

Document public



Pollution diffuse des aquifères du bassin Seine-Normandie par les nitrates et les produits phytosanitaires : temps de transfert et tendances

Rapport final

BRGM/RP-60402-FR
Mars 2012



Pollution diffuse des aquifères du bassin Seine-Normandie par les nitrates et les produits phytosanitaires : temps de transfert et tendances

Rapport final

BRGM/RP-60402-FR
Mars 2012

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM PSP09EAU22

B. Lopez, N. Baran, B. Bourguine, A. Brugeron, L. Gourcy.

Vérificateur :

Nom : A. Blum

Date : 1/03/2012

Signature :

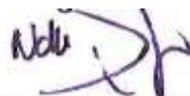


Approbateur :

Nom : N Dörfliger

Date : 28/03/2012

Signature :



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

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

Mots clés : pollution diffuse, datation, nitrate, phytosanitaires, transfert, eaux souterraines, tendance, Seine-Normandie, directive cadre sur l'eau

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

Lopez B., Baran N., Bourguin B., Brugeron A., Gourcy L. (2012) - Pollution diffuse des aquifères du bassin Seine-Normandie par les nitrates et les produits phytosanitaires : temps de transfert et tendances. Rapport final BRGM/RP-60402-FR ; 326p.

Sommaire

1. Contexte et objectifs de l'étude.....	23
1.1. ASPECTS REGLEMENTAIRES.....	23
1.2. STOCKS DE SOLUTES DANS LA ZONE NON SATUREE.....	24
1.3. LES OUTILS DE DETERMINATION DE TEMPS DE TRANSFERT ET DE RESIDENCE	25
1.4. CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE A L'ECHELLE DU BASSIN SEINE- NORMANDIE	25
1.5. OBJECTIFS	26
1.6. DEROULEMENT DE L'ETUDE	27
2. Revue bibliographique.....	29
2.1. DATATION DES EAUX SOUTERRAINES	29
2.2. ETABLISSEMENT DE PROFILS NITRATE.....	34
2.3. SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX D'INFILTRATION	39
2.4. MODELISATION	42
3. Sectorisation du bassin.....	45
3.1. ZONES HOMOGENES VIS-A-VIS DU TYPE LITHOLOGIQUE ET DU COMPORTEMENT HYDRODYNAMIQUE	46
3.1.1. Sectorisation du bassin Seine-Normandie en unités à « type lithologique homogène »	46
3.1.2. Analyse du comportement hydrodynamique des aquifères par traitement géostatistique des fluctuations piézométriques.....	48
3.1.3. Découpage des unités à « type lithologique homogène » selon les comportements hydrodynamiques des aquifères	53
3.2. COMPORTEMENT DES AQUIFERES VIS-A-VIS DES CONTAMINATIONS EN NITRATE.....	57
3.2.1. Analyse géostatistique des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate dans les eaux souterraines.....	57
3.2.2. Seconde phase de sectorisation du bassin Seine-Normandie	63

3.3. SECTORISATION FINALE DU BASSIN SEINE-NORMANDIE	64
4. Datation des eaux souterraines	65
4.1. LES OUTILS MIS EN OEUVRE.....	65
4.1.1. Concept de datation et les différentes méthodes utilisées	65
4.1.2. Protocole de mesure	70
4.1.3. Facteurs influençant la détermination des âges apparents	72
4.1.4. Modèles de calcul.....	74
4.2. LES DIFFERENTES CAMPAGNES DE MESURE	76
4.2.1. Campagne spatiale d'octobre 2009	76
4.2.2. Campagne complémentaire d'avril 2010.....	76
4.2.3. Le suivi trimestriel : Campagnes de juillet 2010 et octobre 2010.....	77
4.2.4. Synthèse des données disponibles	77
4.3. EVOLUTION TEMPORELLE DES AGES APPARENTS SUR LE BASSIN SEINE-NORMANDIE.....	80
4.3.1. Modèle Piston.....	80
4.3.2. Modèle exponentiel	81
4.3.3. Modèle binaire.....	83
4.3.4. Autres cas	85
4.3.5. Bilan du suivi au cours d'un cycle hydrogéologique	85
4.4. APPORT DE LA DATATION A LA COMPREHENSION DU TRANSFERT DE L'EAU ET DE LA CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES A L'ECHELLE DU BASSIN	86
4.4.1. Répartition spatiale des âges apparents sur le bassin Seine-Normandie	86
4.4.2. Comparaison concentrations en nitrate / âges des eaux	95
4.4.3. Comparaison sectorisation – âges des eaux	96
4.5. CONCLUSIONS SUR LA DATATION DES EAUX SOUTERRAINES	98
5. Etude des tendances d'évolution des concentrations en nitrate.....	101
5.1. TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE PAR POINT	101
5.1.1. Méthodologie.....	101
5.1.2. Traitement préalable des données : identification des dates de rupture de pente	102
5.1.3. Résultats de l'identification des tendances d'évolution des teneurs en nitrate par le test Mann-Kendall.....	105

5.2. COMPARAISONS D'OUTILS D'ANALYSES DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE PAR POINT : TEST MANN-KENDALL VS. REGRESSION LINEAIRE.....	109
5.3. TENDANCES SPATIALISEES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE.....	114
5.3.1. Boîtes à moustaches.....	114
5.3.2. Test Kendall Régional	119
5.3.3. Résultats du test Kendall Régional.....	120
5.4. COMPARAISON DES TENDANCES DETERMINEES PAR POINT ET PAR SECTEUR.....	123
5.5. CONCLUSIONS SUR L'ETUDE DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN SEINE-NORMANDIE.....	126
6. Recherche de facteurs explicatifs.....	129
6.1. PHENOMENES IMPLIQUES DANS LES VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN NITRATE.....	129
6.2. RELATIONS ENTRE LES EVOLUTIONS DES CONCENTRATIONS EN NITRATE ET LES PLUIES EFFICACES AUX ECHELLES DU BASSIN ET DES SECTEURS DU BASSIN.....	131
6.2.1. Corrélations à l'échelle du bassin Seine-Normandie.....	131
6.2.2. Résultats spatialisés à l'échelle des secteurs du bassin Seine-Normandie.....	134
6.3. CORRELATION ENTRE FLUCTUATIONS PIEZOMETRIQUES ET TENEURS EN NITRATE POINT PAR POINT	142
6.3.1. Méthodologie.....	142
6.3.2. Analyse à l'échelle de zones sectorisées	150
6.3.3. Résultats de la covariance croisée sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie	161
6.4. RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS EN NITRATE ET L'EVOLUTION DES PRESSIONS AGRICOLES	164
6.5. RECHERCHE DES FACTEURS EXPLICATIFS AUX TENEURS EN NITRATE PAR ANALYSE VISUELLE MULTICRITERE A L'ECHELLE DES SECTEURS DU BASSIN.....	168
6.5.1. Les formations tertiaires	170
6.5.2. Les formations de Craie à l'Est du bassin.....	174
6.5.3. Les formations de Craie à l'Ouest du bassin	180
6.5.4. Les formations jurassiques à l'est du bassin	184
6.5.5. Les formations jurassiques à l'ouest du bassin.....	188

6.5.6. Les formations de socle du Massif Central	192
6.5.7. Les grandes nappes alluviales	196
6.6. CONCLUSIONS SUR LA RECHERCHE DES FACTEURS EXPLICATIFS DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE	200
7. Contamination des eaux souterraines du bassin Seine-Normandie par les produits phytosanitaires.....	203
7.1. ETATS DE CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES.....	205
7.1.1. Etat de contamination des eaux souterraines par les triazines	213
7.1.2. Etat de contamination des eaux souterraines par certains herbicides autorisés.....	214
7.1.3. Etat de contamination des eaux souterraines par certains herbicides interdits.....	215
7.1.4. Etat de contamination des eaux souterraines par le Glyphosate et l'AMPA216	
7.1.5. Limites de l'analyse des fréquences de quantifications.....	216
7.1.6. Limites pour une approche temporelle.....	217
7.2. TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN SUBSTANCES PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN SEINE- NORMANDIE	221
7.2.1. Evolution des concentrations en atrazine et DEA à l'échelle du bassin Seine-Normandie	222
7.2.2. Corrélations des évolutions des teneurs en atrazine et en DEA à l'échelle du bassin avec les pluies efficaces.....	225
7.2.3. Evolution des concentrations en atrazine et DEA à l'échelle de zones « homogènes ».....	227
7.3. DETERMINATION DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN PRODUITS PHYTOSANITAIRES PAR LE TEST DE MANN-KENDALL	236
7.4. EXPLOITATION DE CHRONIQUES A FREQUENCE DE MESURE PLUS ELEVÉES.....	239
7.4.1. Comparaison des fréquences de quantification des substances phytosanitaires suivies pour Eau de Paris avec celles issues d'ADES pour l'ensemble du bassin Seine-Normandie.....	239
7.4.2. Exemple d'analyse des tendances d'évolution des concentrations en phytosanitaires à partir de chroniques extraites des données Eau de Paris242	
7.5. CONCLUSIONS SUR L'ANALYSE DE LA CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN SEINE-NORMANDIE PAR LES SUSBTANCES PHYTOSANITAIRES.....	244

8. Comparaison eaux de surface/eaux souterraines	247
8.1. METHODOLOGIE	247
8.2. BASSINS VERSANTS A FORTE CONTRIBUTION DES EAUX SOUTERRAINES AUX DEBITS D'ETIAGE DES EAUX SUPERFICIELLES .	250
8.2.1. L'Essonne	250
8.2.2. L'Austreberthe	254
8.2.3. La Bresle	259
8.3. BASSINS VERSANTS A FAIBLE SOUTIEN DES DEBITS D'ETIAGE DES EAUX SUPERFICIELLES PAR LES EAUX SOUTERRAINES	263
8.3.1. Le Grand Morin	263
8.3.2. La Bézonde	267
8.4. CONCLUSIONS DE L'ANALYSE EXPLORATOIRE DES RELATIONS EAUX DE SURFACE/EAUX SOUTERRAINES.....	272
9. Représentativité des points des réseaux de mesures vis-à-vis de la contamination par les nitrates	275
9.1. ANALYSE A L'ECHELLE DU BASSIN SEINE-NORMANDIE	277
9.2. ANALYSE A L'ECHELLE D'UNITES SPATIALES SELECTIONNEES	281
9.2.1. Comparaison des résultats en contexte de « formations tertiaires »	281
9.2.2. Comparaison des résultats en contexte de « craie à l'ouest du bassin »	285
9.2.3. Comparaison des tendances déterminées sur les points des réseaux RCS et RCO avec les tendances spatiales issues du test Kendall Régional.	286
9.3. CONCLUSIONS SUR LA REPRESENTATIVITE DES POINTS DES RESEAUX RCS ET RCO	290
10. Conclusions et perspectives	293
11. Bibliographie	303

Liste des illustrations

Illustration 1 : Facteurs dégradant la qualité des masses d'eau souterraines sur le bassin Seine-Normandie.....	24
Illustration 2 : Les principaux aquifères sur le bassin Seine-Normandie (source AESN)	26
Illustration 3 : Principaux systèmes aquifères du bassin Seine-Normandie (Source Agence de l'Eau Seine-Normandie).....	46
Illustration 4 : Révision des contours des systèmes aquifères et prise en compte du caractère karstique.....	47
Illustration 5 : Classes des comportements hydrodynamiques issues du traitement par variogrammes temporels des chroniques piézométriques des stations de mesures du bassin Seine-Normandie. Les couleurs des classes correspondent à la légende de l'illustration 6.	51
Illustration 6 : Répartitions sur le bassin Seine-Normandie des piézomètres classés selon leur comportement hydrodynamique.....	52
Illustration 7 : Découpage de l'unité des calcaires de Beauce karstifiés selon les comportements hydrodynamiques des piézomètres de la zone.....	54
Illustration 8 : Zones homogènes vis-à-vis du type lithologique et du comportement hydrodynamique.....	55
Illustration 9 : Calcul des valeurs du variogramme théorique aux points de calcul $\Delta t = 10, 180, 360, 540, 1000$ et 2000 jours. Exemple tiré de la chronique d'évolution des nitrates au point 00721X0063/F17, à Vasteville, dans les grès de l'Ordovicien, département de la Manche, 50.	59
Illustration 10 : Classes des comportements issues du traitement par variogrammes temporels des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate des qualitomètres sélectionnés sur le bassin Seine-Normandie.....	60
Illustration 11 : Répartition sur le bassin Seine-Normandie des qualitomètres classés selon leur comportement vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate.....	62
Illustration 12 : Découpage des zones du bassin Seine-Normandie sous le critère du comportement des points vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate. Les figurés des zones et des points correspondent aux classes de comportements définies en première phase de sectorisation.....	63
Illustration 13 : Sectorisation du bassin préalable à l'étude des tendances	64
Illustration 14 : Illustration de la représentativité de l' « âge » de l'eau et du temps moyen de résidence.....	66
Illustration 15 : Echelle de datation pour quelques traceurs géochimiques.....	67
Illustration 16 : Moyenne annuelle pondérée à Ottawa, Canada (plus longue chronique existante), données mensuelles mesurées et moyenne annuelle reconstituée à Orléans-La Source (représentant la zone d'étude – données GNIP (IAEA/WMO, 2005)).....	68
Illustration 17 : Chroniques des concentrations dans l'air des CFC et SF ₆ à Mace Head (Irlande).....	70
Illustration 18 : Système de prélèvement utilisé pour les CFC et SF ₆	71

