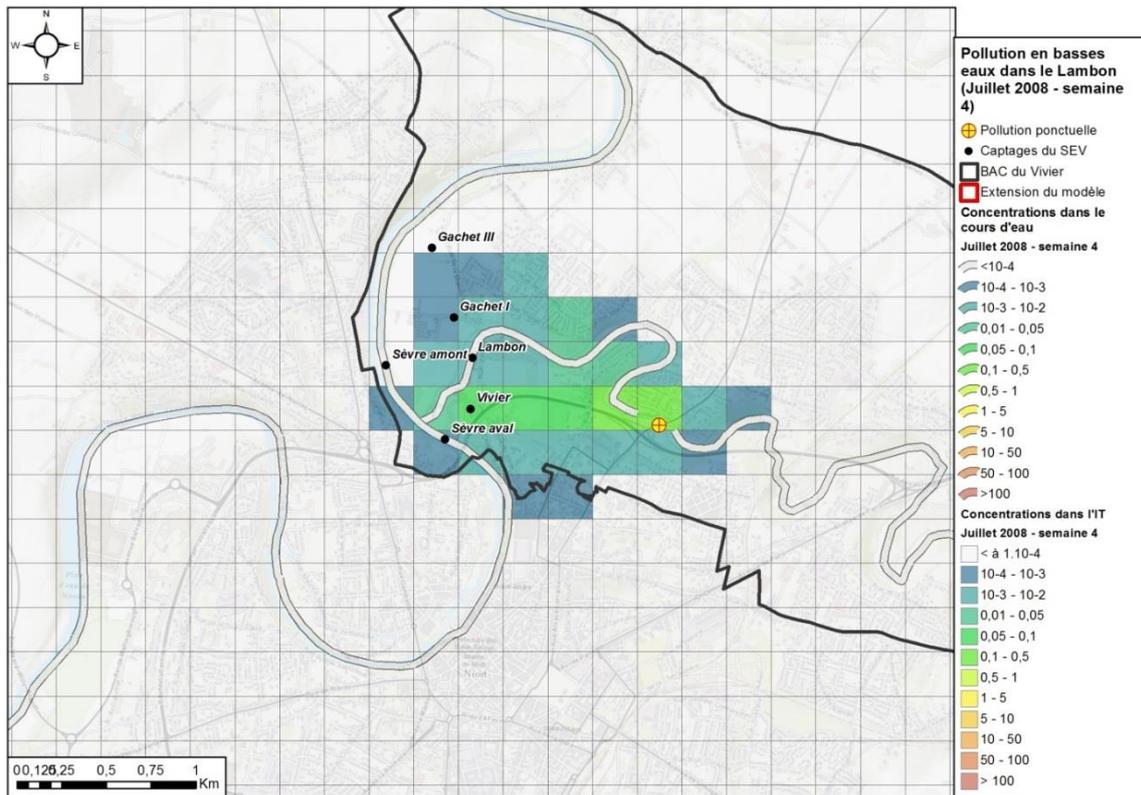


Illustration 151 : Panache de pollution ($t = 1$ semaine) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux

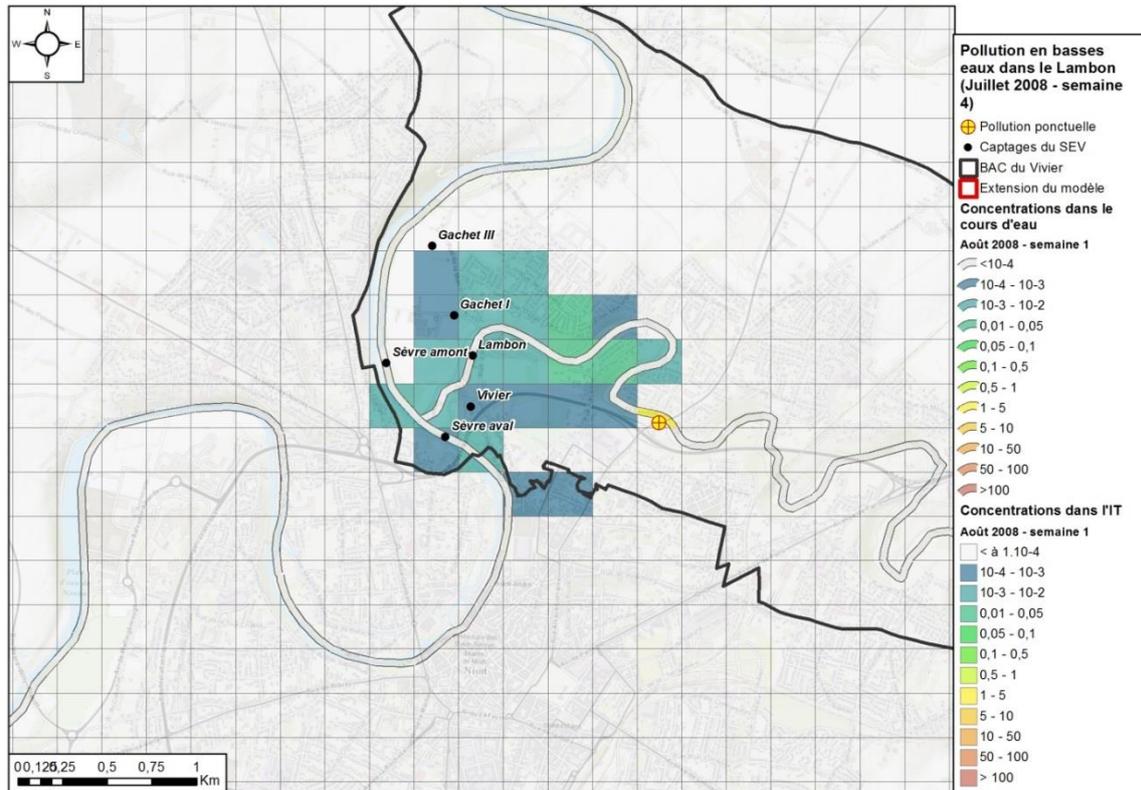


Illustration 152 : Panache de pollution ($t = 2$ semaines) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux

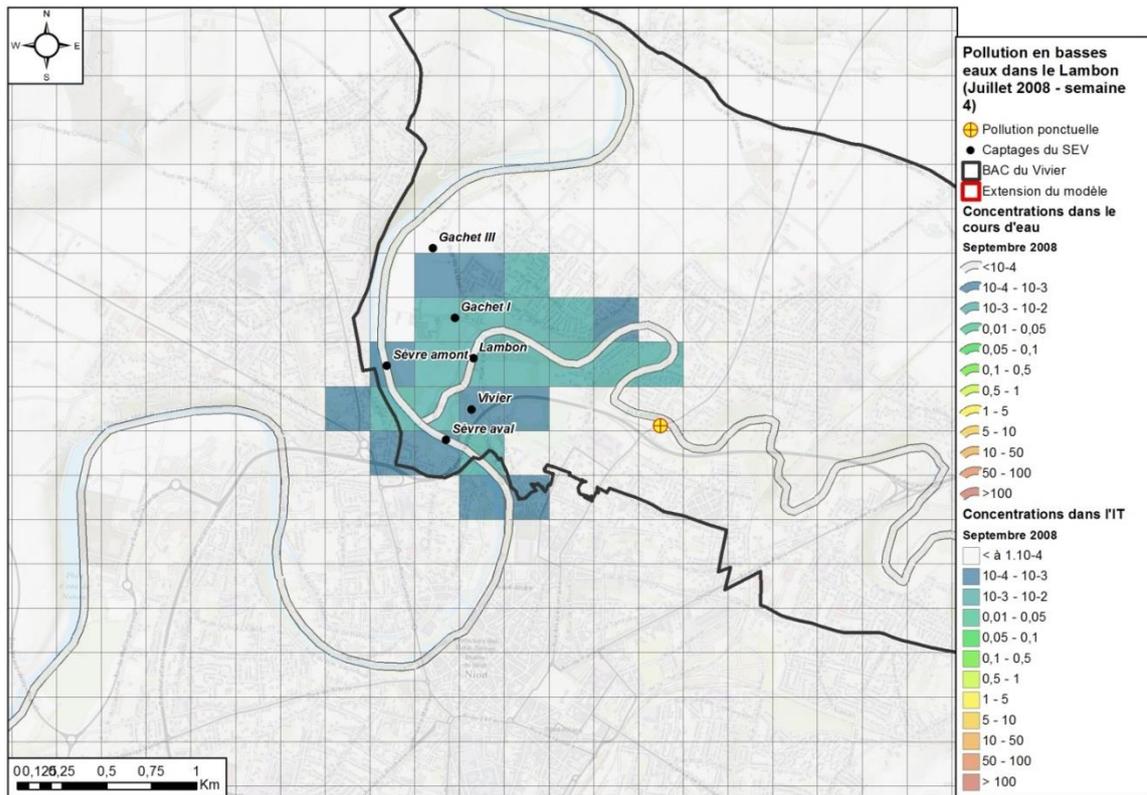


Illustration 153 : Panache de pollution ($t = 2$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux

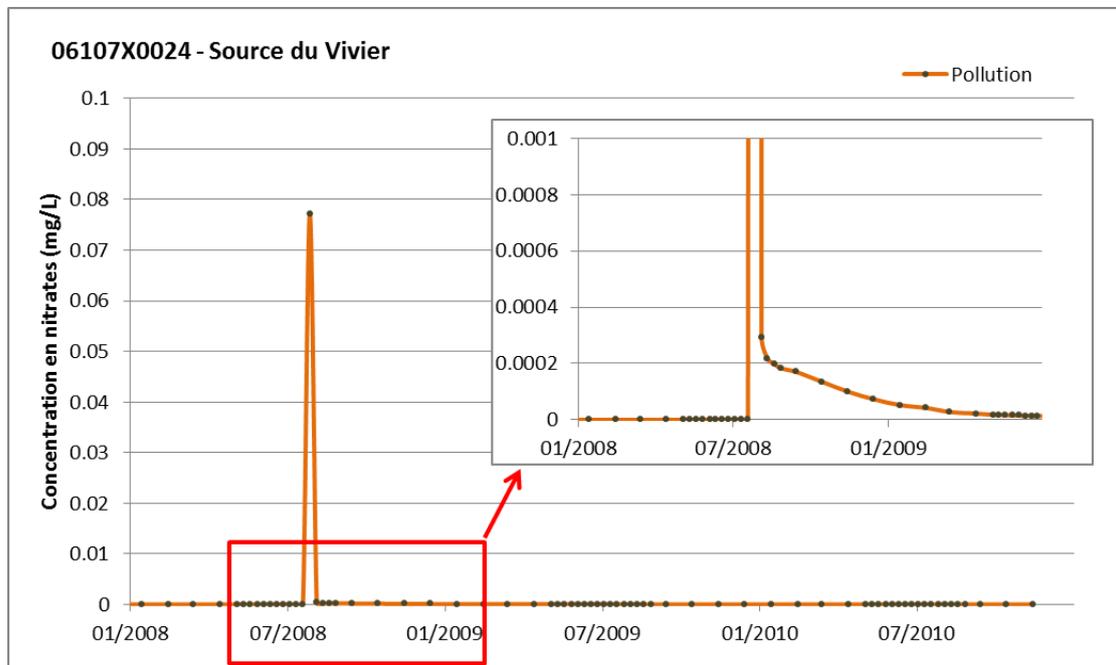


Illustration 154 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en basses eaux

b. Pollution accidentelle se déversant dans le Lambon en hautes eaux

Les cartes suivantes (Illustration 155 à Illustration 157) représentent les concentrations en polluant retrouvées dans les eaux souterraines et de surface suite à une pollution accidentelle du Lambon fictive en février 2008.

Le modèle simule une infiltration de la pollution au niveau du point d'injection, suivie d'une réalimentation du Lambon par la nappe à la confluence avec la Sèvre. D'après la simulation, les concentrations en eaux de surface et souterraines deviennent inférieures à 0,01 mg/L 2 mois après l'application, et le panache de pollution est considérablement réduit au bout de 8 mois.

Les concentrations en eaux souterraines lors d'une pollution accidentelle du Lambon en hautes eaux seraient plus faibles que celles relatives à une pollution du Lambon en basses eaux, ce qui s'explique par la plus grande quantité d'eau disponible pour diluer la pollution et par la possibilité d'évacuer la pollution par le Lambon, ce qui n'était pas possible lorsque le Lambon est à sec.

L'illustration 158 présente la chronique de la concentration simulée à la source du Vivier dans le cas d'une pollution accidentelle du Lambon en hautes eaux. Le pic de pollution enregistré sur le mois d'application est moins important que lors d'une pollution en basses eaux. Les concentrations en polluant résiduelles sont également plus faibles.

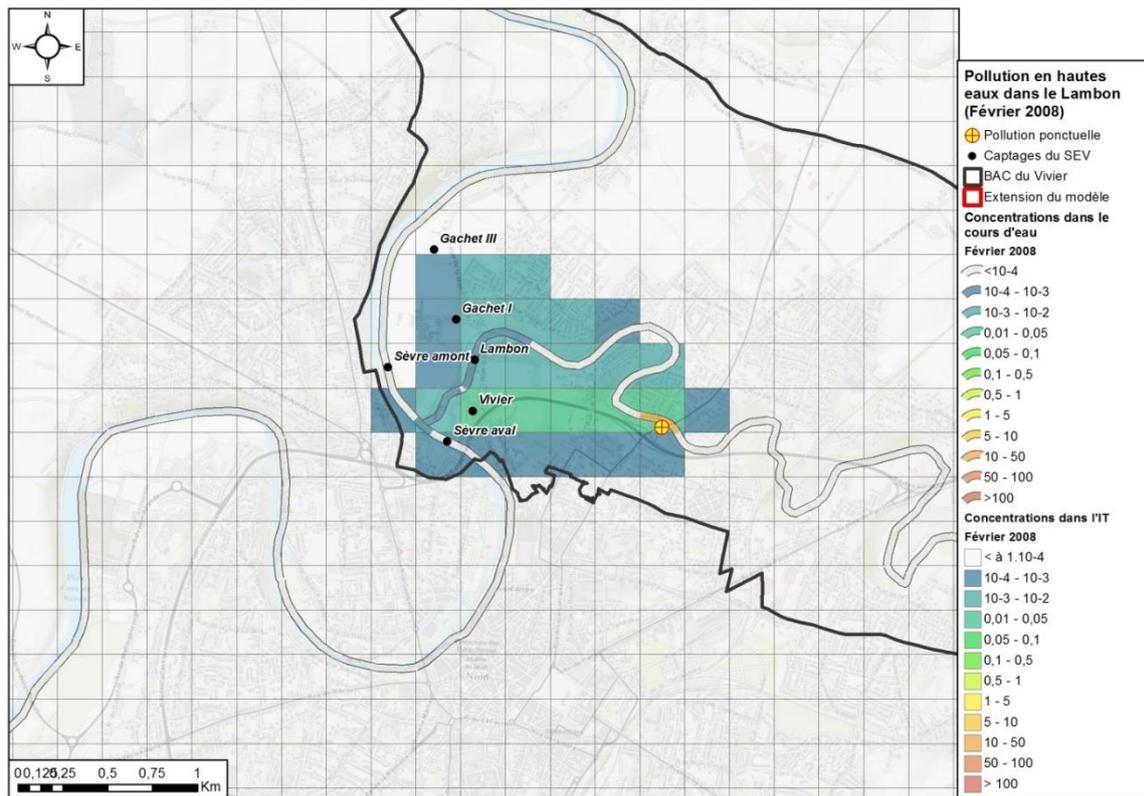


Illustration 155 : Panache de pollution (t = 1 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux

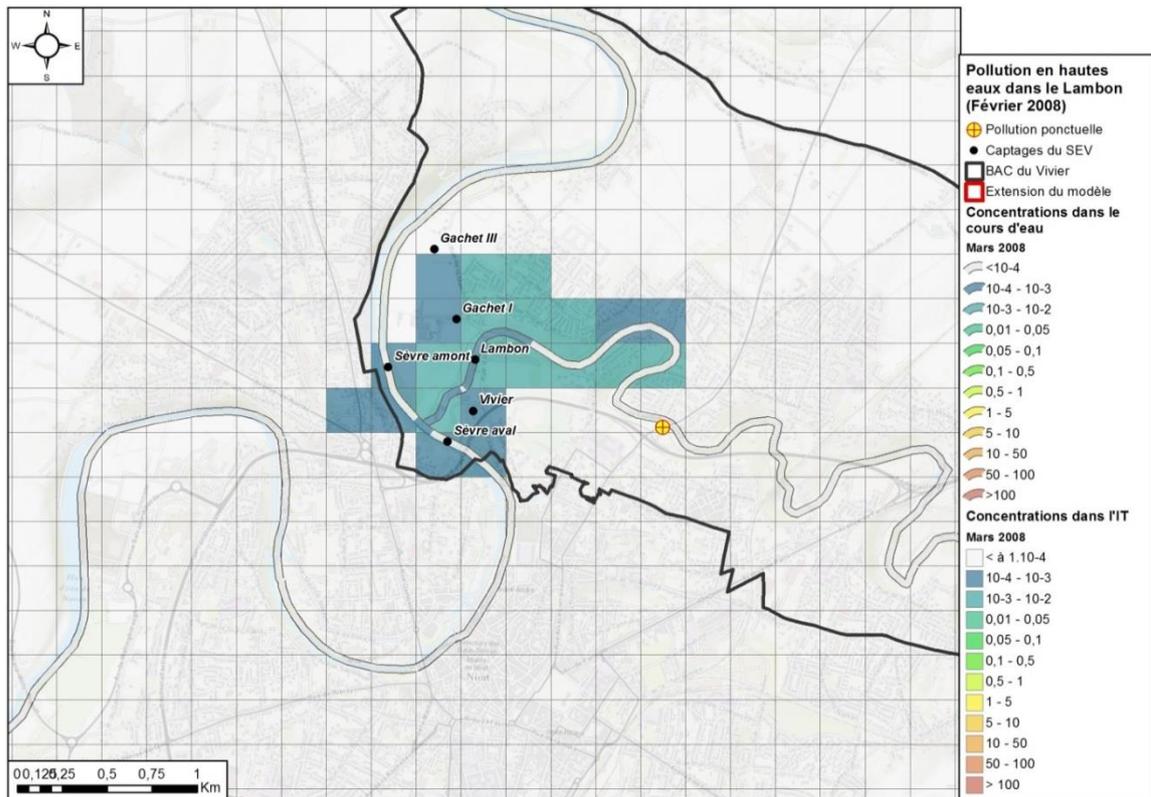


Illustration 156 : Panache de pollution ($t = 2$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux

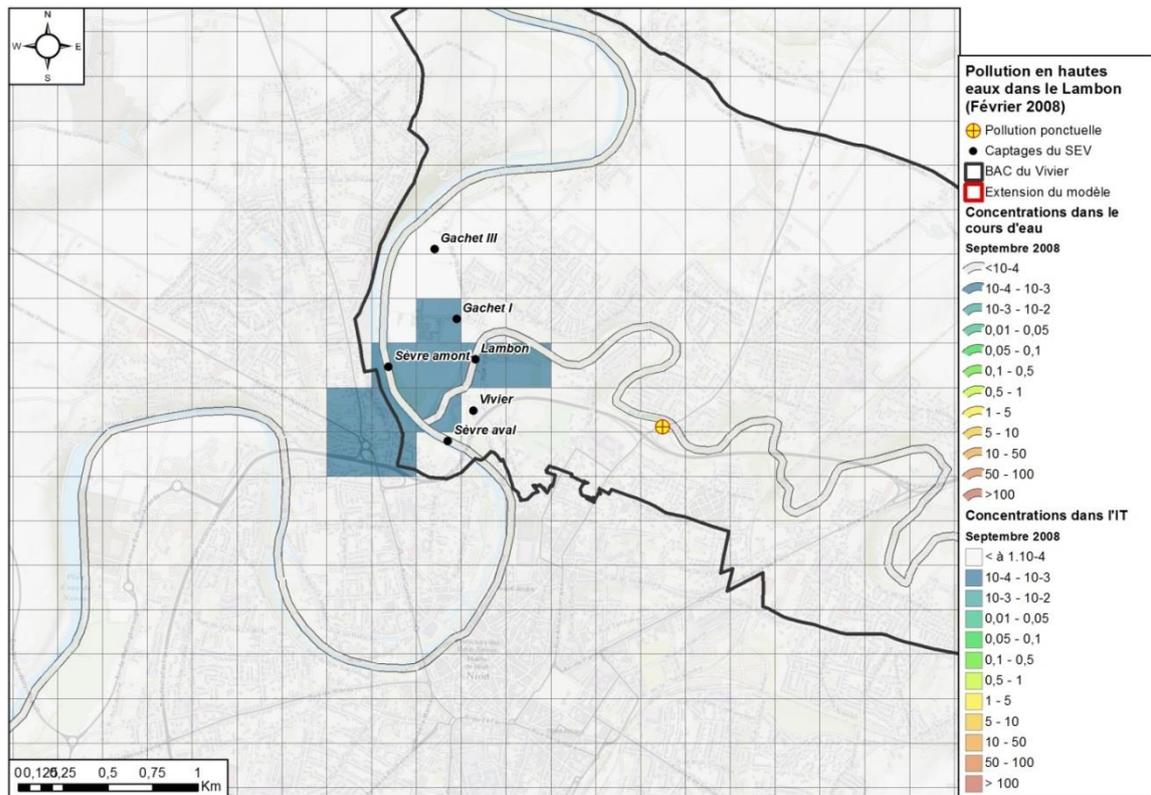


Illustration 157 : Panache de pollution ($t = 8$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux

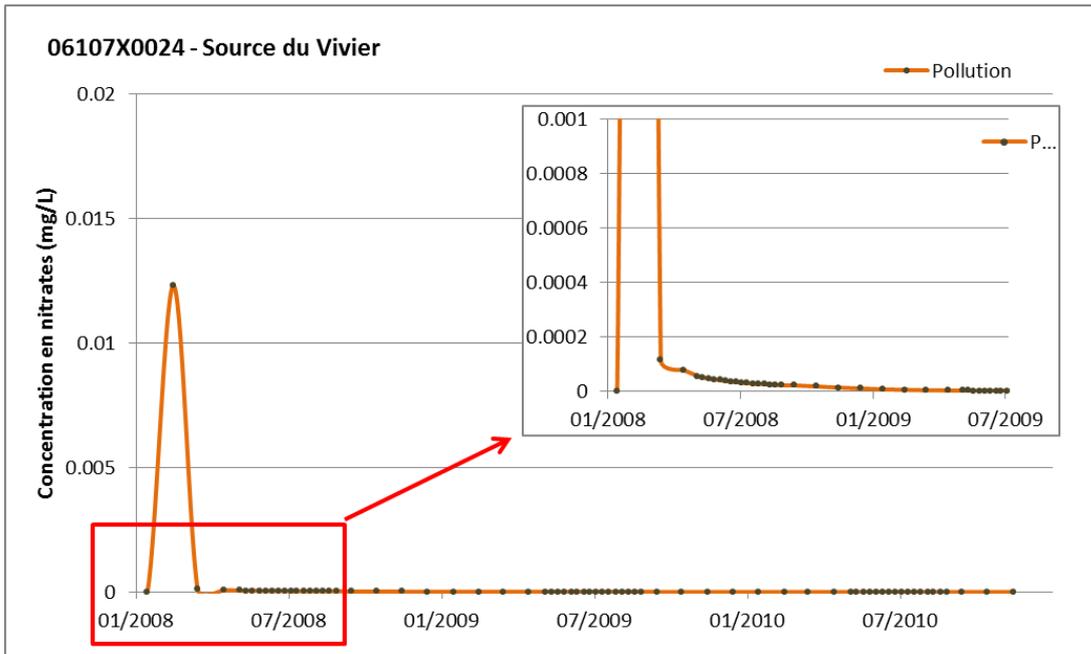


Illustration 158 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle du Lambon en hautes eaux

c. Pollution accidentelle se déversant dans le sous-sol en basses eaux

Les cartes suivantes (Illustration 159 à Illustration 162) représentent les concentrations en polluant retrouvées dans les eaux souterraines et de surface suite à une pollution accidentelle de l'Infra-Toarcien fictive en dernière semaine de juillet 2008.

Il apparaît que les concentrations en eaux souterraines sont plus importantes que dans le cas d'une pollution des eaux de surface, les polluants ne pouvant être évacués rapidement par le biais du cours d'eau. On peut également remarquer que les concentrations diminuent plus rapidement dans l'axe du karst (matérialisé par des perméabilités beaucoup plus élevées que le calcaire environnant), les polluants étant évacués plus rapidement.

Le panache de pollution atteint cette fois de manière plus importante les puits Gachet 1 et Gachet 3, et se déplace lentement d'est en ouest, suivant la direction générale d'écoulement de la nappe.

La Sèvre devient vecteur de la pollution, le panache étant plus étendu et plus concentré.

Les graphiques de concentration (Illustration 163 à Illustration 166) montrent que le puits Gachet 3 est moins touché que le puits Gachet 1, le premier bénéficiant d'apport d'eaux non-contaminées de la Sèvre.

Le temps de résorption de la pollution à la source du Vivier est sensiblement le même que pour une pollution des eaux de surface. Le pic initial de pollution est cependant bien plus important, atteignant les 200 mg/L dans le cas précédent.

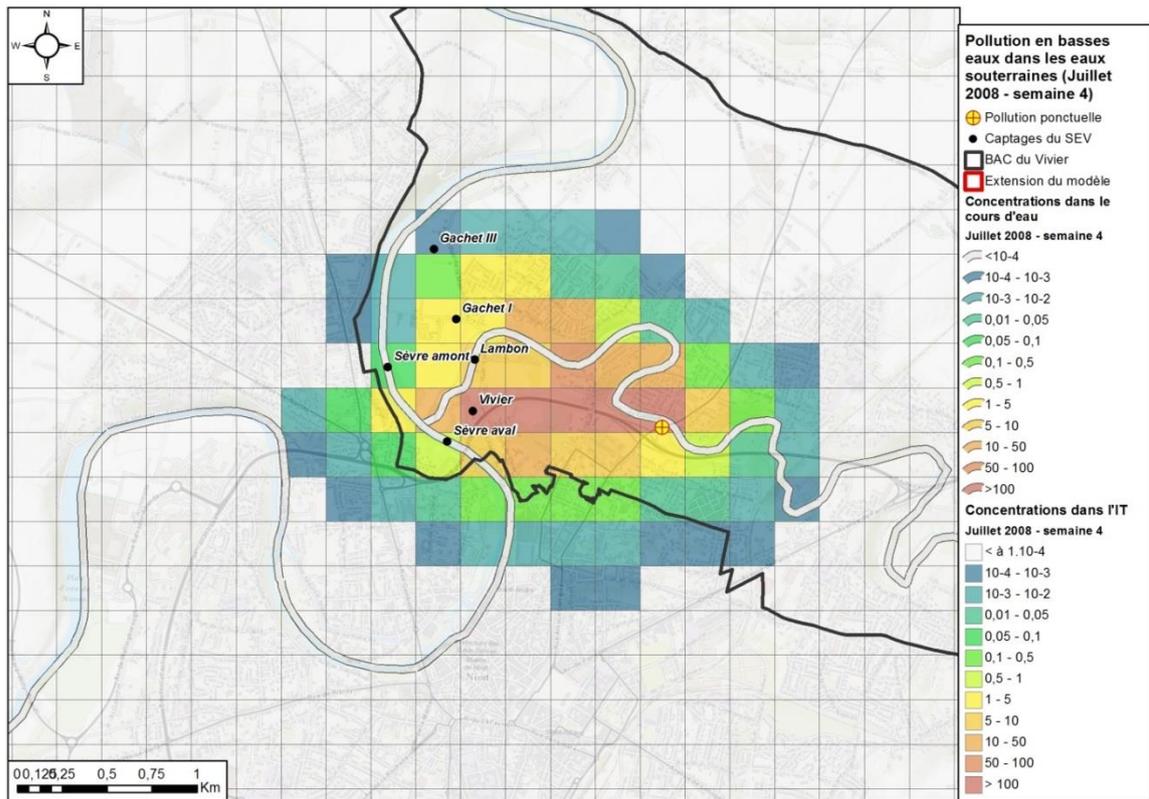


Illustration 159 : Panache de pollution ($t = 1$ semaine) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

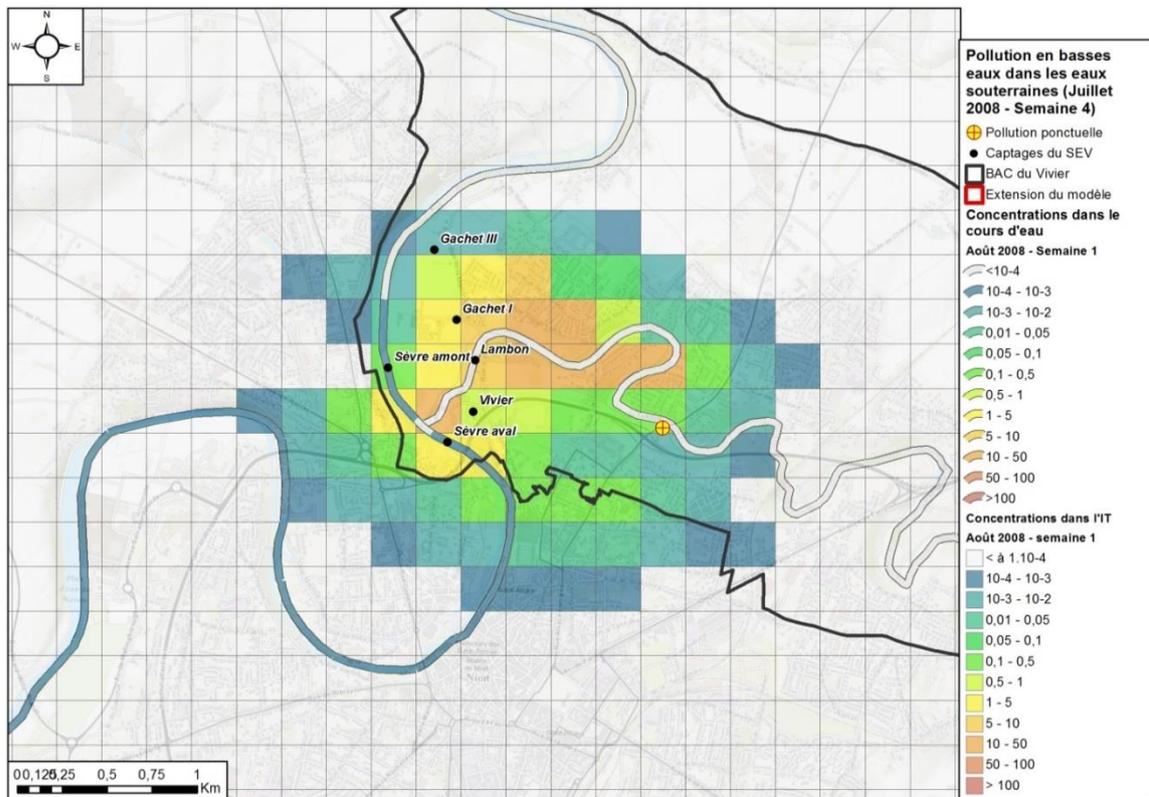


Illustration 160 : Panache de pollution ($t = 2$ semaine) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

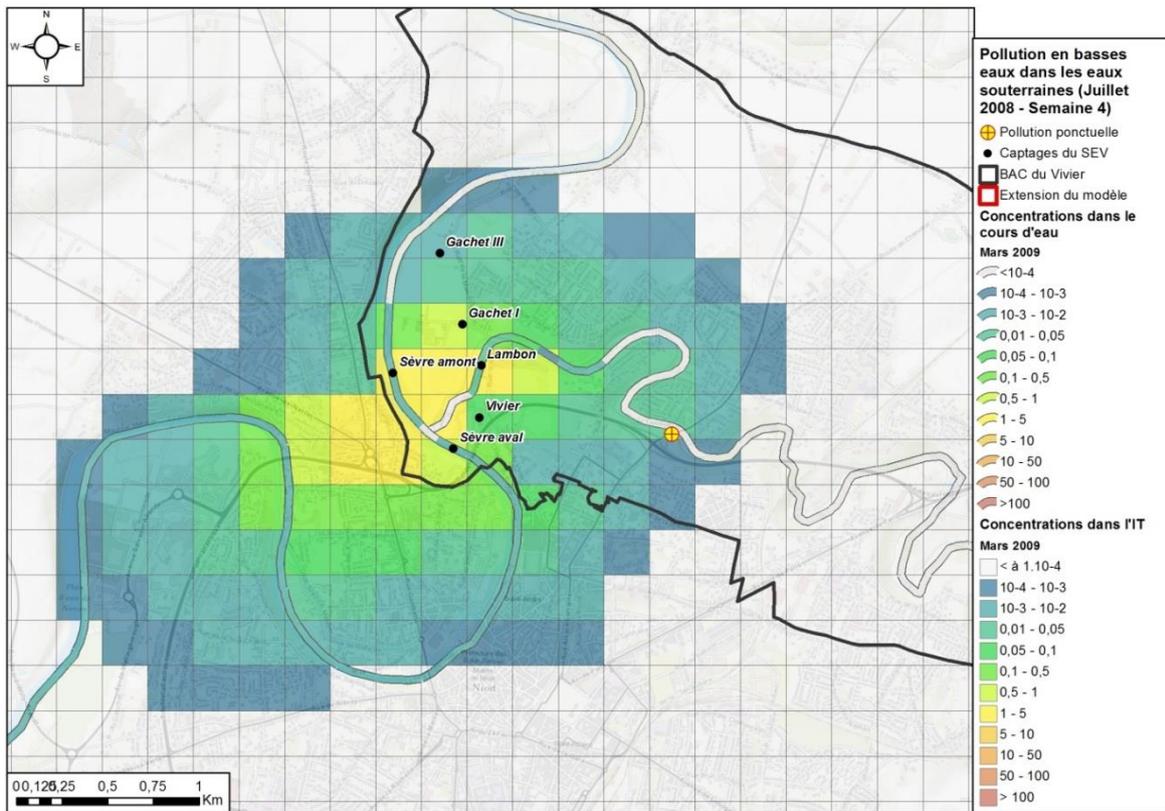


Illustration 161 : Panache de pollution ($t = 8$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

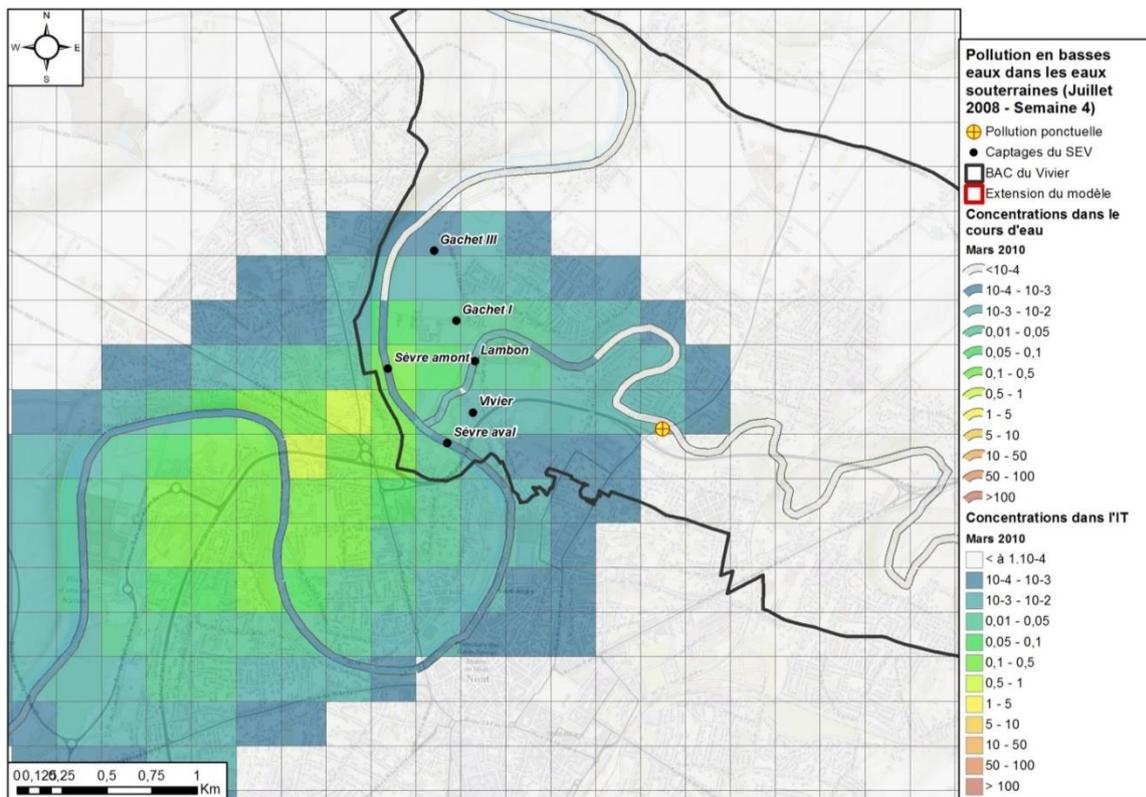


Illustration 162 : Panache de pollution ($t = 20$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

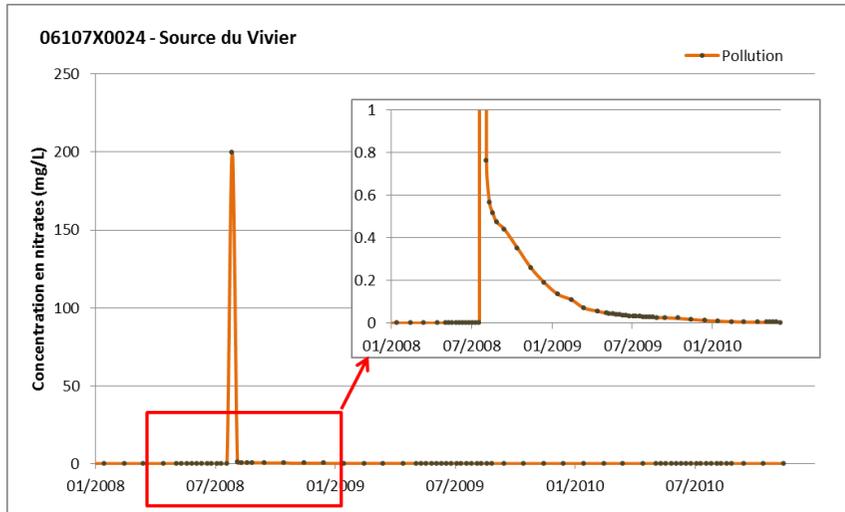


Illustration 163 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

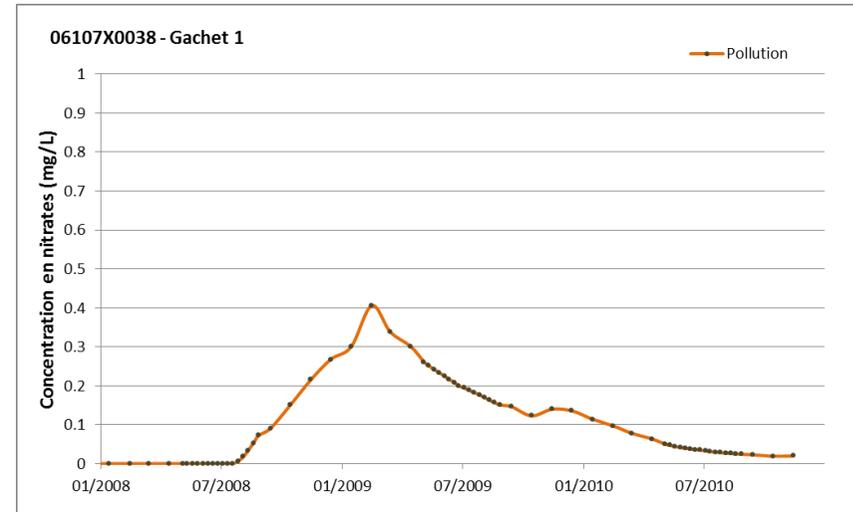


Illustration 165 : Concentration en polluant au puits Gachet 1 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

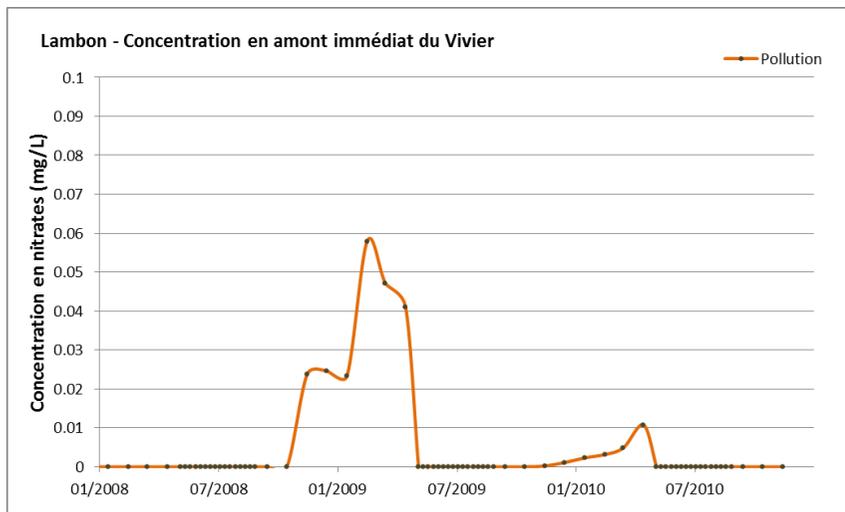


Illustration 164 : Concentration en polluant dans le Lambon en amont immédiat du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

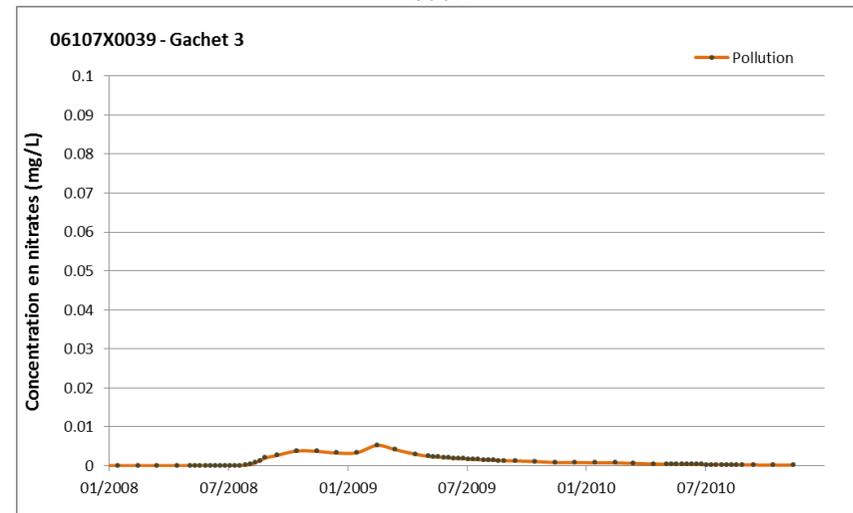


Illustration 166 : Concentration en polluant au puits Gachet 3 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en basses eaux

d. Pollution accidentelle se déversant dans le sous-sol en hautes eaux

Les cartes suivantes (Illustration 167 à Illustration 170) représentent les concentrations en polluant retrouvées dans les eaux souterraines et de surface suite à une pollution accidentelle de l'Infra-Toarcien fictive en dernière semaine de juillet 2008.

Les concentrations à $t = 1$ mois sont moins fortes dans les eaux souterraines que pour la simulation en basses eaux, la recharge étant plus importante. En revanche les concentrations retrouvées dans le Lambon sont plus élevées, le Lambon étant en hautes eaux et alimenté par la nappe au moment où le polluant a été appliqué.

Le panache de pollution se déplace également d'est en ouest, au même rythme que pour la simulation en basses eaux.

Les graphiques de concentration de polluant sont présentés de l'illustration 171 à l'illustration 174. Les pics de pollution visibles sur les courbes à la source du Vivier, aux puits Gachet 1 et 3 et sur le Lambon à l'amont du Vivier sont également plus faibles que pour la simulation en basses eaux.

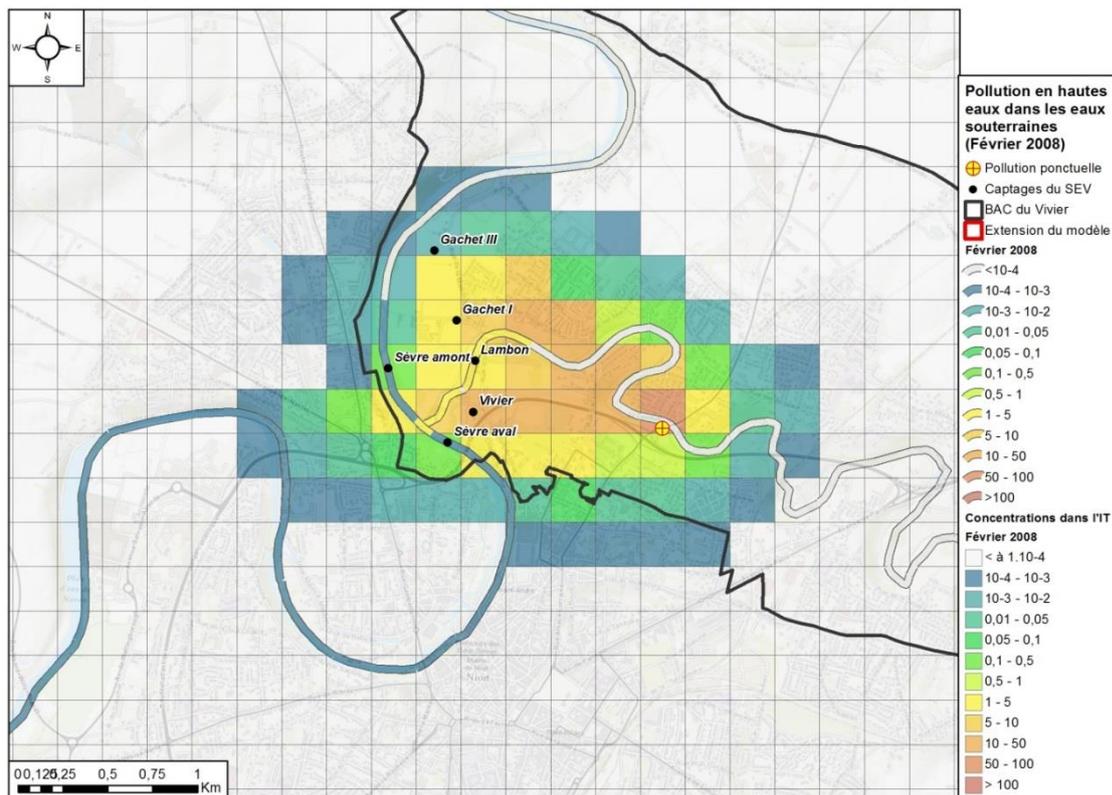


Illustration 167 : Panache de pollution ($t = 1$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

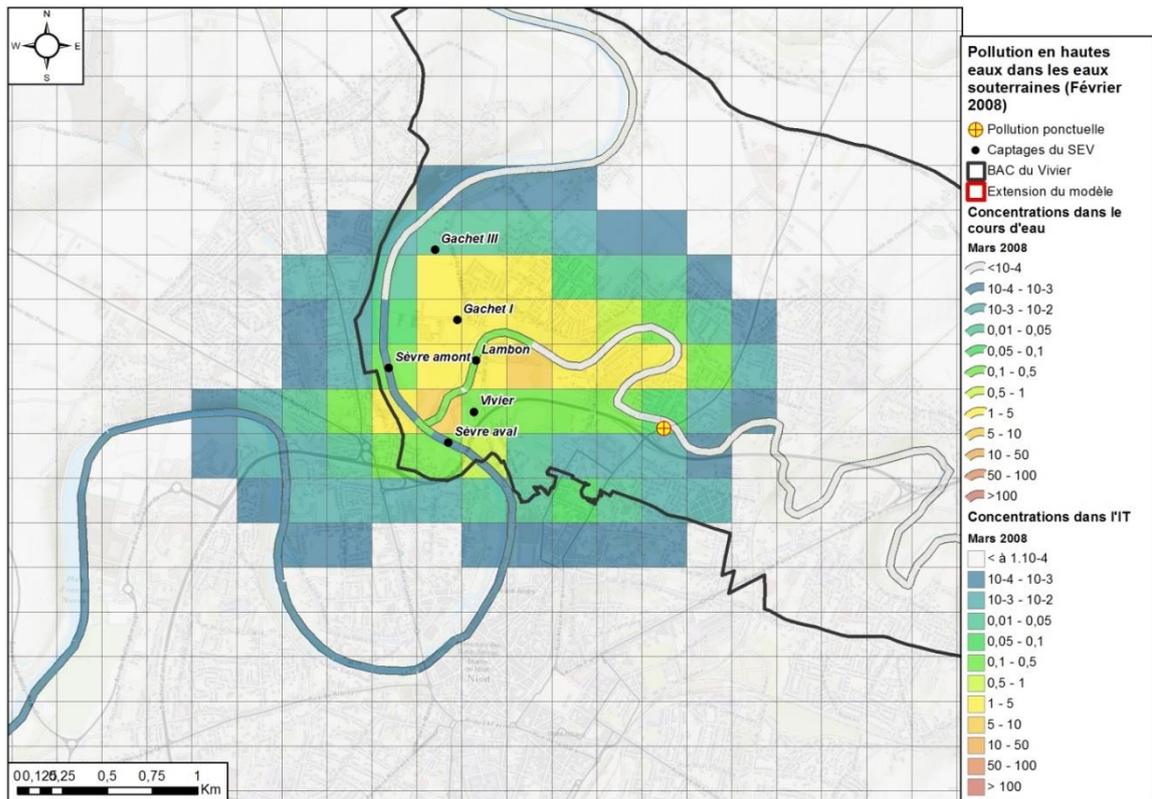


Illustration 168 : Panache de pollution ($t = 2$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

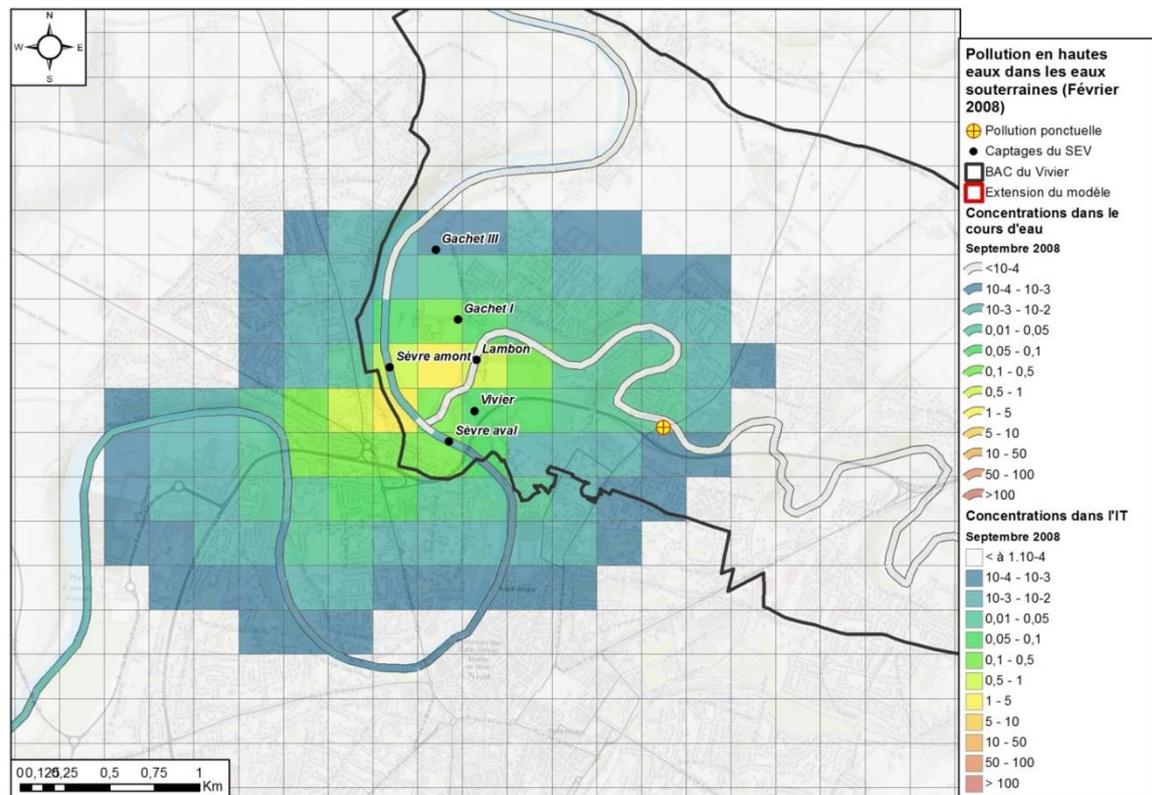


Illustration 169 : Panache de pollution ($t = 8$ mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

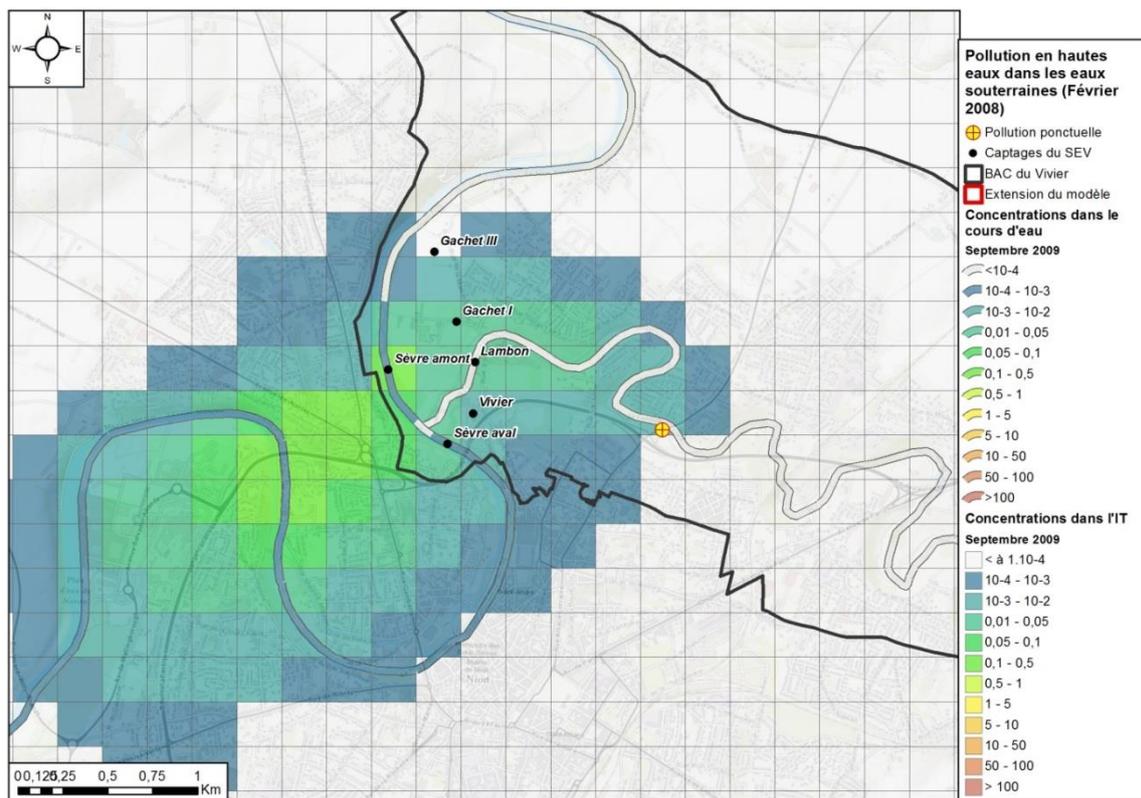


Illustration 170 : Panache de pollution (t = 20 mois) dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

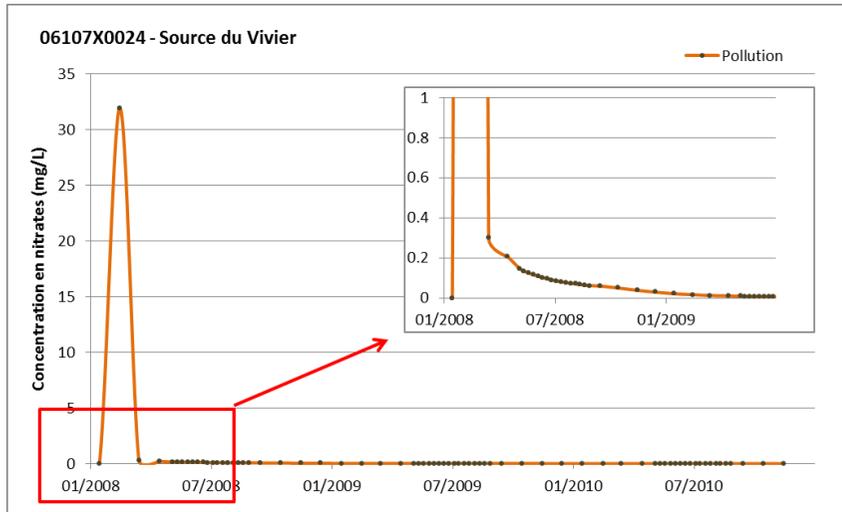


Illustration 171 : Concentration en polluant à la source du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

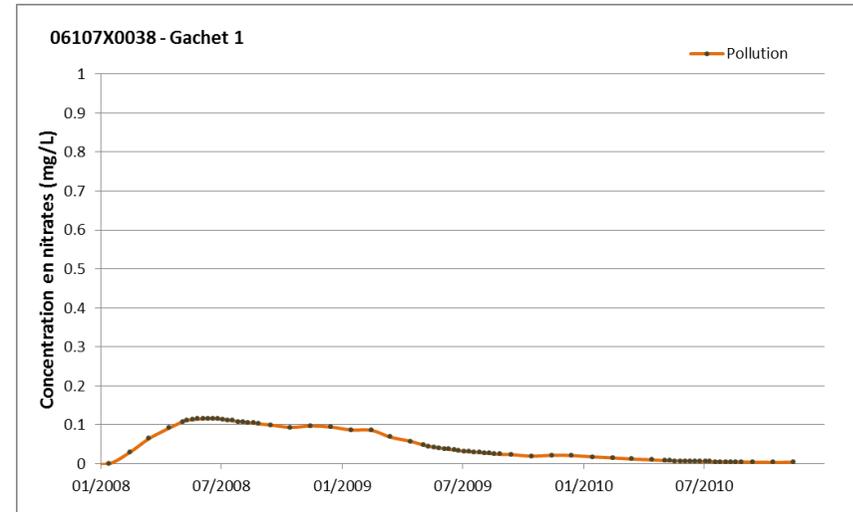


Illustration 173 : Concentration en polluant au puits Gachet 1 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

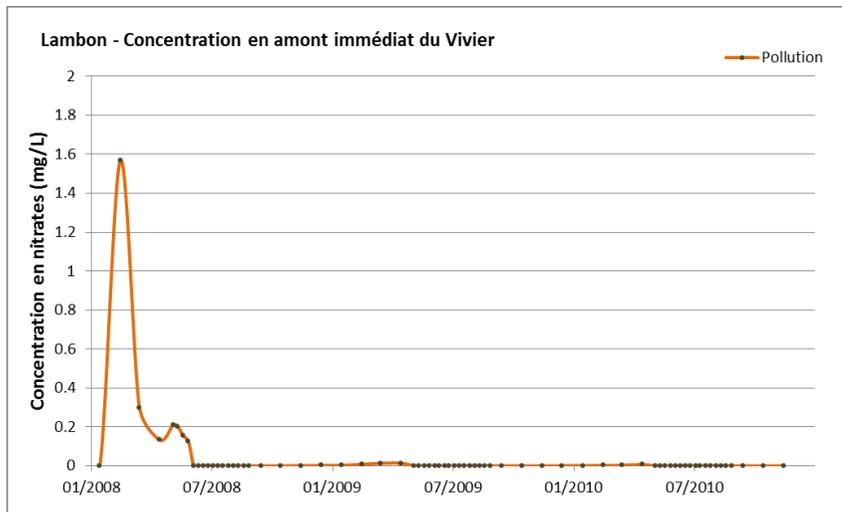


Illustration 172 : Concentration en polluant dans le Lambon en amont immédiat du Vivier dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

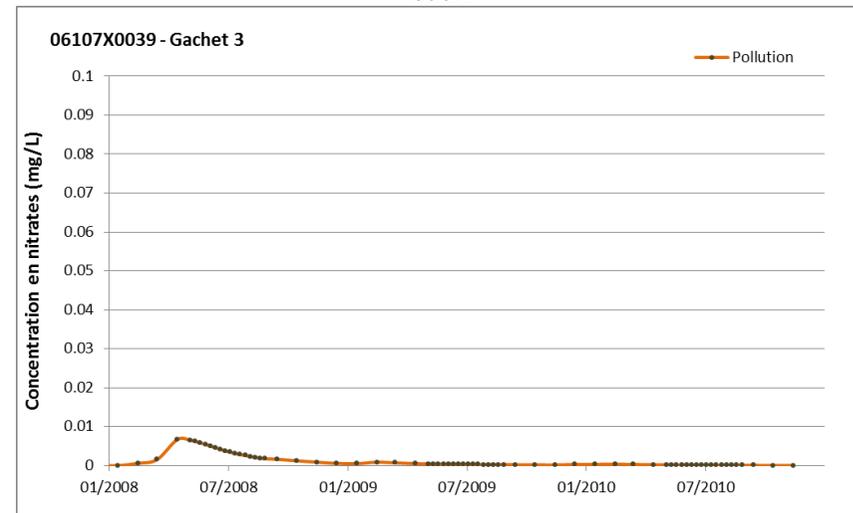


Illustration 174 : Concentration en polluant au puits Gachet 3 dans le cas d'une contamination accidentelle de l'Infra-Toarcien en hautes eaux

8.6. CHANGEMENT CLIMATIQUE

8.6.1. Principe de la simulation

Le modèle a été utilisé pour simuler sur 20 ans les impacts sur les eaux souterraines d'un scénario de changement climatique. La méthode développée pour le modèle Jurassique dans le rapport BRGM/RP-59288-FR (Douez et al., 2011) a été reprise ici.

Des chroniques mensuelles pluie/ETP sur les mailles SAFRAN du modèle ont été constituées à partir des données calculées par le modèle ARPEGE-Climat (modèle de prévision météorologique) du Centre National des Recherches Météorologiques (CNRM – Météo France).

Parmi les différentes projections fournies par ARPEGE-Climat établies à partir de scénarios d'augmentation ou non de gaz à effet de serre et d'aérosols issus des travaux du GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat), à l'aide d'études socio-économiques notamment, le scénario B2 dit « modéré » a été retenu. Une projection de l'augmentation de la température en fonction de différents scénarios d'émissions futures de gaz à effet de serre et d'aérosols est représentée sur le graphe de l'illustration 175.

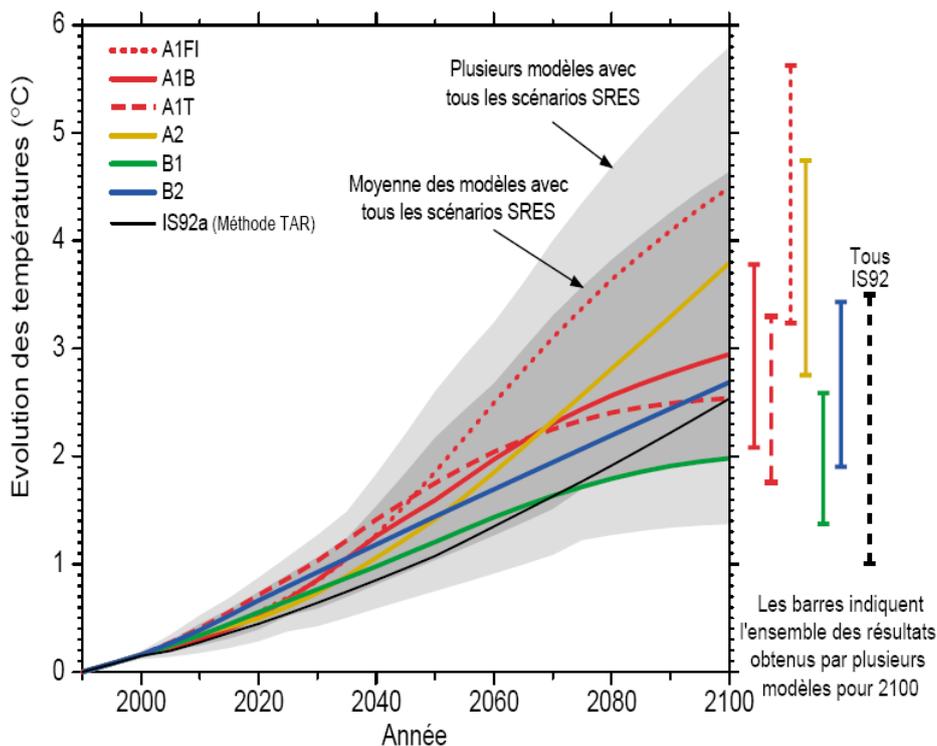


Illustration 175 : Projection de l'augmentation de la température en fonction des différents scénarios d'émissions futures de gaz à effet de serre et d'aérosols (Troisième Rapport d'évaluation du GIEC Changements climatiques 2001: Rapport de synthèse [GIEC (2001)])

Le travail a consisté à produire des chroniques de recharges et de ruissellement sur 20 ans à partir de données obtenues via le site internet du simulateur climatique de Météo-France (Illustration 176) : http://climat.meteofrance.com/chgt_climat/simulateur/

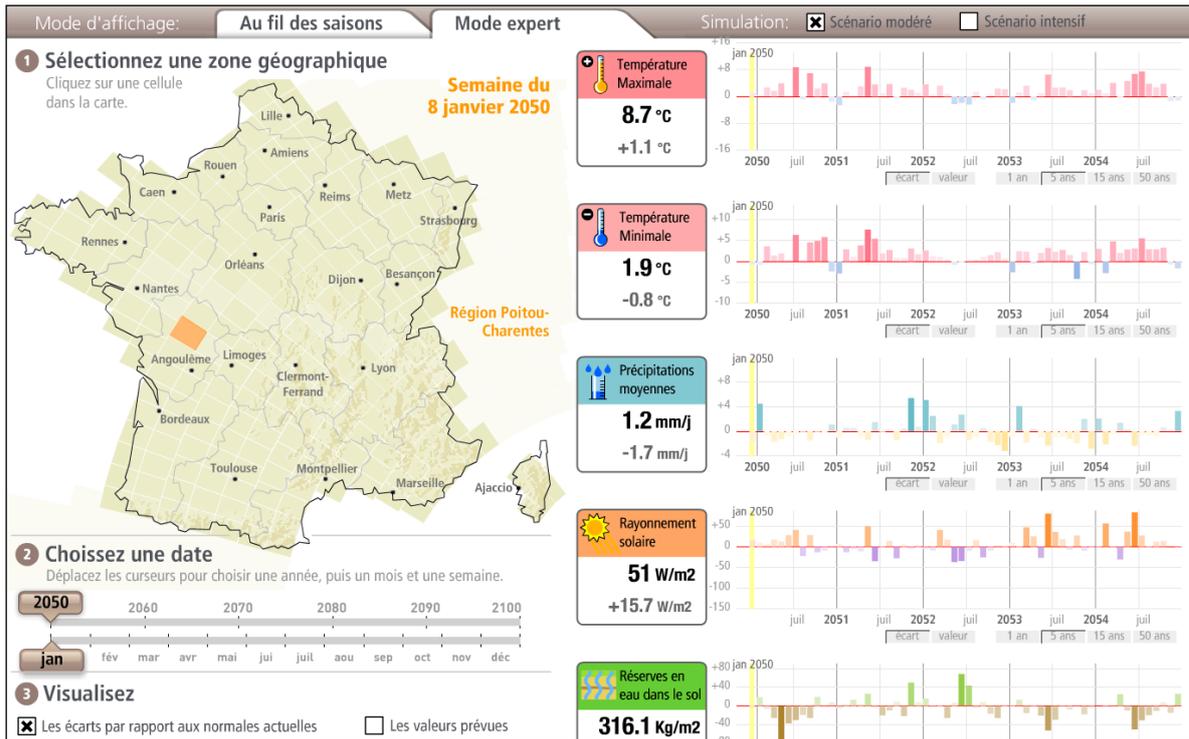


Illustration 176 : Impression d'écran du site du simulateur climatique de Météo-France

Les données proposées sur ce site (valeurs prévues et écarts par rapport aux normales actuelles) pour différentes mailles sont les suivantes : température minimale, température maximale, précipitations moyennes, rayonnement solaire et réserves en eau du sol. Il faut garder à l'esprit que les données sont fournies sous la forme de grande tendance, les données prises mois par mois sont donc incertaines.

La méthodologie retenue a été de faire varier, par rapport à une année moyenne en termes de pluie et d'ETP, 2002-2003, des pourcentages d'écarts sur la période 2050-2070 par rapport à la moyenne actuelle pour les précipitations et l'ETP. Les données d'ETP n'étant pas disponibles directement celles-ci ont été recalculés par la formule de Turc (cf. ci-après).

Les calculs d'écart à la moyenne de la pluie et de l'ETP issus du travail effectué pour le modèle Jurassique ont été repris. Ces calculs ont été réalisés comme suit :

- 1 - Récupération des valeurs et des données d'écarts par rapport à la moyenne actuelles des températures, de précipitations et de rayonnement solaire pour une maille du simulateur climatique au pas de temps mensuel (Illustration 177 et Illustration 264) .