Illustration 19 : Tableau récapitulatif des méthodes d'analyses d'isotopes et gaz dissous	72
Illustration 20 : Schéma des modèles d'écoulement : piston, exponentiel et mélange 2 pôles	75
Illustration 21 : Nombre de prélèvements par point d'eau ayant été daté au moins une fois.	78
Illustration 22 : Dates de recharge évaluées en utilisant le modèle piston pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements	80
Illustration 23 : Concentrations en nitrate aux points d'eau datés par modèle piston pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements	81
Illustration 24 : Temps moyens de résidence des eaux souterraines évalués en utilisant le modèle exponentiel pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements	82
Illustration 25 : Concentrations en nitrate pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements datées à l'aide du modèle exponentiel	82
Illustration 26 : Pourcentage d'eau jeune évalué en utilisant le modèle de mélange binaire pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements	83
Illustration 27 : Concentrations en nitrate aux points d'eau ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements datés par modèle de mélange binaire	84
Illustration 28 : Pourcentage d'eau jeune vs. concentrations en nitrate pour quelques points d'eau ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements	84
Illustration 29 : Distribution des âges des eaux souterraines sur le bassin Seine-Normandie – modèle piston (données de l'étude + autres données disponibles)	87
Illustration 30 : Distribution des âges des eaux souterraines sur le bassin Seine-Normandie – modèle exponentiel (données de l'étude + autres données disponibles).....	88
Illustration 31 : Distribution des âges des eaux souterraines sur le bassin Seine-Normandie – modèle mélange binaire (données de l'étude + autres données disponibles).....	89
Illustration 32 : Constitution des groupes d'âge apparent suivant le modèle d'écoulement utilisé pour la datation.	91
Illustration 33 : Synthèse des âges apparents estimés sur le bassin regroupés en 6 classes et localisation des points où l'âge varie d'une période à l'autre + 19 sélénium + 1 Eau de Paris	93
Illustration 34 : Corrélations concentrations en nitrate vs. âges apparents pour l'ensemble des points d'eau datés	95
Illustration 35 : Nombre de points considérés, Concentrations moyennes, minimum et maximum en nitrate (mg/L) par groupes d'eau	96
Illustration 36 : Sectorisation selon le comportement piézométrique et détermination des groupes d'âge des eaux échantillonnées en 2009 et 2010	97
Illustration 37 : Courbe de répartition des chroniques en fonction de leur date de rupture de pente : probabilité pour une chronique du bassin Seine-Normandie d'avoir une date de rupture de pente inférieure ou égale à une date donnée ($P_{x \leq X}$)	103
Illustration 38 : Répartition du nombre de chroniques NO_3 par classes de date de rupture de tendance.....	104

Illustration 39 : Répartition des dates de rupture de pente des 1987 chroniques du bassin Seine-Normandie dont l'évolution des concentrations en nitrate n'est pas homogène.	106
Illustration 40 : Répartition par point des tendances « actuelles » d'évolution des concentrations en nitrate sur le bassin Seine-Normandie estimées (postérieurement à la dernière date de changement significatif de tendance si elle existe ou depuis février 1993).	107
Illustration 41 : Comparaison des valeurs des pentes des tendances calculées selon l'application du test de Mann-Kendall ou de la régression linéaire par moindres carrés.	110
Illustration 42 : Comparaison des tendances « récentes » d'évolution des concentrations en nitrate déterminées selon la régression linéaire (RL) et par le test de Mann-Kendall (MK) au point 01504X0085/S.	111
Illustration 43 : Comparaison des tendances « récentes » d'évolution des concentrations en nitrate déterminées selon la régression linéaire (RL) et par le test de Mann-Kendall (MK) au point 02574X0167/F2.	112
Illustration 44 : Comparaison des tendances « récentes » d'évolution des concentrations en nitrate déterminées selon la régression linéaire (RL) et par le test de Mann-Kendall (MK) au point 01556X0120/PZ7.	113
Illustration 45 : Aide à la lecture d'un diagramme théorique boîte à moustache	115
Illustration 46 : Nombres d'analyses par période définie pour la représentation des tendances d'évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines à l'échelle du bassin Seine-Normandie (5862 points de prélèvements).	116
Illustration 47 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des concentrations moyennes en NO ₃ de 1971 à 2009 sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie, tous les points de prélèvements confondus (5862 points pris en compte). Résultats du test de Kruskal-Wallis.	117
Illustration 48 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des concentrations moyennes en NO ₃ de 1990 à 2009 sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie en prenant en compte seulement les points ayant au moins une valeur pour chacune des périodes (244 points pris en compte).	118
Illustration 49 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des concentrations moyennes en NO ₃ de 1995 à 2007 sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie en prenant en compte seulement les points ayant au moins une valeur pour chacune des périodes (442 points pris en compte).	119
Illustration 50 : Répartition des dates de rupture de pente moyennes par secteur du bassin Seine-Normandie.	120
Illustration 51 : Répartition des tendances par secteurs du bassin Seine-Normandie calculées par la méthode Kendall Régional à partir des dates moyennes de rupture de pente.	121
Illustration 52 : Comparaison des tendances « récentes » calculées aux points de prélèvement (méthode Mann-Kendall) et à l'échelle des zones issues de la sectorisation du bassin (méthode Kendall Régional.	123
Illustration 53 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des pluies efficaces annuelles de 1985 à 2007 sur le bassin de la Seine. Données issues des travaux de modélisation STICS-MODCOU dans le cadre du projet PIREN-SEINE. Les lettres majuscules représentent le résultat du test de Kruskal-Wallis. En bleu, évolution	

des médianes annuelles des concentrations en nitrate de tous les points du bassin Seine-Normandie.....	132
Illustration 54 : Concentrations médianes annuelles en nitrate en fonction des pluies efficaces médianes annuelles (en bleu) et concentrations moyennes annuelles en nitrate en fonction des pluies efficaces moyennes annuelles (en rouge).....	133
Illustration 55 : Zones « homogènes » de la sectorisation du bassin sélectionnées pour l'analyse spatialisée des tendances d'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustaches.	134
Illustration 56 : Analyse de l'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustache sur quelques zones de craie	137
Illustration 57 : Analyse de l'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustache au sein des systèmes aquifères tertiaires du bassin Seine-Normandie	138
Illustration 58 : Analyse de l'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustaches sur deux zones dans les formations jurassiques du bassin Seine-Normandie.	139
Illustration 59 : Principe de régularisation des pas de temps des chroniques piézométriques et des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate.	144
Illustration 60 : Schéma de classification des couples piézomètre/qualitomètre en fonction des résultats bruts du traitement par covariance croisée.	145
Illustration 61 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre dans la craie turonienne au Sud-Est de Rouen de classe 7 à recouvrement insuffisant des chroniques. A gauche : évolution conjointe des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate en données centrées réduites (DCR). A droite : corrélogramme croisé avec nombre de paires pour le calcul de la covariance à chaque pas de déphasage.....	145
Illustration 62 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre dans la craie sénonienne à l'Est d'Evreux de classe 0 sans corrélation entre les chroniques. A gauche : évolution conjointe des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate en données centrées réduites (DCR). A droite : corrélogramme croisé avec nombre de paires pour le calcul de la covariance à chaque pas de déphasage.....	146
Illustration 63 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre à corrélation positive entre les signaux a) classe 1 : sans déphasage dans la nappe de la Beauce, b) classe 2 avec déphasage de 6 mois dans le Jurassique moyen (Bathonien) au Nord-ouest de Caen, c) classe 3 avec déphasage de 10 mois dans le Jurassique moyen (Bathonien) au Sud-est de Caen. A gauche : évolution conjointe des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate en données centrées réduites (DCR). A droite : corrélogramme croisé avec nombre de paires pour le calcul de la covariance à chaque pas de déphasage.	148
Illustration 64 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre à corrélation négative entre les signaux sans déphasage dans la craie turonienne au Sud de la boutonnière du pays de Bray.....	149
Illustration 65 : Localisation de la zone test n°66 et description des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis de la contamination par les nitrates aux points de prélèvements.	152
Illustration 66 : Localisation de la zone test n°17a et description des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis de la contamination par les nitrates aux points de prélèvements.	153

Illustration 67 : Localisation de la zone test n°56 et description des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis de la contamination par les nitrates aux points de prélèvements.....	154
Illustration 68 : Corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate en zone 66 de craie normande.....	156
Illustration 69 : Couple piézomètre/qualitomètre représentatif du type de corrélation (covariance) de la zone 66 en craie normande.....	157
Illustration 70 : Corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate en zone 17a de craie sénonienne au Nord de l'Yonne.	158
Illustration 71 : Couple piézomètre/qualitomètre représentatif du type de corrélation (covariance) de la zone 17a en craie sénonienne	159
Illustration 72 : Corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate en zone 56 des calcaires jurassiques de bordure Sud-est du bassin Seine-Normandie.....	160
Illustration 73 : Répartition des types de corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie.	162
Illustration 74 : Types de corrélations entre les fluctuations piézométriques et les évolutions des concentrations en nitrate mis en évidence par le traitement par covariance croisée des couples piézomètre/qualitomètre du bassin Seine-Normandie.	163
Illustration 75 : Types d'assolements produisant le moins de pression azotée (CLUSTER=1) et produisant le plus pression azotée (CLUSTER=4) pour l'année 1970. Les cultures majoritaires sont notées en rouge (PSTH=Pourcentage de Surface Toujours en Herbe pour CLUSTER=1 et PBLE, PORGE, PMAISG et PAUTCER=Pourcentage de Blé, Pourcentage d'Orge, pourcentage de Maïs Grain et pourcentage d'Autres Céréales pour le CLUSTER=4).	165
Illustration 76 : Pressions azotées estimées à l'échelle des petites régions agricoles (PRA) sur le bassin de la Seine représentées en 8 classes de faible à forte. Le fond cartographique représente les pressions pour l'année 2000. Les histogrammes représentent l'évolution des pressions pour les années 1970, 1979, 1988 et 2000.....	166
Illustration 77 : Localisation des zones homogènes à type lithologique « formations tertiaires » sur le bassin Seine-Normandie.....	170
Illustration 78 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « formations tertiaires ».	171
Illustration 79 : Localisation des zones homogènes à type lithologique « craie à l'est du bassin » sur le bassin Seine-Normandie	174
Illustration 80 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « craie à l'est du bassin ».	177
Illustration 81 : Localisation des zones homogènes à type lithologique « craie à l'ouest du bassin » sur le bassin Seine-Normandie.	180
Illustration 82 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « craie à l'ouest du bassin ».	181
Illustration 83 : Localisation des zones à type lithologique « jurassique à l'est du bassin » sur le bassin Seine-Normandie.	184

Illustration 84 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « jurassique à l'est du bassin ».	185
Illustration 85 : Localisation des zones à type lithologique « jurassique à l'ouest du bassin » sur le bassin Seine-Normandie.	188
Illustration 86 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « jurassique à l'ouest du bassin ».	189
Illustration 87 : Localisation de la zone à type lithologique « socle du Massif Central » sur le bassin Seine-Normandie.	192
Illustration 88 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « formations de socle du Massif Central ».	193
Illustration 89 : Localisation des zones à type lithologique « nappes alluviales remarquables » sur le bassin Seine-Normandie.	196
Illustration 90 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « nappes alluviales remarquables ».	197
Illustration 91 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis des triazines et métabolites associés et croisement avec les données OTEX (Orientation Technico Economique des Exploitations agricoles) 1/2.	207
Illustration 92 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis des triazines et métabolites associés et croisement avec les données OTEX (Orientation Technico Economique des Exploitations agricoles) 2/2.	208
Illustration 93 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis d'herbicides autorisés et croisement avec les données OTEX (1/2)	209
Illustration 94 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis d'herbicides autorisés et croisement avec les données OTEX (2/2)	210
Illustration 95 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis d'herbicides interdits (ou de métabolites d'herbicides interdits) et croisement avec les données OTEX	211
Illustration 96 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis du Glyphosate et de l'AMPA et croisement avec les données OTEX	212
Illustration 97 : Quantités vendues en 2008, 2009 et 2010 sur le bassin Seine-Normandie des 22 substances phytosanitaires les plus distribuées. Les données sont extraites de la Banque Nationale des Ventes Distributeurs (BNV-D) et les substances classées par ordre décroissant de vente pour l'année 2008 (Source : Onema et Agence de l'Eau Seine Normandie - Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques réalisées par les distributeurs agréés (BNV-D)).	218
Illustration 98 : Quantités vendues en 2008, 2009 et 2010 par régions administratives des 22 substances phytosanitaires les plus distribuées sur le bassin Seine-Normandie. (Source : Onema et Agence de l'Eau Seine Normandie - Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques réalisées par les distributeurs agréés (BNV-D))	219
Illustration 99 : Périodes définies pour l'établissement des boîtes à moustaches représentant l'évolution des concentrations en atrazine et déséthylatrazine dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie.	221
Illustration 100 : Evolution des concentrations, des fréquences de quantification, des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L et évolution de la limite de	

quantification moyenne de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009 et pour tous les points d'eau ayant au moins une analyse en atrazine et en DEA.....	223
Illustration 101 : Evolution des concentrations, des fréquences de quantification, des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L et évolution de la limite de quantification moyenne de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009 et pour les points d'eau ayant au moins une mesure dans chaque période considérée.....	224
Illustration 102 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des pluies efficaces annuelles de 1995 à 2009 sur le bassin de la Seine. Données issues des travaux de modélisation STICS-MODCOU dans le cadre du projet PIREN-SEINE. Les lettres majuscules représentent le résultat du test de Kruskal-Wallis. Moyennes des concentrations en atrazine (rouge) et en DEA (vert).	225
Illustration 103 : Concentrations moyennes annuelles en atrazine (rouge) et en DEA (vert) sur l'ensemble des points du bassin Seine-Normandie en fonction des pluies efficaces annuelles agrégées à l'échelle du bassin.	226
Illustration 104 : Localisation des zones « homogènes » retenues pour la détermination des boîtes à moustache dans les formations crayeuses, tertiaires et jurassiques du bassin Seine-Normandie.....	228
Illustration 105 : Evolution des concentrations et des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009, pour tous les points d'eau présents dans chaque zone et comparaison avec les pluies efficaces pour 5 zones de craie.....	229
Illustration 106 : Evolution des concentrations et des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009, pour tous les points d'eau présents dans chaque zone et comparaison avec les pluies efficaces pour 5 zones tertiaires.....	230
Illustration 107 : Evolution des concentrations et des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L de l'atrazine et de la DEA, pour 10 périodes de 1995 à 2009, pour tous les points d'eau présents dans chaque zone et comparaison avec les pluies efficaces pour 2 zones jurassiques.	231
Illustration 108 : Détermination des tendances d'évolution des concentrations en atrazine (en haut) et en dééthylatrazine (en bas) grâce au test de Mann-Kendall appliqué sur l'ensemble de la chronique disponible (à gauche) ou appliqué sur la chronique postérieure à la date de rupture déterminée grâce à la méthode du CUSUM modifié.....	237
Illustration 109 : Comparaison des fréquences de quantification des substances phytosanitaires suivies dans les ressources alimentant l'Aqueduc de l'Avre avec celles issues des données disponibles dans ADES au 1/12/2010 (N = nombre de données ; FQ = fréquences de quantification).....	240
Illustration 110 : Comparaison des fréquences de quantification des substances phytosanitaires suivies par la DDASS75 pour Eau de Paris avec celles issues des données disponibles dans ADES au 1/12/2010.	241
Illustration 111 : Tendances récentes d'évolution des concentrations en Atrazine et DEA au point BREUIL MELANGE par application du test de rupture CUSUM modifié et du test de tendance Mann-Kendall	242
Illustration 112 : Localisation sur le bassin Seine-Normandie des points de prélèvements en eaux de surface (ESU) et dans les eaux souterraines (ESO) disposant d'analyses des concentrations en nitrate.....	248