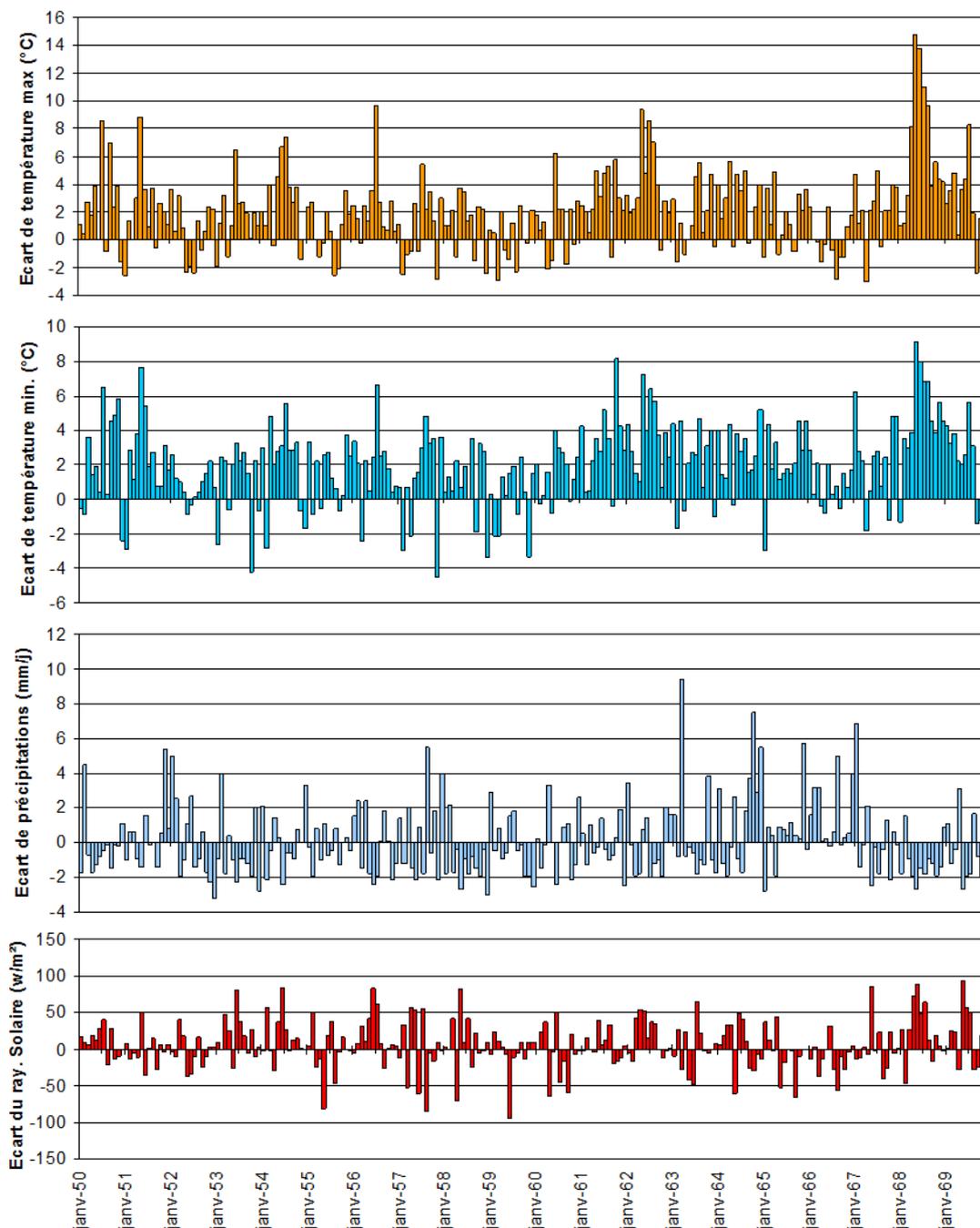


Illustration 177 : Ecart à la normale moyenne actuelle pour la température, les précipitations et le rayonnement solaire actuelle issus du simulateur climatique de météo-France

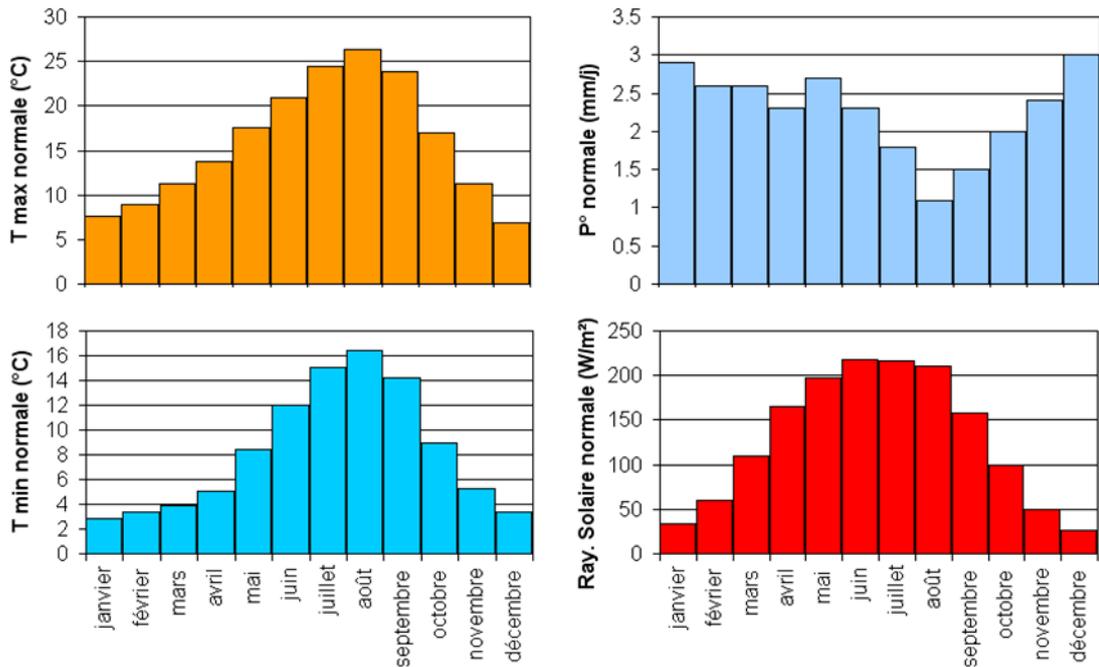


Illustration 178 : Normales moyennes actuelles pour la température, les précipitations et le rayonnement solaire (météo-France)

Les données récupérées sur le simulateur climatique indiquent une tendance nette à l'augmentation des températures et donc corrélativement à une augmentation moyenne de l'ETP (Illustration 177). Il n'en est pas de même avec les précipitations. Même si en général, sur la majorité des mois, le modèle climatique indique une baisse de précipitations, on note surtout de fortes variations avec des mois en très nettes augmentations (avec par exemple une tendance à la hausse des précipitations sur la période 2064-2067).

2 - Calcul de l'ETP, pour chaque mois de projection de la période 2050-2070 et en utilisant la moyenne actuelle, à l'aide de la formule de Turc (la formule de Penman-Monteith utilisée par Météo-France ne pouvant être utilisée ici par manque des données suivantes : vitesse moyenne du vent, tension de vapeur moyenne et insolation) (Illustration 179 et Illustration 180).

La formule de Turc nécessitant seulement la connaissance des températures de l'air et de la radiation globale est la suivante :

$$Etp = 0,4 \cdot \frac{t}{t + 15} \cdot (I_g + 50) \cdot K$$

Avec :

- Etp : évapotranspiration potentielle mensuelle (en mm d'eau) ;
- t : température moyenne mensuelle de l'air (en °C) (ici t correspond à la moyenne entre T mini et T maxi données par Météo-France) ;
- I_g : radiation globale moyenne mensuelle reçue au sol (en calorie/cm²/jour) ;
- K : un coefficient égal à 1 si l'humidité relative hr est supérieure à 50 % (généralement le cas sous nos climats) ; sinon $K = 1 + \frac{50 - hr}{70}$.

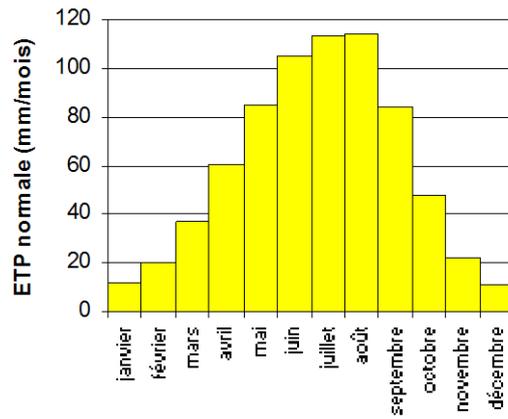


Illustration 179 : Chronique d'ETP de la normale actuelle calculée

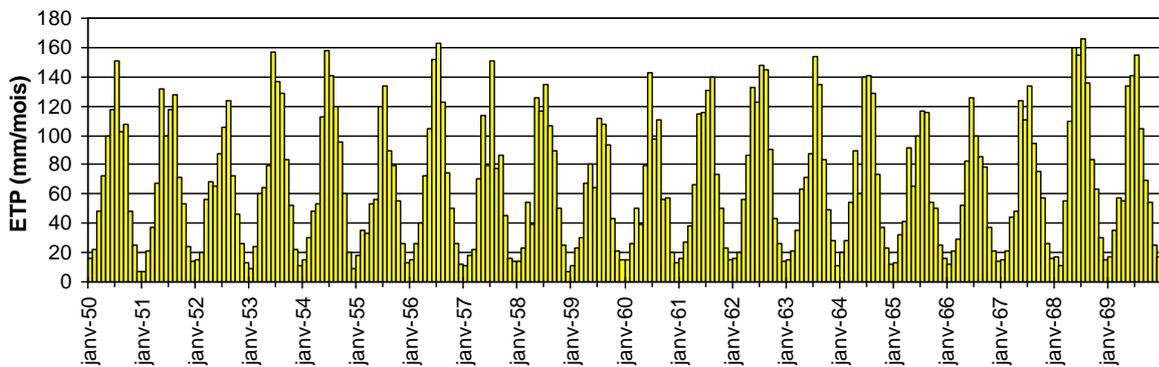


Illustration 180 : Chronique d'ETP calculée sur la période 2050-2070

3 - Calcul du % d'augmentation des précipitations et de l'ETP par rapport à la normale (Illustration 181).

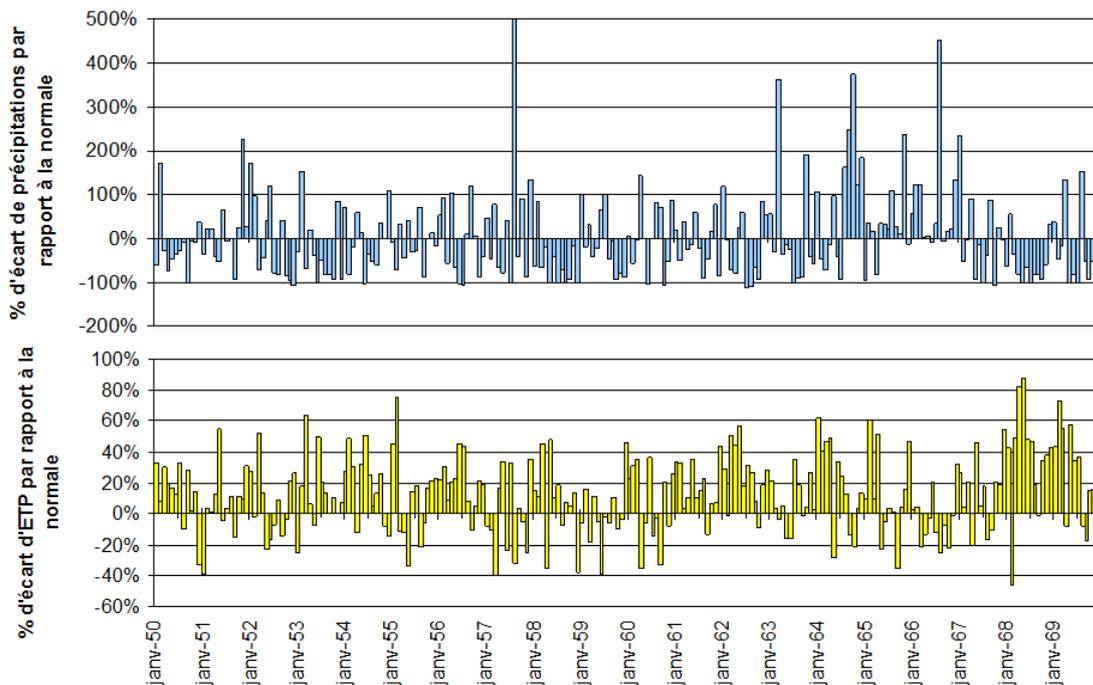


Illustration 181 : Chronique du pourcentage d'écart à la normale pour les précipitations et l'ETP

4 - Application des pourcentages d'écart à la normale pour les précipitations et l'ETP sur l'année 2006, mois par mois pour les 25 mailles SAFRAN (cf. exemple pris sur la maille 5483, Illustration 182 et Illustration 183).

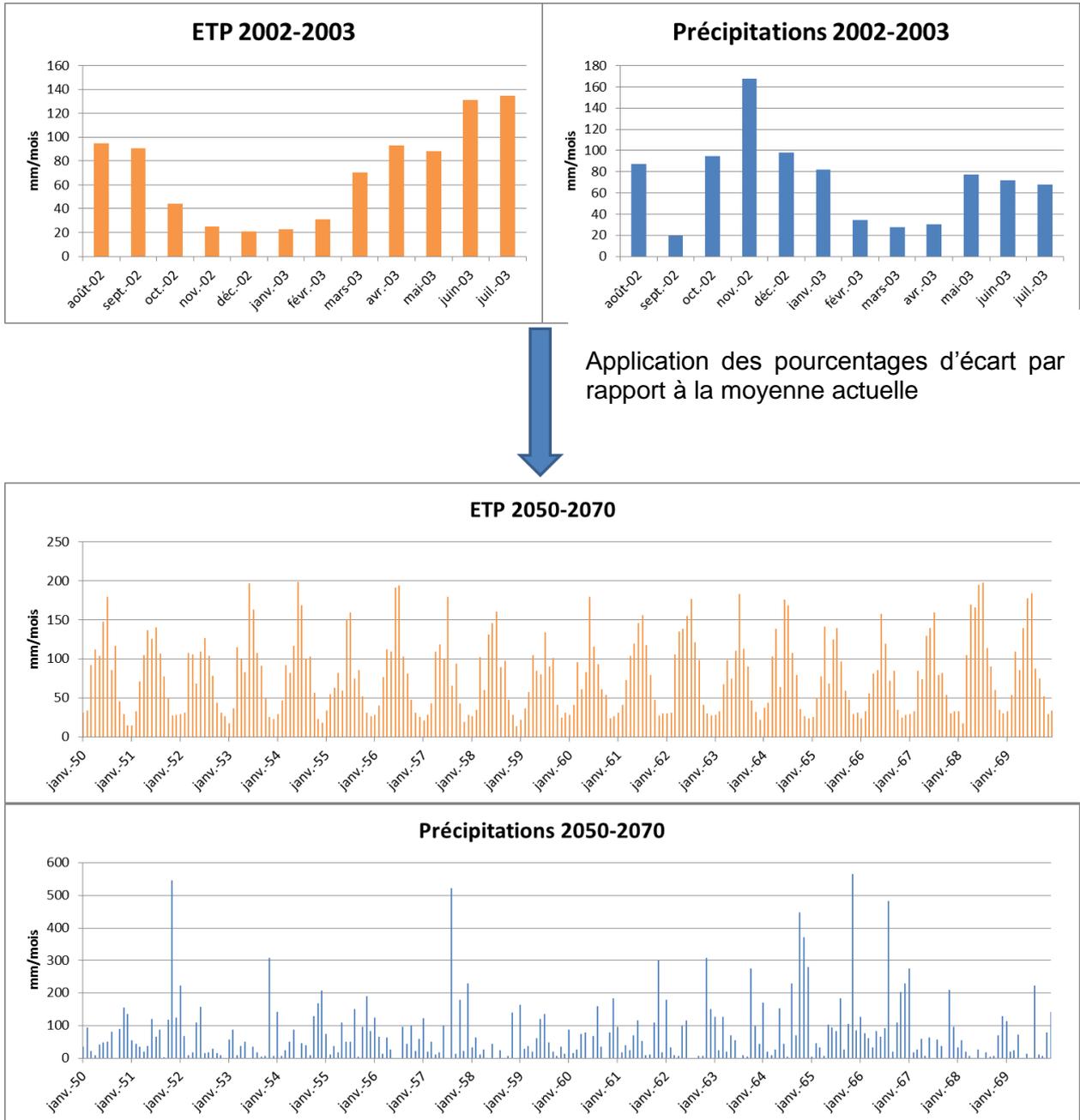


Illustration 182 : Application des pourcentages des chroniques du pourcentage d'écart à la normale pour les précipitations et l'ETP (Illustration 267) par rapport à la normale actuelle sur l'année 2006.

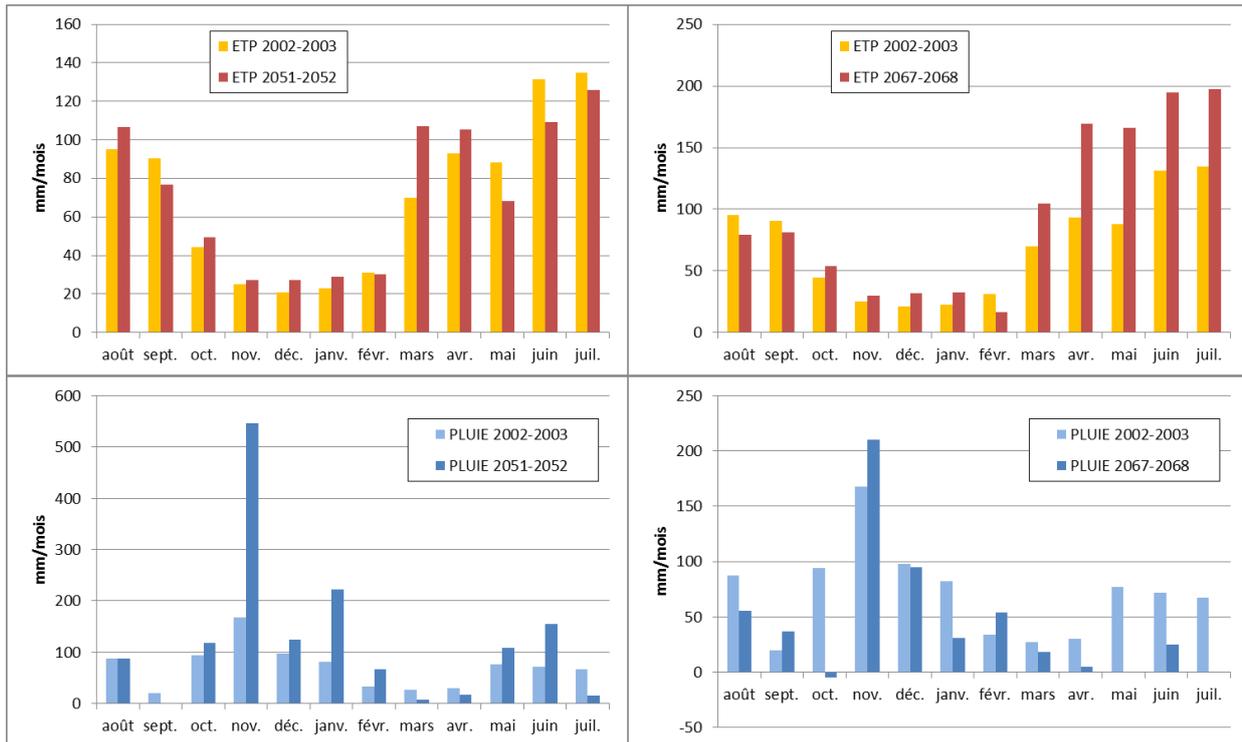


Illustration 183 : Comparaison entre l'année 2006 et l'année 2051 et 2067 de l'application des des chroniques du pourcentage d'écarts à la normale pour les précipitations et l'ETP par rapport à la normale actuelle sur l'année 2006.

La simulation a été réalisée en injectant ces chroniques dans le modèle et en le faisant tourner sur 20 ans, à pas mensuel et avec les prélèvements de 2002-2003 répétés chaque année. Pour les conditions limites en bordure du modèle, la piézométrie de l'année moyenne 2002-2003 a été appliquée.

8.6.2. Résultats

Pour la piézométrie et les débits des cours d'eau, les résultats sont présentés sous forme de graphiques (Illustration 184 à Illustration 195).

Pour les piézomètres, les droites représentant les charges minimum et maximum simulées sur l'année 2002-2003 sont indiquées. Pour les courbes de débits des cours d'eau, les débits minimums et maximums simulés au cours de l'année 2002-2003 sont également positionnés. Ces droites permettent d'avoir une référence actuelle pour mieux apprécier l'impact du scénario de réchauffement climatique simulé.

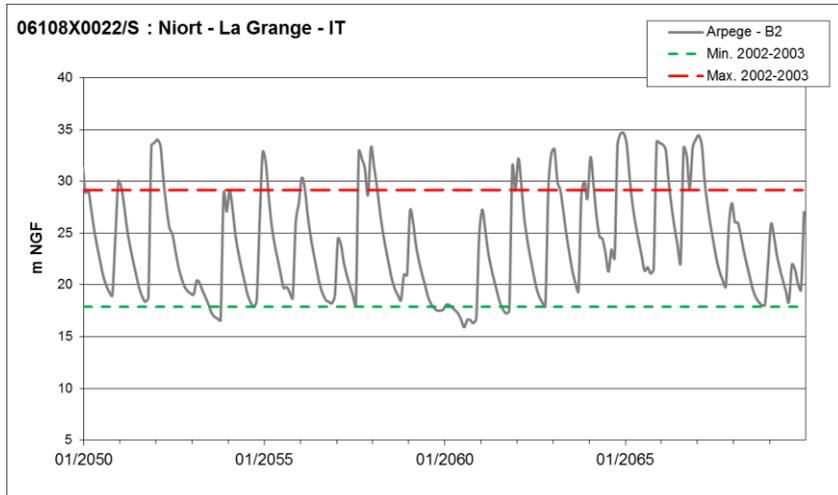


Illustration 184 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Niort pour la projection Arpège-B2 2050-2070

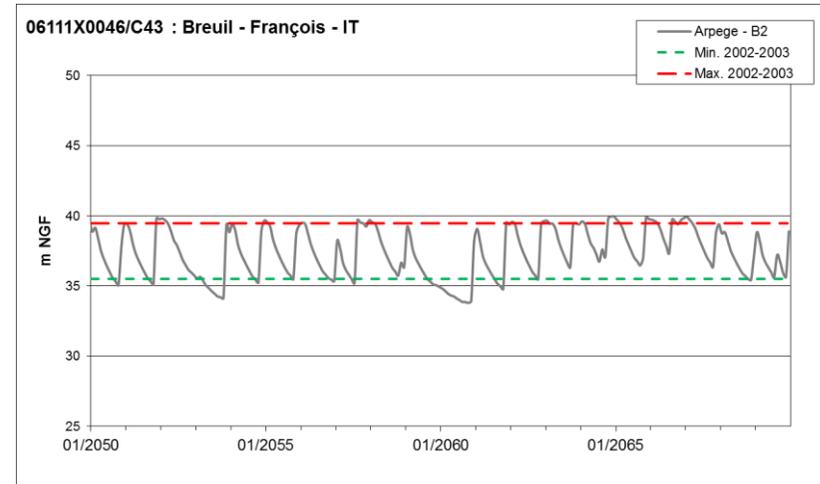


Illustration 186 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Breuil-François pour la projection Arpège-B2 2050-2070

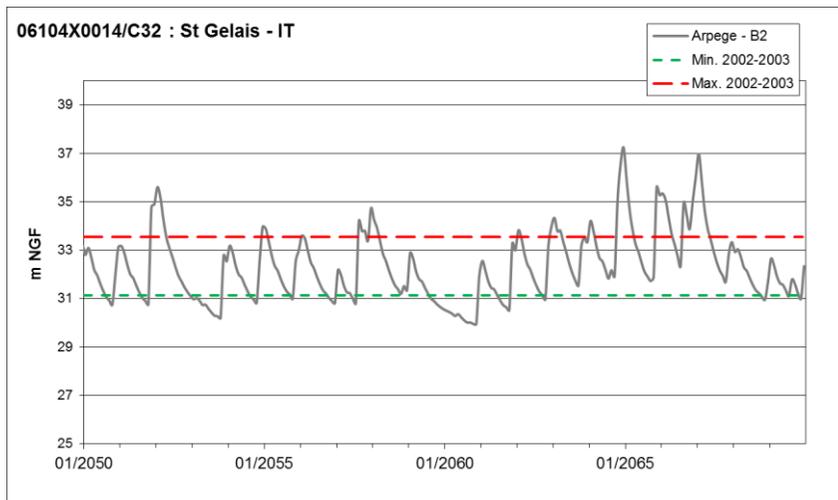


Illustration 185 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Saint-Gelais pour la projection Arpège-B2 2050-2070

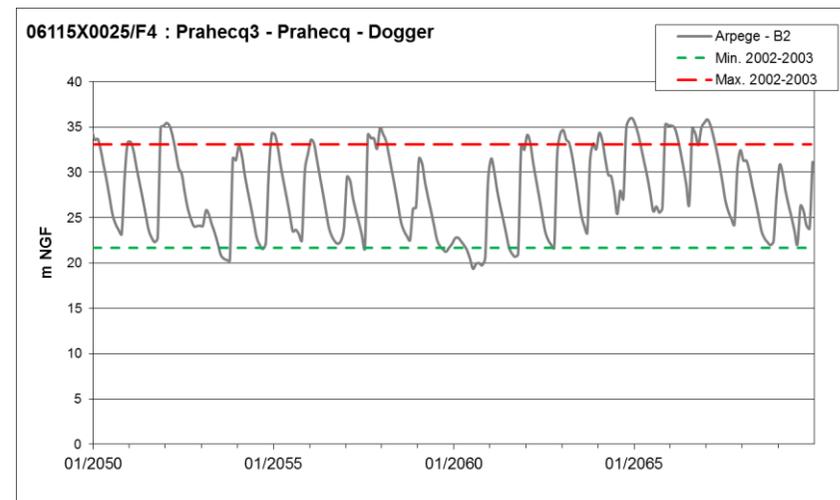


Illustration 187 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Prahecq3 pour la projection Arpège-B2 2050-2070

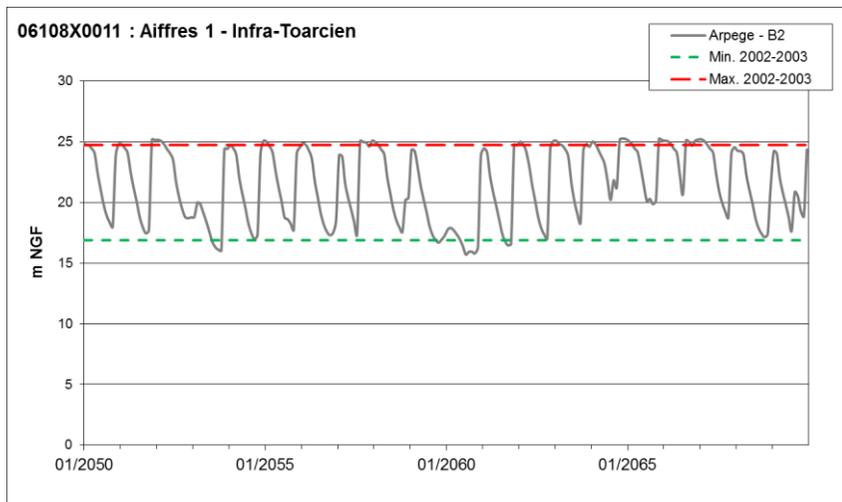


Illustration 188 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Aiffres1 pour la projection Arpège-B2 2050-2070

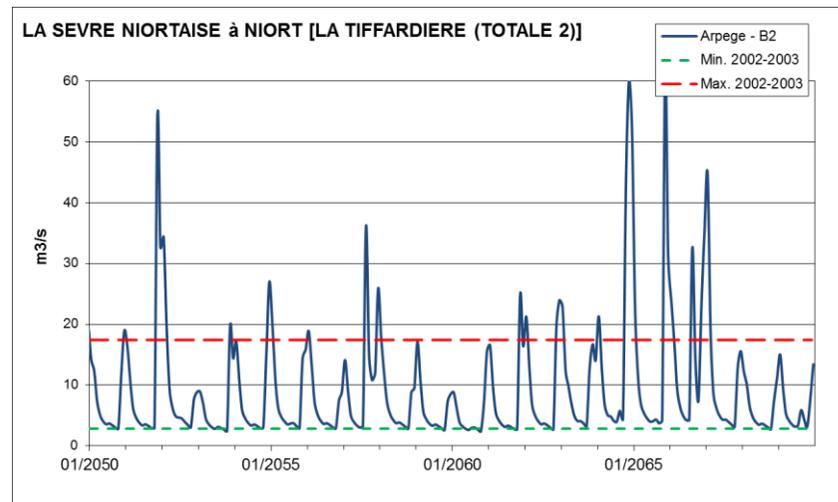


Illustration 190 : Chroniques de débit simulées à la station de la Sèvre à la Tiffardière pour la projection Arpège-B2 2050-2070

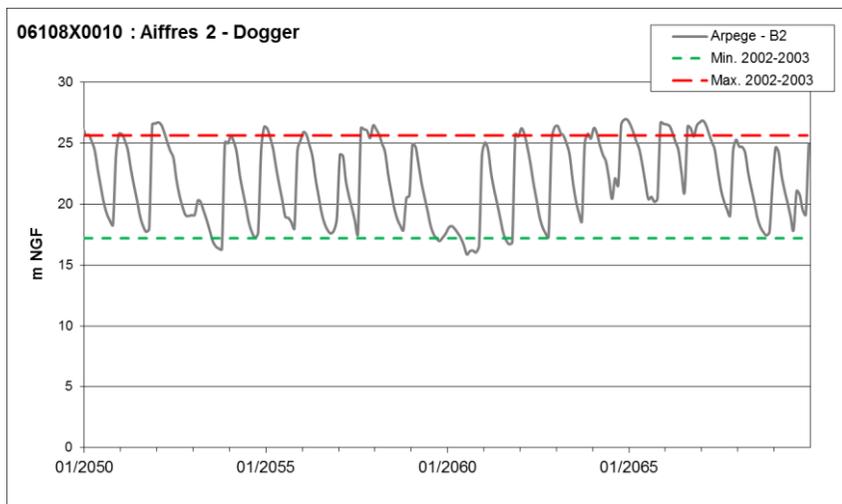


Illustration 189 : Chroniques piézométriques simulées sur le piézomètre de Aiffres2 pour la projection Arpège-B2 2050-2070

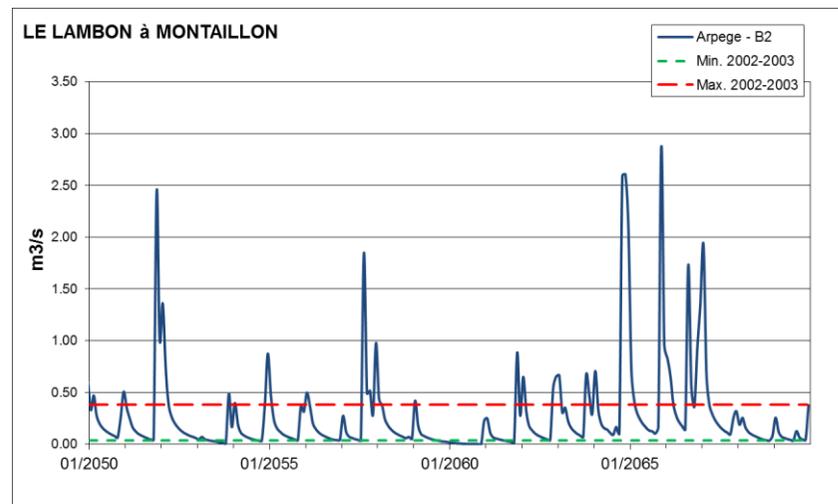


Illustration 191 : Chroniques de débit simulées à la station du Lambon à Montailion pour la projection Arpège-B2 2050-2070

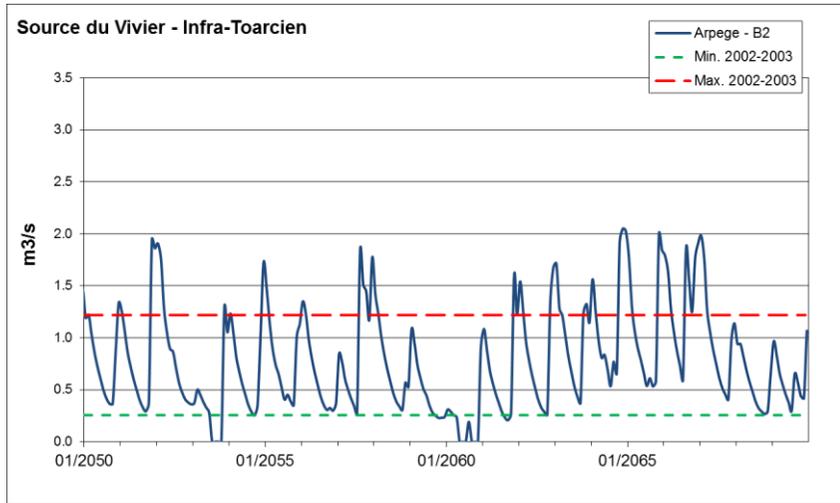


Illustration 192 : Chroniques de débit simulées à la source du Vivier pour la projection Arpège-B2 2050-2070

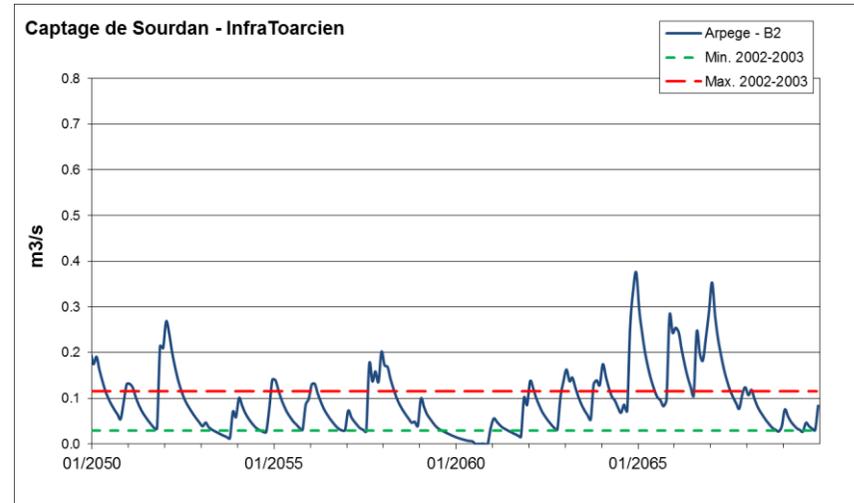


Illustration 194 : Chroniques de débit simulées à la source du captage de Sourdan pour la projection Arpège-B2 2050-2070

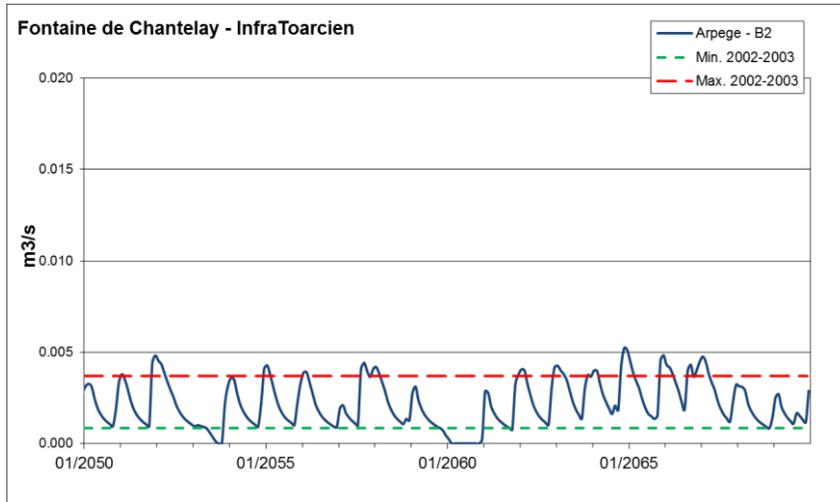


Illustration 193 : Chroniques de débit simulées à la source de la Fontaine de Chantelay pour la projection Arpège-B2 2050-2070

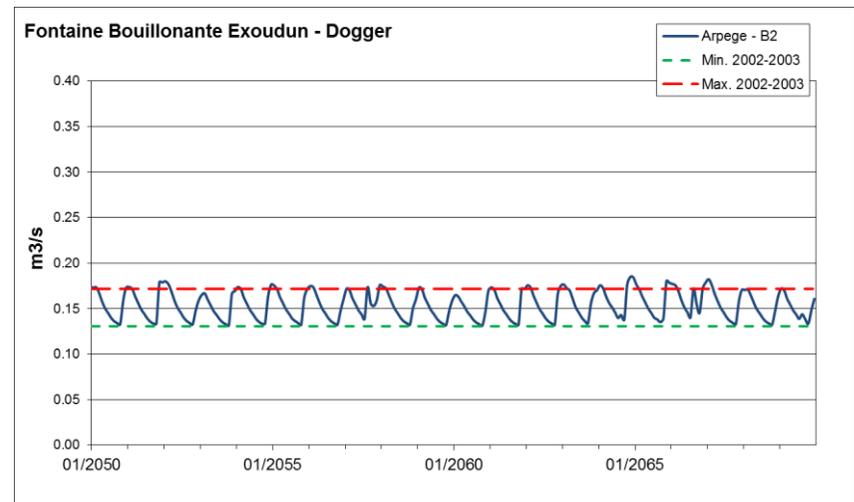


Illustration 195 : Chroniques de débit simulées à la Fontaine Bouillonnante à Exoudun pour la projection Arpège-B2 2050-2070

La projection Arpège-B2 pour les années 2050-2070 propose une série d'années moyennes entre 2050 et 2060, suivies par quelques années pluvieuses 2060-2065 et d'années plus sèches 2065-2070.