Illustration 113 : Localisation des bassins versants présélectionnés pour l'analyse des relations eaux de surface/eaux souterraines.....	249
Illustration 114 : Localisation du bassin versant de l'Essonne à Boulancourt (d'après Asfirane et al., 2008).....	251
Illustration 115 : Composantes du débit moyen mensuel de l'Essonne modélisé à Boulancourt (d'après Asfirane et al., 2008).	252
Illustration 116 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de l'Essonne sur la période 1991 – 2006.....	252
Illustration 117 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Dadonville) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03281X0045/F) du bassin versant de l'Essonne.	253
Illustration 118 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Dadonville) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03281X0045/F) du bassin versant de l'Essonne.	254
Illustration 119 : Localisation du bassin versant de l'Austreberthe à Saint-Paër (d'après Asfirane et al., 2008).....	255
Illustration 120 : Composantes du débit moyen mensuel de l'Austreberthe à Saint-Paër (d'après Asfirane et al., 2008).	256
Illustration 121 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de l'Austreberthe sur la période 1995 – 2006.....	257
Illustration 122 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Saint-Pierre-De-Var) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00767X0021/F) du bassin versant de l'Austreberthe.	258
Illustration 123 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Saint-Pierre-De-Var) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00767X0021/F) du bassin versant de l'Austreberthe.....	258
Illustration 124 : Localisation du bassin versant de la Bresle à Ponts-et-Marais (d'après Asfirane et al., 2008).....	259
Illustration 125 : Composantes du débit moyen mensuel de la Bresle à Ponts-et-Marais (d'après Asfirane et al., 2008).	260
Illustration 126 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de la Bresle sur la période 1991 - 2007.....	261
Illustration 127 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Ponts-et-Marais) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00442X0043/F) du bassin versant de la Bresle.	261
Illustration 128 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Ponts-et-Marais) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00442X0043/F) du bassin versant de la Bresle.	262
Illustration 129 : Localisation du bassin versant du Grand-Morin à Pommeuse (d'après Asfirane et al., 2008).....	263
Illustration 130 : Composantes simulées du débit moyen mensuel du Grand-Morin à Pommeuse (d'après Asfirane et al., 2008).	265

Illustration 131 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin du Grand-Morin sur la période 1997 - 2006	265
Illustration 132 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pommeuse) et dans les eaux souterraines (piézomètre 01858X0011/P1) du bassin versant du Grand-Morin.	266
Illustration 133 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pommeuse) et dans les eaux souterraines (piézomètre 01858X001/P1) du bassin versant du Grand-Morin.....	267
Illustration 134 : Localisation du bassin versant de la Bezonde à Pannes (d'après Asfirane et al., 2008).	268
Illustration 135 : Composantes simulées du débit moyen mensuel de la Bezonde à Pannes (d'après Asfirane et al., 2008).....	269
Illustration 136 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de la Bezonde sur la période 1991 - 2006	269
Illustration 137 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pannes) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03652X0136/F2AEP) du bassin versant de la Bezonde.....	270
Illustration 138 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pannes) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03652X0136/F2AEP) du bassin versant de la Bezonde.....	271
Illustration 139 : Répartition des point du RCS et du RCO au sein des zones issues de la sectorisation du bassin Seine-Normandie.....	277
Illustration 140 : Comparaison des nombres de points totaux sur le bassin Seine-Normandie, appartenant au RCS et au RCO à ruptures de pentes et tendances Mann-Kendall (MK) d'évolution des concentrations en nitrate identifiées et des nombres de points datés par les CFC/SF6. Les valeurs en italique correspondent aux pourcentages par rapport au nombre total de points du bassin ou des réseaux, les autres pourcentages donnant la contribution des points des réseaux RCS et RCO à l'interprétation globale des tendances et des âges apparents des eaux.	278
Illustration 141 : Comparaison des points des réseaux RCS (en haut) et RCO (en bas) avec les résultats acquis sur l'ensemble des points disponibles en contexte de « formations tertiaires ».....	283
Illustration 142 : Comparaison des points des réseaux RCS (en haut) et RCO (en bas) avec les résultats acquis sur l'ensemble des points disponibles en contexte de « craie à l'ouest du bassin ».	284
Illustration 143 : Comparaison des tendances d'évolution des concentrations en nitrate calculées par le test Kendall Régional à l'échelle des unités spatiales avec les tendances calculées aux points des réseaux RCS et RCO par le test Mann-Kendall.	288
Illustration 144 : Comparaison de la détermination de tendance par point (qualitomètre 02872X0502) à l'aide d'une régression linéaire ou par la méthode Mann-Kendall (MK).	310
Illustration 145 : Détermination de la tendance régionale d'évolution des concentrations en nitrate par la méthode régionale de Kendal (KR) et par régression linéaire pour la zone 127 (formations cristallines et métamorphiques du Massif Armoricaïn).	311

Liste des annexes

Annexe 1 Piézomètres « à problèmes ».....	307
Annexe 2 Formulation de l'analyse de tendance Mann-Kendall et Kendall Régional.....	309
Annexe 3 Formulation du test de stabilité CUSUM (cumulative Sum).....	313
Annexe 4 Valeurs des dates de rupture de pente des chroniques NO ₃ du bassin Seine-Normandie à changement de moyenne significatif	315

Synthèse

Le principal objectif fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (DCE 2000/60/CE) est que les masses d'eau présentent d'ici 2015 un bon état quantitatif et qualitatif. La Directive impose ainsi aux Etats Membres non seulement de caractériser le niveau de la contamination des eaux souterraines mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. En ce qui concerne le bassin Seine-Normandie, l'état des lieux de 2004 a montré que 46 masses d'eau souterraines sur les 53 rattachées au bassin ont un risque de non atteinte du bon état chimique, dont 15% pour le paramètre nitrate seul, 15 % pour le paramètre phytosanitaires seul et 70 % pour les deux paramètres associés.

L'objectif de la présente étude menée conjointement par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et le BRGM, est de mieux caractériser les pollutions diffuses (nitrates, produits phytosanitaires) à l'échelle du bassin Seine-Normandie en travaillant à la fois sur l'état actuel de contamination mais aussi en valorisant et interprétant les données historiques de qualité. Le travail effectué dans cette étude vient en complément des outils développés dans le cadre du SEEE soutenu par l'ONEMA. Il intègre notamment des aspects relatifs à l'article 5 de la Directive Eau Souterraine portant sur les tendances qui ne sont pas inclus dans le SEEE.

Les approches proposées dans cette étude visent à

- caractériser les temps de transfert et de résidence de l'eau,
- caractériser et expliquer la variabilité spatiale et temporelle de la contamination des eaux souterraines vis-à-vis des paramètres nitrate et phytosanitaires,
- décrire les tendances passées de l'évolution de la qualité des eaux souterraines

Plus largement, les informations obtenues dans le cadre de cette étude permettent

- de mieux connaître les comportements hydrodynamiques des aquifères du bassin Seine-Normandie,
- d'expliquer l'évolution des concentrations en contaminants et principalement les nitrates dans le milieu souterrain,
- d'apporter des arguments quant aux reports de délais, voire d'objectifs de qualité des masses d'eau souterraine vis-à-vis des obligations de bon état de la DCE,
- d'aider à la prévision de l'état chimique des eaux souterraines,
- de porter un regard critique sur les points de surveillance du réseau mis en place dans le cadre de la Directive Eau sur le bassin Seine-Normandie.

Le projet se décompose en 9 tâches principales abordant les aspects suivants. En premier lieu, **une revue bibliographique** (tâche 1) sur les travaux menés dans le bassin sur les temps de transfert et/ou la détermination de stocks de solutés dans la zone non saturée est réalisée. Dans un deuxième volet, **l'étude des tendances d'évolution des concentrations en nitrate et la recherche de facteurs explicatifs** de la contamination sont menées en s'appuyant sur un travail initial de sectorisation du bassin en fonction de critères hydrogéologiques, hydrodynamiques et d'évolutions

temporelles de la concentration en nitrate (tâches 2, 3, 4 et 5). L'étude des tendances s'appuie sur la mise en œuvre de différents outils statistiques (boîtes à moustache associées au test de Kruskal-Wallis, test de Mann-Kendall, Kendall régional, comparaison avec les régressions linéaires) **soit point d'eau par point d'eau, soit par des approches spatialisées après que les dates de rupture de tendance aient été déterminés le cas échéant**. En ce qui concerne les produits phytosanitaires (ou métabolites), la nature des jeux de données disponibles à ce jour réduit dans de nombreux cas la possibilité d'appliquer ces mêmes outils statistiques. Des alternatives de traitement de données sont donc proposées pour ces substances. De façon à permettre l'exploitation des données postérieurement à l'étude après d'éventuelles mises à jour de la base de données, des utilitaires pour le traitement des données par différents outils statistiques **ont été développés et ont été couplés à un SIG/BDD** pour une visualisation et représentation cartographique des résultats (tâche 9). Le troisième grand volet de l'étude concerne **la datation des eaux souterraines** (estimation des temps de résidence) avec d'une part la réalisation d'une vaste campagne de datation à l'échelle du bassin (données synchrones) et d'autre part, la datation à différentes périodes d'un cycle hydrologique de quelques points d'eau permettant notamment de juger de la significativité des données obtenues lors de la vaste campagne (tâche 6).

A l'issue de la réalisation de ces 3 grands axes, la représentativité des points des réseaux de surveillance DCE est évaluée suite à la compilation des données obtenues dans le cadre de cette étude (tâche 7). Enfin, une approche exploratoire est proposée afin d'obtenir des premiers éléments de réponse quant à la pertinence d'utiliser les données d'eau de surface pour caractériser la qualité des eaux souterraines au regard du seul paramètre nitrate (tâche 8).

1. Contexte et objectifs de l'étude

1.1.ASPECTS REGLEMENTAIRES

La surveillance accrue de la qualité des eaux souterraines depuis plusieurs années a mis en évidence une contamination plus ou moins importante des aquifères par les nitrates et/ou les produits phytosanitaires.

Le principal objectif fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) est que les masses d'eau présentent d'ici 2015 un bon état quantitatif et qualitatif. La Directive impose ainsi aux Etats Membres non seulement de caractériser le niveau de la contamination des eaux souterraines mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. Les Etats Membres doivent également mettre en place un programme d'actions afin d'atteindre le bon état. A l'issue de la caractérisation des masses d'eau souterraine en France, il apparaît que pour 99 % des masses d'eau présentant un risque de non atteinte du bon état, les paramètres nitrate et phytosanitaires sont en cause. En cas de non atteinte du bon état, les Etats Membres devront être en mesure d'expliquer les raisons de ce constat et des demandes de dérogation de délai étayées devront être réalisées. En ce qui concerne le bassin Seine-Normandie, la caractérisation a montré que 46 masses d'eau sur les 53 rattachées au bassin ont un risque de non atteinte, dont 15% pour le paramètre nitrate seul, 15 % pour le paramètre phytosanitaire seul et 70 % pour les deux paramètres associés (Illustration 1).

Parallèlement à la Directive Cadre sur l'Eau, la Directive Nitrate (91/676/EEC) demande également aux états Membres d'identifier les eaux souterraines contenant plus de 50 mg/L ou susceptibles de dépasser cette limite si des mesures préventives ne sont pas engagées. Un rapport de la commission européenne datant de 2003 indique que 20% des stations européennes ont des concentrations supérieures à cette limite et que 40 % dépassent la valeur guide de 25 mg/L. Dans ce rapport, la France est indiquée comme étant un état membre dans lequel les tendances sont à la hausse.

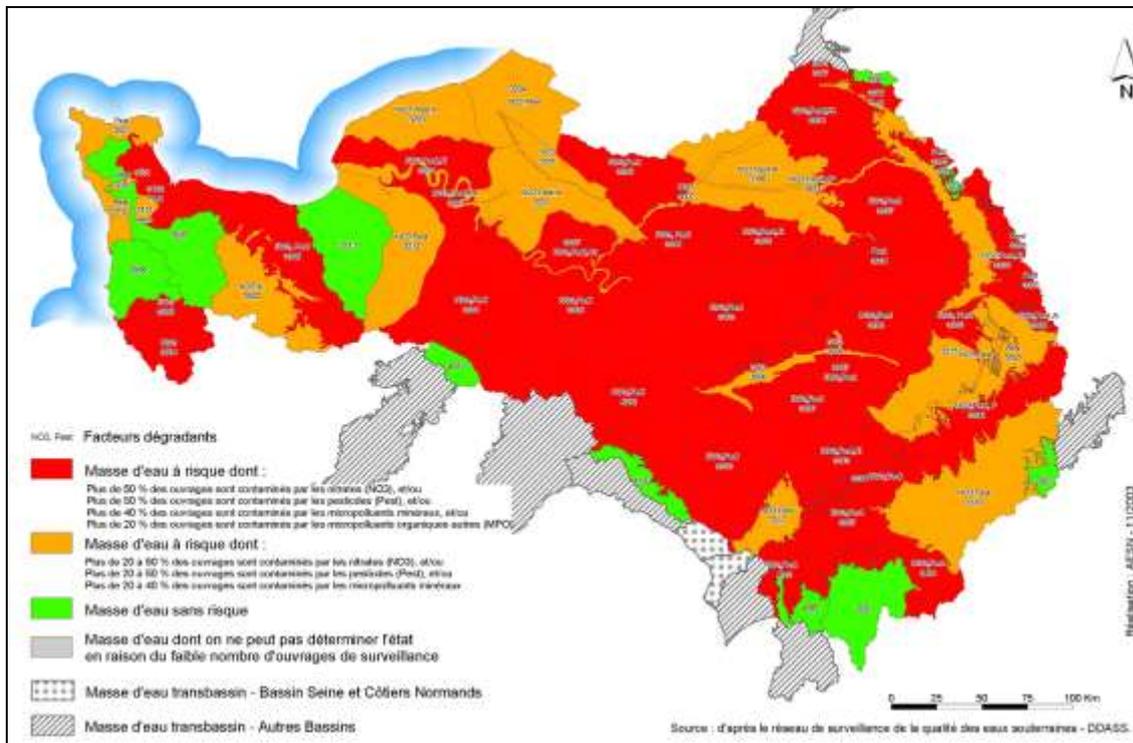


Illustration 1 : Facteurs dégradant la qualité des masses d'eau souterraines sur le bassin Seine-Normandie

1.2.STOCKS DE SOLUTES DANS LA ZONE NON SATURÉE

Même si les pressions anthropiques étaient nulles à partir d'aujourd'hui, il est clair que l'existence d'un stock de solutés (nitrate, phytosanitaires) dans les sols et la zone non saturée ne permettra pas un retour instantané à une eau de bonne qualité. Des études réalisées sur le bassin ont permis de démontrer l'existence des stocks de nitrate dans la zone non saturée crayeuse (Arnaud et Baran, 2009 ; Baran et al., 2006 ; Chiesi, 2006), les formations alluviales (Gourcy et al., 2008) ou encore dans les calcaires lutétiens (BRGM, données non publiées).

En ce qui concerne les produits phytosanitaires, très peu de tentatives ont été réalisées à ce jour pour essayer de mettre en évidence l'existence de ce stock dans la zone non saturée, des développements analytiques étant nécessaires au préalable. Cette piste reste à explorer.

Outre la question de la caractérisation de ces stocks, il convient de répondre à un verrou et une question scientifique majeure : déterminer la **vitesse de transfert de l'eau et des solutés associés** dans la zone non saturée et la zone saturée et le **temps moyen de résidence de l'eau**.

1.3.LES OUTILS DE DETERMINATION DE TEMPS DE TRANSFERT ET DE RESIDENCE

L'état de l'art montre que différents traceurs hydrologiques (tritium, CFC, SF6) peuvent être mis en œuvre avec succès pour estimer la vitesse de transfert de l'eau et son temps de résidence (exemples de réalisation du BRGM : Baran et al., 2007 ; Gourcy et al., 2007 ; 2008 ; Vittecoq et al., 2007) mais que les applications sont relativement ponctuelles et concernent généralement des bassins de petite taille (quelques km²) voire uniquement des profils verticaux. De plus, la confrontation de résultats obtenus pour différents bassins de même type est rare. En outre, ces traceurs hydrologiques ne sont généralement pas confrontés en détail à d'autres données hydrogéologiques ou ne sont pas nécessairement utilisés dans le cadre de modélisation, qu'elle soit globale ou discrétisée. Leur mise en œuvre répétée à pas de temps fin dans différents sites tests permettrait de juger de leur pertinence de leur utilisation occasionnelle telle qu'elle est généralement faite et de valider l'outil pour son utilisation afin d'estimer les temps de transferts de l'eau et des solutés.

1.4.CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE A L'ECHELLE DU BASSIN SEINE-NORMANDIE

Les formations sédimentaires sont largement représentées sur le bassin Seine-Normandie mais les nappes alluviales sont également importantes. Les caractéristiques des principaux aquifères (Illustration 2) sont les suivantes :

- La nappe du Jurassique (Bajocien-Bathonien) de la plaine de Caen et en bordure à l'est est très exploitée et semble particulièrement sensible aux pollutions de surface.
- La nappe des calcaires de Beauce est très exploitée pour l'irrigation. Elle est le siège d'une importante pollution par les nitrates et les produits phytosanitaires ainsi que d'une forte compétition entre différents usages de l'eau : soutien des débits d'étiage des rivières, alimentation en eau potable, agriculture.
- La nappe des calcaires de Champigny alimente en eau potable la quasi-totalité des communes de la Brie ainsi qu'une partie de l'agglomération parisienne. Sa dégradation tant quantitative (baisse régulière des niveaux) que qualitative (nitrates, produits phytosanitaires) préoccupe l'Agence.
- La nappe captive de l'Albien se trouve sous les deux tiers du bassin. Sa profondeur augmente des bordures vers le centre où elle est particulièrement bien protégée des pollutions de surface.
- Les nappes alluviales, développées surtout dans la partie inférieure des plus grands cours d'eau du bassin, fournissent la majeure partie des volumes exploités pour l'alimentation en eau des collectivités. Ces nappes ont donc une importance stratégique de premier ordre. En certaines zones elles présentent même des potentialités exceptionnelles et leur qualité, étroitement liée à celle des eaux superficielles, ainsi que leur intégrité, doivent être protégées.

Principaux systèmes aquifères du bassin Seine-Normandie

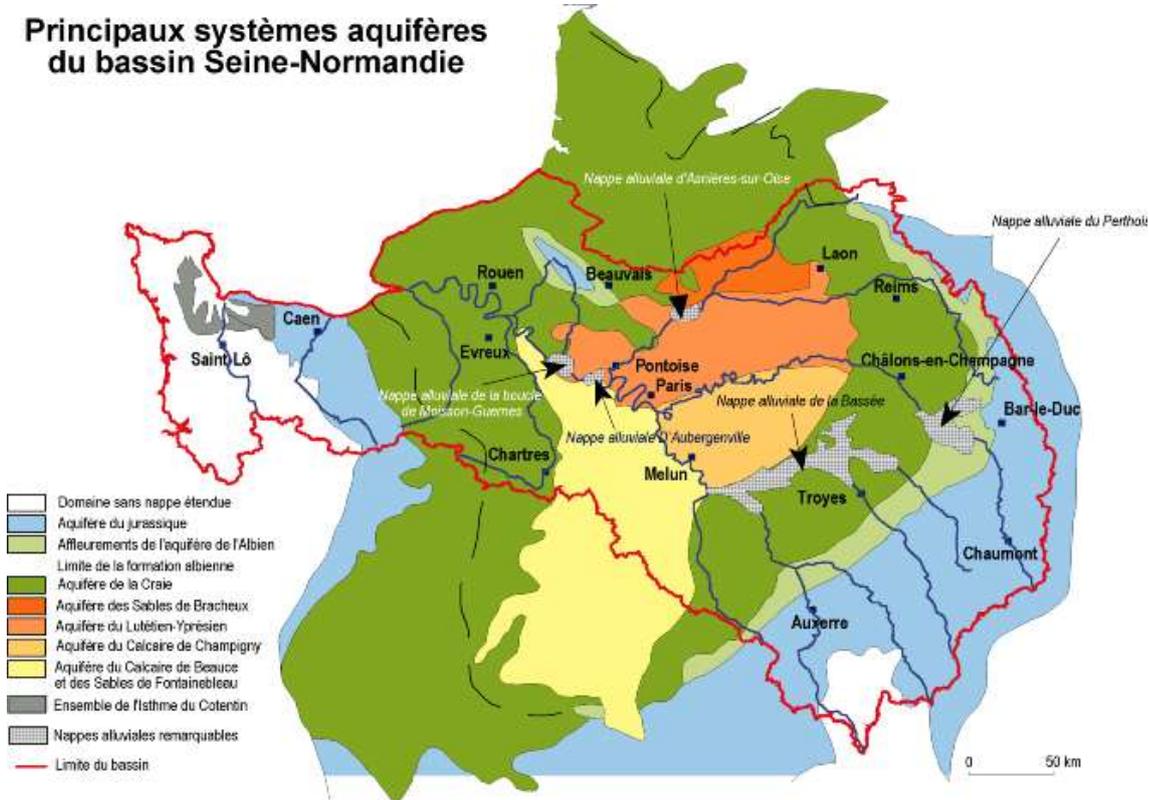


Illustration 2 : Les principaux aquifères sur le bassin Seine-Normandie (source AESN)

L'auréole de la craie est également très sollicitée par les différents usages et soumise à une forte contamination par les pollutions diffuses. Elle présente une vulnérabilité supérieure lorsqu'elle cumule un aspect karstique (Haute-Normandie, Gâtinais).

L'Isthme du Cotentin est un aquifère quaternaire dans la Manche peu développé à l'échelle du bassin mais cependant très sollicité et d'enjeu local très important.

Dans la présente étude, les nappes libres seront préférentiellement considérées car *a priori* les plus sujettes à la contamination par les nitrates ou les produits phytosanitaires.

1.5.OBJECTIFS

L'objectif de la présente étude est de mieux caractériser les pollutions diffuses (nitrates, produits phytosanitaires) à l'échelle du bassin Seine-Normandie en travaillant à la fois sur l'état actuel de contamination mais aussi en valorisant et interprétant les données historiques de qualité.

L'approche proposée a pour objectifs de permettre de

- caractériser les temps de transfert et de résidence de l'eau,
- caractériser et d'expliquer la variabilité spatiale et temporelle de la contamination des eaux souterraines vis-à-vis des nitrates et des substances phytosanitaires les plus quantifiées sur le bassin Seine-Normandie,
- décrire les tendances passées de l'évolution de la qualité des eaux souterraines.

Plus largement, les informations obtenues dans le cadre de cette étude permettent

- de mieux connaître les comportements hydrogéologiques des points de surveillance du réseau mis en place dans le cadre de la Directive Eau (DCE) sur le bassin Seine-Normandie,
- d'expliquer l'évolution des concentrations dans le milieu souterrain malgré les actions notamment agroenvironnementales,
- d'apporter des arguments quant aux reports de délais, voire d'objectifs de qualité de nos masses d'eau souterraine vis-à-vis des obligations de bon état de la DCE,
- d'aider à la prévision de l'état chimique, et de son évolution.

Le travail effectué dans le cadre de cette étude vient compléter les outils développés dans le cadre du SEEE soutenu par l'ONEMA. Il intègre notamment des aspects relatifs à l'article 5 de la Directive Eau Souterraine portant sur les tendances qui ne sont pas inclus dans le SEEE.

1.6.DEROULEMENT DE L'ETUDE

Le projet se décompose en 9 tâches principales, brièvement décrites dans les paragraphes suivants :

- **Tâche 1 : revue bibliographique** sur les travaux menés dans le bassin sur les temps de transfert et/ou la détermination de stocks de solutés dans la zone non saturée
- **Tâche 2 : sectorisation** : identification de zones à comportement vis-à-vis des solutés a priori homogènes s'appuyant sur le traitement des données géologiques, chroniques piézométriques, chroniques de concentrations en nitrate et pression anthropique.
- **Tâche 3 : étude des tendances d'évolution** de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis des nitrates (boîtes à moustache, test de Mann-Kendall,

Kendall régional, comparaison avec les régressions linéaires) et variogrammes nitrate. Pour les produits phytosanitaires, approches similaires si possible et synthèse bibliographique sur le comportement des 15 molécules les plus détectées sur le bassin.

- **Tâche 4 : recherche de facteurs explicatifs** aux tendances observées (contexte hydrodynamique, IDPR,)
- **Tâche 5 : corrélation entre fluctuations piézométriques et teneurs** en nitrate par étude des covariances croisées.
- **Tâche 6 : datation** des eaux souterraines et évaluation des temps de résidence de l'eau (vaste campagne + points suivis trimestriellement)
- **Tâche 7** : évaluation de la **représentativité** des points des réseaux et des mesures
- **Tâche 8** : approche exploratoire sur la comparaison des données **eaux de surface/eaux souterraines**
- **Tâche 9** : développement d'utilitaires pour le traitement d'outils statistiques couplés à un **SIG/BDD**.

2. Revue bibliographique

Ce chapitre vise à faire une revue bibliographique des études réalisées sur le bassin permettant de dater les eaux, évaluer une vitesse de transfert au sein de la zone non saturée (ZNS), et de caractériser le stock de nitrates ou autres solutés présents dans cette zone non saturée. Il ne s'agit pas de réinterpréter les données mais de mentionner l'existant afin que localement et en complément de la présente étude, toutes les données disponibles soient considérées dans la réflexion sur la qualité des eaux souterraines et son évolution temporelle.

2.1.DATATION DES EAUX SOUTERRAINES

Dater les eaux souterraines signifie déterminer l'âge de l'eau souterraine, c'est-à-dire le temps écoulé à partir du moment où l'eau devient souterraine, en d'autres termes, depuis son infiltration dans le sol à partir des précipitations ou depuis tout autre type d'eau de surface (rivières, lacs). Il existe plusieurs méthodes pour calculer ou estimer l'âge des eaux souterraines. Dans tous les cas de figure néanmoins, l'âge exact de l'eau ne peut être qu'estimé de sorte que l'on parlera d'âge « apparent » de l'eau. L'échantillon résulte en effet la plupart du temps d'un mélange de plusieurs eaux qui peuvent avoir une origine et une histoire dans le système aquifère différentes et donc un âge vrai différent. Deux méthodes distinctes peuvent être envisagées pour la datation des eaux « récentes », celle qui se base sur l'application de la décroissance radioactive et celle qui se base sur l'utilisation de certains gaz produits industriellement au 20^{ème} siècle.

Le processus physique de la décroissance radioactive est la base de la détermination de l'âge des eaux. La décroissance radioactive d'un élément est complètement indépendante des paramètres environnementaux comme la pression, la température, le pH ou les liaisons chimiques, et dépend seulement d'un degré d'instabilité caractéristique, exprimé par une demi-vie. De la demi-vie des éléments dépendra la plage de temps d'utilisation des traceurs dans les études hydrogéologiques

Le tritium, ^3H , parce qu'il est un isotope de l'hydrogène, est un traceur intime de la molécule d'eau, qui permet d'estimer le temps de transit des eaux dans l'aquifère (gamme temporelle de 0 à une soixantaine d'années). C'est un marqueur des masses d'eau contemporaines. En effet, une production artificielle s'est ajoutée à la production naturelle au cours des essais thermonucléaires aériens, pendant la période 1952 - 1963 ; les essais ont cessé depuis 1963. Par l'intermédiaire de cette production artificielle, on peut différencier les eaux qui résultent des précipitations sans ^3H nucléaire (avant 1952), des eaux de précipitations formées dans une atmosphère contenant du ^3H nucléaire (après 1952). Ce radio-isotope a été, durant ces trente dernières années, le plus utilisé en hydrogéologie notamment pour savoir si les recharges modernes d'aquifères étaient présentes, en comparant les teneurs en tritium de la fonction d'entrée du système aquifère (précipitation-évapotranspiration) et celles de la fonction de sortie (nappes atteintes par forage, sources,...).