L'impact global du réchauffement climatique avec le scénario B2 est relativement modéré sur l'ensemble des piézomètres proposés sur les 20 ans simulés. Ceci est à relier aux caractéristiques des nappes de la région qui présentent en général des cycles de recharge annuels avec peu d'inertie d'une année sur l'autre. Ainsi, il n'y aurait pas de réelle tendance à la baisse (ou à la hausse) du début à la fin de la simulation.

On peut remarquer cependant sur les piézomètres des années particulièrement sèches lors desquelles la recharge hivernale ne peut se faire : 2052-2053 et 2059-2060, comparables à l'effet de l'année 2005 sur la chronique actuelle.

Sur la chronique de débit de la Sèvre à la Tiffardière (Illustration 190) et sur celle du Lambon à Montaillon (Illustration 191), les épisodes de très hautes eaux semblent relativement nombreux et d'amplitudes importantes. Cela peut suggérer des épisodes de crues plus prononcés que ceux de la période actuelle.

D'après cette projection, le débit à la source du Vivier (Illustration 192) serait relativement constant par rapport à la période actuelle. Les années de sécheresse sévères prévues dans la projection Arpège B2 provoqueraient cependant une coupure de l'alimentation de la source du Vivier, ce qui traduit des étiages plus sévères que celui de 2005, que le modèle restituait comme une période de très basses eaux mais sans tarissement de la source (contrairement à la réalité : la source du Vivier ne débordait plus en 2005).

9. Conclusion

L'étude développée dans ce rapport apporte des éléments nouveaux au fonctionnement hydrogéologique de l'AAC du Vivier et des Gachets, qui alimentent en eau potable l'agglomération de Niort. Elle s'appuie sur les conclusions issues de campagnes de mesures de terrain et sur une modélisation du comportement hydrodynamique du bassin. La modélisation du transport des nitrates a nécessité de collecter les nombreuses données relatives aux pratiques agricoles existantes.

Sur le plan hydrodynamique, la reproduction des niveaux d'eau dans les aquifères présents sur le bassin, des débits des rivières, des débits aux sources et du débit de débordement de la source du Vivier s'avère satisfaisante compte tenu des connaissances sur le bassin.

Pour la partie concernant les transferts de nitrates, les pratiques agricoles recensées sur l'aire d'alimentation des captages sont ensuite traitées, de façon à définir un stock d'azote potentiellement lessivable introduit dans le modèle hydrodynamique. Les concentrations en nitrates sont bien reproduites sur la source du Vivier et sur les puits Gachet 1 et 3, et reste dans le bon ordre de grandeur pour d'autres points présents sur l'AAC du Vivier.

Des simulations simples sont réalisées pour mieux cerner les impacts des différentes pressions sur la ressource : diminution des pollutions diffuses, modification des prélèvements agricoles, changement climatique...

Cette modélisation, combinée aux enseignements des analyses issues des campagnes de mesures de terrain, permet de mieux appréhender le fonctionnement de l'hydrosystème du Vivier. La source du Vivier est alimentée principalement par l'aquifère de l'Infra-Toarcien, et fonctionne selon deux systèmes d'alimentation :

- un cycle court, pendant lequel les eaux météoriques passent rapidement dans le système karstique et arrivent à la source du Vivier en moins d'un an,
- et un cycle pluri-annuel constitué de la percolation lente de la pluie efficace dans les terrains sains et le déplacement des eaux souterraines dans les roches non-karstiques.

Ce double système explique les variations importantes de concentrations en nitrate retrouvées à la source du Vivier. Les pics annuels correspondent à la vidange du système en hiver par le système karstique et les tendances pluri-annuelles au transport lent des pollutions diffuses dans les roches saines.

La réactivité du premier mode implique une grande sensibilité des concentrations du système à la météo : les années pluvieuses entraînent une augmentation des concentrations, les années sèches leur diminution. L'inertie due au deuxième mode de transfert joue un grand rôle dans le temps de réaction du système sur la qualité des eaux suite à une action sur les pratiques agricoles, temps qui peut aller jusqu'à une dizaine d'années.

Les simulations effectuées sur les prélèvements montrent également la sensibilité du système karstique : toute modification de prélèvements dans le bassin impacte le débit de la source du Vivier. La vigilance mise en place depuis 2005 pour protéger le karst est justifiée.

Les résultats de cette étude sont encourageants : un modèle performant est en place sur le bassin, des pistes de réflexion pour la compréhension du système sont ouvertes. Il reste toutefois quelques inconnues, comme le rôle de la faille d'Aiffres dans l'alimentation de la

source du Vivier. Les pratiques agricoles pourraient également être mieux reproduites à l'aide des données collectées par les animateurs agricoles, qui n'ont pu être prises en compte dans cette phase.

Cet outil de modélisation pourrait être utilisé dans un contexte de recherche publique, en tant que pilote régional sur l'aide à la décision sur la thématique de reconquête de la qualité de l'eau. Il serait par exemple intéressant d'utiliser l'outil de modélisation pour simuler les pratiques conseillées dans le cadre du nouveau programme Re-Sources lancé en 2016 avec la signature du contrat territorial, afin d'évaluer sa validité, ou encore de tester différents scénarios d'évolution agricole en fonction du changement climatique.

10. Bibliographie

Aravena R., Evans M.L., Cherry J.A. (1993) – Stable isotopes of oxygen and nitrogen in sources identification of nitrate from septic systems. *Groundwater* 31, 180-186.

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.

Bassett R.L., Buszka P.M., Davidson G.R., Chong-Diaz D. (1995) - Identification of groundwater solute sources using boron isotopic composition. *Environmental Science & Technology* 29, 291 5-2922.

Buscarlet E., Pickaert L., avec la collaboration de P.Stollsteiner, T. Klinka, A. Wulleumier et F. Asfirane (2011) . - Modélisation de la nappe de la Craie du Nord-Pas de Calais. Calage du modèle hydrodynamique en régime transitoire - Rapport d'avancement. BRGM/RP-60217-FR, 56 p., 25 ill., 4 tab., 2 ann.

Buscarlet E., Surdyk N., Pickaert L., Picot G. (2012). Modélisation de la nappe de la Craie du Nord-Pas de Calais. Modélisation simplifiée du transport des nitrates – Etude des tendances par masse d'eau. BRGM/RP-61250-FR, 89 p.

CARIOU É., COIRIER B., DUPUIS J., GABILLY J. (1983) – Notice explicative, Carte géol. France (1/50000), feuille Niort (610). Orléans : BRGM, 35p. Carte géologique par Cariou É., Coirier B., Dupuis J., Gabilly J. (1978).

Cariou É., Poncet D., Colchen M., Karnay G., Becq-Giraudon J.-F., Lemordant Y., Charnet F., Soyer C., Bouton P., Branger P. (2006) – Notice explicative, Carte géol. France (1/50000), feuille Saint-Maixent-l'École (611). Orléans : BRGM, 132p. Carte géologique par Cariou É., Poncet D., Colchen M., Karnay G., Becq-Giraudon J.-F. avec la collaboration de Branger P., Coirier B., Dubois D., Porel G., Thomassin H. (2006).

Casanova J., Petelet-Giraud E., Negrel Ph., Innocent C. (2002) – Projet Paléohyd. Paléohydrogéologie et géoprospective: méthodes paléo-hydrogéologiques et leurs applications, rapport d'avancement. BRGM/RP-51715-FR, 127 p., 54 fig., 1 annexe.

Chabault C., Chéry L., Lemordant Y. (2002) – Outils d'aide à la décision pour la gestion de l'aquifère de l'Infra-Toarcien. Approche des modalités de la recharge de l'aquifère Infra-Toarcien et des communications avec d'autres aquifères par les méthodes isotopiques : origine et datation des eaux, origine de la minéralisation. BRGM/RP-51194-FR, 108 p.

Collet Th., Marchais É., Rozes B. (1990) – Usine d'embouteillage S.A Fiée des Lois – Étude hydrogéologique et hydrochimique des conditions du captage d'eau de source – Phase 1. RR-30726-FR. BRGM.

Département des Deux-Sèvres, Direction Départementale de l'Agriculture (1980) - Étude hydrogéologique du bassin de la Guirande au nord de la faille Aiffres-Prahecq. R. 370 – E. 779.

Dorfliger N. (2010) – Guide méthodologique – Les outils de l'hydrogéologie karstique. Avec la collaboration de Ph. Crochet, R. Guérin, N. Jozja, B. Marsaud, P-H. Mondain, Ph. Muet, V. Plagnes. BRGM/RP-58237-FR, 246 p., 82 ill., 5 ann.

Douez O., Bichot F., Petit L. (2011). Contribution à la gestion quantitative des ressources en eau à l'aide du modèle Jurassique de Poitou-Charentes. BRGM/RP-59288-FR, 411 p., 286 ill., 2 ann., 4 planches hors texte.

Douez O. Bichot F. (2012) – Evaluation de l'impact du changement climatique – Projet EXPLORE 2070 – à l'aide du Modèle Jurassique du Poitou. BRGM/RP-61055-FR, 87 p., 77 ill.

Douez O., Chatelier M., Cussey S. (2012) – Faisabilité d'une modélisation du transfert azoté du sol vers les nappes et les rivières. BRGM/RP-61823-FR, 88 p., 45 ill., 3 ann.

Douez O. (2015) – Actualisation 2008-2011 du modèle maillé des aquifères du Jurassique. BRGM/RP-64816-FR – Rapport final, 161p., 223 ill., 4 ann.

Façon R. La plaine de Niort, étude morphologique. In: Norois. N°48, 1965. pp. 425-436.

Fontes J.CH, Matray J.M. (1993) - Geochemistry and origin of formation brines from the Paris Basin, France: 1. Brines associated with Triassic salts. Chemical Geology, Volume 109, Issues 1-4, 25 October 1993, P. 149-175.

Gourcy L., Surdyk N., Thiéry D., Winckel A., Cary L., Amraoui N. (2008). Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole: application à la plaine de l'Ain. Rapport final de phase 1. BRGM/RP-56694-FR, 100 p., 58 ill., 1 ann.

Gourcy L., Buscarlet E., Surdyk N., Thiéry D., Baran N. (2010). Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole: application à la plaine de l'Ain. Rapport final de phase 2. BRGM/RP-57945-FR, 65 p., 46 ill., 9 ann.

Gourcy L., Buscarlet E., Baran N., Surdyk N., Thiéry D., Levillon F. (2011). Caractérisation de l'inertie des systèmes aquifères vis-à-vis des pollutions diffuses d'origine agricole: application à la plaine de l'Ain. Rapport final. BRGM/RP-59754-FR, 47 ill., 86 p., 4 ann.

Heaton T.H.E.(1986) - Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review. Chemical Geology: Isotope Geoscience section, Volume 59, 1986, p. 87-102.

Jones C.E., Jenkyns H.C. (2001) - Seawater Strontium Isotopes, Oceanic Anoxic Events, and Seafloor Hydrothermal Activity in the Jurassic and Cretaceous. American Journal of Science online February 2001, vol. 301 n°2, p. 112-149.

Keitler C.W. (1975) – Determining the sources of nitrate in groundwater by nitrogen isotopes studies. Thèse. 57p. University of Texas, Austin.

Komor S.C. (1997) - Boron contents and isotopic compositions of hog manure, selected fertilizers, and water in Minnesota. Journal of Environmental Quality 26, 1212-1222

Le Gal La Salle C., Marlin C, Savoye S., Fontes J.C. (1996) - Geochemistry and ¹⁴C dating of groundwaters from Jurassic aquifers of North Aquitaine Basin (France). Applied Geochemistry, Volume 11, Issue 3, May 1996, p. 433-445.

Lemordant Y. (1996) – Synthèse hydrogéologique de l'aquifère infra-toarcien en région Poitou-Charentes. Rapport BRGM R38893, 135 p.

Moreau C.F. (2005). Demandes d'autorisation de prélèvement dans le milieu naturel en vue de la consommation humaine – Mise en place des périmètres de protection – Cahier n°4 : avis de l'hydrogéologue agréé. 77 p., 9 ann.

Mossadik,H. (1997) - Les isotopes du bore, traceurs naturels dans les eaux : mise au point de l'analyse en spectrométrie de masse à source solide et application à différents environnements. Thèse de Doctorat, Université d'Orléans, France, 224p.

Mouvet C., Baran N., Normand M., Fialkiewicz W., Gutierrez A. (2005) – Transfert de phytosanitaires à l'échelle du système hydrologique karstique des Trois Fontaines (Loiret). BRGM/RP-53641-FR, 66 p., 38 ill.

Putot E., Bichot F. (2007) – CPER 2000-2006 Phase 4 – Modèle Infra-Toarcien Dogger : calage du modèle hydrodynamique en régime transitoire. Rapport BRGM/RP-55742-FR, 94 p., 86 ill., 7 tab., 8 ann.

Roy S., Gaillardet J., Allègre C.J. (1999) - Geochemistry of dissolved and suspended loads of the Seine River, France: anthropogenic impact, carbonate and silicate weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Volume 63, Issue 9, May 1999, p. 1277–1292.

Sauty J-P. (1993) – Projet de recherche EG42 – Modélisation triidimensionnelle des écoulements et du transport dans un massif fracturé à matrice poreuse. Rapport de synthèse. R37173, 53p.

SCE - Syndicat des eaux du Vivier (2009) – Bassin d'alimentation des captages du Vivier et des Gachets – Etat des lieux diagnostic. 200 p., 5 ann.

Surdyk N., Gutierrez A., Gourcy L., Lamotte C. (2011). Réduction de l'apport azoté dans les aires d'alimentation de captages AEP de la plaine de Mauguio. BRGM/RP-59917-FR, 115p., 73 ill., 2 ann.

Thiéry D., Seguin J.J. (1985) – Modélisation globale des transferts de nitrates dans un bassin hydrogéologique pour prévoir l'évolution des concentrations dans les eaux souterraines. 85-SGN-663-EAU, 182 p.

Thiéry D. (1990) – Modélisation des transferts de nitrates dans un bassin versant – Validation du code de calcul BICHE et analyse de sensibilité. R 30976, 78 p.

Thiéry D. (2003) – Logiciel GARDÉNIA, version 6.0. Guide d'utilisation. BRGM/RP-52832-FR, 102 p. 42 ill, 3 ann.

Thiéry D. (2004). Code MARTHE 6.4. : Couplage nappe-rivières et nappe-drains ; Bilans hydroclimatiques. Note technique. NT EAU 2004/19.

Thiéry D. (2015) – Modélisation 3D du transport de masse et du transfert thermique avec le code de calcul MARTHE – version 7.5. BRGM/RP-64765-FR, 324 p., 158 ill.

Thiéry D. (2015) – Code de calcul MARTHE – Modélisation 3D des écoulements dans les hydrosystèmes – Notice d'utilisation de la version 7.5. BRGM/RP-64554-FR, 306 p. 150 ill.

Thiéry D. (2015) – Didacticiel du code de calcul MARTHE v7.5. Exploration des fonctionnalités de modélisation des hydrosystèmes. BRGM/RP-64997-FR, 277 p. 170 ill.

Thinon-Larminach M., Subra Ph., Durand J., Petelet-Giraud E. (2011) - CAMERA : CAractérisation et Modélisation de l'Evolution des tRAnsferents des pollutions diffuses Bassin de la Sèvre-Niortaise à l'amont de Niort. Phase 1 : Acquisition de données. Rapport technique sur la mise en place du réseau de suivi en continu. Rapport d'avancement. BRGM/RP-59844-FR, 48p., 29 ill.

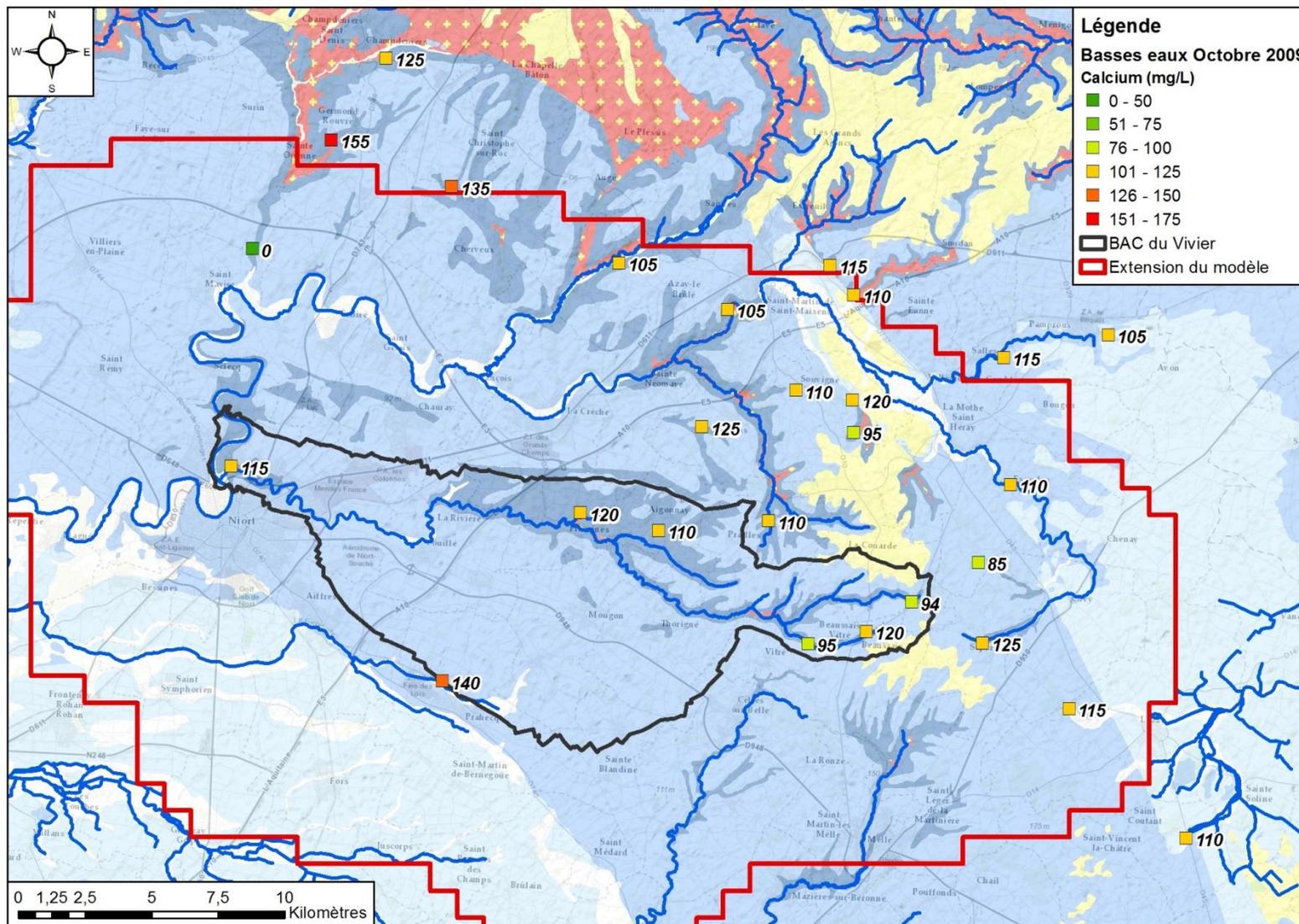
Vengosh A., Barth S., Heumann K.G., Eisenhut S. (1999) - Boron isotopic composition of freshwater lakes from Central Europe and possible contamination sources. Acta Hydrochimica Hydrobiologica 27, 41 6-421.

Vengosh A., Heumann K.G., Juraske S., Kasher R. (1994) - Boron isotope application for tracing sources of contamination in groundwater. Environmental Science & Technology 28, 1968-1 974.

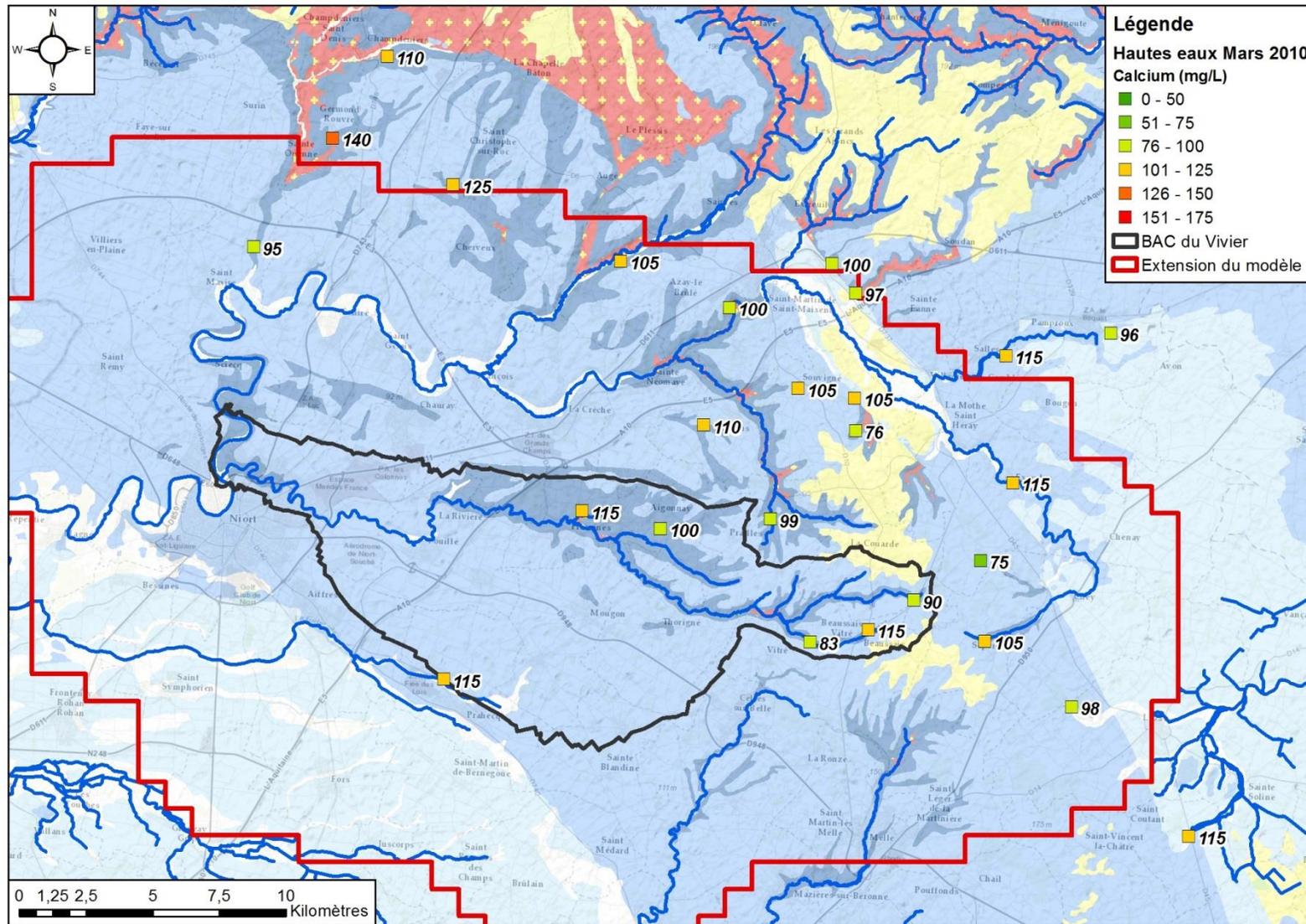
Widory D., Kloppmann W., Chéry L., Bonnin J., Rochdi H., Guinamant J.L. (2004) - Nitrate in groundwater: an isotopic multi-tracer approach. Journal of Contaminant Hydrology, Volume 72, Issues 1–4, August 2004, p. 165–188.

Annexe 1

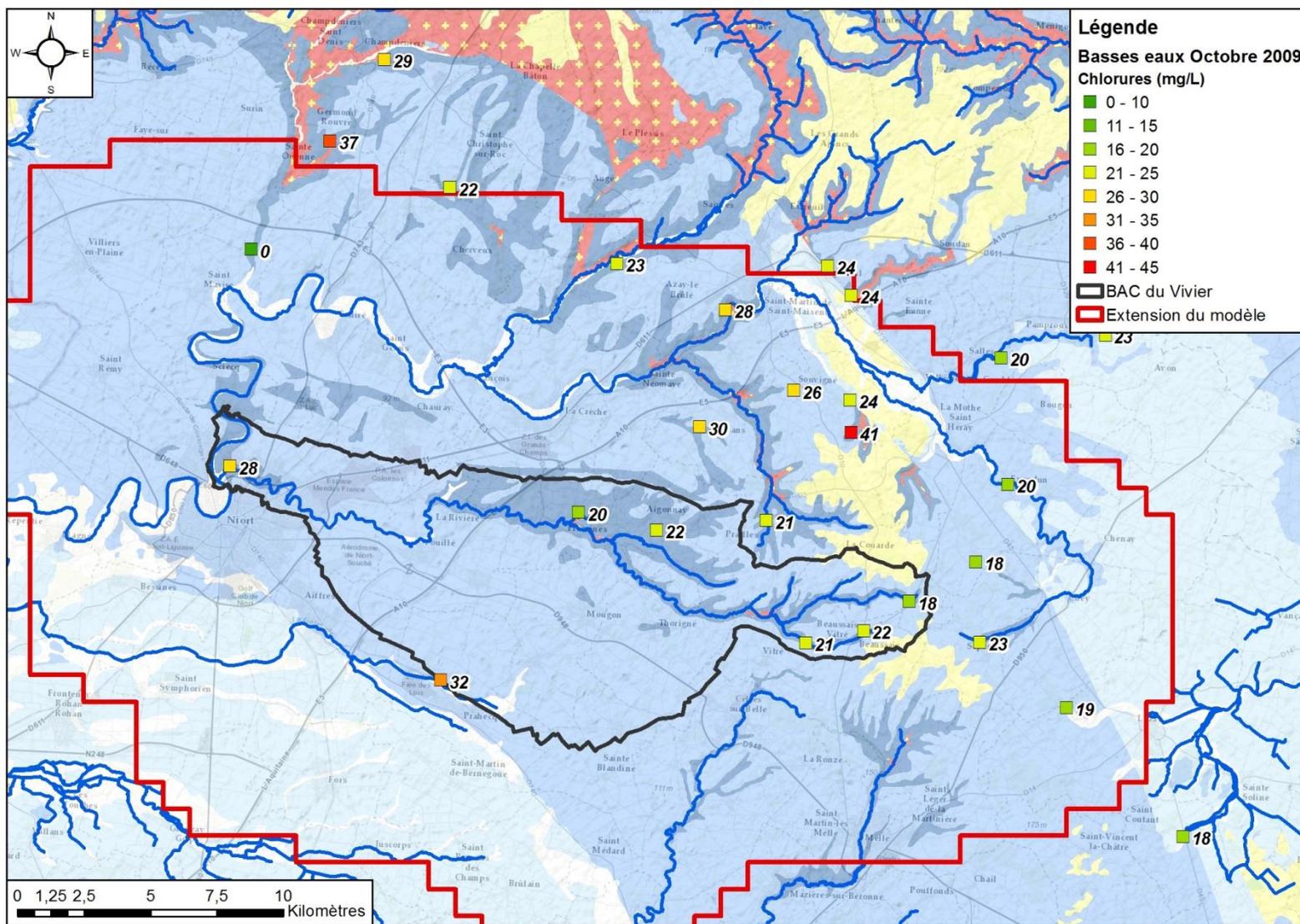
Cartographie des campagnes de mesures hautes eaux et basses eaux sur le bassin de la Sèvre Niortaise



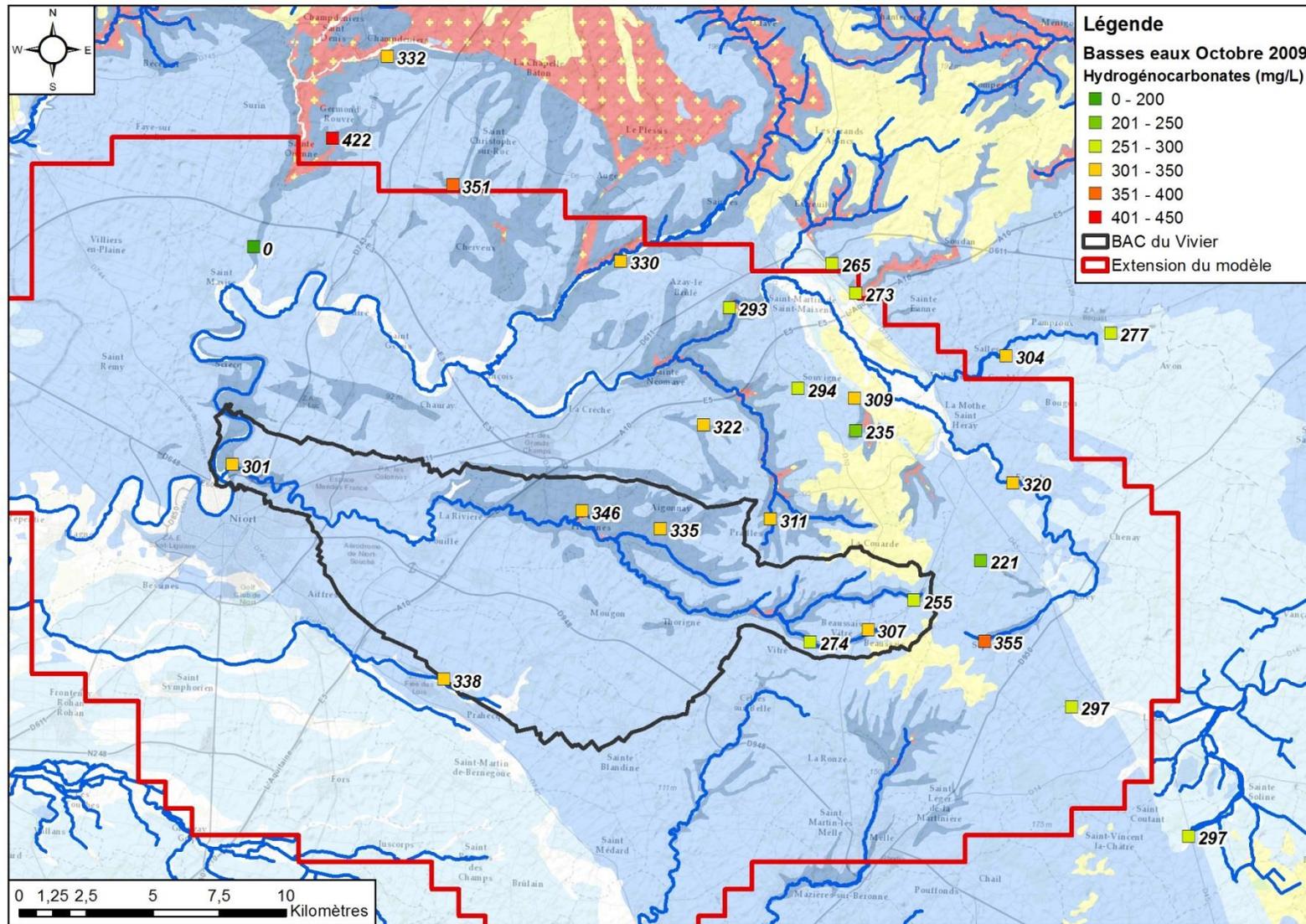
Concentrations en calcium lors de la campagne basses eaux 2009



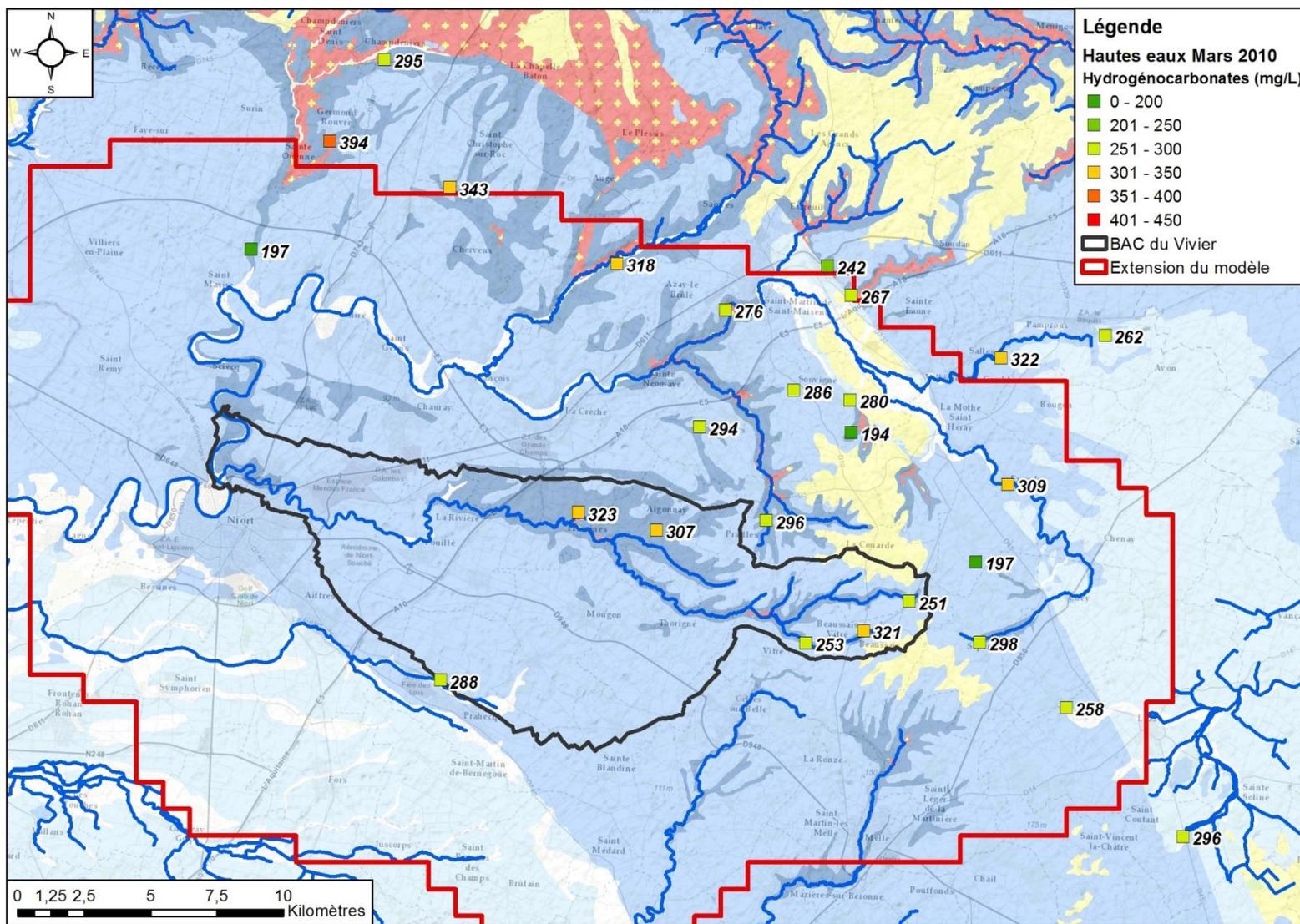
Concentrations en calcium lors de la campagne hautes eaux 2010