Les CFC (chlorofluorocarbones appelés également fréons) ne sont pas présents naturellement dans l'atmosphère. Leur première synthétisation a été effectuée en 1928 mais ce n'est qu'au début des années 30 que leur commercialisation a commencé. Entre les années 1950 et 1960 ces gaz ont été largement diffusés et de nombreuses utilisations ont été développées. Les CFC se sont alors diffusés dans l'atmosphère et l'hydrosphère. Les traceurs gazeux présents dans l'atmosphère passent la zone non saturée selon un transport diffusif avant d'entrer dans l'eau souterraine sous forme de gaz dissous suivant la loi d'Henry. La datation des eaux se base sur la comparaison des concentrations en gaz dissous dans les eaux souterraines et les chroniques de concentration des gaz dans l'atmosphère. Pour connaître la fonction d'entrée, c'est-à-dire le taux de traceur qui s'infiltré (dépendant du temps), des chroniques parfaitement connues car mesurées en routine à plusieurs stations localisées dans les hémisphères nord et sud sont utilisées.

A notre connaissance, il n'y a pas eu d'étude couvrant l'ensemble du bassin mais seulement des études plus locales. La datation n'est généralement pas mise en œuvre seule mais elle est associée à d'autres approches (géochimie, hydrogéologie notamment) afin de mieux comprendre l'origine des problèmes de qualité des eaux souterraines ou leurs variabilités à l'échelle d'un bassin. Les différents traceurs mentionnés et utilisés classiquement en hydrogéologie ont été déployés.

Sur le site de Montreuil-sur-Epte, la mesure de l'activité tritium au niveau de la source correspondant à l'exutoire du système et de l'eau prélevée dans 7 piézomètres répartis sur le bassin a permis d'une part de montrer une grande variabilité des âges (activité tritium < 1 UT jusque environ 15 UT) sur un bassin de faible dimension (3 km²) et d'autre part, de souligner une assez bonne corrélation entre l'activité tritium et la teneur en nitrate. Les eaux les plus anciennes sont ainsi peu contaminées, suggérant que dans certains secteurs du bassin, les temps de transfert sont relativement longs (plusieurs décennies localement – Baran et al., 2005).

Dans la craie (Baran et al., 2006), une relation entre les teneurs en tritium et les nitrates apparaît pour certains points d'eau répartis sur 2 bassins hydrogéologiques. Cette corrélation traduit un lien direct entre l'âge de l'eau et la concentration en nitrate, les eaux les plus anciennes (Pauvres) n'étant que peu contaminées au moment de l'étude sous l'effet des actions anthropiques. Un modèle conceptuel de transfert type piston peut permettre de décrire cette situation. Pour d'autres points d'eau, la corrélation n'apparaît pas évidente. Plusieurs causes peuvent être évoquées : impact localement des effluents des eaux de sucrerie, mode de transfert différent dans les secteurs où la zone non saturée est peu épaisse (dans les vallées où la ZNS est moins épaisse, la fracturation est a priori plus importante), ambiguïté de l'interprétation de l'activité tritium puisque deux activités identiques peuvent correspondre à des âges différents.

Pour les eaux de la Brie et de Beauce, sur la base des mesures d'activités tritium et de l'examen de la minéralisation des eaux (dont les teneurs en nitrate), 3 groupes ont été définis sur la base de l'âges de l'eau et du fonctionnement hydrodynamique suspecté : eaux de plus de 30 ans des nappes profondes, eaux de moins de 30 ans des nappes profondes avec une réalimentation retardée, eaux récentes de nappe profonde à

réalimentation rapide et de nappes sub-affleurantes. Par groupe, l'étude complémentaire de $\delta^{15}\text{N}$ a permis de proposer des hypothèses sur l'origine des nitrates détectées dans la nappe (Berger et al., 1978).

Dans la craie sur le bassin de l'Austreberthe (Brenot et al., 2007), l'utilisation de l'outil tritium a permis de montrer que toutes les données acquises en basses eaux et hautes eaux, avaient une activité tritium comprise entre < 1 UT et 10 UT. La répartition des activités tritium a permis de discriminer deux groupes : entre 6 et 10 UT correspondant à la partie amont du bassin et les valeurs inférieures à 6 UT correspondant à la partie aval du bassin. Couplée à l'examen de la chimie des eaux, cette différenciation permet de proposer des schémas de fonctionnement de l'aquifère.

Sur la plaine alluviale de la Bassée (Gourcy et al., 2007, 2008), deux campagnes de prélèvements, basses eaux (juin 2007) et hautes eaux (novembre 2007) ont été réalisées pour la caractérisation des échanges nappes – rivière par l'utilisation des méthodes hydrochimiques classiques, des isotopes de l'eau ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$), du rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ et de la datation des eaux par traceurs gazeux (CFC et SF_6). Une troisième campagne réalisée en juillet 2008 a permis de compléter l'information par l'utilisation d'un autre traceur, le tritium. La datation des eaux souterraines indique la dominance de phénomènes de mélanges binaires entre une eau « jeune » (>1985) et une eau ancienne (<1950). Les eaux prélevées sont largement influencées par des eaux profondes de la craie qui se déchargent dans l'aquifère alluvial et la Seine. Aucune eau très jeune (1 à 5 ans) n'a été relevée sur le site d'étude, indiquant une certaine inertie du système bien qu'il s'agisse d'une nappe alluviale.

Sur le site de Bruyères et Montbérault (formations tertiaires dans l'Aisne), Beaudoin (2006) a effectué des mesures d'activité tritium sur les 4 principales sources du bassin en 1992 et 1993. Ces mesures permettent de séparer nettement les sources qui ont la même activité (36 ± 1 UT), et la source St-Pierre Nord qui présente une activité plus forte de 53 ± 2 UT. De plus, certains points d'eau ont été datés à plusieurs reprises, permettant d'améliorer la compréhension du fonctionnement du bassin hydrogéologique. Le temps moyen de séjour du nitrate est estimé entre 18 et 25 ans. L'auteur souligne le fait qu'il est probable que des transferts rapides se produisent entre le sommet du plateau et les sources.

Travaillant sur l'origine du sélénium à l'échelle du bassin Seine-Normandie, Gourcy et al. (2011) ont procédé à des datations des eaux souterraines en avril 2009 et en octobre 2009 sur plusieurs points d'eau répartis dans le bassin. Ces mesures ont été complétées pour certains points d'eau par une mesure mensuelle. Cette étude montre la difficulté de datation à l'aide des seuls CFC en conditions réductrices (nécessité d'ajouter le SF_6 comme traceur) et la possibilité d'utiliser deux modèles conceptuels de fonctionnement du système hydrogéologique pour effectuer la datation (modèle piston et modèle de mélange). Pour les points d'eau datés, les eaux sont majoritairement d'âge moyen avec une recharge comprise en 1970 et 1990 ; très peu d'eaux plus jeunes ont été identifiées. Aucune relation n'a pu être établie entre l'âge de l'eau et les teneurs en sélénium, d'autres processus et facteurs que la seule durée de transfert étant impliqués pour engendrer la présence de sélénium dans les eaux souterraines.

Ce qu'il faut retenir :

La datation des eaux souterraines a été entreprise à plusieurs occasions lors d'études assez locales sur le bassin Seine-Normandie. Les outils, tritium, CFCs et SF6 se sont avérés pertinents pour estimer un âge pour les eaux relativement récentes (dernières décennies) ou à l'inverse discriminer des eaux antérieures à 1950-1960. Ces outils, couplés à d'autres approches, servent à améliorer la compréhension du fonctionnement du système hydrogéologique.

Dans certains sites où la gamme d'âges observés sur le bassin hydrogéologique est importante, il est possible d'établir une relation entre l'âge de l'eau et la contamination en nitrate, les eaux les plus anciennes paraissant généralement peu impactées (à ce jour). Dans d'autres cas et notamment si plusieurs modes d'infiltration sont suspectés (rôle de la fracturation de la craie dans les vallées par exemple) ou si les eaux sont très récentes, cette relation âge-teneur en nitrate n'est pas évidente ni systématique.

Compte-tenu des limites d'application de chacun des outils de datation (tritium peu performant pour les eaux très récentes du fait de sa décroissance radioactive, dégradation de certains CFC en conditions réductrices,...), le choix d'un outil devra être guidé par les objectifs de l'étude et le contexte général du site.

Les principales références sur le bassin sont les suivantes :

Baran N., Mouvet C., Gutierrez A., Morvan X., 2005. Source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise). Bilan des activités pour l'année 2004 et synthèse pour la période 2000-2005. Rapport final. BRGM/RP-54357-FR.

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

Beaudoin N., 2006. Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture. Application au site de Bruyères (02). Thèse de l'INAPG. 211p.

Berger G., Bosch B., Desprez N., Letolle R., Marce A., Mariotti A., Megnien C., 1978. Recherche de l'origine des nitrates dans les eaux souterraines de la Brie et de la Beauce. Rapport de fin d'étude (février 1976-avril 1977). BRGM/78-SGN-008-BDP.

Brenot A., Arnaud L., Branellec M., Braibant G., Petelet-Giraud E., 2007. Etude des relations nappe-rivière en Haut-Normandie, bassin de l'Austreberthe. Approche couplée par modélisation hydrologique et géochimie isotopique. Rapport final. BRGM/RP-55983-FR.

Gourcy L., Winckel A., Baran N., Brenot A., Gutierrez A., 2007. Impact sur la qualité de la ressource en eaux souterraines du surstockage dans la plaine alluviale de la Bassée. BRGM-RP 55918-FR. Rapport intermédiaire.

Gourcy L., Pettenati M., Gutierrez A., Baran N., Brenot A., Cruzet C., Lopez B., Winckel A. 2008. Impact sur la qualité de la ressource en eaux souterraines du surstockage dans la plaine alluviale de la Bassée. Rapport BRGM/RP-56695-FR

Gourcy L., Lions J., Wyns R., Dictor MC, Brenot A., Crouzet C., Ghestem JP., 2011. Origine du sélénium et compréhension des processus dans les eaux du bassin Seine-Normandie. Rapport BRGM-RP-59445-FR.

Vernoux J.F., Buscarlet E., Gourcy L., Wulleumier A., 2010. Champs captant de Montreuil-sur-Eure et Vert-en-Drouais (28) : délimitation de captages et des zones vulnérables. Rapport final. BRGM/RP-58587-FR, 119 p., 80 ill.

Vicelli J., Winckel A., Vernoux J.F. et al., 2008. Etude des bassins d'alimentation des captages AEP du SIAEP de la région d'Ablis, du SIAEP de la Forêt de Rambouillet et de la ville de Rambouillet. Rapport final. BRGM/RP-56728-FR

Récemment, des études de datation ont été menées par le laboratoire du Lades (laboratoire de datation des eaux souterraines – osur-datation@univ-rennes1.fr) pour le compte de la MISE 95, du Syndicat Départemental de l'Eau de l'Orne (captage de Commeaux) et la DDAF de la Manche (Captage et forage de la Fontaine, forage de la Bretonnière et forage de la Blanche (Laiterie) Syndicat d'alimentation en eau potable des Veys). Les références complètes des rapports ne nous ont pas été communiquées.

Sur le Cotentin, une thèse sur l'aquifère de Sainteny-Marchesieux (MESO 3101) menée par Jo De Ridder est en cours de finalisation (soutenance prévue début 2012).

2.2.ETABLISSEMENT DE PROFILS NITRATE

Afin de démontrer l'existence d'un stock de nitrates dans la zone non saturée en cours de transfert vers la nappe, de le quantifier et d'évaluer une vitesse de migration au sein de cette zone non saturée, des carottages ont été entrepris dès les années 80. Sur le bassin Seine-Normandie, ils ont été effectués dans la craie normande, picarde ou en champagne. Aucune étude de carottage visant à quantifier un stock de nitrates concernant un autre matériau géologique que la craie n'a été réalisée à notre connaissance.

En 1981, un sondage carotté a été réalisé dans la craie sénonienne au niveau de Connantres (51) dans une parcelle mise en culture en 1955 et dont les pratiques agricoles étaient bien connues (Landreau et al., 1981). La confrontation entre le profil nitrate obtenu et la connaissance des pratiques culturales (assolement et fertilisation) a permis, à dire d'expert, d'estimer que la vitesse moyenne d'infiltration est de 0.3 m /an pour une pluie efficace de 175 mm. Le sondage a également permis de disposer des bougies poreuses à différentes profondeurs dans la zone non saturée destinées à suivre l'infiltration des nitrates en lien avec l'épandage d'eaux de sucrerie. Plusieurs campagnes de prélèvement réalisées après ces épandages ont permis de montrer que la vitesse d'infiltration est de 0.5 à 0.6 m/an. L'augmentation de la vitesse d'infiltration résulte selon les auteurs des apports d'eau complémentaires. L'estimation du stock de nitrate en lui-même n'a pas été effectuée.

En 1979 et 1981, des carottages ont été réalisés dans la craie sénonienne non fissurée en Champagne (Fère Champenoise – 51) et dans la craie sous recouvrement limoneux en picardie (Harbonnières ferme de la maison rouge – 80 ; Landreau et Morisot, 1983). En Champagne, la comparaison du profil nitrate aux données culturales a permis d'estimer une vitesse d'infiltration de 0.3 m/an. La mise en place de bougies poreuses qui ont servi à plusieurs reprises à établir des profils de concentration en nitrate dans l'eau de la zone non saturée a montré que l'épandage d'eaux résiduelles de sucrerie contribuait à augmenter la vitesse d'infiltration à hauteur de 0.6 à 0.9 m/an. En Picardie sous 7 m de recouvrement limoneux, la vitesse d'infiltration est estimée à 0.5 m/an. Ces profils ont également servi à évaluer le stock de nitrate présent dans la zone non saturée. Les stocks de nitrate ont été estimés pour les 2 sites et correspondant à 540 kg/ha d'azote (sur une épaisseur de 15 m) et à 3600 kg/ha d'azote (sur 7 m d'épaisseur), en Champagne et Picardie respectivement. Les auteurs considèrent que la valeur trouvée pour le site Picard est étonnement élevée mais n'ont pas trouvé de raisons probantes pour expliquer ces très fortes teneurs. Pour information, on notera que cette étude a également porté sur sites hors bassin Seine-Normandie (arènes granitiques de Bretagne et des alluvions de la vallée de l'Hers en Midi-Pyrénées).