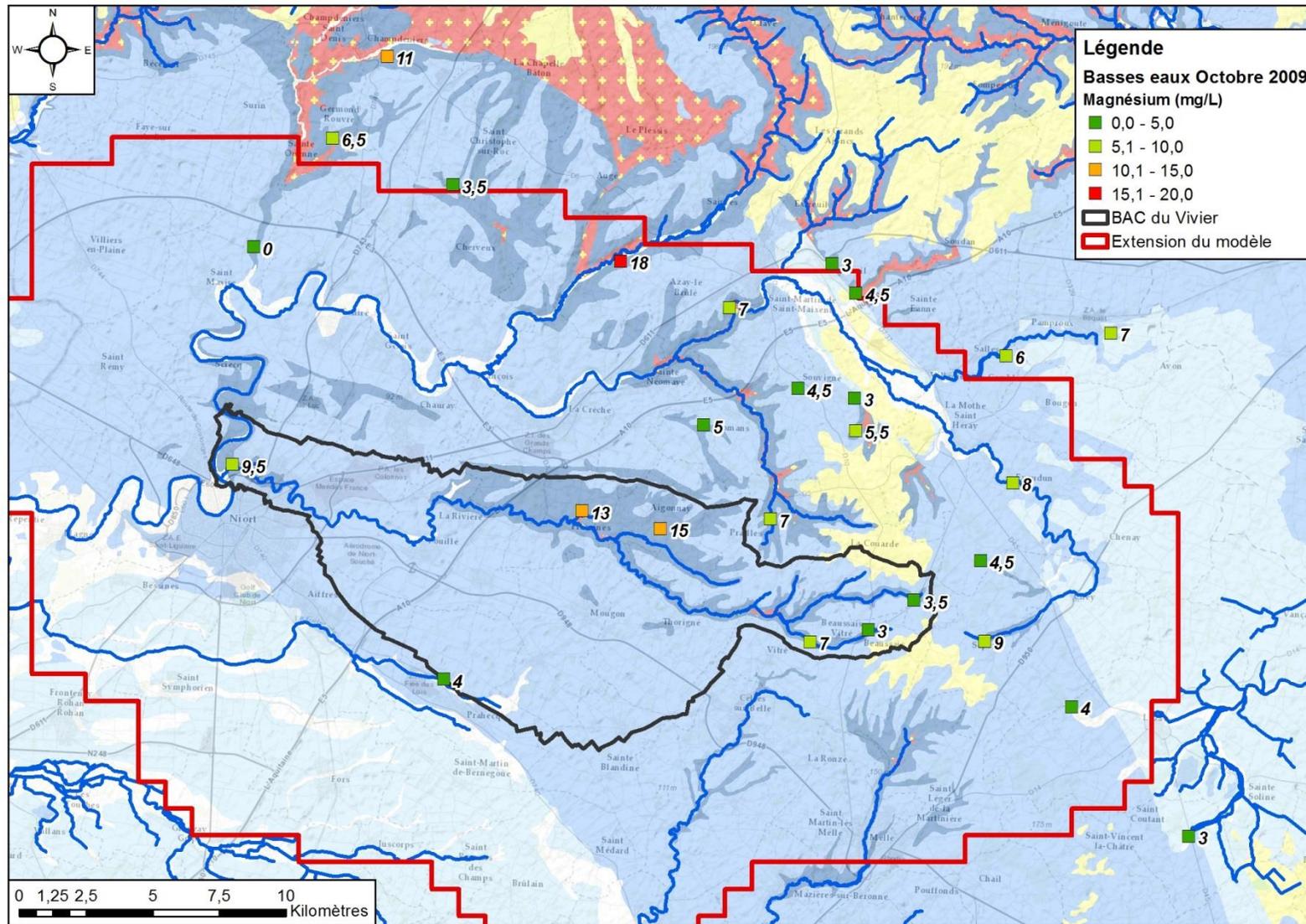
Concentrations en chlorures lors de la campagne basses eaux 2009



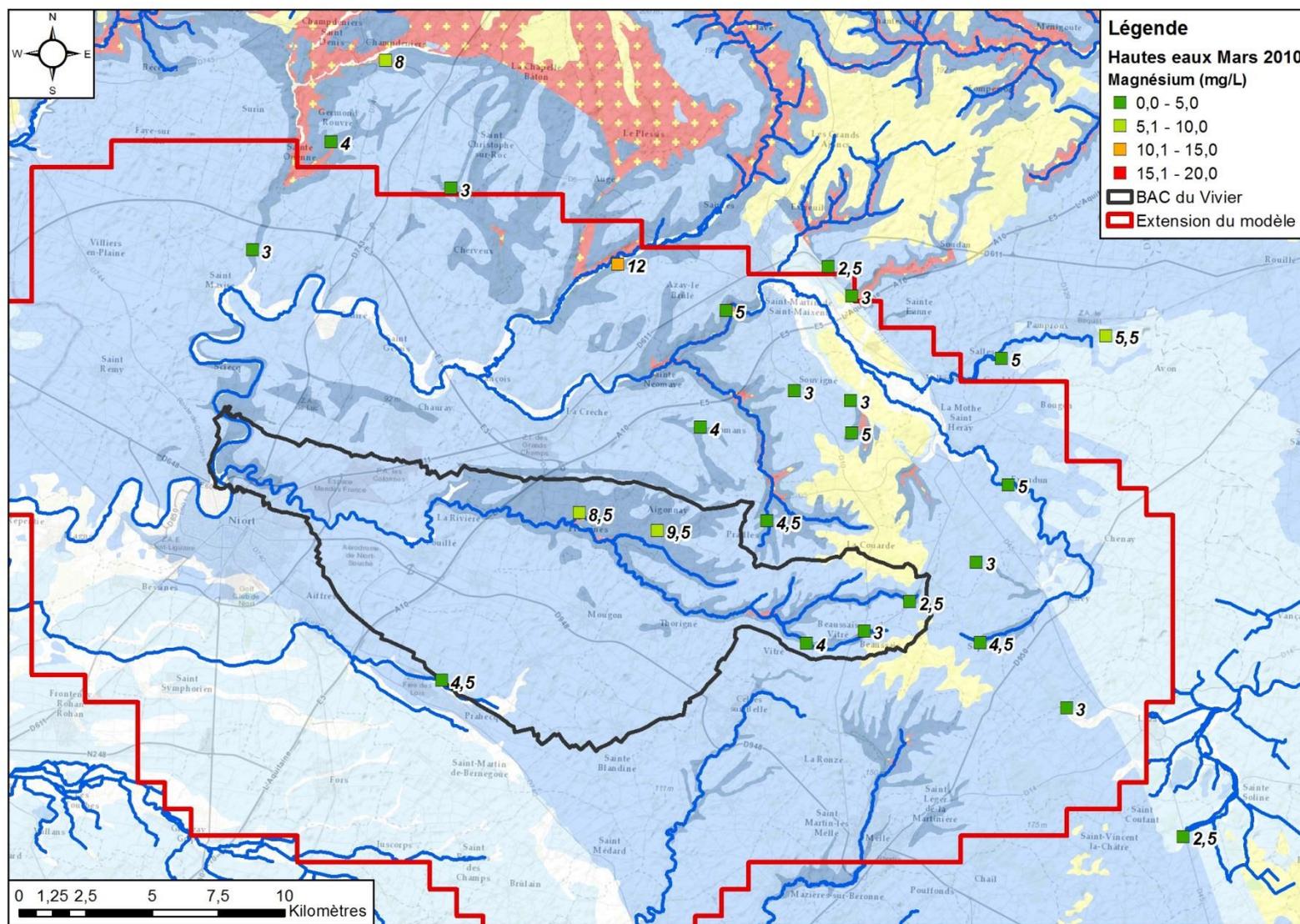
Concentrations en carbonates lors de la campagne basses eaux 2009

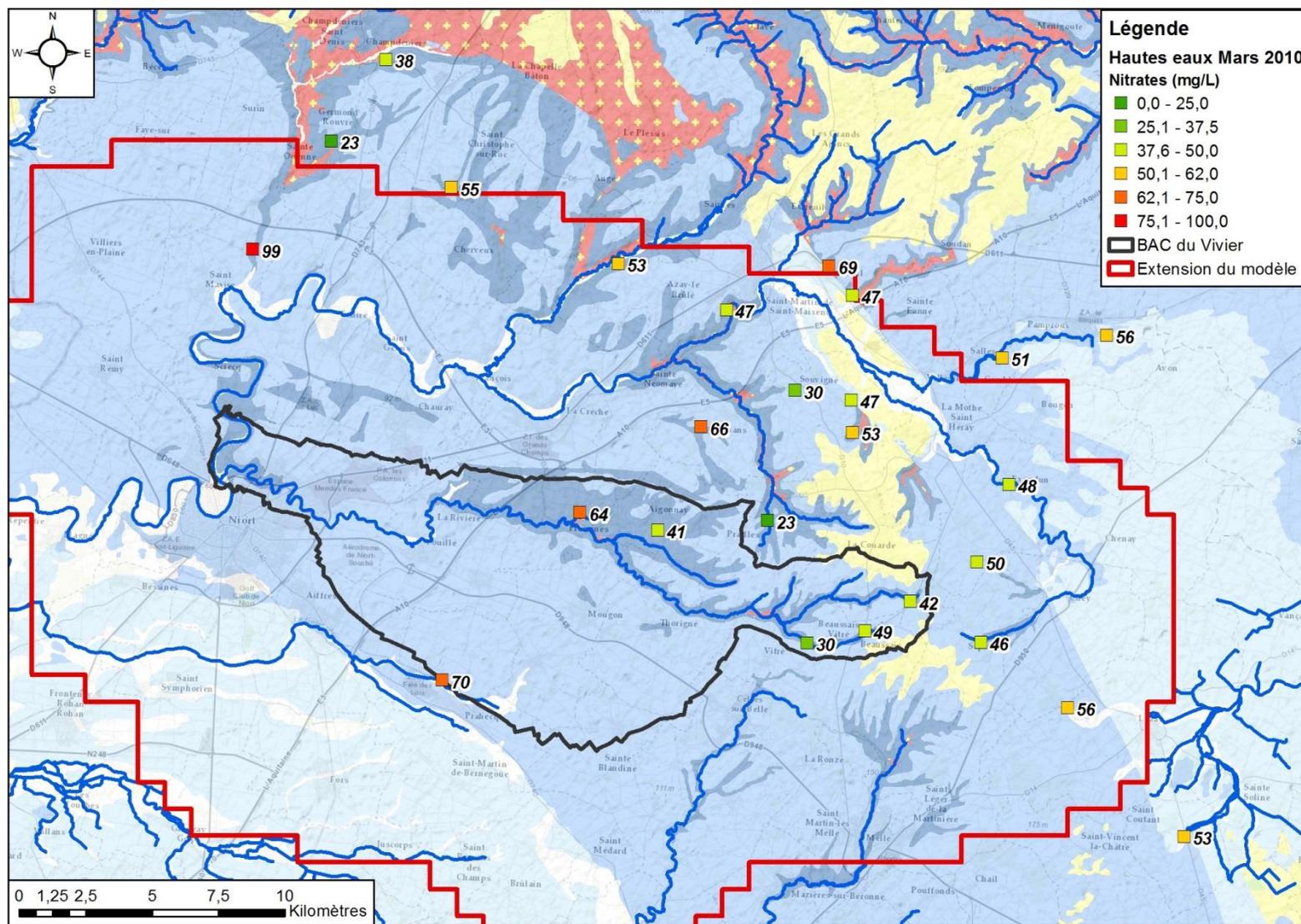


Concentrations en carbonates lors de la campagne hautes eaux 2010

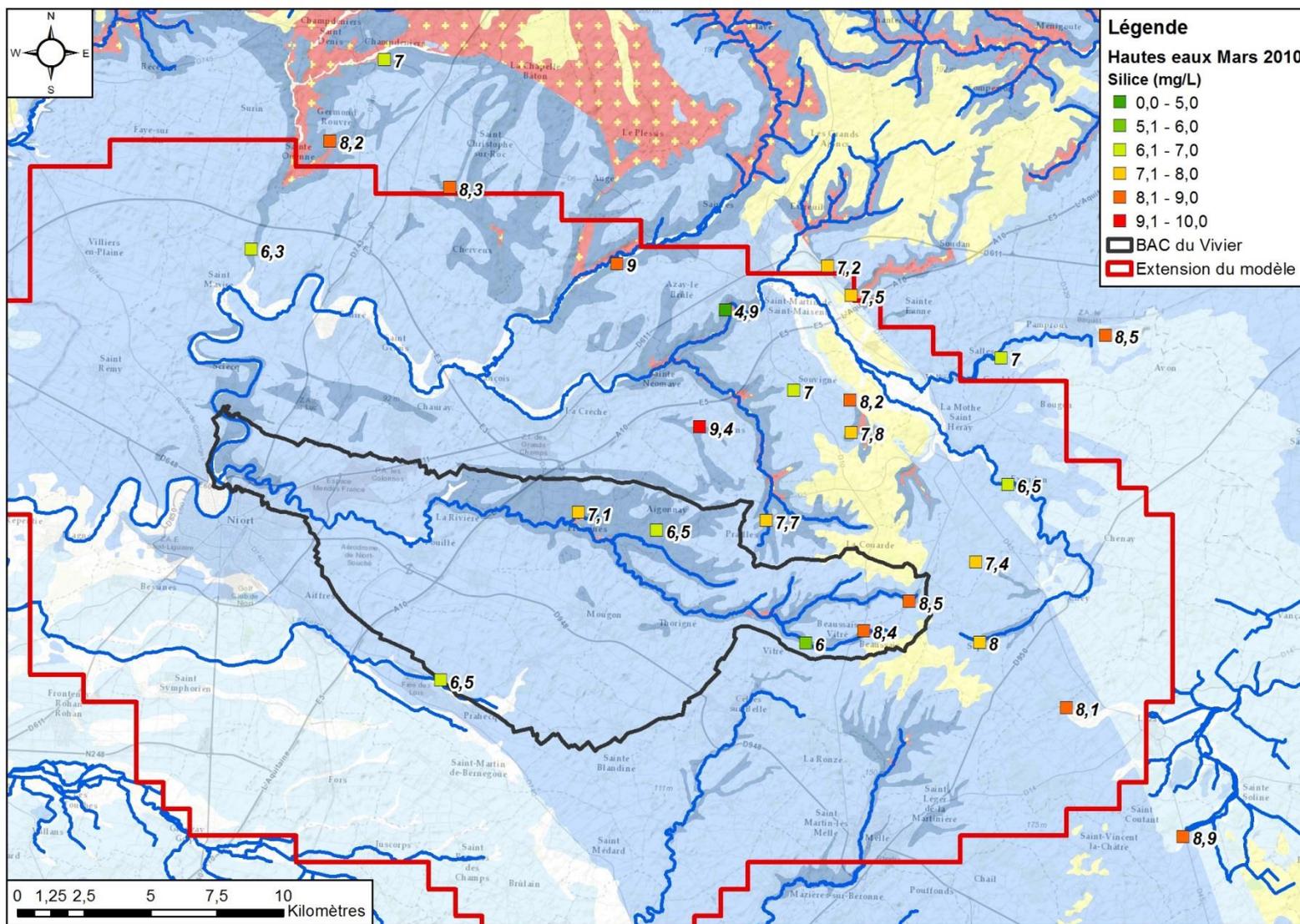


Concentrations en magnésium lors de la campagne basses eaux 2009

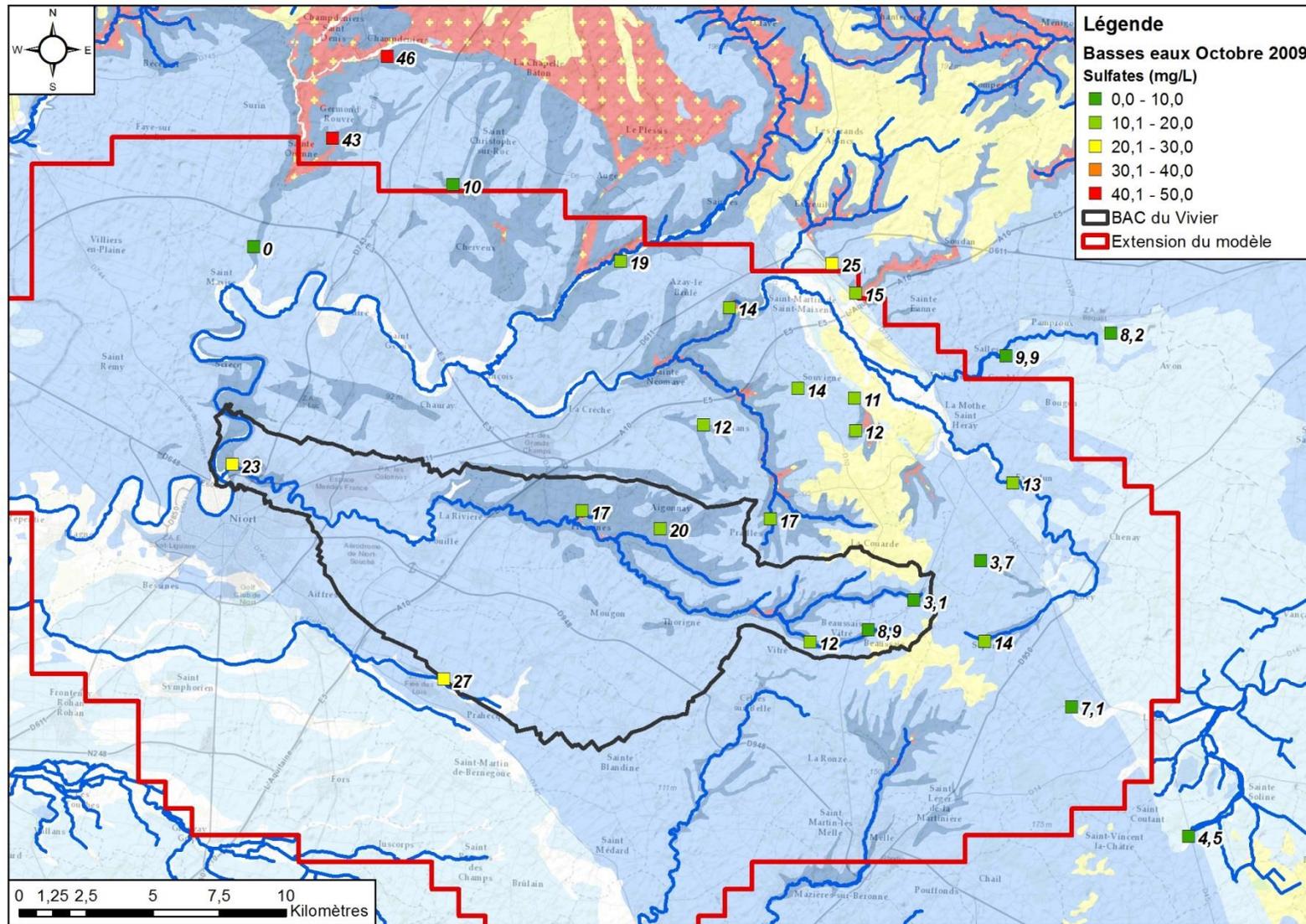


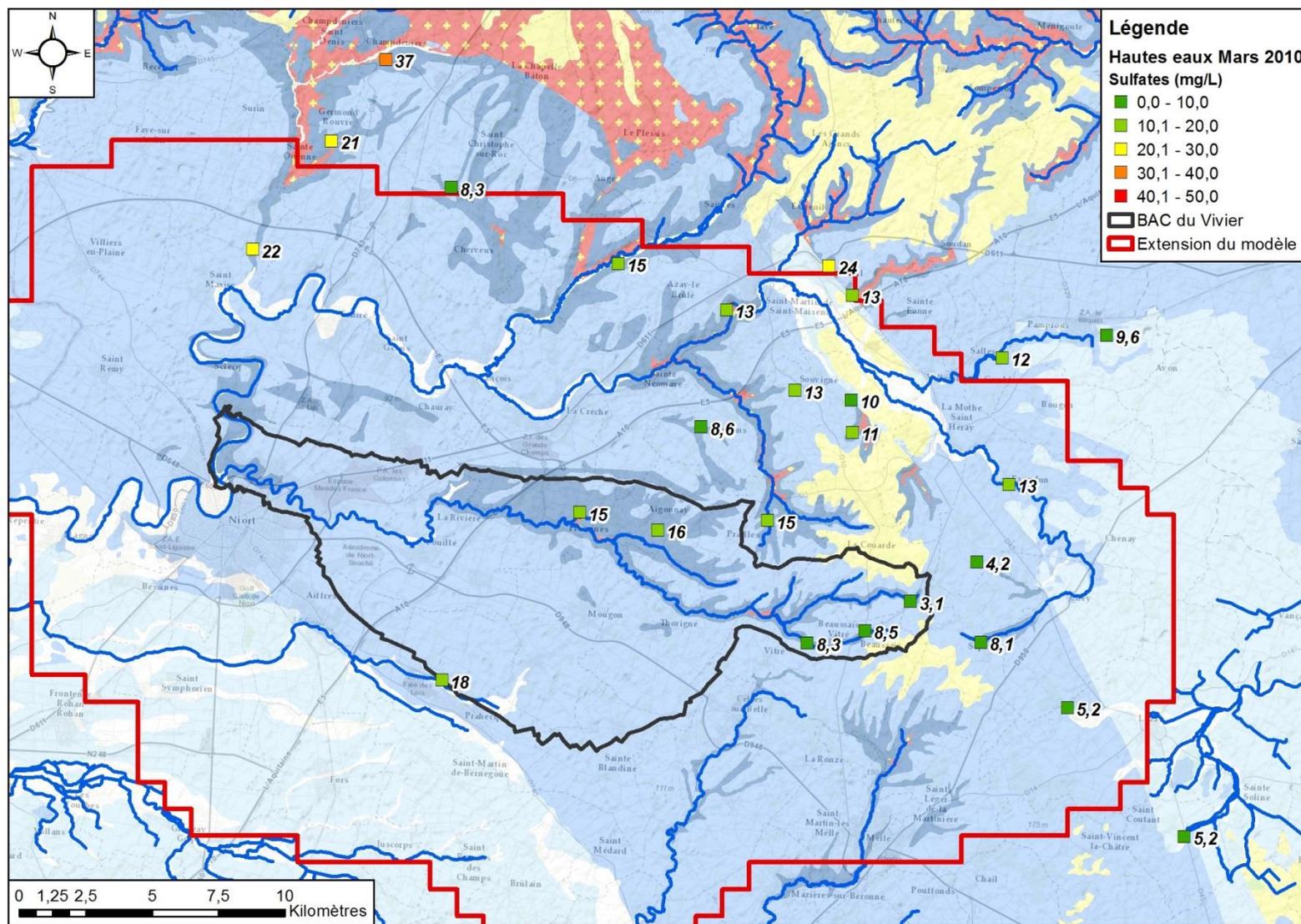


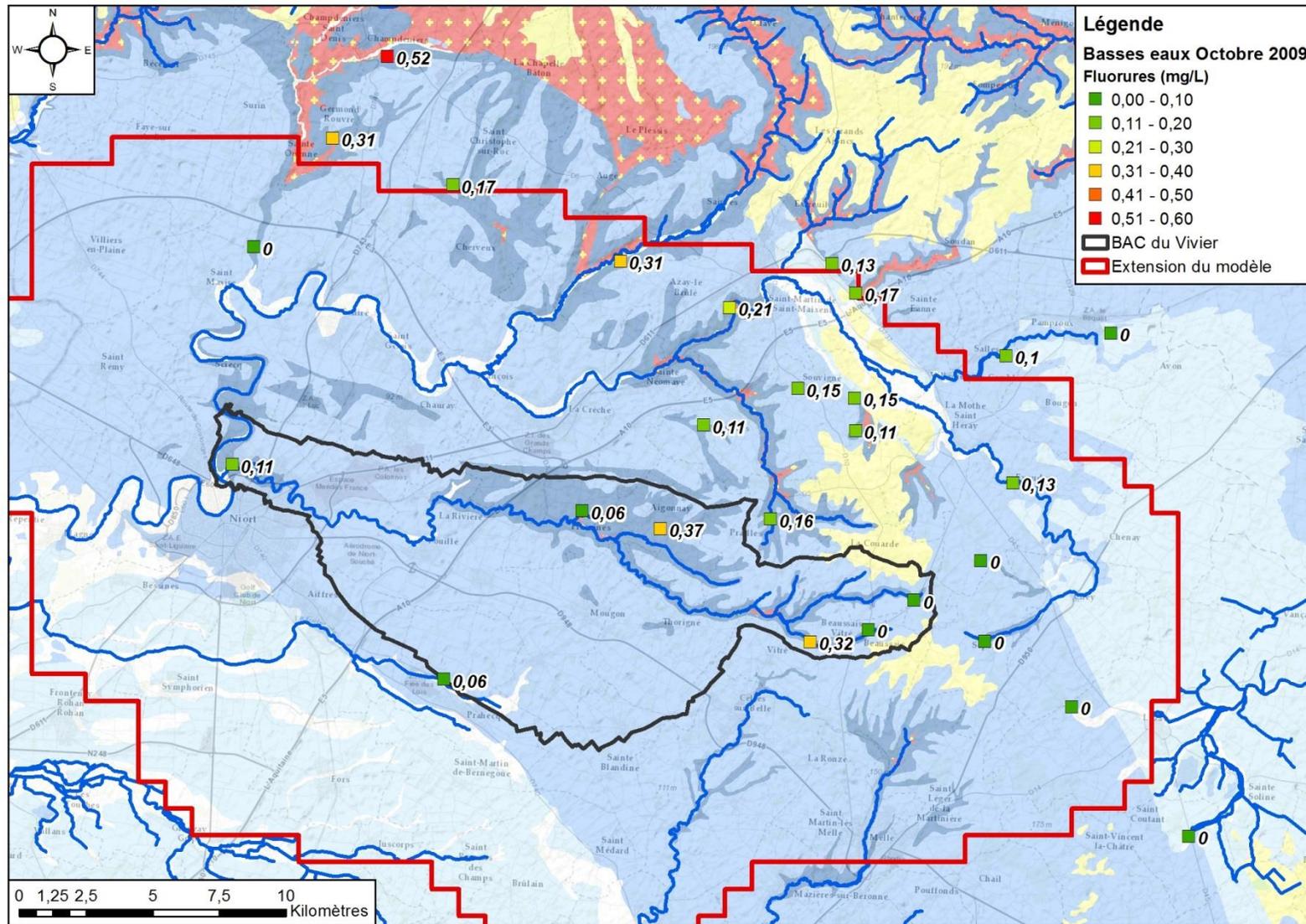
Concentrations en nitrates lors de la campagne hautes eaux 2010



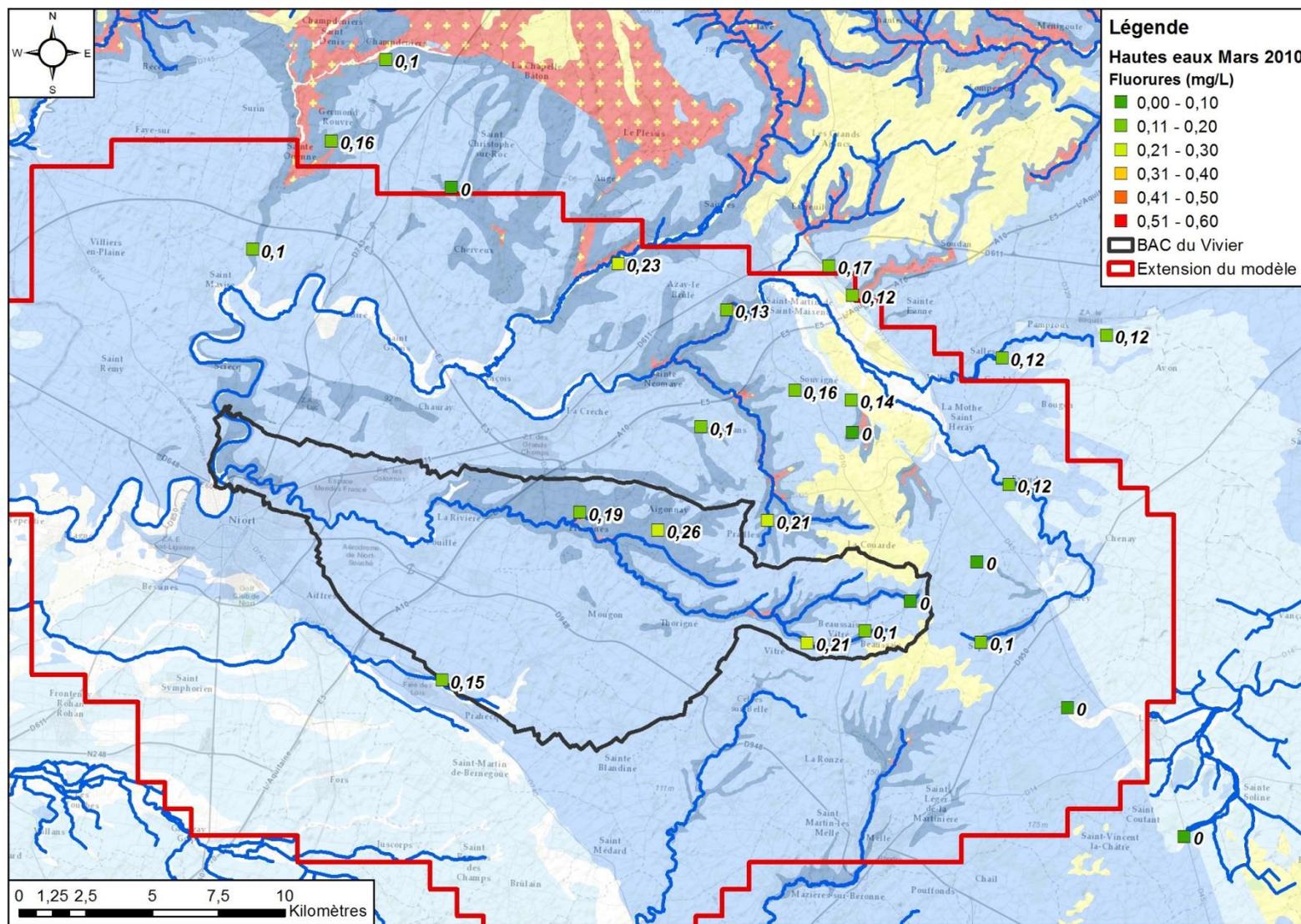
Concentrations en silice lors de la campagne hautes eaux 2010



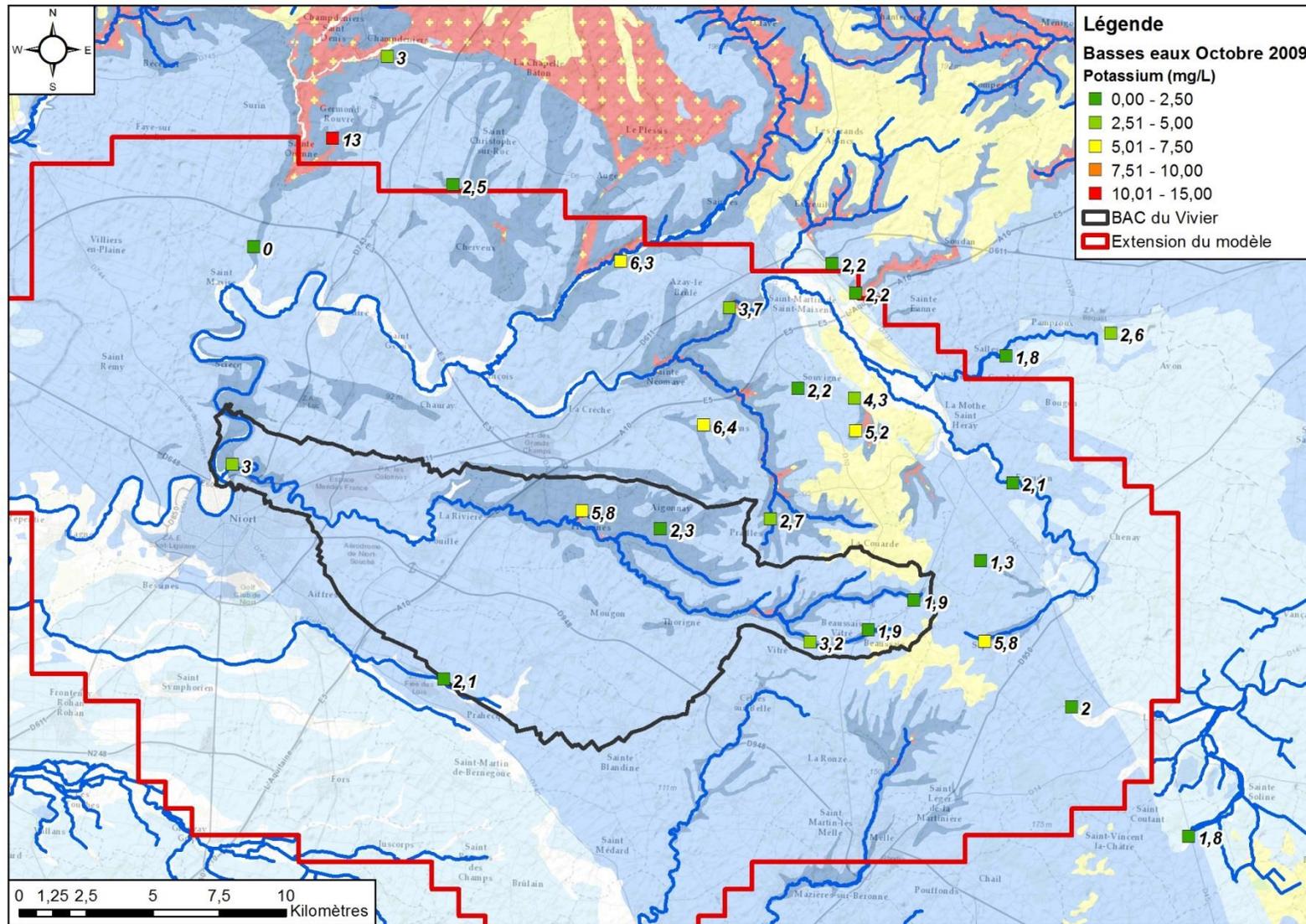




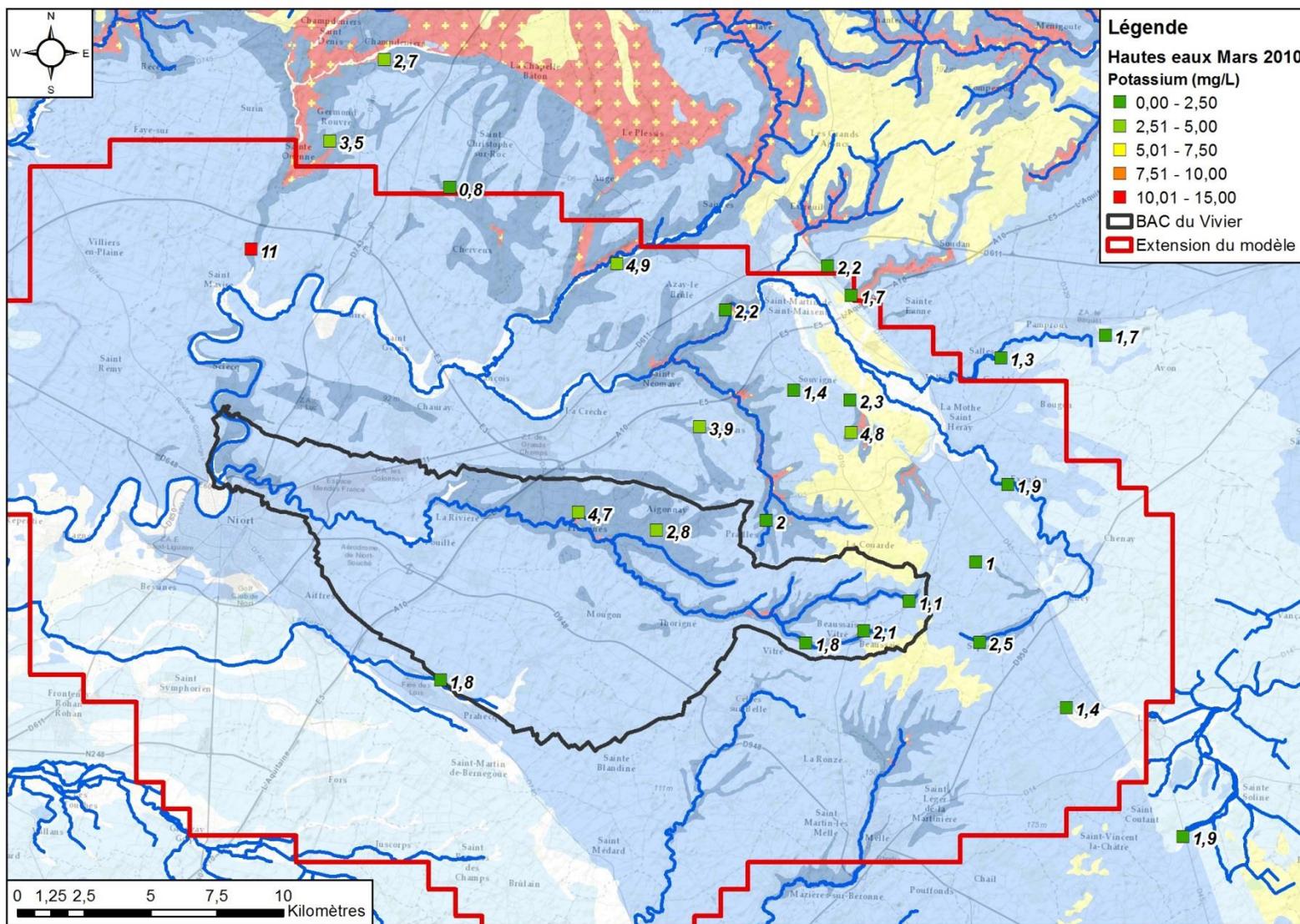
Concentrations en fluorures lors de la campagne basses eaux 2009