En 1984, des carottages ont été effectués sur le plateau de Saint-André de l'Eure (Jauffret et al., 1984). Un premier carottage a été réalisé en contexte de nappe peu profonde (22.5 m de profondeur à Illiers l'Eveque) et une deuxième en contexte de nappe profonde (75 m à Mousseaux-Neuville). La vitesse de migration est estimée à 0.35 m/an à dire d'expert. En parallèle, un modèle développé par le Water Research Centre anglais qui a été utilisé sur les données obtenues a permis de valider cette

estimation. La quantité totale d'azote présente dans la zone non saturée n'est pas précisée.

Dans le pays de Caux, 2 séries de carottages ont été réalisées en 1988 et 1992 notamment sur la même parcelle située à Goderville (Hole et Meignier, 1989 ; Paranthoine et al., 1992). En 1988, le carottage de 50 m de profondeur n'a pas rencontré la craie mais a été réalisé dans une poche de dissolution avec remplissage karstique. En 1992 en revanche, le forage de 51 mètres de profondeur a permis de rencontrer la craie à environ 20 m de profondeur. La comparaison des profils de 1988 et 1992 sur les 20 premiers mètres correspondant à un matériau non crayeux donne une vitesse d'infiltration de l'ordre du mètre par an. En 1992, 4 sondages carottés complémentaires de seulement 10 mètres de profondeur ont été réalisés. Plus qu'à une estimation de la vitesse de migration, ces profils étaient destinés à évaluer les concentrations en nitrate sous différentes pratiques culturales. La quantité totale d'azote présent dans la zone non saturée n'est pas précisée.

En 1993, un forage de 72 m de profondeur a été réalisé au hameau du Tôt à Fontenay (76 – Gurliat G., 1993). Le profil nitrate a été interprété, à dire d'expert, au vu des pratiques culturales.

Plus récemment en Picardie (Normand et al., 1999), dans le bassin de l'Hallue, 10 forages ont été réalisées de façon à décrire les profils d'activité tritium de l'eau contenue dans la zone non saturée et d'estimer les stocks de nitrate présents dans cette zone non saturée. L'étude était réalisée de façon à évaluer l'impact de changements de pratiques agricoles sur le transfert des nitrates. C'est ainsi que les 10 forages ont été choisis de façon à former 5 couples de parcelles (un couple correspondant un type de sol/pluviométrie/matériau géologique pour 2 pratiques agronomiques différentes sur les années récentes). Pour les différents sites, le stock d'azote est estimé pour différentes épaisseurs de zone non saturée. Pour une épaisseur allant du sol à 35 m de profondeur, ce stock varie de 999 à 2086 kg N-NO₃/ha. Les vitesses estimées sont de l'ordre de 0.5 à 0.7 m/an.

En Champagne-Ardenne, les bassins de la Retourne (08) et de la Superbe (51) ont également fait l'objet de carottages pour la détermination des profils tritium et nitrates (4 Baran et al., 2006). Cette étude a permis de caractériser les stocks de nitrates dans la zone non saturée (fortement réduits au-delà de 20, 17 et 14.5 m de profondeur pour Pauvres, Alincourt et Corroy, respectivement), d'identifier les mécanismes de transfert au sein de la zone non saturée avec une forte composante de transfert par convection et d'estimer une vitesse moyenne d'infiltration entre 0.27 à 0.59 m/an au sein de la matrice crayeuse. La quantité moyenne d'azote par mètre de craie estimée pour chaque profil comme étant le ratio entre le stock de d'azote et la profondeur totale est de 9.3 à 9.5 kgN/m/ha pour Pauvres, Alincourt et Saint-Saturnin (valeurs très proches) et légèrement plus faible pour Corroy avec 8.7 kgN/m/ha. Il convient de noter que les 2 sites ardennais (Pauvres et Alincourt) avaient déjà fait l'objet de carottages en 1992 et 1997 et de l'établissement de profils de concentrations en nitrate. Malheureusement des imprécisions dans les fichiers transmis (teneurs en eau pondérale ou volumique, densité de la craie retenue etc.) n'ont pas permis d'explorer la piste d'une comparaison fine des profils obtenus à dates différentes. Parallèlement à cette étude, des profils ont

été également été établis au niveau du captage de Mourmelon (51- Chiesi, 2006). Pour ce site, les stocks totaux d'azote contenus dans la zone non saturée (entre 1 et 6,5 m de profondeur c'est-à-dire en excluant le sol dans lequel le stock fluctue fortement au cours du temps) sous les parcelles agricoles des Guillaumes et de La Glace sont respectivement de 479 kg de N/ha et de 409 kg de N/ha. La vitesse de transfert estimée par calcul des pluies efficaces fluctue de 0,6 à 1,2 m/an selon les années.

Il convient de préciser que les carottages réalisés au niveau de Mourmelon ont également fait l'objet d'analyses de phytosanitaires. Mais selon l'auteur (Chiesi, 2006), les profils pesticides réalisés n'ont pas permis d'évaluer les quantités de produits phytosanitaires lixiviées vers les nappes d'eau souterraine compte tenu d'une valeur trop élevée du seuil de quantification analytique (0,5 µg/kg de matières sèches) ; sous parcelles agricoles, la mise en évidence de stocks de pesticides nécessite la mise au point de protocoles expérimentaux spécifiques.

Enfin, l'étude la plus récente à notre connaissance a été réalisée en Normandie (Arnaud et Baran, 2009). Deux profils de nitrates et de tritium réalisés par dosage des solides de la zone récupérés lors du carottage de 2 sites Goderville et Mousseaux-Neuville, en Seine-Maritime et Eure, respectivement, ont été effectués. Ces carottages ont été entrepris dans des parcelles dans lesquelles des profils de nitrate avaient déjà été réalisés permettant ainsi une comparaison des profils à plus d'une décennie d'écart. Les historiques culturaux de ces 2 parcelles sont également très bien connus ce qui permet de mieux comprendre les variations de concentrations en nitrate dans le profil. En ne considérant que les 50 premiers mètres de craie, le stock d'azote est d'environ 160 kg N-NO₃/ha /m de craie. Pour le site de Goderville, la vitesse de transfert de l'eau est estimée sur la base de profils tritium à 0.64 m/an alors que la vitesse de transfert est estimée à dire d'expert (Chambre d'Agriculture de Seine-Maritime), sur la base des pratiques et de l'assolement, à 0.78 +/- 0.19 m/an. Pour le site de Mousseaux-Neuville, les vitesses sont estimées à 0.41 m/an. Il n'a pas été possible d'appliquer une démarche à dire d'expert sur la base des pratiques agricoles.

En complément de ces études, on peut mentionner les carottages réalisés dans les calcaires lutétiens du site de Montreuil-sur-Epte (Baran et al., 2005). Ces carottages n'avaient pas vocation à être utilisés pour caractériser un stock de nitrate dans la zone non saturée mais ils constituent une aide à l'amélioration de la compréhension des mécanismes d'infiltration. Ainsi, sur le bassin hydrogéologique, l'établissement de 4 profils d'activité tritium sur plusieurs dizaines de mètres de profondeur a permis de montrer l'hétérogénéité des processus de transfert au sein de la zone non saturée même à distance courte d'un sondage à l'autre. Ainsi, les piézomètres 2 et 3 qui ne sont distants que d'environ 400 mètres et qui présentent la même épaisseur de zone non saturée ont des profils distincts : le Pz3 présente un pic unique, assez large et symétrique suggérant une prédominance des processus de convection-dispersion dans la zone non saturée (indiquant une vitesse moyenne d'infiltration de 0,5 m/an) alors que le Pz2 présente plusieurs pics suggérant l'existence de plusieurs vitesses d'infiltration (probablement en lien avec la fracturation des calcaires).

Pour mémoire, on peut citer les travaux de David (2001) faisant état de travaux sur la migration des nitrates dans la craie et donnant quelques clés sur les modalités de transfert dans la zone non saturée et la zone saturée.

Ce qu'il faut retenir :

Dès les années 80, des profils de concentration en nitrate dans la zone non saturée ont été réalisés afin d'une part d'estimer une vitesse d'infiltration et d'autre part de quantifier ce stock. L'estimation de la vitesse d'infiltration de l'eau a parfois été réalisée en parallèle grâce à la détermination des profils d'activité tritium de l'eau extraite des solides collectés lors de la foration.

Dans d'autres cas, la connaissance détaillée des pratiques agricoles permet, à dire d'expert, d'estimer une vitesse moyenne de transfert des nitrates. Les études ont porté presque exclusivement sur la craie. Au sein de la zone non saturée crayeuse, les vitesses estimées sur les différents sites varient de 0.27 à 0.9 m/an pour un transfert au sein de la matrice.

Les profils tritium établis dans les calcaires lutétiens permettent d'alerter sur la possible coexistence de différents modes d'infiltration au sein de la zone non saturée (transfert matriciel et écoulements plus rapide à la faveur par exemple de la fracturation). Si cette dualité n'a pas été mise en évidence par les études réalisées sur le bassin Seine-Normandie, elle est connue et suspectée pour la craie. D'ailleurs la plupart des études mentionne ce fait. En plus d'une infiltration relativement lente au sein de la matrice, une infiltration plus rapide peut donc co-exister.

La quantité totale d'azote dans le profil est parfois estimée mais cette information est manquante dans plusieurs études. Cette quantité est fortement variable du fait notamment de pratiques agricoles très différentes suivant les sites. La concentration en nitrate dans les solides la zone non saturée est déterminée par la mesure des nitrates mobilisés lors d'une extraction par échange ionique. Dans certains cas, lorsque la teneur en eau des solides est mesurée sur le même échantillon, les auteurs estiment la concentration théorique de l'eau interstitielle. Ce calcul repose sur 2 hypothèses discutables : l'eau interstitielle représente l'eau qui s'infiltré vers la nappe et tous les nitrates présents dans les solides de la zone non saturée sont mobilisés de la même façon par cette eau d'infiltration.

Les principales références sur le bassin sont les suivantes :

Arnaud L., Baran N., 2009. Détermination des vitesses de transfert de l'eau et des nitrates dans la zone non saturée de l'aquifère crayeux en Haute-Normandie. Rapport BRGM/RP-57828-FR, 136p., 54 ill., 3 ann.

Baran N., Mouvet C., Gutierrez A., Morvan X., 2005. Source des Brévilles (Montreuil-sur-Epte, Val d'Oise). Bilan des activités pour l'année 2004 et synthèse pour la période 2000-2005. Rapport final. BRGM/RP-54357-FR.

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

Chiesi F., 2006. Protection des captages d'alimentation en eau potable. Impact des mesures agri-environnementales sur la qualité des eaux de la zone non saturée crayeuse en Champagne. Rapport 29/AE05/33. 54p.

David E., 2001. Migration des nitrates au sein de la craie de Champagne – synthèse bibliographique. Rapport BRGM/RP-51060-FR, 14p.

Gurliat G., de la Quèrière Ph., Paranthoine L., Meynier M., Ouvry J.F., Vigneau L., 1993. Bassin de la source de la Clinarderie. Prèvision de réduction de teneurs en nitrates de la nappe d'eau souterraine sous l'effet de la modification des pratiques culturales en vue de son utilisation pour l'approvisionnement en eau potable. BRGM/93 R37752.

Hole J.P., Meynier M., 1989. Aquarel-ressources. Etude d'un profil nitrates dans le pays de Caux. Rapport BRGM/RP-30175-FR.

Jauffret D., Seguin J.J., Panel R., Hole J.P., 1984. Prèvision de l'évolution des teneurs en nitrates de la nappe de la craie dans les régions de grandes cultures de l'Eure. Rapport BRGM/84-AGI-347-HNO.

Landreau A., Morfaux P., Brossier G., Kerbaul A., 1981. Etude sur site expérimental de la propagation des nitrates dans la craie de Champagne. Rapport BRGM/81-SGN-640-CHA-EAU.

Landreau A., Morisot A., 1983. Evaluation de la vulnérabilité des aquifères libres aux nitrates d'origine agricole. Rapport BRGM/83-SGN-016-EAU.

Normand B., Czernichowski-Lauriol I., Mouvet C., 1999. Programme régional expérimental de suivi de la qualité des eaux sur trois bassins versants de Picardie faisant l'objet de mesures agri-environnementales réduction d'intrants. Suivi de la nappe et de la zone non saturée dans le bassin de l'Hallue (Somme). Rap. BRGM R 40616

Paranthoine L., Meynier M., Lechevalier M., Jacquot P., 1992. Aquarel-ressources. Etude de profils nitrates dans le pays de Caux – 2eme campagne de sondages ; Rapport BRGM/RR-35827-FR.

2.3.SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX D'INFILTRATION

D'autres études réalisées sur le bassin sont menées de façon à caractériser la qualité des eaux d'infiltration. A notre connaissance, il n'y a pas de données acquises sur un site permettant de caractériser les flux de solutés au sein de la zone non saturée dans des horizons plus profonds que le sol c'est-à-globalement au-delà de 1 m de profondeur. Les expériences les plus complètes concernent le site de Thibie en Champagne. En effet depuis plus deux décennies (début en 1991) les flux d'azote au-delà du sol sont mesurés grâce à des dispositifs de cases lysimétriques. La finalité est surtout de comparer les flux suivants différentes modalités agronomiques et agricoles.

Ainsi différents rapports ou plaquette de communication ont pu être édités par l'AREP (Association Régionale pour l'Etude des Productions Végétales en Champagne Crayeuse) et Arvalis.

Suivant les informations recueillies sur le site de présentation d'Arvalis (<http://www.arvalis-infos.fr>), 4 grandes périodes sont décrites avec les vocations suivantes :

- Thibie phase 1 : 1991-2003. Limitation des fuites de nitrates tout en maintenant productivité et qualité des grandes cultures
- Thibie phase 2 : 2003-2008. Impacts moyen/long terme des techniques culturales (cultures intermédiaires, travail du sol, engrais organiques) sur la productivité et la qualité des cultures, les pertes en azote en profondeur.
- Thibie phase 3 : 2008-... PHYT'EAU-REF. Etude des transferts diffus de produits phytosanitaires par percolation verticale en sol de craie.
- Thibie phase 4 : 2010-... Intérêts des techniques culturales (légumineuses en rotation, en interculture ou en association, apport d'engrais organique) permettant d'économiser de l'azote et de l'énergie tout en maintenant la productivité et qualité des cultures, et en préservant la qualité de l'eau (nitrates).

Il convient donc de noter que ces essais initialement conçus pour travailler sur la caractérisation des pertes en azote et les moyens de les limiter ont été réorientés pour prendre en compte la problématique des produits phytosanitaires. Compte-tenu du démarrage assez récent de cette phase (2008), à notre connaissance, aucun document de présentation à diffusion publique des résultats n'a été réalisé.

Pour information, on peut mentionner que Arvalis dispose de ce genre d'installations dans d'autres régions de France (suivis de l'infiltration des nitrates et plus récemment des produits phytosanitaires). De la même façon, pour une vision élargie sur le transfert des nitrates, on pourra se référer aux études réalisées principalement par

l'INRA sur le site de Villamblain (Bassin Loire-Bretagne) équipé de cases lysimétriques.

Sur le système hydrogéologique des Trois Fontaines (Saint Loup de Gonois, Loiret), des plaques lysimétriques ont été utilisées pour une durée plus courte dans deux parcelles agricoles aux sols contrastés. Elles ont permis de suivre le transfert des phytosanitaires (isoproturon et ses métabolites) grâce à la mesure de la qualité de l'eau d'infiltration. Les bilans de matière ont montré que moins de 1.3% de la quantité d'isoproturon appliquée transite au-delà de 60 cm de profondeur. Ce résultat a été corroboré par le suivi d'un exutoire de drainage agricole qui permet d'intégrer une surface plus importante (environ 100 ha) et ainsi de prendre en compte les hétérogénéités spatiales (Baran, 1999).

Des expérimentations ont été effectuées dans des parcelles agricoles situées sur le bassin hydrogéologique de Montreuil-sur-Epte (Baran et Mouvet, 2002 ; Baran et al., 2002). Durant 2 années culturales, deux sols contrastés ont été étudiés. Le transfert dans le sol d'un herbicide du maïs (acétochlore) et de ses métabolites a été décrit grâce à l'établissement, à différentes dates, de profils de concentration dans le sol. L'utilisation conjointe d'un traceur conservatif (bromure) permet de montrer que l'infiltration dans le 1^{er} mètre de sol peut être assez rapide, notamment pour les métabolites.

Enfin, sur le bassin hydrogéologique de Ouarville (Eure-et-Loir), les processus gouvernant le devenir de l'isoproturon dans les sols ont été étudiés permettant ainsi, de façon indirecte, d'estimer le risque de lessivage de cette molécule au-delà du sol et de le spatialiser (Moyes, 2007).

Ce qu'il faut retenir :

Très peu de sites ont été instrumentés de façon à suivre en continu et de manière durable la qualité des eaux s'infiltrant au-delà du sol. A notre connaissance, aucun site n'est équipé pour suivre la qualité de l'eau d'infiltration dans la zone non saturée plus profondément que le sol.

Pour les nitrates, différentes études permettent de caractériser les flux de nitrate et d'évaluer l'impact des pratiques agricoles sur ce flux. Pour les phytosanitaires, les exemples sont très peu nombreux mais montrent que le flux transitant au-delà du sol ne représente qu'une fraction très réduite des quantités appliquées (de l'ordre du %).

Les principales références sur le bassin sont les suivantes :

ARVALIS, 2009. *LIMITER LE LESSIVAGE DES NITRATES Essai longue durée AREP site de THIBIE (Marne) couplé avec le site INRA de Fagnières 1ère phase : Résultats acquis entre 1991 et 2003 et LESSIVAGE DES NITRATES cultures intermédiaires, vinasses de distillerie de betterave, labour et non labour. Essai longue durée AREP site de THIBIE (Marne) couplé avec le site INRA de Fagnières 2 ème phase : Résultats acquis entre 2004 et 2008. 115p.*

Baran N., 1999. Transit de l'isoproturon et de l'atrazine dans un système hydrologique karstique de la craie (Gâtinais-France) : de la station pédologique expérimentale à l'échelle du système. Documents BRGM 284, Editions BRGM, 329p.

Baran N., Mouvet C., 2002. Source des Brévilles – Montreuil-sur-Epte (95). Bilan des activités jusqu'au 21 décembre 2001 et suivis parcellaires pour l'année culturale 2000. Rapport BRGM RP- 51703-FR. 63p.

Baran N., Mouvet C., Morvan X., 2002. Source des Brévilles – Montreuil-sur-Epte (95). Bilan des activités jusqu'à novembre 2002 et suivis parcellaires pour l'année culturale 2001. Rapport BRGM RP-51974-FR, 55 p.

Moyes, 2007. Variabilité spatiale et déterminismes agro-pédologiques du devenir d'un herbicide dans l'horizon de surface. Application au cas de l'isoproturon dans un secteur agricole de Beauce chartraine. Thèse de AgroParisTech, 308p.

2.4.MODELISATION

La modélisation du transfert des solutés et notamment les nitrates n'est pas une problématique nouvelle. Elle est abordée à différentes échelles spatiales et temporelles. Ainsi le cas le plus simple concerne la modélisation en 1 dimension (profil vertical) des flux d'azote. Elle est donc généralement réalisée sur la partie sol sans intégration de l'ensemble de la zone non saturée. Le degré de complexité maximal concerne la modélisation à l'échelle de bassins versants et/ou hydrogéologiques.

Différents modèles 1D appliqués aux sols peuvent être mentionnés comme Agriflux ou Stics pour les nitrates. Pour les produits phytosanitaires, les modèles 1D éprouvés par la communauté scientifique sont assez nombreux. On notera l'utilisation de LEACHP pour décrire le flux d'isoproturon dans les sols du site des 3 Fontaines (Baran, 1999).

Il existe diverses approches de modélisation des flux d'azote à l'échelle du bassin versant. L'approche considérée comme la plus simple est celle de la modélisation globale qui considère le bassin comme un ensemble indivisible, sans distinction spatiale. A l'opposé, la modélisation maillée, ou discrétisée, représente le bassin versant comme une mosaïque d'éléments unitaires (les mailles, ou cellules) à l'intérieur desquels les propriétés sont homogènes. Parmi les modèles développés au BRGM on distinguera ainsi le modèle global Biche du modèle maillé Marthe.

A nouveau lorsque l'on parle de modélisation à l'échelle d'un bassin, plusieurs échelles sont à considérer. Ainsi, on distinguera les travaux menés dans le cadre du Piren Seine où le bassin de la Seine est considéré dans son ensemble, des études plus locales sur des bassins hydrogéologiques.

Concernant le transfert des nitrates, on peut citer la modélisation à l'aide d'un modèle global du bassin de la Voulzie (Thiéry, 1987). Pour un autre bassin hydrogéologique de petite taille (187 ha), Beaudoin (2006) a spatialisé les flux calculés par STICS. Enfin dans le cadre des travaux du Piren-Seine, à l'échelle du bassin de la Seine, un modèle couplé STICS-MODCOU est utilisé (pour une vision synthétique voir le site internet : http://sigessn.brgm.fr/IMG/pdf/Modelisation_nitrates.pdf).

A notre connaissance, il y a peu d'études de modélisation du transfert des phytosanitaires vers les eaux souterraines à l'échelle d'un bassin. On mentionnera la thèse de S. Gigleux réalisée sur le site de Montreuil-sur-Epte Val d'Oise (thèse de l'Université d'Avignon en collaboration avec le BRGM). On peut aussi citer les travaux menés sur le bassin de Vesle en Champagne Ardenne (Rat et al., 2005). Pour travailler à l'échelle du bassin, sur le site de Montreuil-sur-Epte, un modèle de transfert de pesticides 1D reconnu par la communauté scientifique (Agriflux) a été couplé à un modèle hydrodynamique (Marthe). Dans le deuxième cas, le modèle STICS-PHYTO a été développé puis intégré dans la chaîne de modélisation STICS-MODCOU du PIREN Seine en couplant notamment les flux de pesticides au bilan hydrique à l'échelle du bassin.

Ce qu'il faut retenir :

La modélisation du transfert des nitrates ou des produits phytosanitaires peut être entreprise à différentes échelles allant du transfert 1D dans le sol au modèle 3D discrétisé représentant un bassin hydrogéologique. Sur le bassin Seine-Normandie, les modélisations ont été entreprises à ces différentes échelles et niveaux de complexité aussi bien pour les nitrates que pour les produits phytosanitaires. Les applications à l'échelle de bassins hydrogéologiques restent toutefois rares et plus particulièrement pour les phytosanitaires.

Les principales références sur le bassin sont les suivantes :

Baran N., 1999. Transit de l'isoproturon et de l'atrazine dans un système hydrologique karstique de la craie (Gâtinais-France) : de la station pédologique expérimentale à l'échelle du système. Documents BRGM 284, Editions BRGM, 329p.

Beaudoin N., 2006. Caractérisation expérimentale et modélisation des effets des pratiques culturales sur la pollution nitrique d'un aquifère en zone de grande culture. Application au site de Bruyères (02). Thèse de l'INAPG. 211p.

Gigleux S., 2009. Modélisation du transfert des pesticides du sol jusqu'à l'aquifère : étude par approches de complexité croissante – site de Montreuil-sur-Epte. Thèse de l'Université d'Avignon, 255p.

Gurliat G., de la Quèrière Ph., Paranthoine L., Meynier M., Ouvry J.F., Vigneau L., 1993. Bassin de la source de la Clinarderie. Prévision de réduction de teneurs en nitrates de la nappe d'eau souterraine sous l'effet de la modification des pratiques culturales en vue de son utilisation pour l'approvisionnement en eau potable. BRGM/93 R37752.

Martin J., 1988. Département de l'Eure. Evolution des teneurs en nitrates des principaux captages menacés – Etude au moyen du modèle BICHE. BRGM/88-SGN-674-HNO

Rat A., Ledoux E., Viennot P., 2005. Transferts de pesticides vers les eaux souterraines, modélisation à l'échelle d'un bassin versant (Cas d'étude du bassin amont de la Vesle). Rapport du Piren Seine, 115p.

Thiery D., 1987. Etude de l'influence de la variabilité climatique sur le transfert des nitrates dans un bassin versant. Applications aux sources de la Voulzie (Provins, Seine-et-Marne). BRGM/87-SGN-869-EAU.

Thiery 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 – description du modèle BICHE – trois exemples d'application. BRGM/85-SGN-663-EAU

3. Sectorisation du bassin

Le bassin Seine-Normandie est découpé en recherchant les unités cartographiques à l'échelle desquelles les modalités de transferts diffus des contaminants vers les eaux souterraines sont supposées équivalentes en tous points. La constitution d'unités « homogènes » vis-à-vis des contextes hydrogéologiques, hydrodynamiques et des comportements en nitrate des eaux souterraines est réalisée pour l'atteinte de deux objectifs : i) définir et classer les zones géographiques et hydrogéologiques du bassin Seine-Normandie en fonction de leur typologie ; ii) réaliser une étude spatialisée des tendances d'évolution de la qualité des eaux souterraines.

La migration de solutés du sol vers les eaux souterraines dépend de nombreux paramètres dont les principaux sont :

- les propriétés intrinsèques du soluté,
- le contexte lithologique du sol et du milieu souterrain,
- le contexte climatique et de recharge de l'aquifère,
- l'épaisseur de la zone non saturée,
- les conditions d'écoulements au sein des différents compartiments du système hydrogéologique (sol-zone non saturée-zone saturée),
- la pression anthropique en entrée des systèmes.

A l'échelle du bassin Seine-Normandie, il est difficile de qualifier chacun de ces paramètres sur l'ensemble du territoire étudié. La définition de secteurs homogènes est donc basée sur l'analyse de données intégratrices de plusieurs paramètres qui guident les transferts des contaminants vers les eaux souterraines. Il s'agit d'étudier, au sein des grands ensembles géologiques du bassin :

- **le comportement hydrodynamique** des aquifères qui dépend du contexte lithologique, du contexte climatique, des conditions de recharge et d'écoulements,
- **l'évolution des concentrations en nitrate** dans les eaux souterraines qui dépend des propriétés intrinsèques du contaminant, du comportement hydrodynamique de l'aquifère, de l'épaisseur de la zone non saturée et de la pression en entrée des systèmes.

La sectorisation repose alors sur le croisement des données de géologie avec l'exploitation des données historiques d'évolution des niveaux piézométriques dans un premier temps, et de l'évolution passée des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines dans un deuxième temps.

3.1.ZONES HOMOGENES VIS-A-VIS DU TYPE LITHOLOGIQUE ET DU COMPORTEMENT HYDRODYNAMIQUE

3.1.1.Sectorisation du bassin Seine-Normandie en unités à « type lithologique homogène »

L'exercice de sectorisation du bassin Seine-Normandie débute par la définition des grands systèmes aquifères exploités sur le territoire. La cartographie des principaux systèmes aquifères est fournie par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. La carte présentée en Illustration 3 dessine les **10 grands systèmes aquifères** qui constituent la base du travail de sectorisation.

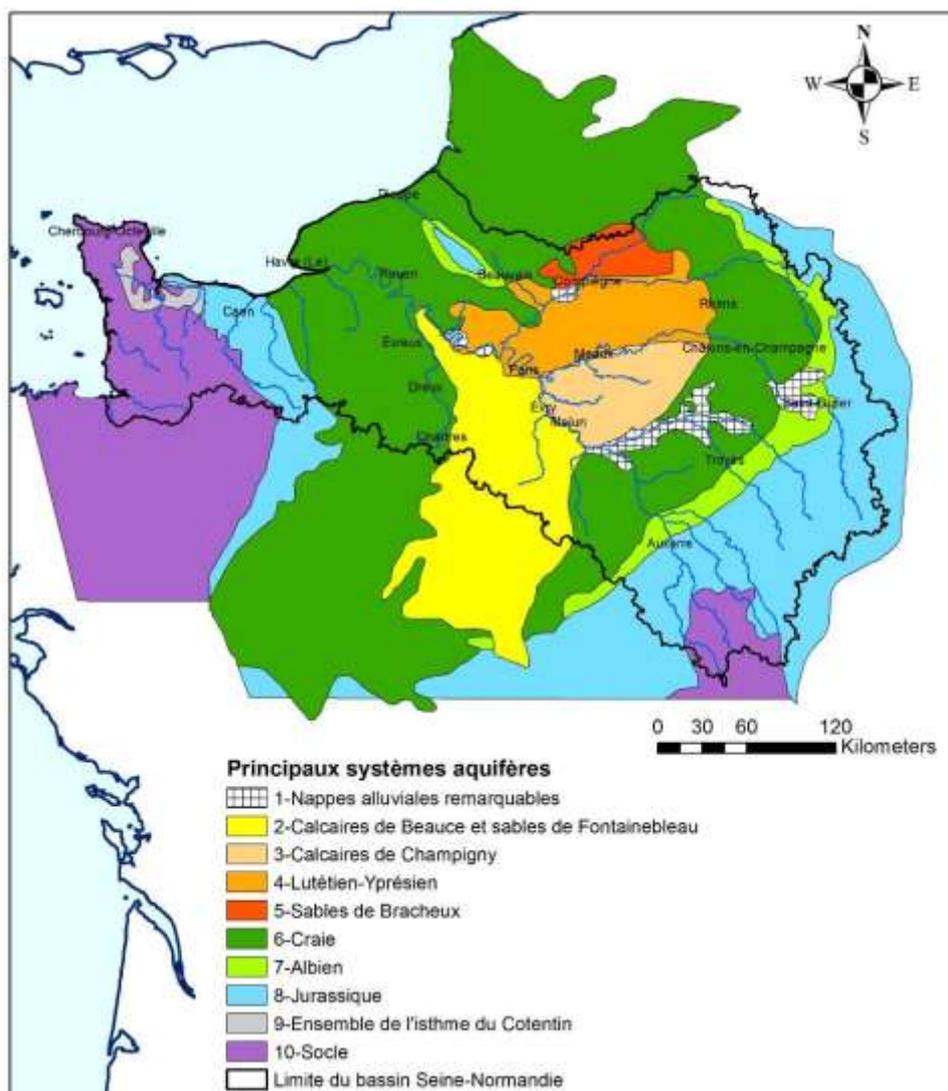


Illustration 3 : Principaux systèmes aquifères du bassin Seine-Normandie (Source Agence de l'Eau Seine-Normandie)

Les limites des grands systèmes aquifères étant tracées approximativement, elles sont reprises et affinées grâce aux limites géologiques définies dans la carte géologique de la France au 1/1 000 000.