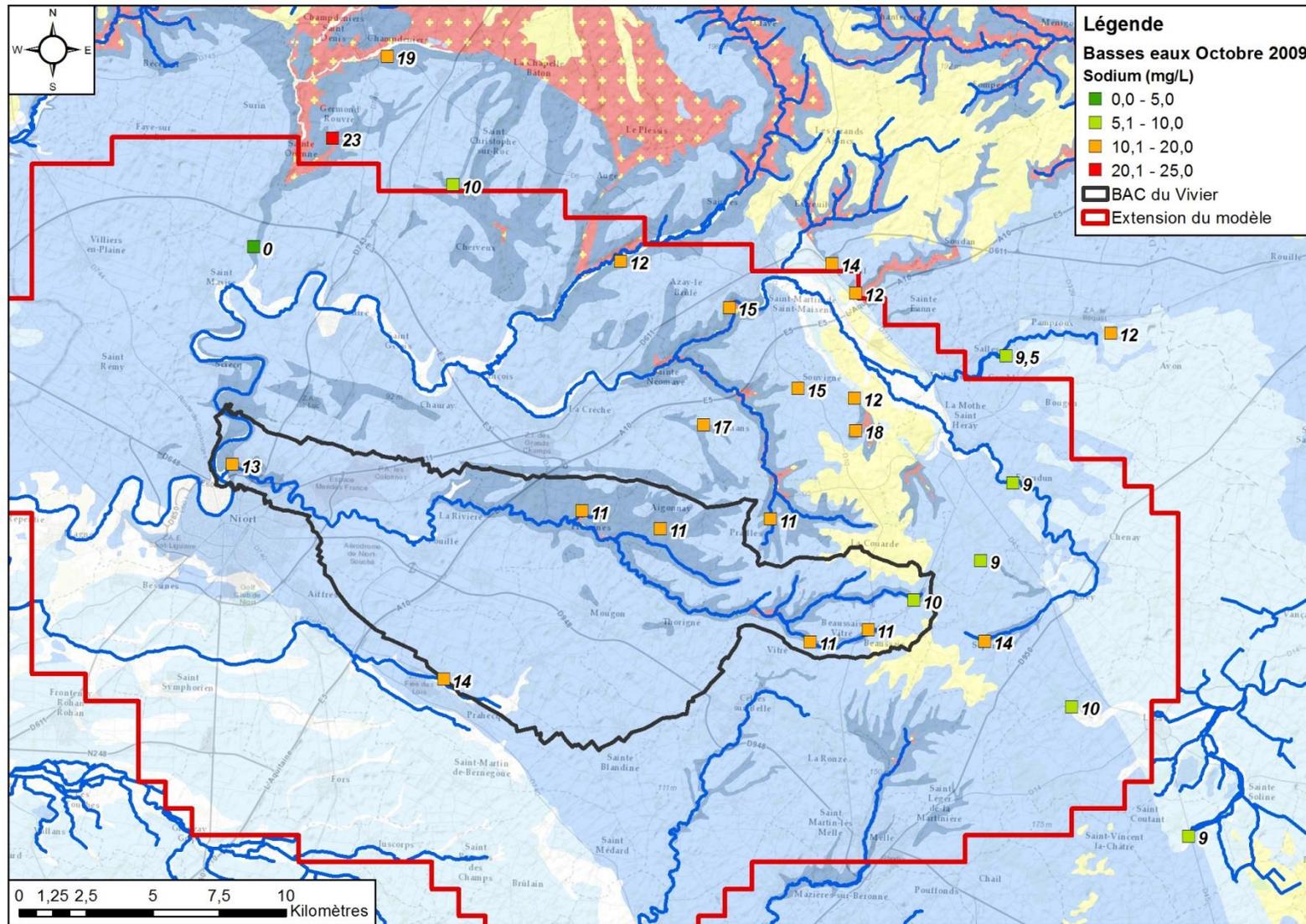
Concentrations en fluorures lors de la campagne hautes eaux 2010



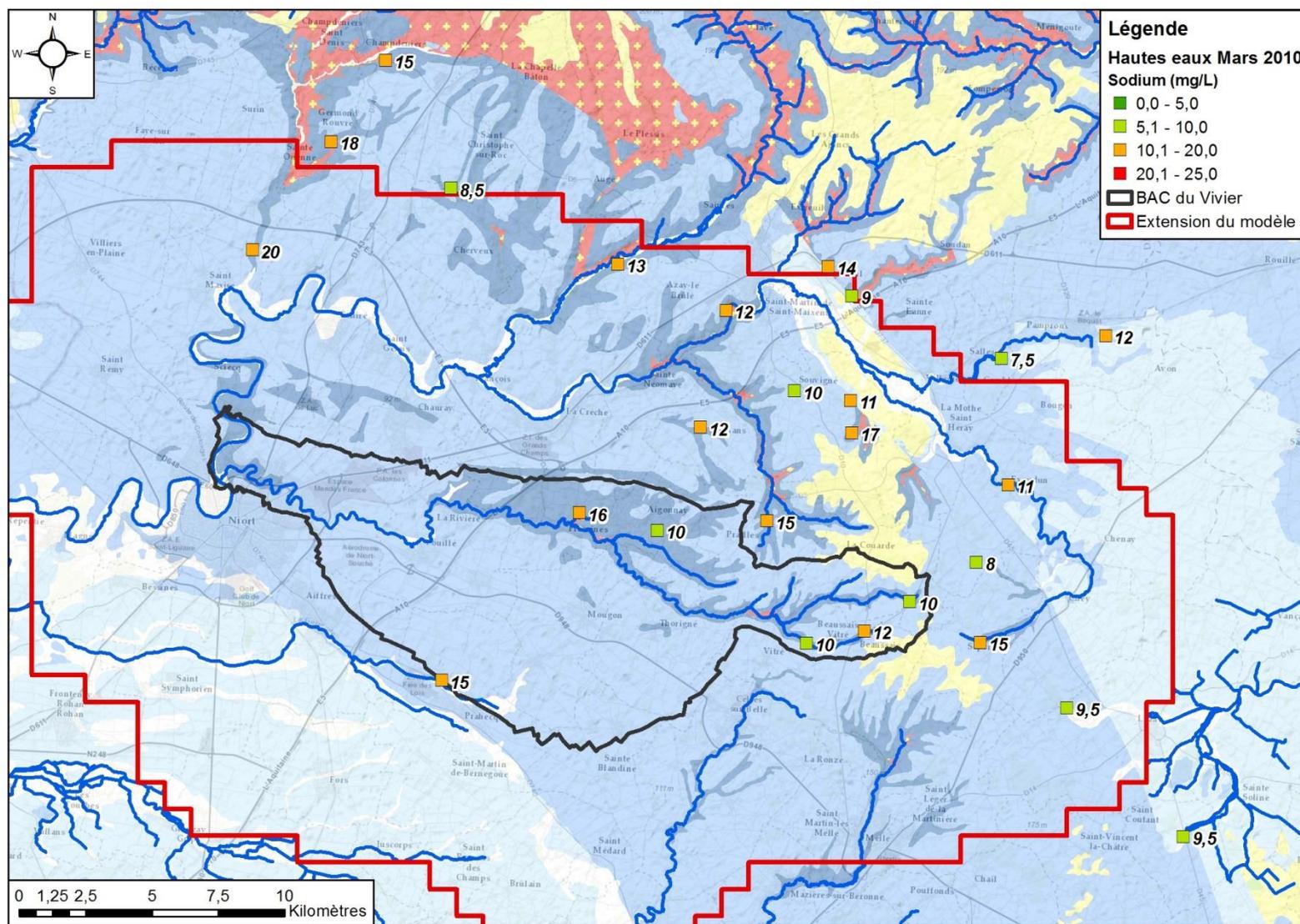
Concentrations en potassium lors de la campagne basses eaux 2009

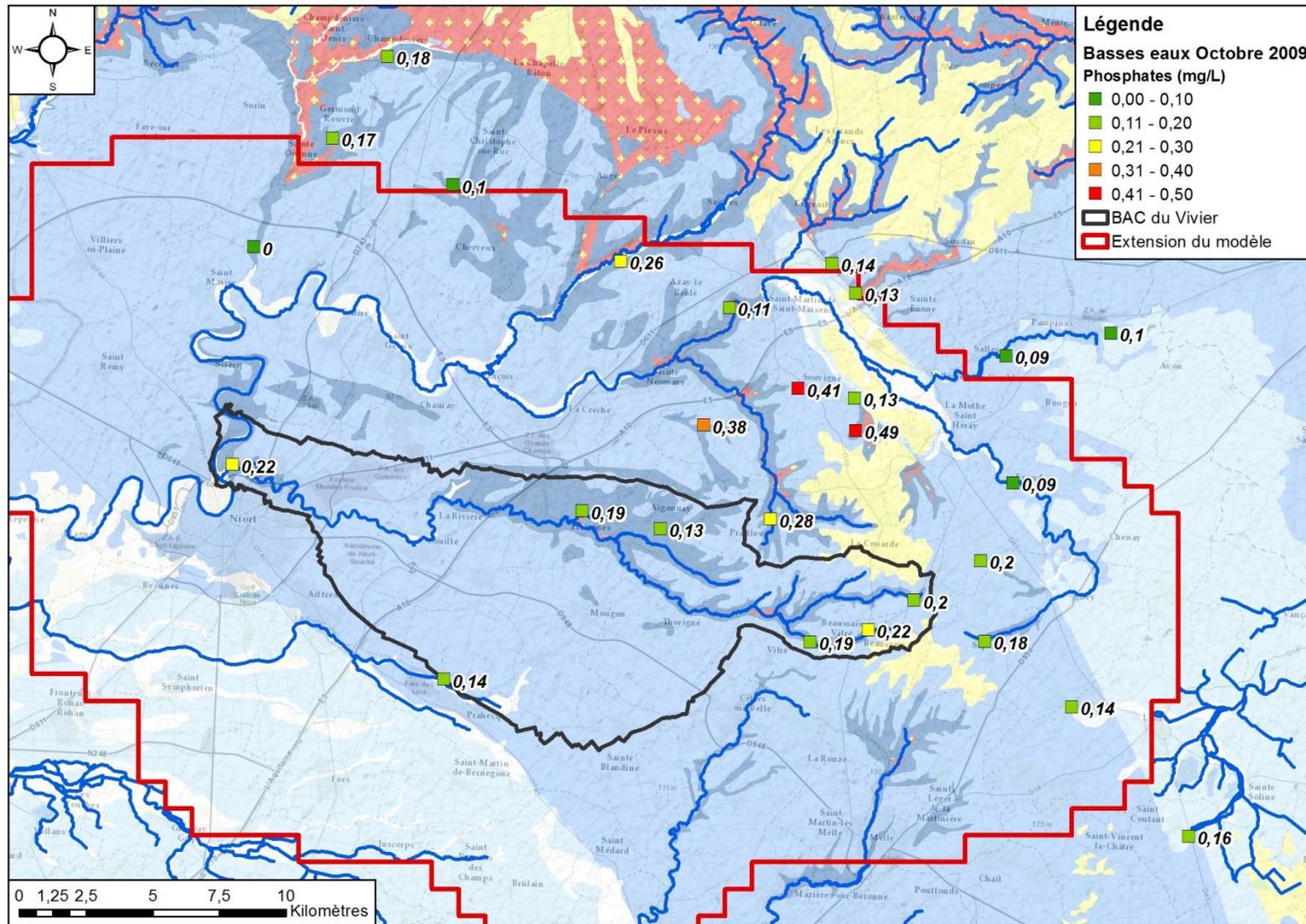


Concentrations en potassium lors de la campagne hautes eaux 2010

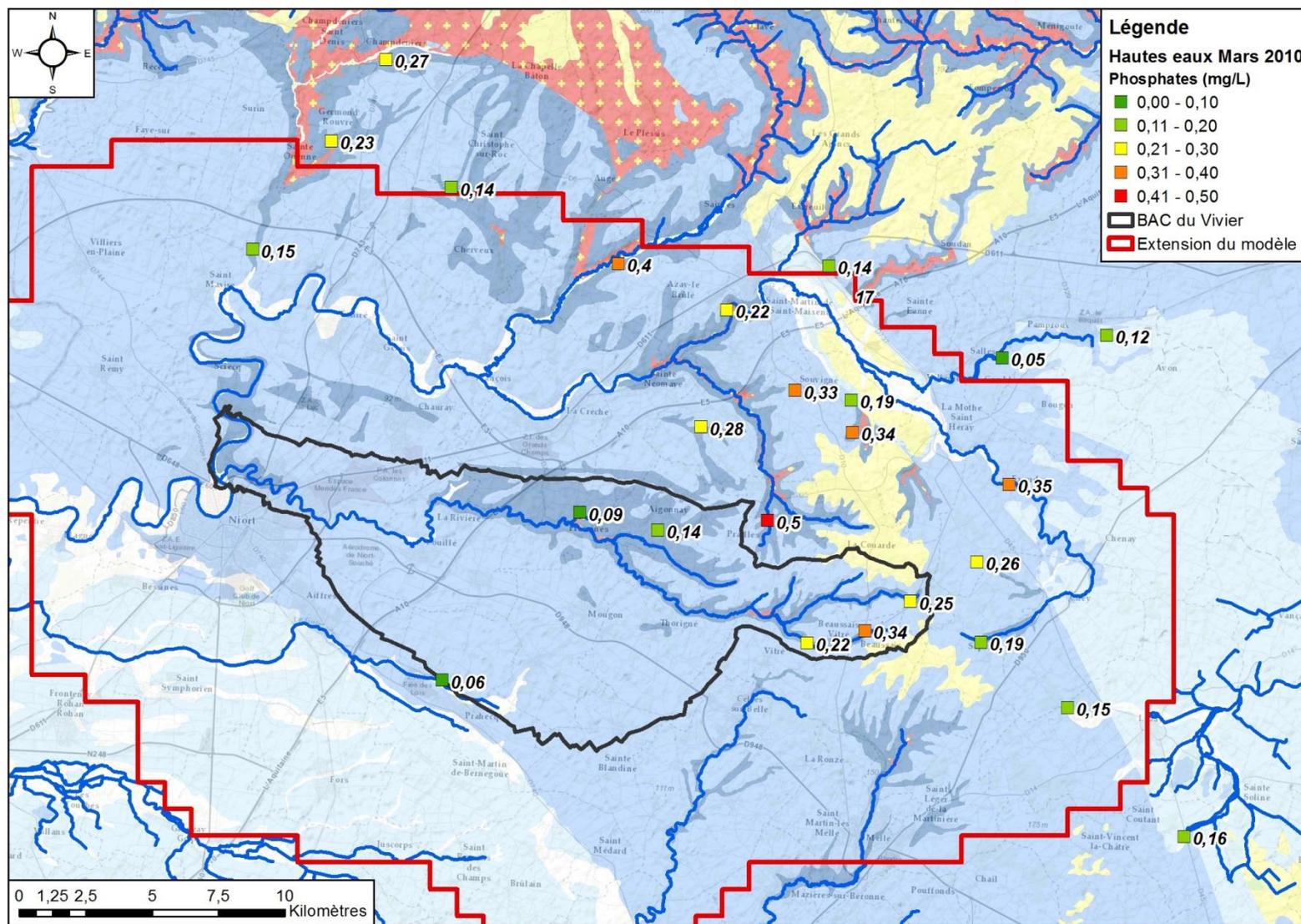


Concentrations en sodium lors de la campagne basses eaux 2009





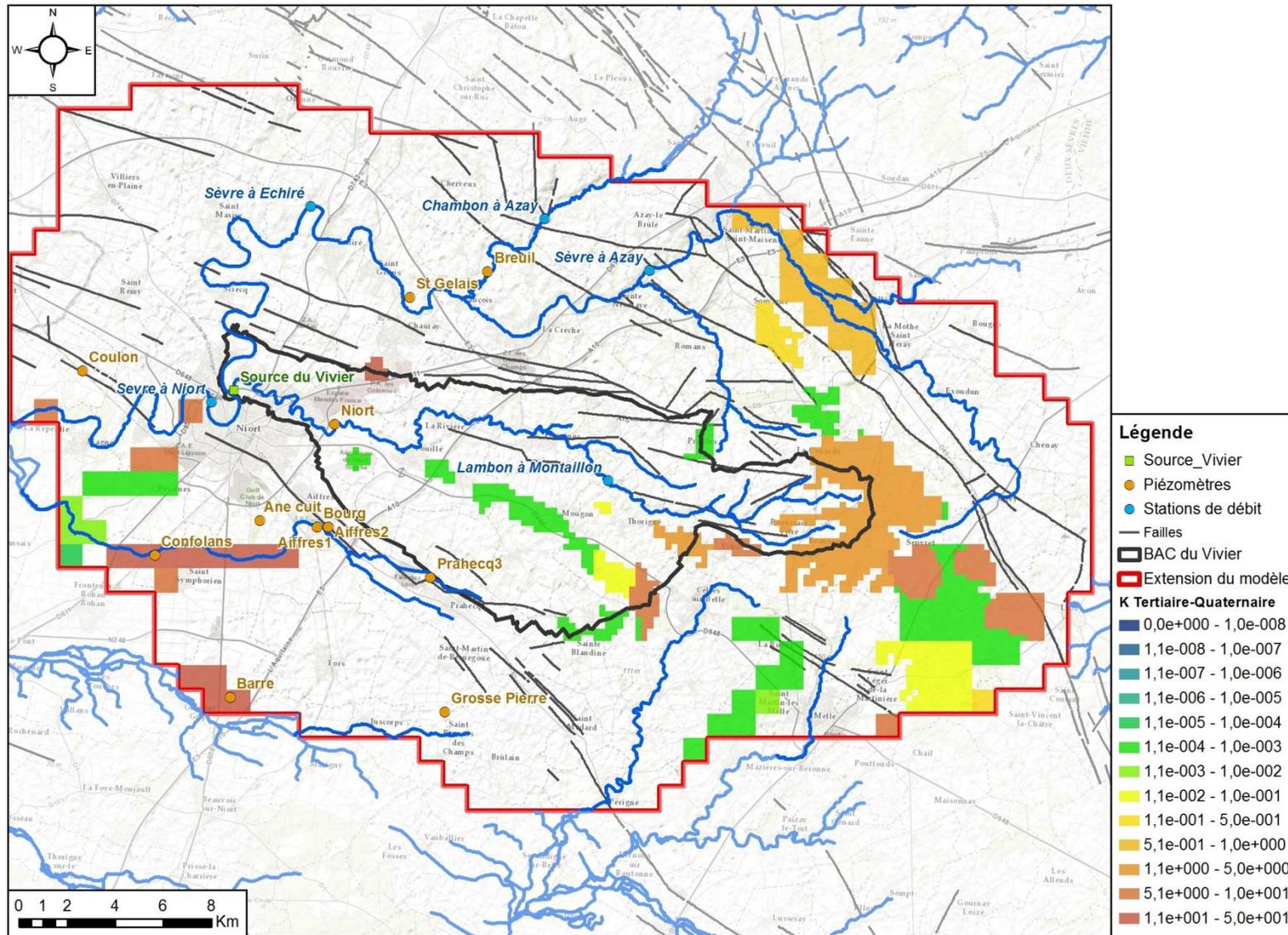
Concentrations en phosphate lors de la campagne basses eaux 2009



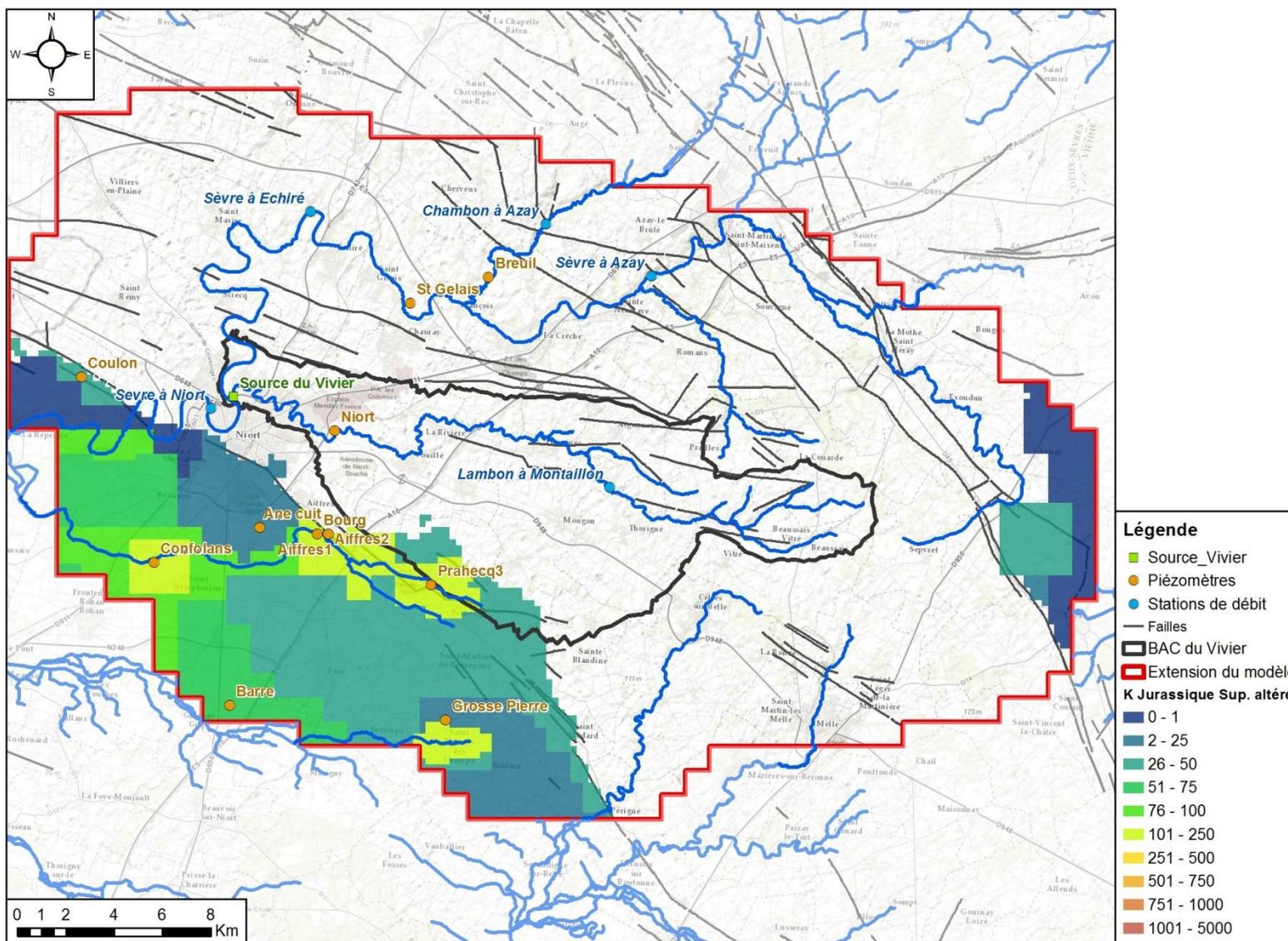
Concentrations en phosphate lors de la campagne hautes eaux 2010

Annexe 2

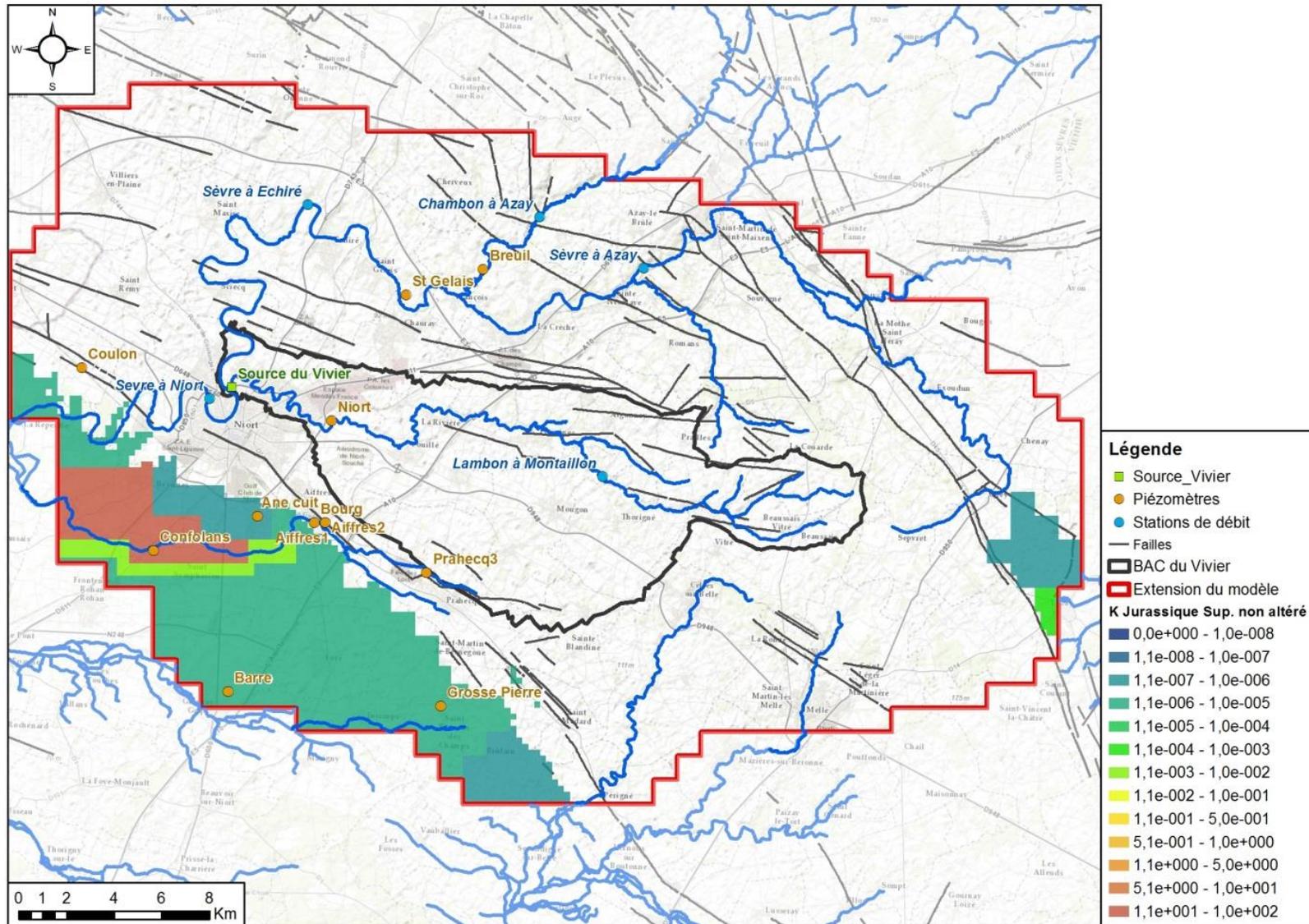
Perméabilités de calage du modèle



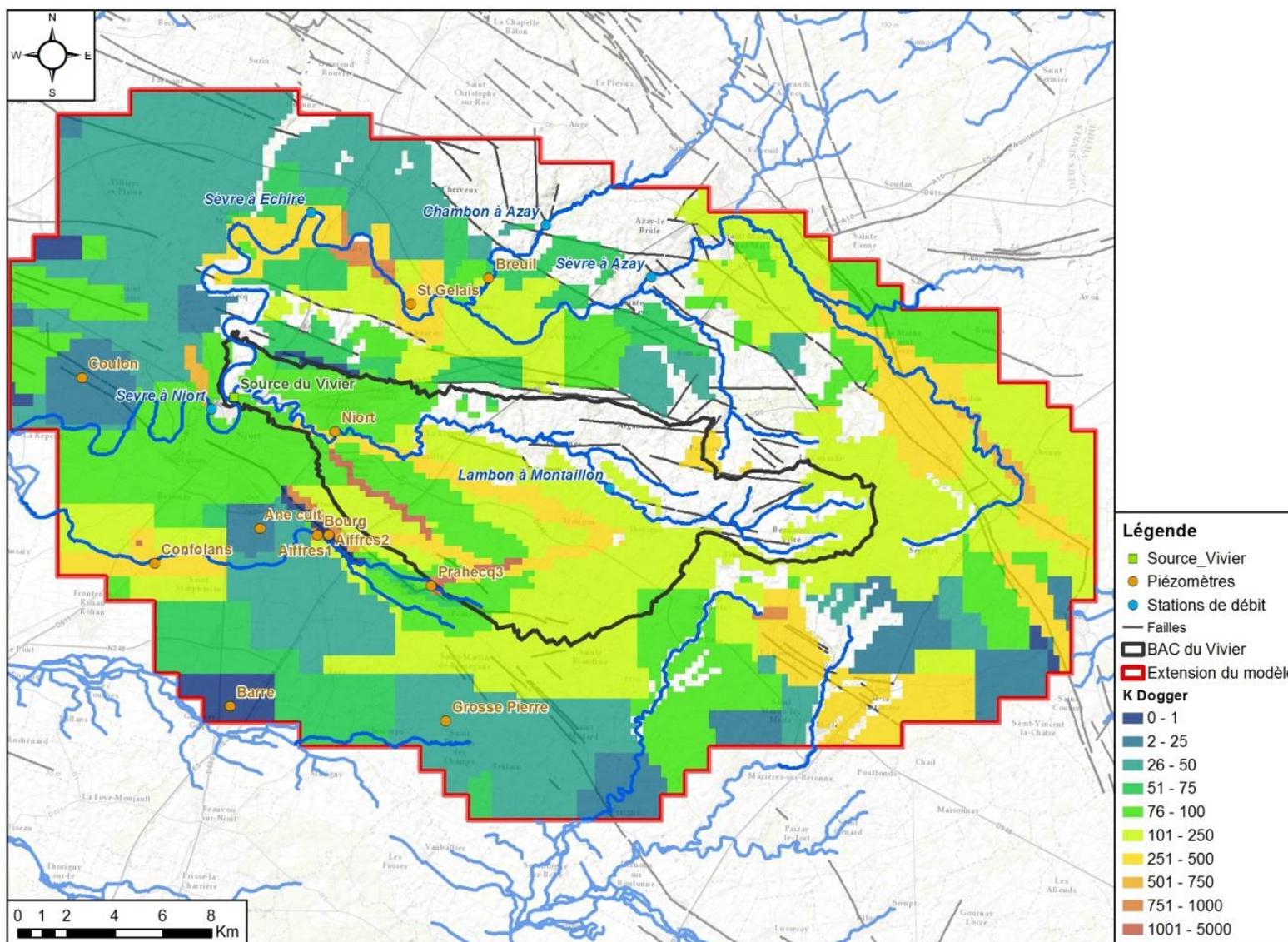
Perméabilités de calage du modèle pour la couche du Tertiaire-Quaternaire



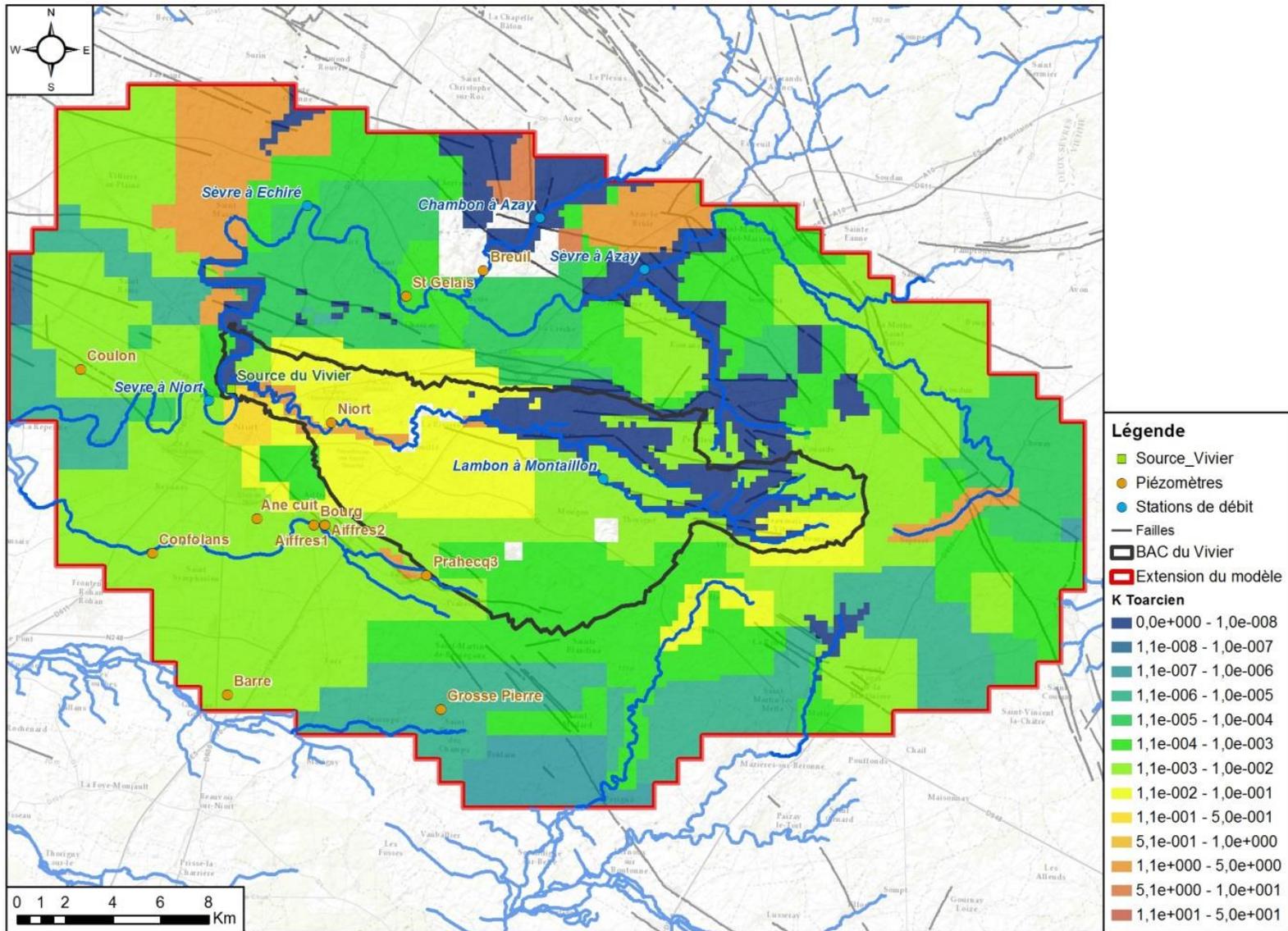
Perméabilités de calage du modèle pour la couche du Jurassique supérieur altéré



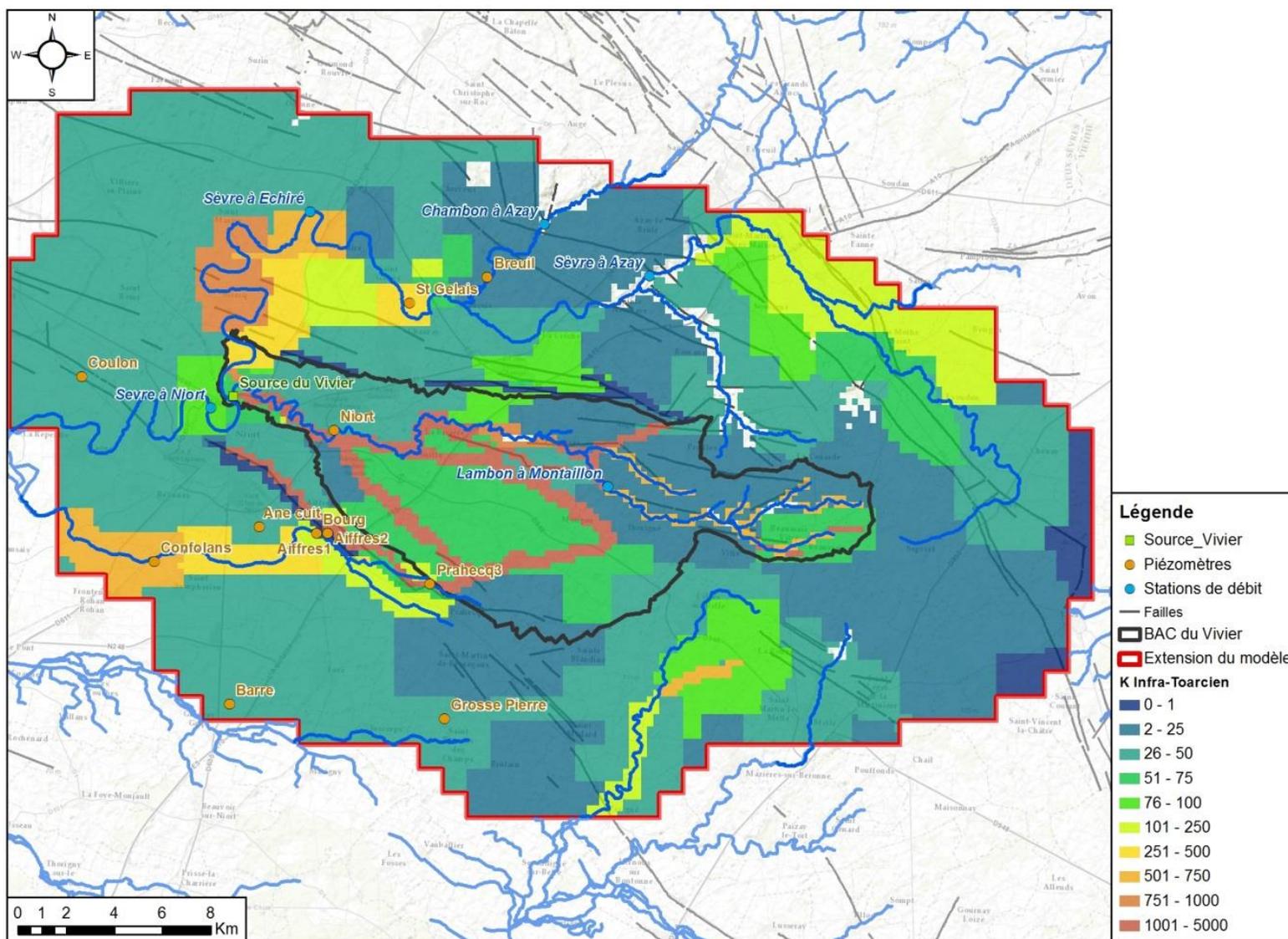
Perméabilités de calage du modèle pour la couche du Jurassique supérieur non-altéré



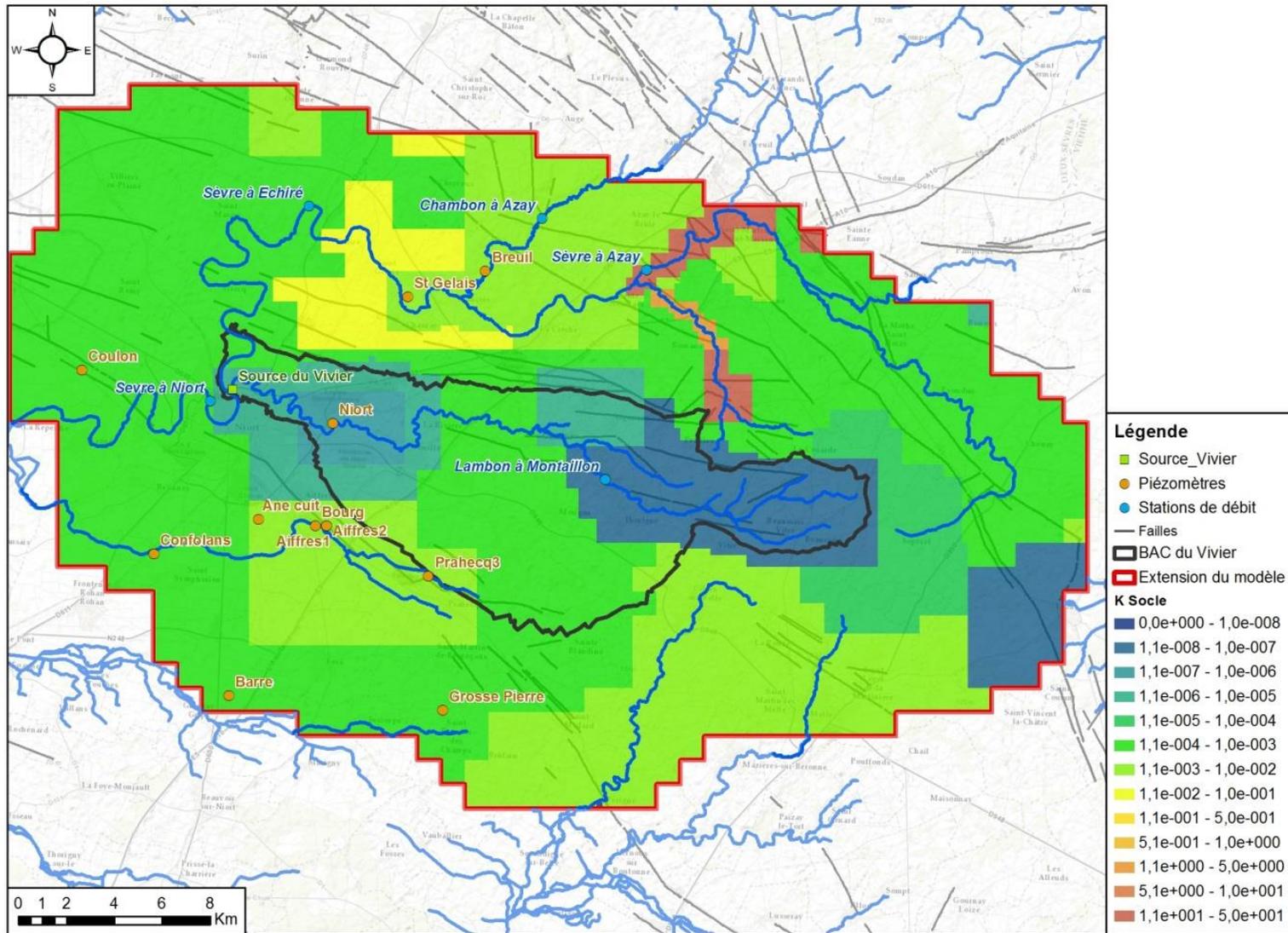
Perméabilités de calage du modèle pour la couche du Dogger – Jurassique moyen



Perméabilités de calage du modèle pour la couche du Toarcien



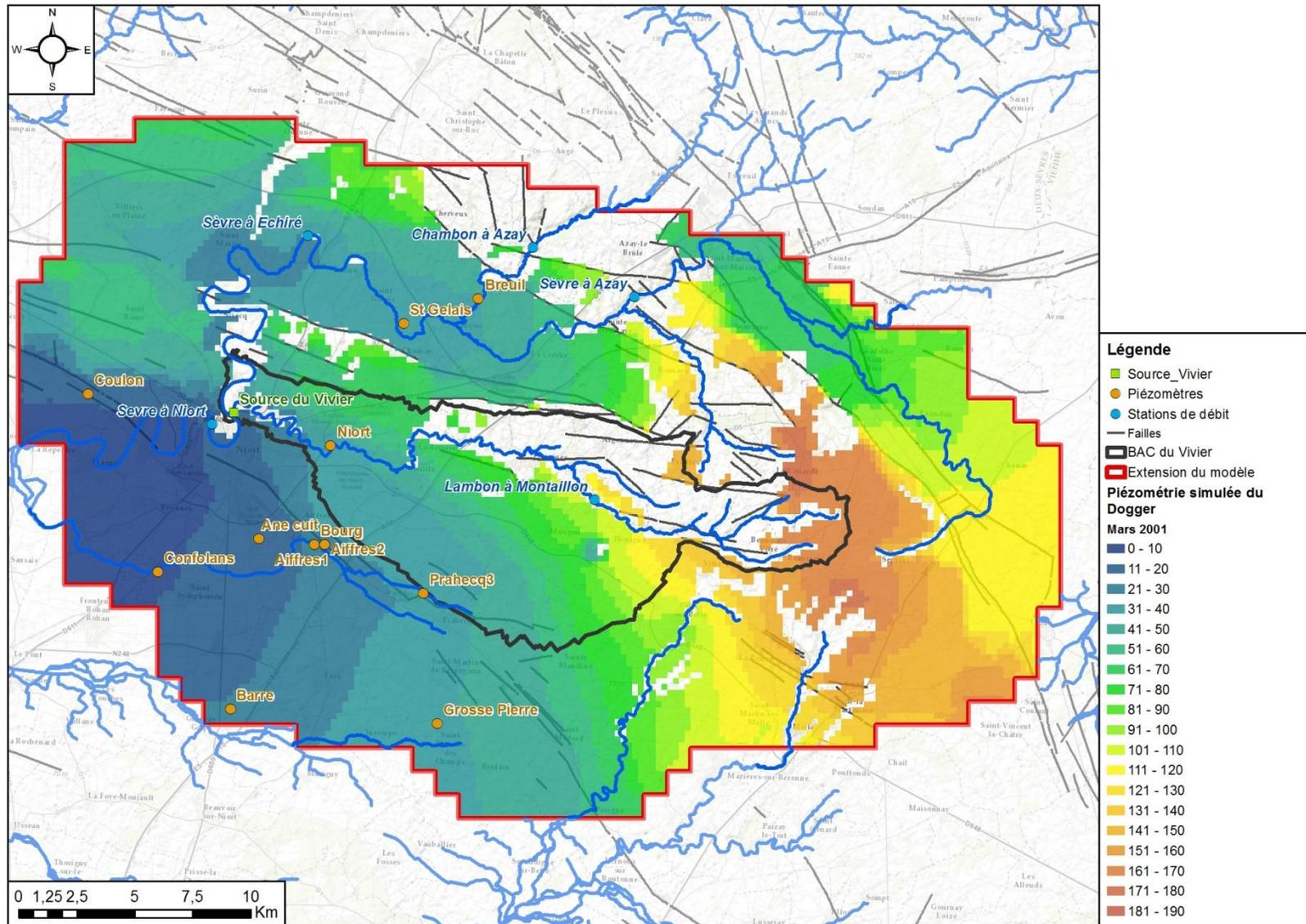
Perméabilités de calage du modèle pour la couche de l'Infra-Toarcien – Jurassique inférieur



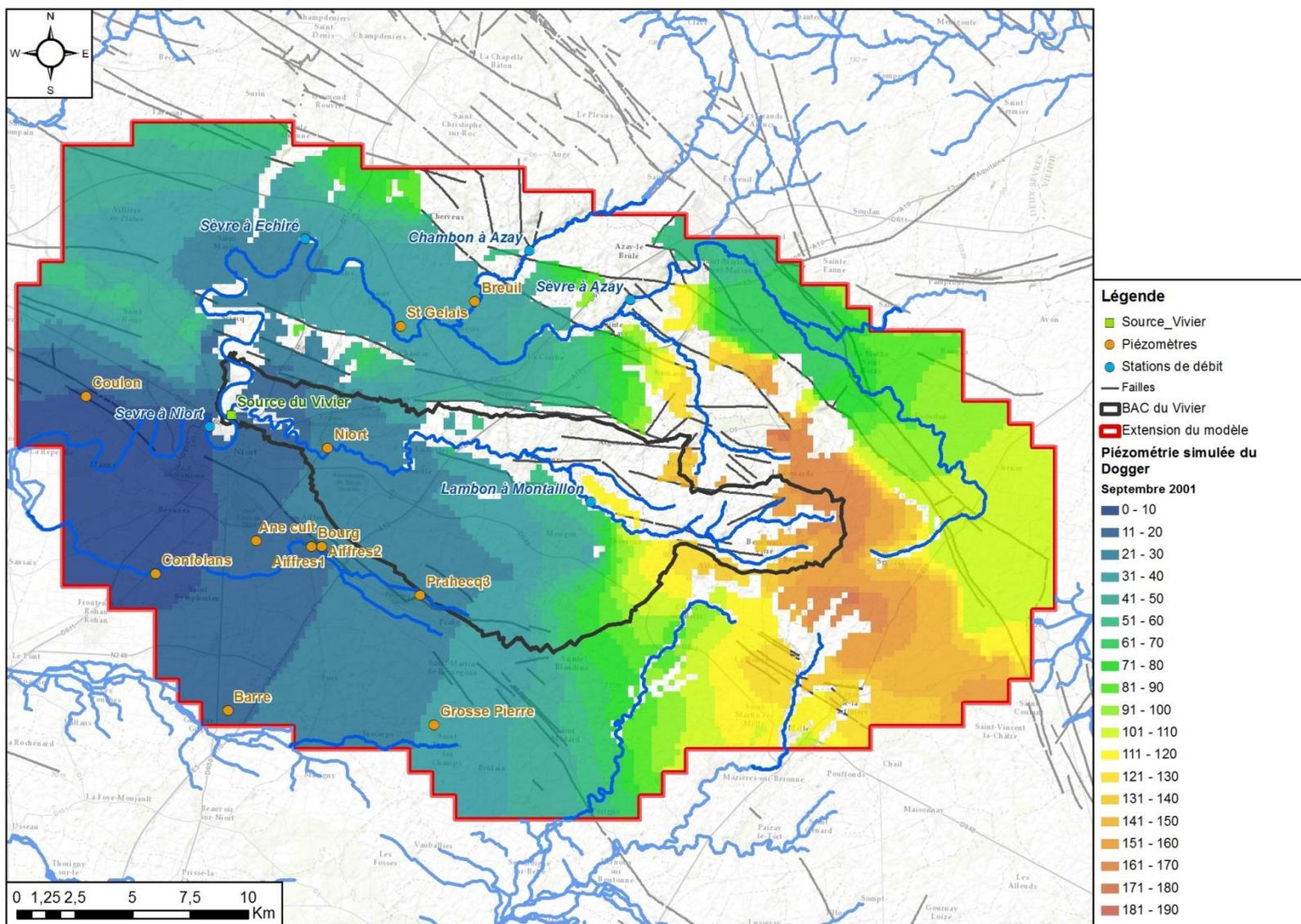
Perméabilités de calage du modèle pour la couche du Socle

Annexe 3

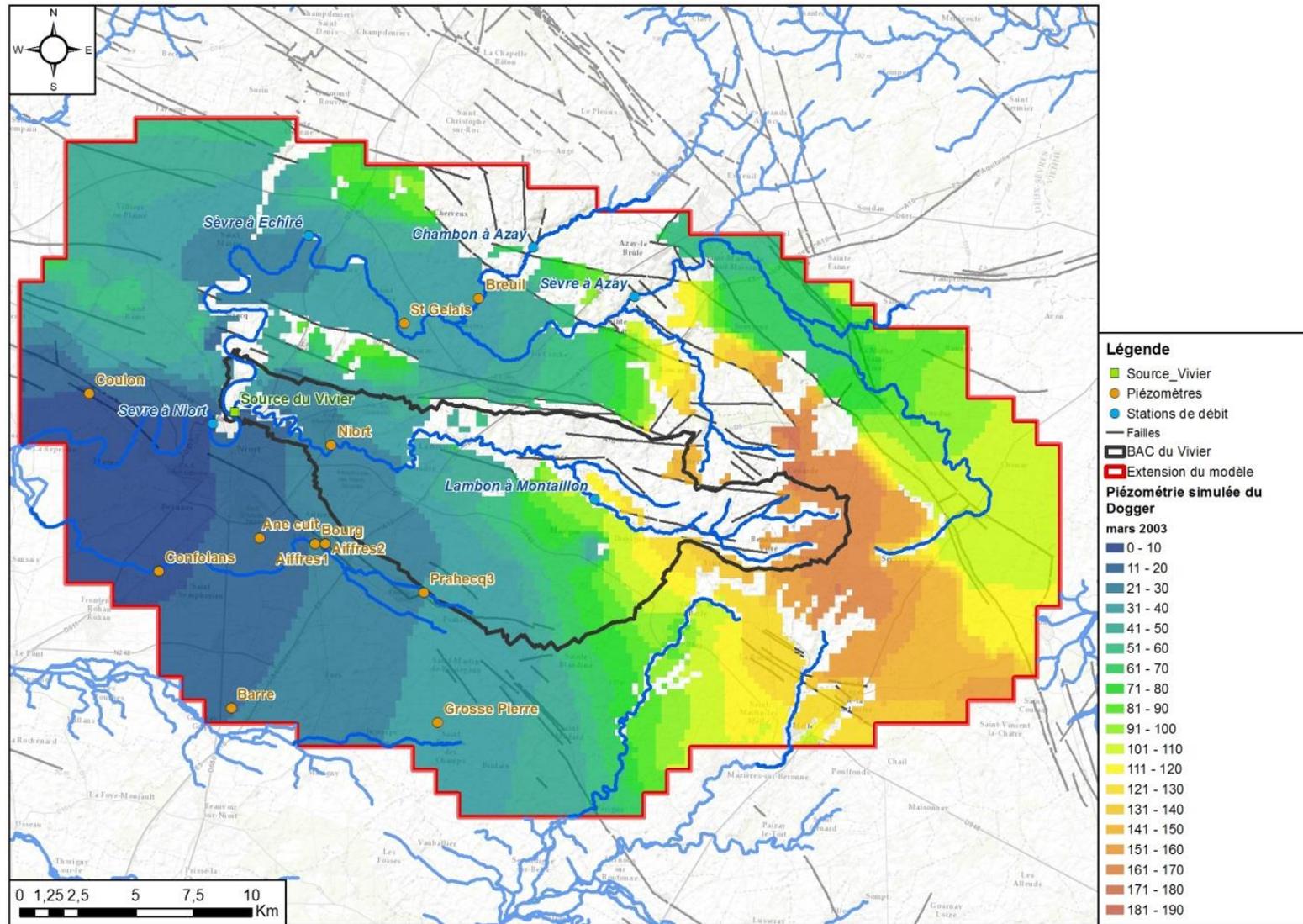
Piézométries calculées par le modèle



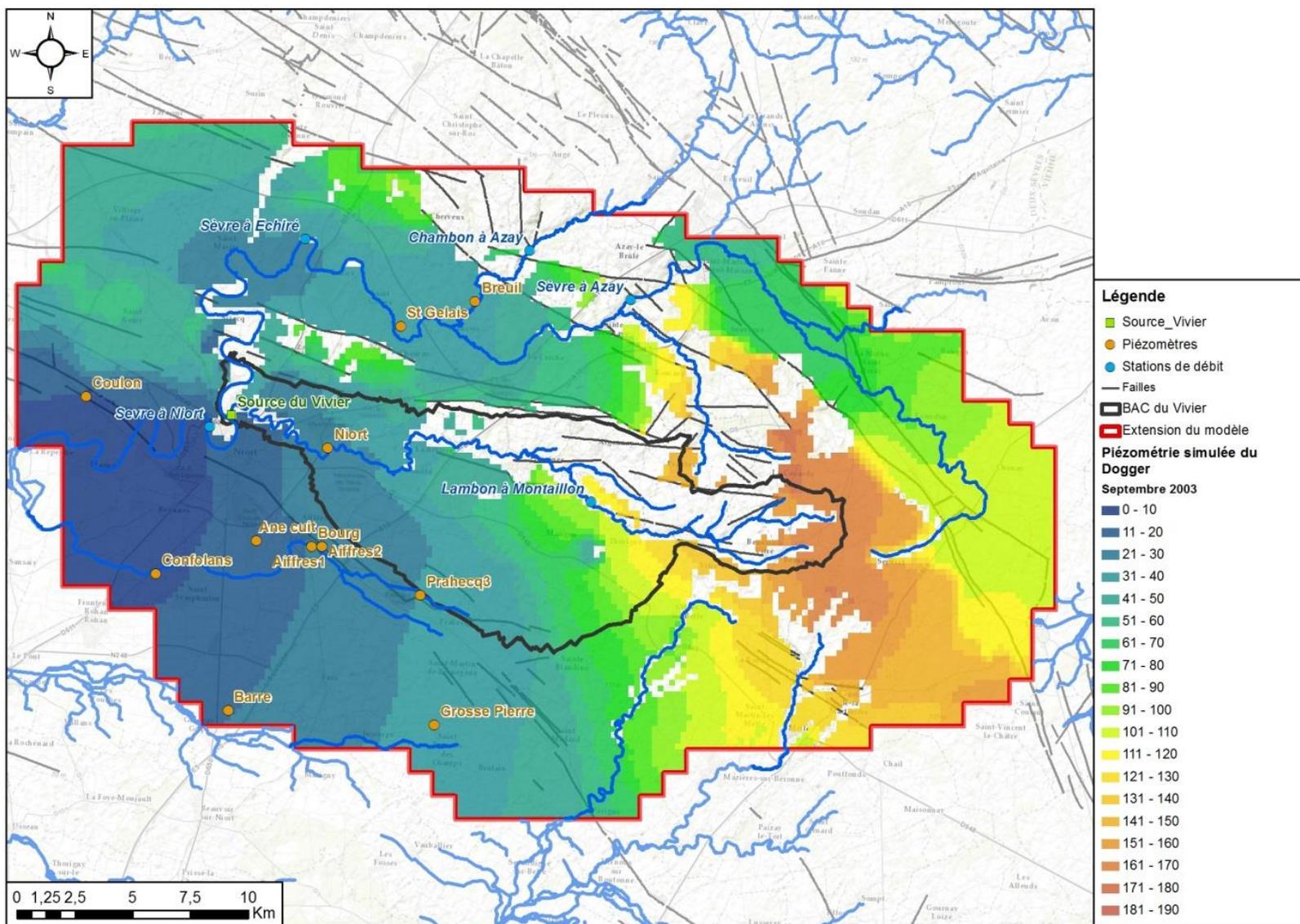
Piézométrie simulée du Dogger en mars 2001



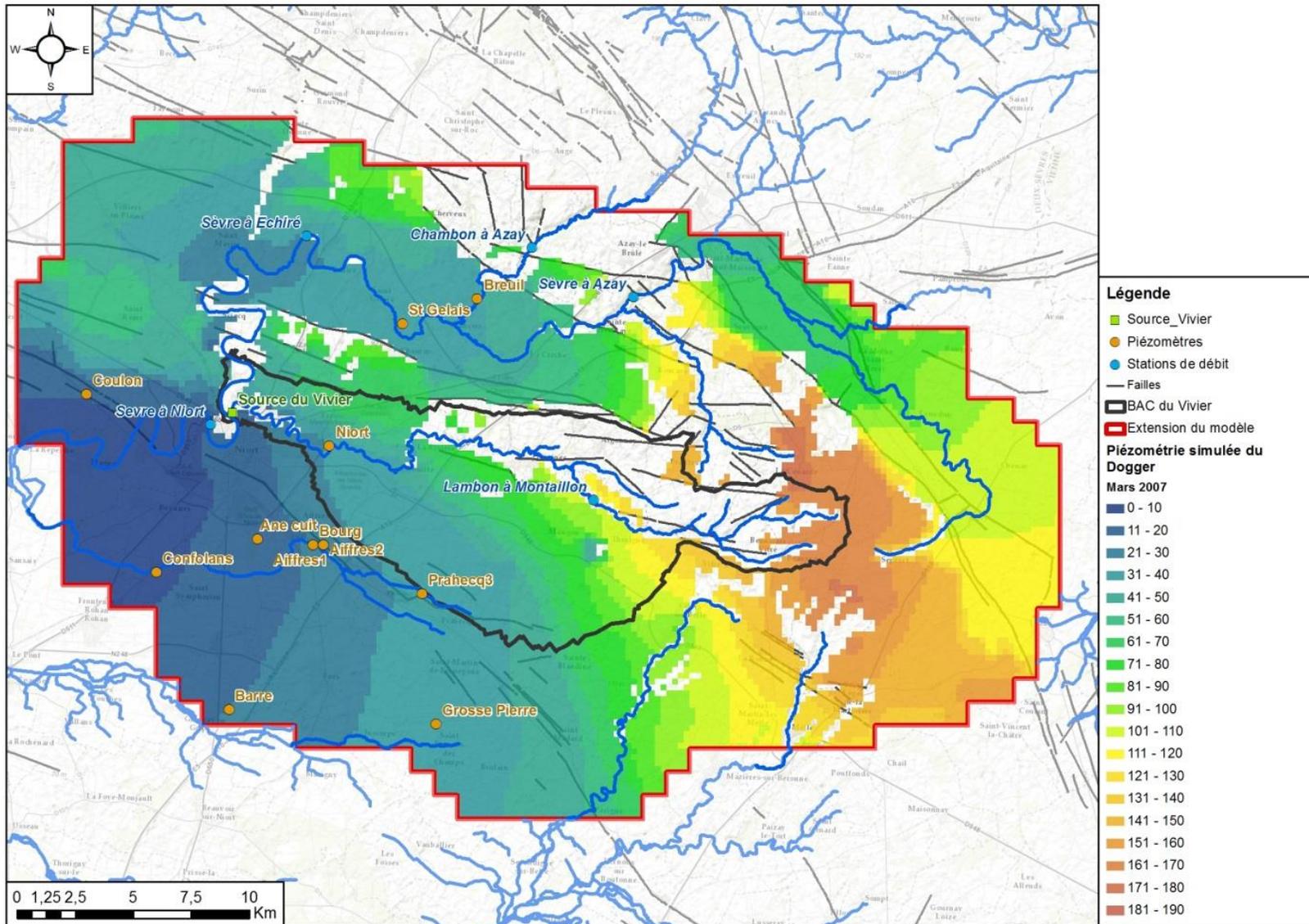
Piézométrie simulée du Dogger en septembre 2001



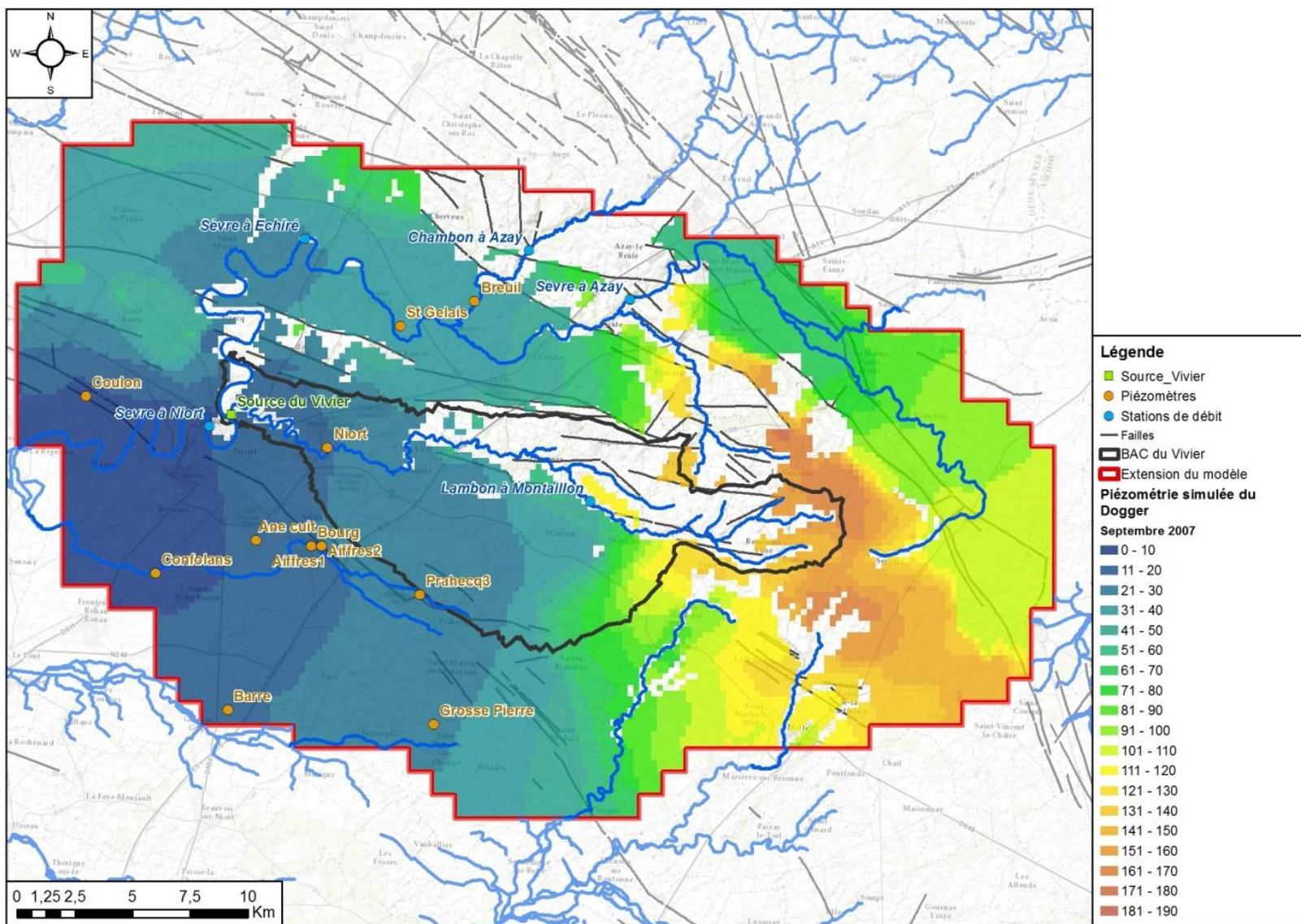
Piézométrie simulée du Dogger en mars 2001



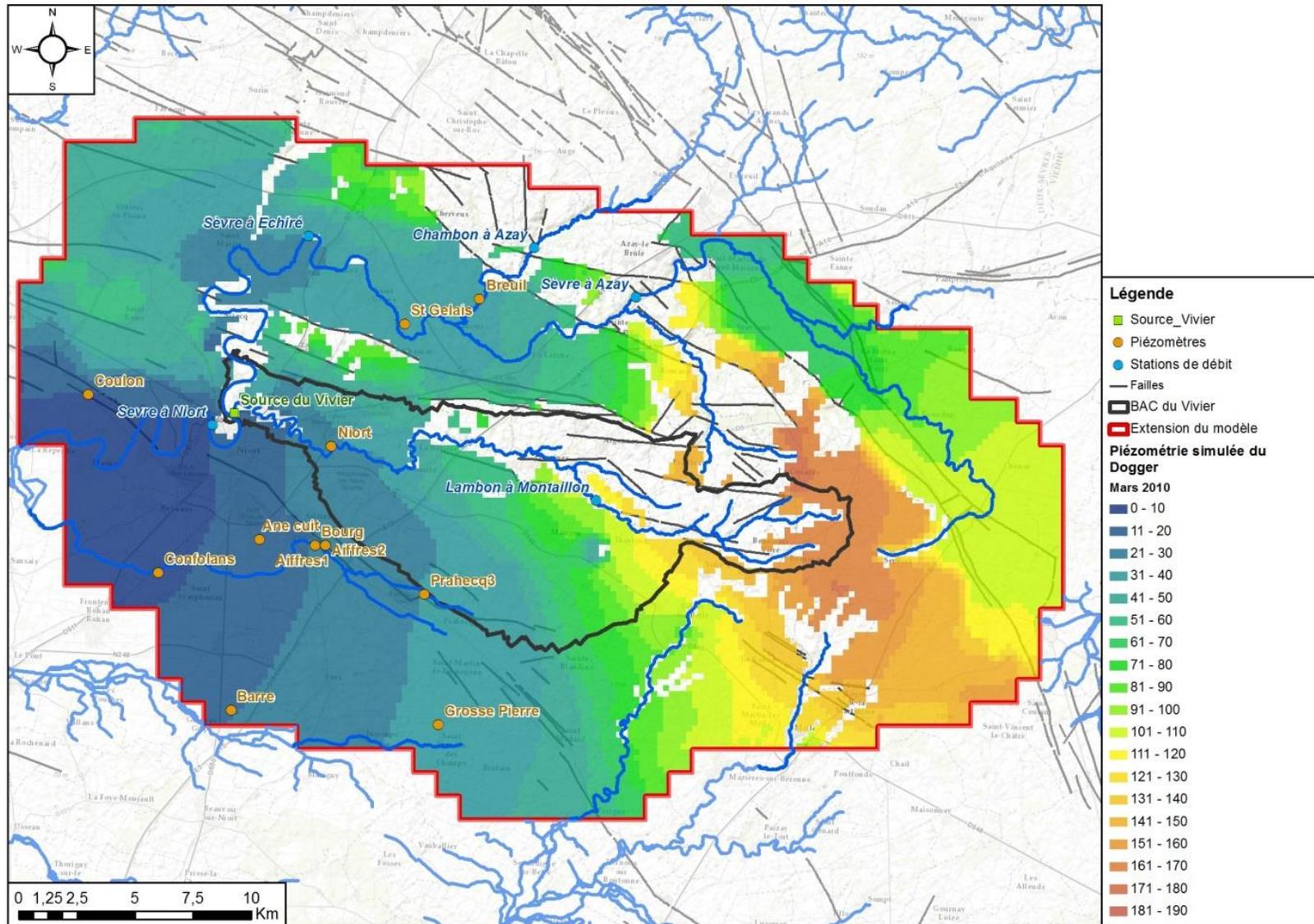
Piezométrie simulée du Dogger en septembre 2003



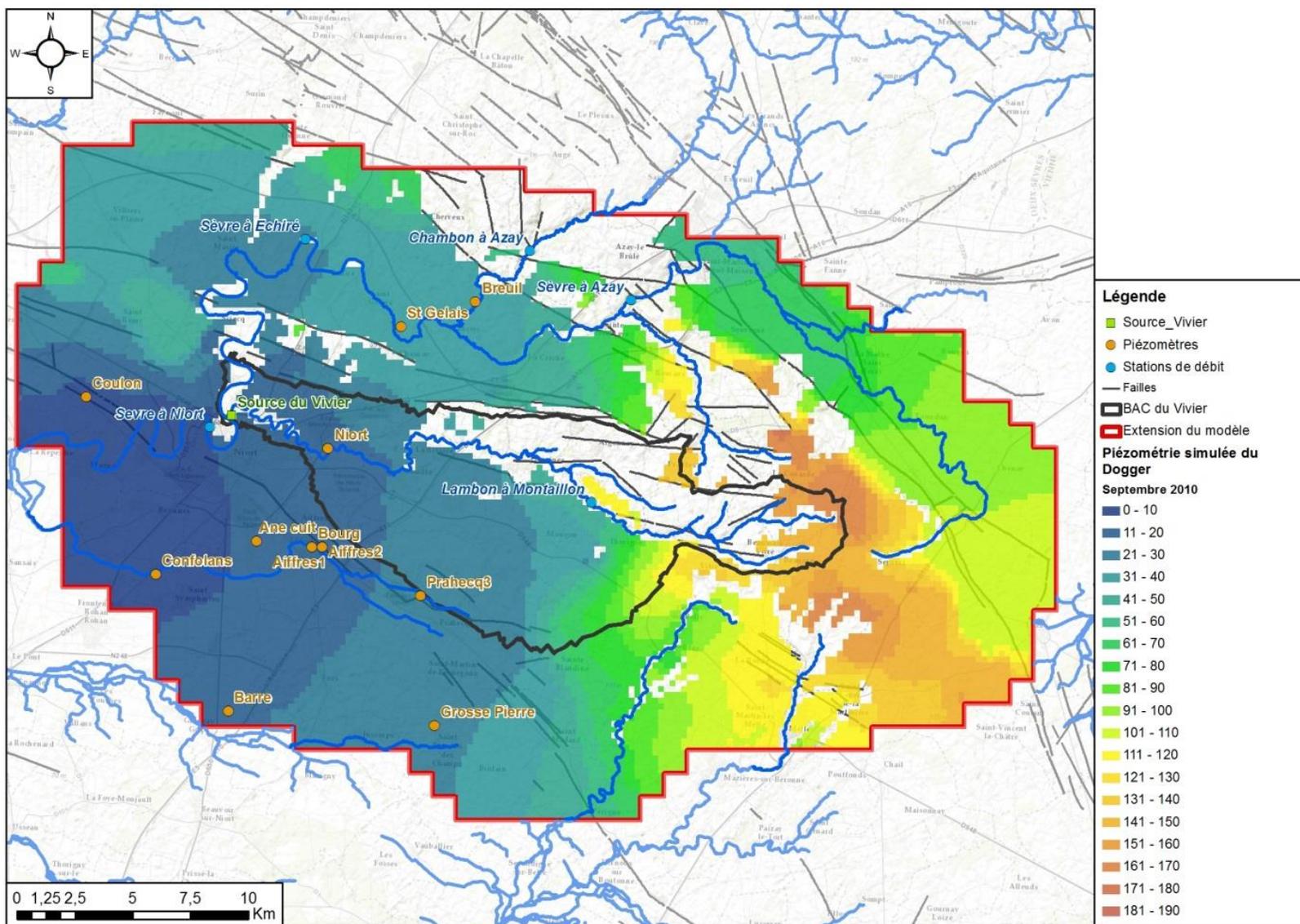
Piezométrie simulée du Dogger en mars 2007



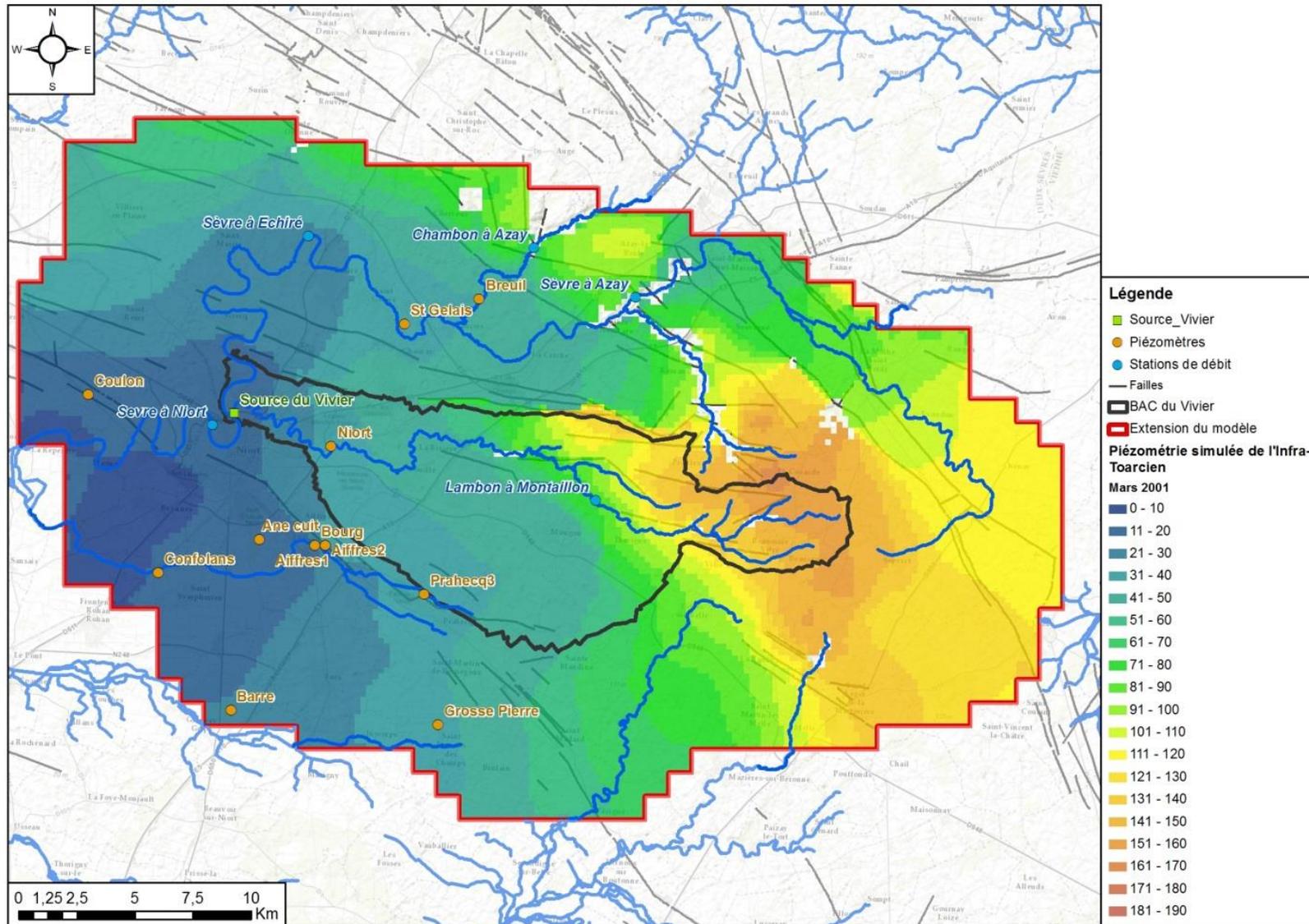
Piézométrie simulée du Dogger en septembre 2007



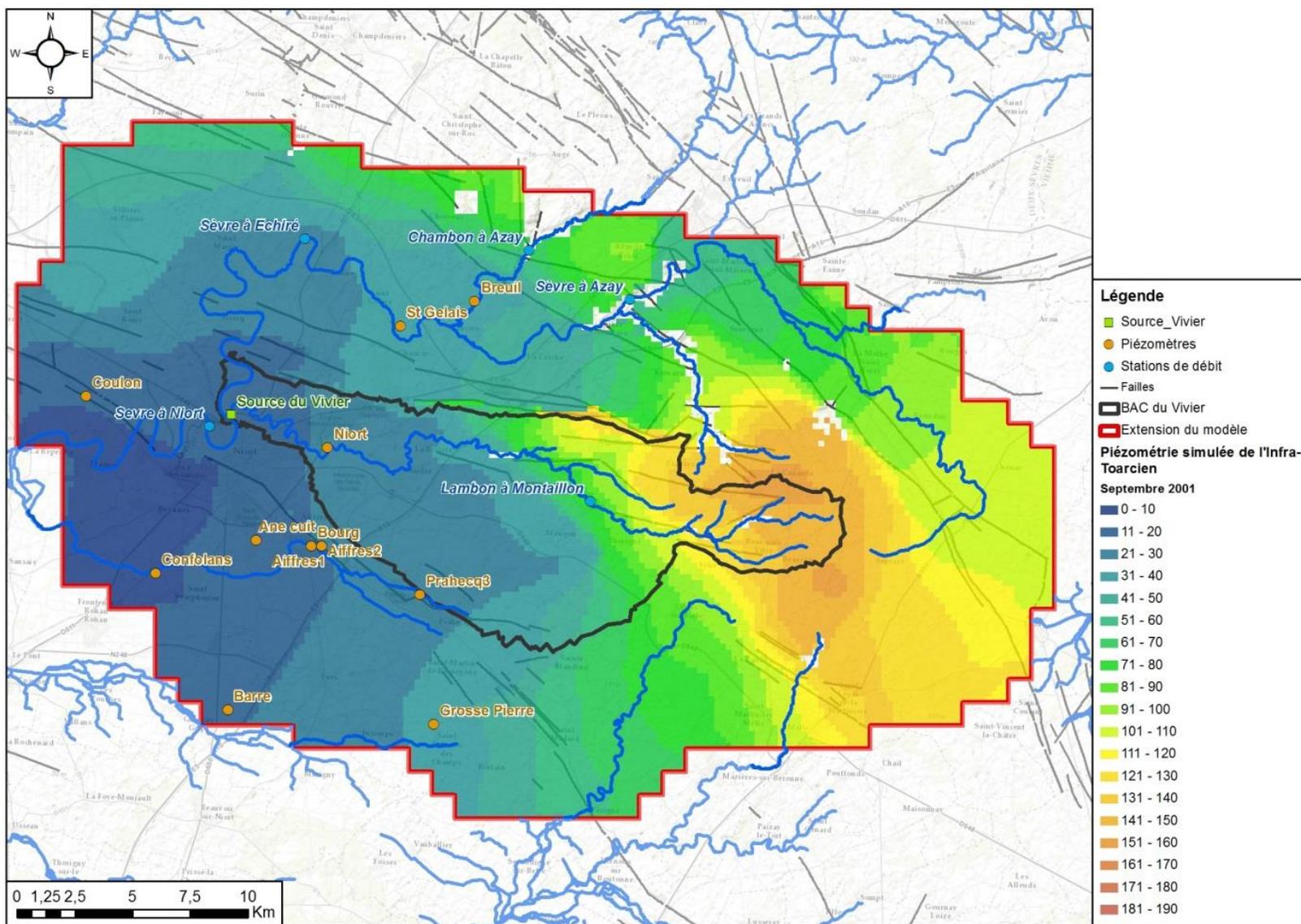
Piezométrie simulée du Dogger en mars 2010



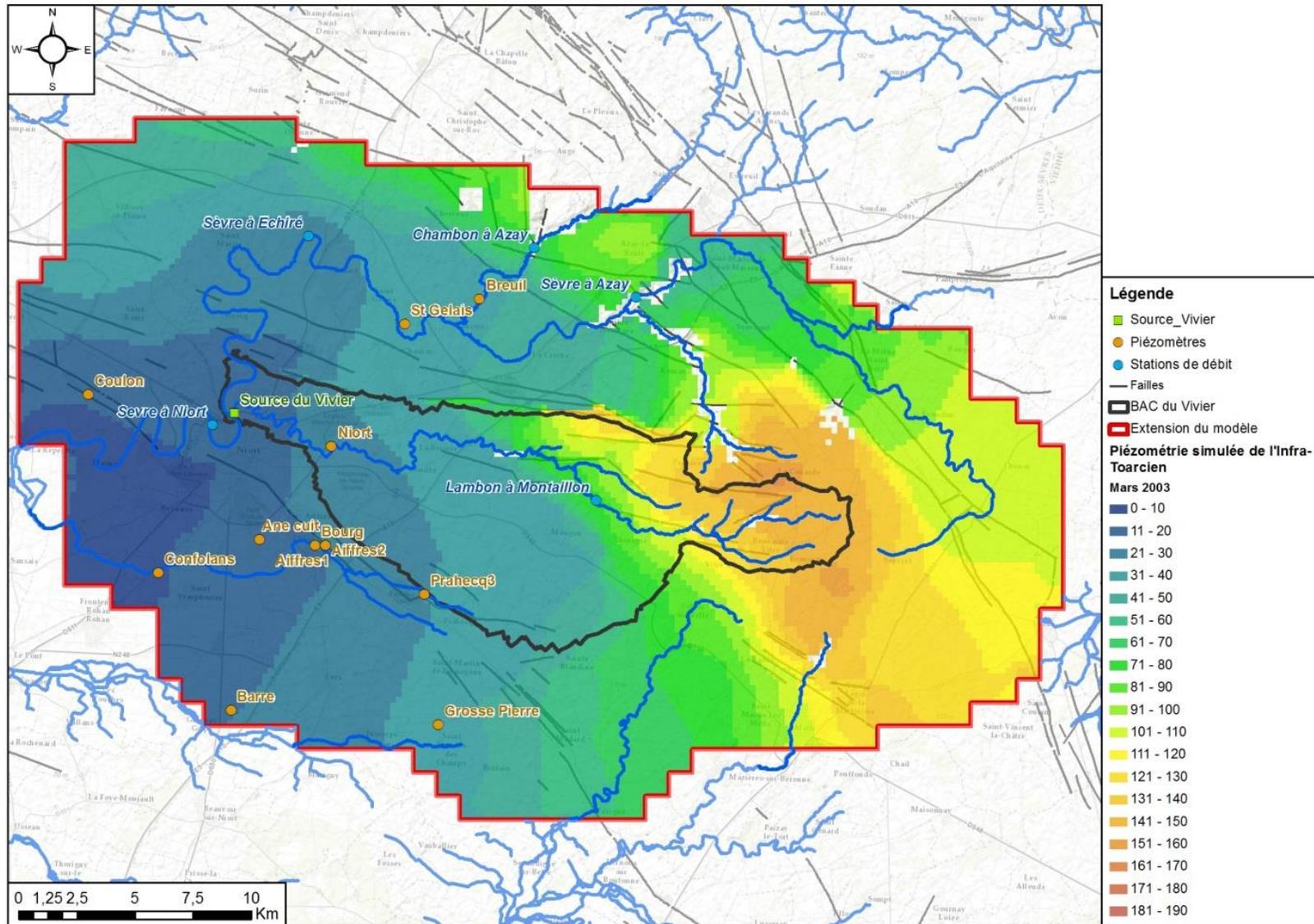
Piézométrie simulée du Dogger en septembre 2010



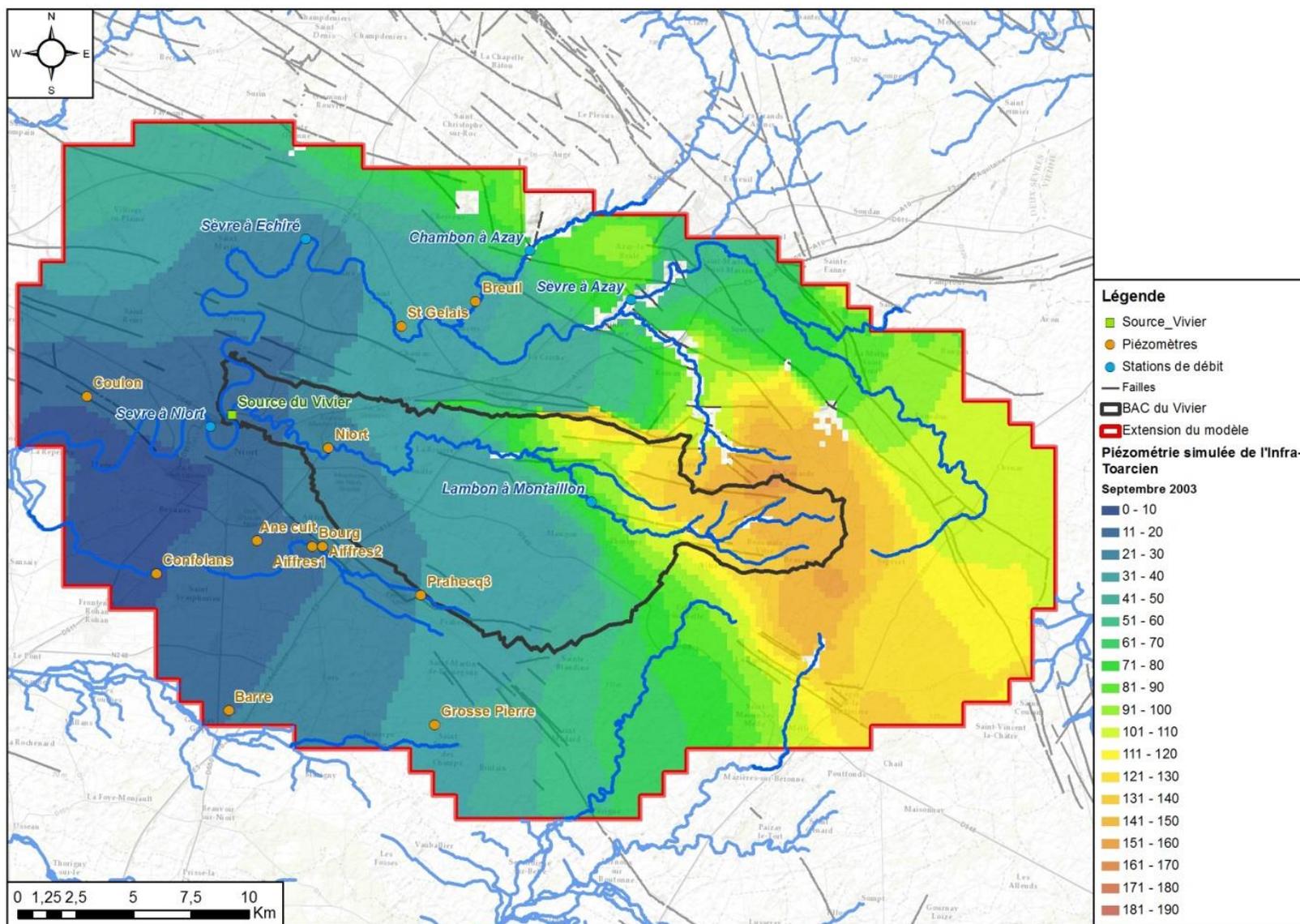
Piézométrie simulée de l'Infra-Toarcien en mars 2001



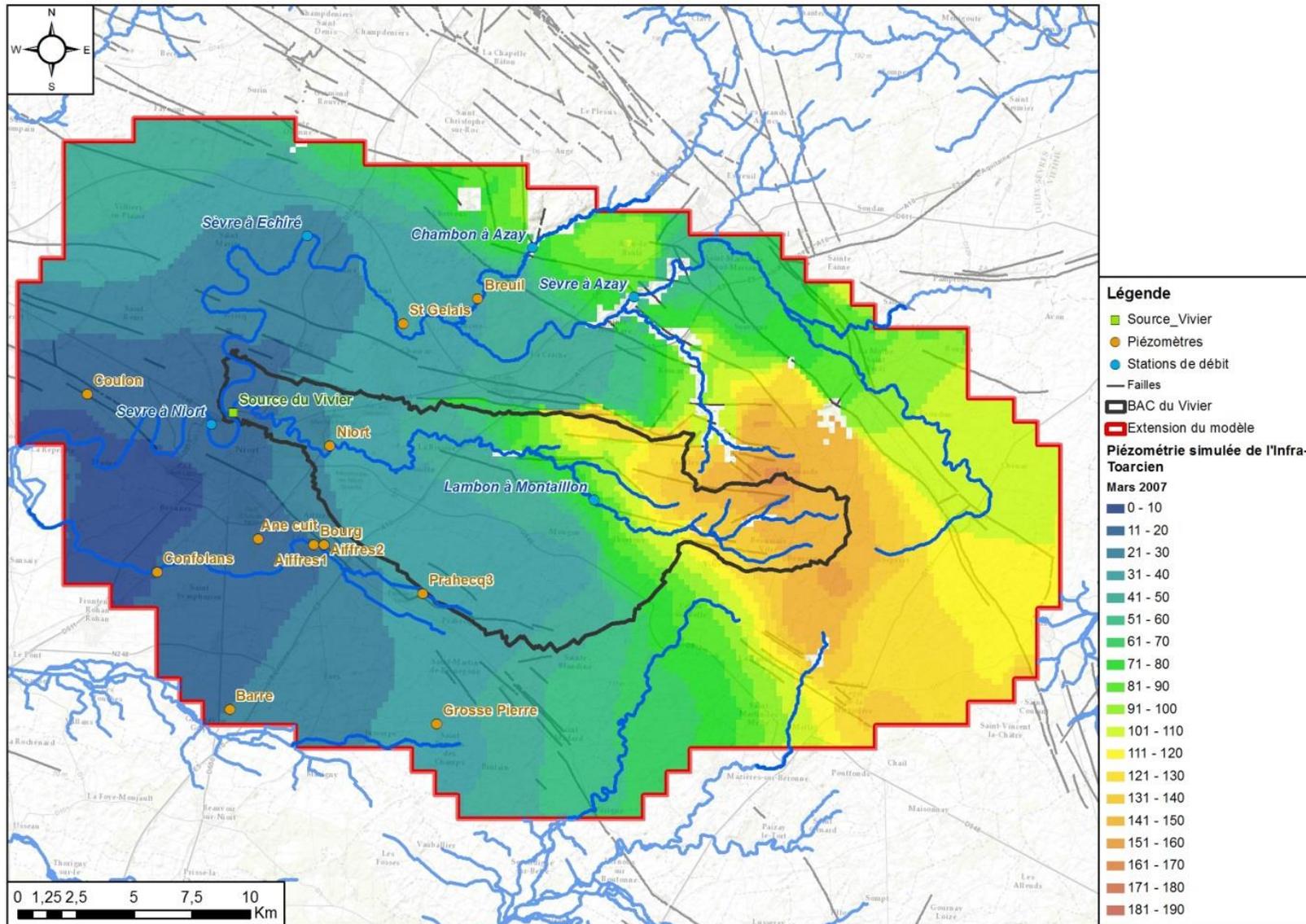
Piézométrie simulée de l'Infracrocien en septembre 2001



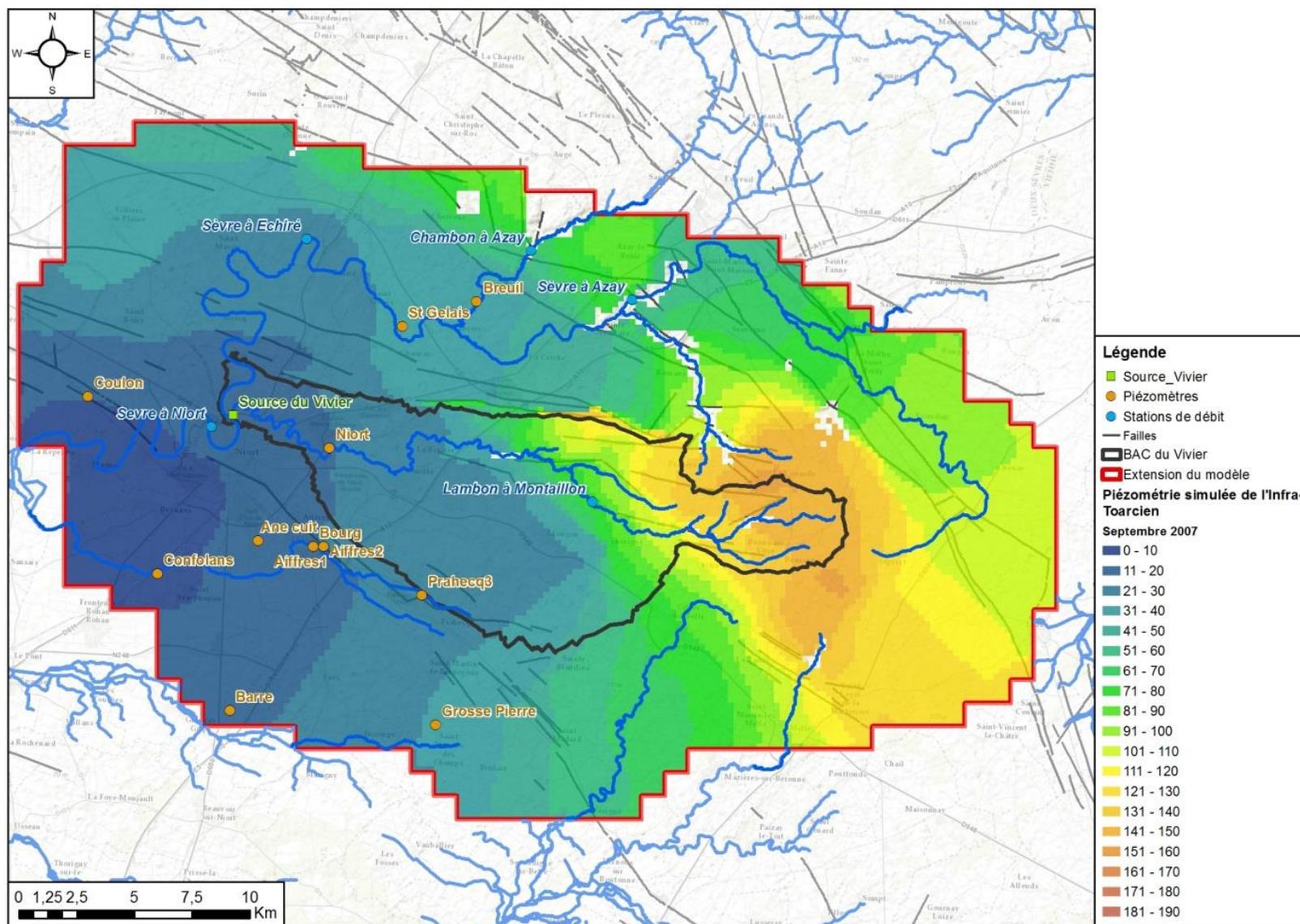
Piézométrie simulée de l'Infra-Toarcien en mars 2003



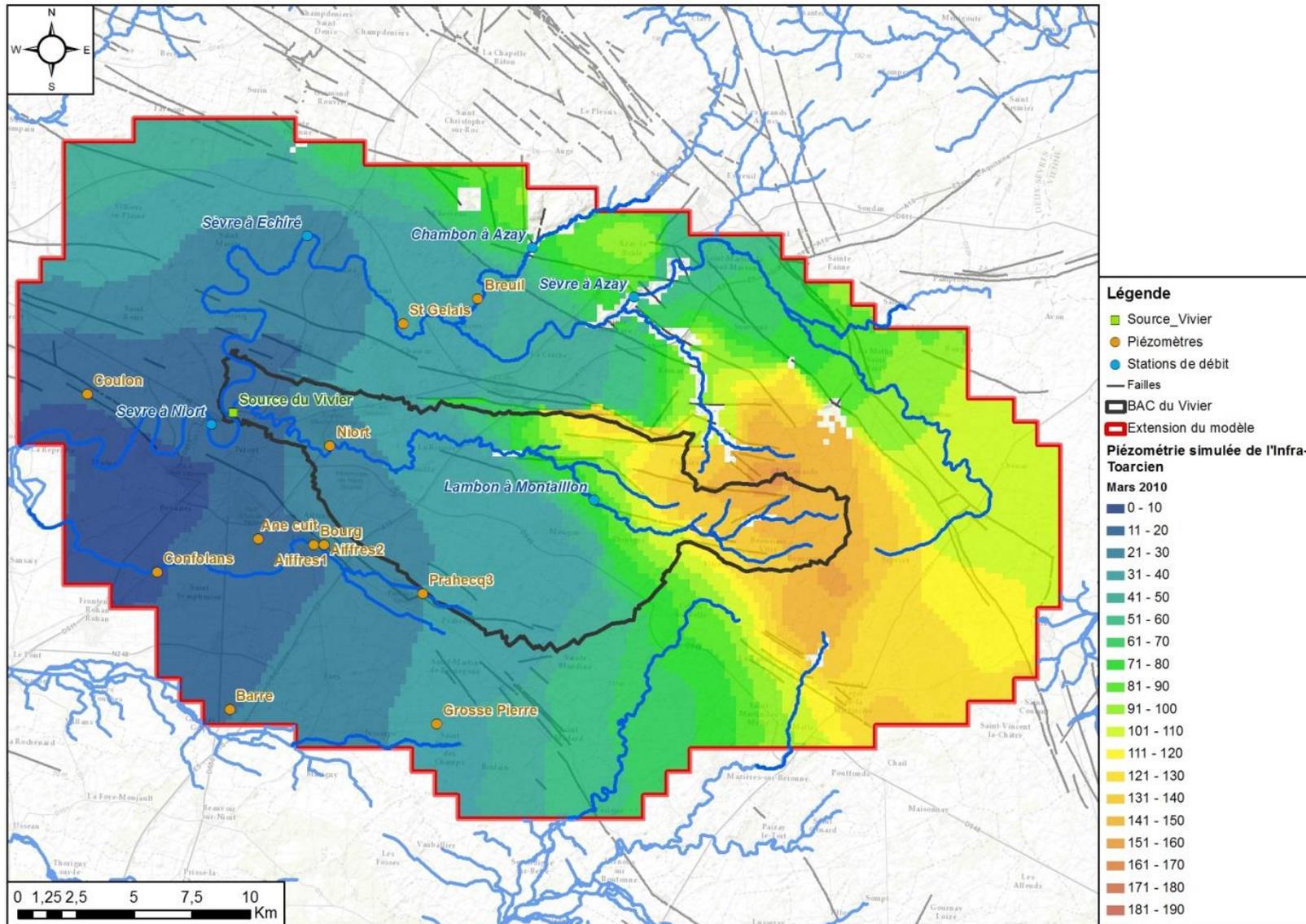
Piezométrie simulée de l'Infracra-Toarcien en septembre 2003



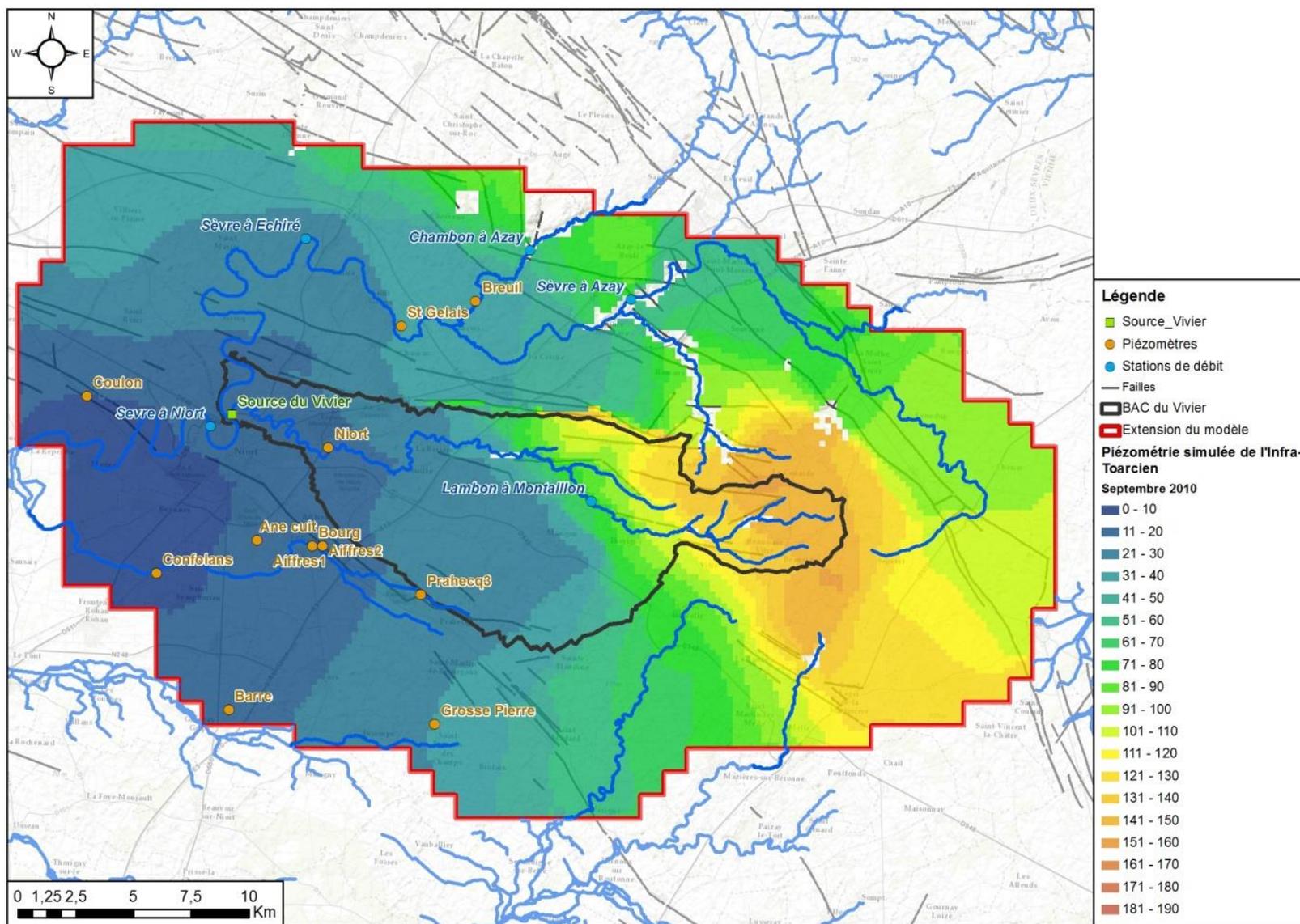
Piezométrie simulée de l'Infra-Toarcien en mars 2007



Piezométrie simulée de l'Infra-Toarcien en septembre 2007



Piezométrie simulée de l'Infra-Toarcien en mars 2010



Piezométrie simulée de l'Infra-Toarcien en septembre 2010



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009

45060 – Orléans Cedex 2 – France

Tél. : 02 38 64 34 34 - www.brgm.fr

Délégation Territoriale Poitou-Charentes

5 rue de la Goélette
86280 Saint-Benoît
France

Tél. : 05 49 38 15 38