De plus, il est reconnu que le caractère karstique des aquifères influe grandement sur les modalités de transfert des polluants vers les eaux souterraines. Des circulations rapides dans les drains bien développés favorisent localement les venues d'eaux récentes dans l'aquifère entraînant des variations rapides de la qualité des eaux. Les secteurs précédemment définis sont donc découpés en prenant en compte le caractère karstique ou non des aquifères du bassin. Ces données sont extraites des informations associées à la définition des masses d'eau de niveau 1.



Illustration 4 : Révision des contours des systèmes aquifères et prise en compte du caractère karstique.

Ce nouveau critère de sectorisation a son importance pour différencier les zones de craie karstiques (à l'ouest et au sud-est du bassin) des zones de craie fissurées (au nord-est et au nord du bassin) où les modalités de transferts des polluants sont probablement différentes. De la même façon, les calcaires de Beauce bien représentés et exploités sur le bassin Seine-Normandie, sont karstifiés dans la zone centrale de l'affleurement (au sud du bassin) alors qu'ils sont sains au nord. L'illustration 4 montre le résultat de la révision des contours des grands systèmes aquifères du bassin couplé à la prise en compte du caractère karstique des aquifères.

38 unités à « type lithologique homogène » sont ainsi définies sur le bassin Seine-Normandie.

3.1.2. Analyse du comportement hydrodynamique des aquifères par traitement géostatistique des fluctuations piézométriques

Données traitées

Les données utilisées pour l'analyse du comportement hydrodynamique des aquifères sont extraites de la base de données ADES (Accès aux Données sur les Eaux Souterraines, www.ades.eaufrance.fr). L'extraction date du 27 juillet 2009 et concerne toutes les mesures piézométriques réalisées sur le bassin Seine-Normandie et bancarisées dans la base de données. Le jeu de données piézométriques brutes regroupe **1 750 431 cotes piézométriques réparties sur 558 piézomètres**. Les mesures piézométriques les plus anciennes disponibles sont datées du 1^{er} janvier 1948.

Dans ADES, les mesures sont qualifiées par un champ « **Qualité mesure** » (0=non définissable, 1=correcte, 2=incorrecte, 3=incertaine, 4=non définissables). Sur les 1 750 431 données piézométriques extraites, 10 164 ne sont pas définies et 368 612 sont soit incorrectes, soit incertaines. Au final, **1 371 655 mesures piézométriques sont exploitées** pour l'analyse du comportement des aquifères sur le bassin Seine-Normandie. Devant l'ampleur du jeu de données à traiter, une approche géostatistique est menée pour identifier des secteurs aux comportements hydrodynamiques différents.

Variogrammes des chroniques piézométriques

L'objectif de l'analyse géostatistique des chroniques piézométriques est de dégager la structure des courbes d'évolution des niveaux piézométriques pour l'ensemble des piézomètres du bassin Seine-Normandie. La méthode mise en œuvre repose sur le calcul automatique des variogrammes piézométriques. Cette méthode consiste, par l'intermédiaire d'un variogramme temporel, à comparer sur un piézomètre donné et pour différentes valeurs de Δt , une mesure à un temps t à une mesure à un temps $t + \Delta t$. Cette méthode a des points communs avec l'analyse du nuage de corrélation différé (et du coefficient de corrélation différé) bien connu des hydrogéologues. La méthode géostatistique présente néanmoins l'avantage de pouvoir caler un modèle théorique de variogramme sur la courbe expérimentale, valable pour toute une gamme

d'intervalles de temps. Il est aussi possible de comparer de façon systématique les différents variogrammes obtenus en les regroupant par familles, ceci indépendamment des périodes sur lesquelles ont été acquises les chroniques piézométriques.

Le variogramme piézométrique est défini par la relation :

$$\gamma(\Delta t) = \frac{1}{2} \cdot \frac{\sum_{i=1}^{N(\Delta t)} [Z(t) - Z(t + \Delta t)]^2}{N(\Delta t)} \quad (\text{Equation 1})$$

avec $\gamma(\Delta t)$: (demi) variogramme pour l'intervalle de temps Δt

$N(\Delta t)$: nombre de mesures séparées par l'intervalle de temps Δt

$Z(t)$: cote piézométrique à l'instant t

$Z(t+\Delta t)$: cote piézométrique à l'instant $t+\Delta t$

Malgré la qualification des mesures bancarisées dans ADES, il est nécessaire de procéder, avant traitement, à certaines vérifications de la qualité des données piézométriques. Ainsi, 5 piézomètres montrent des profils incohérents avec confusion vraisemblable en certains points du niveau piézométrique et de la profondeur de la nappe. De la même façon, les niveaux de sol de 13 piézomètres non définis ou incohérents ont été modifiés manuellement d'après les cartes IGN ou les fiches BSS. De plus, 4 piézomètres montrent des niveaux piézométriques moyens de mars (hautes eaux) inférieurs aux niveaux piézométriques moyens de septembre (basses eaux). Ils sont tous localisés en zone de craie normande. Enfin, 5 autres chroniques ont fait l'objet de vérification plus poussées avec corrections manuelles dès que possible en raison d'incohérences flagrantes. Les numéros BSS des 27 piézomètres « à problèmes » sont reportés en Annexe 1.

Les variogrammes des chroniques piézométriques sont calculés sur 558 piézomètres du bassin Seine-Normandie selon l'équation (1). Le traitement est réalisé après régularisation des pas de temps des chroniques sur une période de 15 jours afin de lisser les fluctuations dues, soit à des fluctuations ponctuelles importantes, soit à l'absence de mesures sur quelques jours. Seules les chroniques d'une durée minimale de 2 ans sont prises en compte (période nécessaire à la mise en évidence éventuelle de cycles annuels).

Les variogrammes expérimentaux sont ajustés par moindres carrés par un variogramme théorique $\gamma'(\Delta t)$ de type :

$$\gamma'(\Delta t) = C0 + C1Sph(A1, \Delta t) + C2[Cos(A2, \Delta t)] + C3Sph(A3, \Delta t) + SL3 * \Delta t \quad (\text{Equation 2})$$

où $C0$, $C1$, $C2$, $C3$ et $SL3$ sont les paramètres du variogramme théorique $\gamma'(\Delta t)$ et $A1$ et $A2$ les portées fixées à 185 jours +/- 35j et 365 jours +/- 15j respectivement. L'équation détaillée du variogramme théorique est :

$$\gamma'(\Delta t) = C0 + \left[C1 \times \left(\frac{3}{2} \times \frac{\Delta t}{A1} - \frac{1}{2} \times \frac{\Delta t^3}{A1^3} \right) \right] + \left[C2 \times \left(1 - \cos \left(\frac{2\pi}{A2} \times \Delta t \right) \right) \right] + \left[C3 \times \left(\frac{3}{2} \times \frac{\Delta t}{A3} - \frac{1}{2} \times \frac{\Delta t^3}{A3^3} \right) \right] + [SL3 \times \Delta t] \quad (\text{Equation 3})$$

où Δt est la distance en temps (entre deux mesures) et a la portée de la composante sphérique (= 185 jours +/- 35 dans le cas de $C1$). Lorsque $\Delta t > a$, $Sph(\Delta t) = 1$.

Les variogrammes théoriques sont normés par la variance. De plus, chaque paramètre du variogramme expérimental, exprimé en pourcentage de la variance totale du signal, définit une composante de la structure totale de la chronique piézométrique tel que :

- $C0$ correspond à l'effet de pépite. Ce paramètre traduit les fluctuations du niveau piézométrique à très court terme. Ces fluctuations sont interprétées comme le résultat d'effets de pompage ou de perturbations rapides du niveau piézométrique non naturelles.
- $C1$, couplé à une portée d'environ une demi-année, correspond aux fluctuations à court terme du niveau piézométrique selon un comportement sinusoïdal.
- $C2$, associé à une portée d'environ une année, traduit les variations saisonnières du niveau piézométrique selon un comportement sinusoïdal à période de retour de 1 an.
- $C3$ exprime la dérive pluriannuelle du variogramme temporel interprété comme le résultat de cycles à longues longueurs d'ondes dans la chronique piézométrique. Ces cycles peuvent s'établir sur des durées supérieures à la décennie.
- $SL3$ est la pente de la composante linéaire du variogramme théorique. Elle traduit les évolutions monotoniques à la hausse ou à la baisse des niveaux piézométriques.

Connaissant la valeur de chaque paramètre, il est possible de classer les piézomètres selon leur comportement hydrodynamique. A titre d'exemple, un piézomètre ayant un variogramme temporel dont la variance totale est expliquée à 100 % par le paramètre $C2$ (autres paramètres = 0) est classé comme parfaitement cyclique annuel.

Les résultats des ajustements automatiques des variogrammes expérimentaux ont été analysés à la fois visuellement et en fonction des valeurs prises par les différents paramètres. Cette approche « à dire d'expert » permet d'identifier 27 classes de comportement hydrodynamique + 1 classe des variogrammes non ajustés. Par souci

de simplification, les 27 classes originelles sont agrégées pour constituer 7 classes de piézomètres aux comportements hydrodynamiques + une sans ajustement, listés dans l'illustration 5. Dans la codification originelle (« indices de Classes » dans l'illustration 5), le chiffre renseigne sur l'importance de la cyclicité annuelle du signal tandis que la lettre associée code le type de dérive pluriannuelle (« ? » lorsqu'indéfinie).

Cycle annuel	Dérive pluriannuelle	Nb individus	Classes	Classes agrégées	Intitulés des classes agrégées	Nb individus
fort	non	102	1	1	Cycles interannuels et annuels bien marqués	102
fort	indéfinie	29	1?	2	Cycles annuels et cycles pluriannuels de faibles amplitudes	62
fort	faible, de 6 à 8 ans	30	1b	2		
fort	faible à moyen	3	1c	2		
fort	moyenne, de 6 à 10 ans	11	2b	3	Cycles annuels et cycles pluriannuels d'amplitudes moyennes	14
fort	moyenne, > 10 ans	4	2c	3		
moyen	indéfinie	6	3?	4	Cycles annuels et cycles pluriannuels à périodes 6 à 12 ans	41
moyen	moyenne, de 5 à 6 ans	2	3a	4		
moyen	indéfinie	2	3a?	4		
moyen	moyenne, de 6 à 8 ans	19	3b	4		
moyen	indéfinie	2	3b ?	4		
moyen	moyenne à forte, de 9 à 12 ans	9	3c	4		
moyen	indéfinie	1	3c?	4		
moyen	moyenne, 18 ans	4	3d	5		
moyen	20 ans ?	1	3d?	5	Cycles annuels et cycles pluriannuels à périodes supérieures à 18 ans	9
moyen	long à très long terme	4	3e	5		
faible, très faible et nul	indéfinie	30	4?	6	Cycles annuels faibles voire nuls et cycles pluriannuels à périodes de 6 à 12 ans	148
faible à nul	moyenne à forte, 6 ans	5	4a	6		
très faible à nul	indéfinie	2	4a?	6		
faible, très faible et nul	forte, de 6 à 8 ans	66	4b	6		
très faible à nul	indéfinie	8	4b?	6		
faible, très faible et nul	forte, de 9 à 12 ans	23	4c	6		
faible, très faible et nul	indéfinie	14	4c?	6		
nul	très long terme, 20 ans environ	28	4d	7	Cycles annuels faibles voire nuls et cycles pluriannuels à longues périodes (> 20 ans)	64
très faible à nul	très long terme, 20 ans environ	16	4d?	7		
faible, très faible et nul	très long terme, > 20 ans	5	4e	7		
faible, très faible et nul	très long terme, > 20 ans	15	4e?	7		
		117	N/A	N/A	Ajustement des variogrammes impossible	117
somme des piézomètres		558			somme des variogrammes ajustés	441

Illustration 5 : Classes des comportements hydrodynamiques issues du traitement par variogrammes temporels des chroniques piézométriques des stations de mesures du bassin Seine-Normandie. Les couleurs des classes correspondent à la légende de l'illustration 6.

Remarque sur la méthode : l'analyse des chroniques piézométriques par variogrammes peut être biaisée par la longueur des chroniques disponibles. Par définition, il est en effet impossible de mettre en évidence des cycles pluriannuels dont la période serait plus longue que la taille de la chronique elle-même. Le nombre de piézomètres appartenant aux classes de comportements hydrodynamiques inertiels est ainsi vraisemblablement sous-estimé.

Sur les 558 chroniques piézométriques existantes, 441 sont ajustées par un variogramme théorique. 80 % environ des piézomètres du bassin Seine-Normandie sont ainsi classés selon leur comportement hydrodynamique. L'illustration 6 montre la répartition des piézomètres, classés selon leur comportement piézométrique, sur le bassin Seine-Normandie.

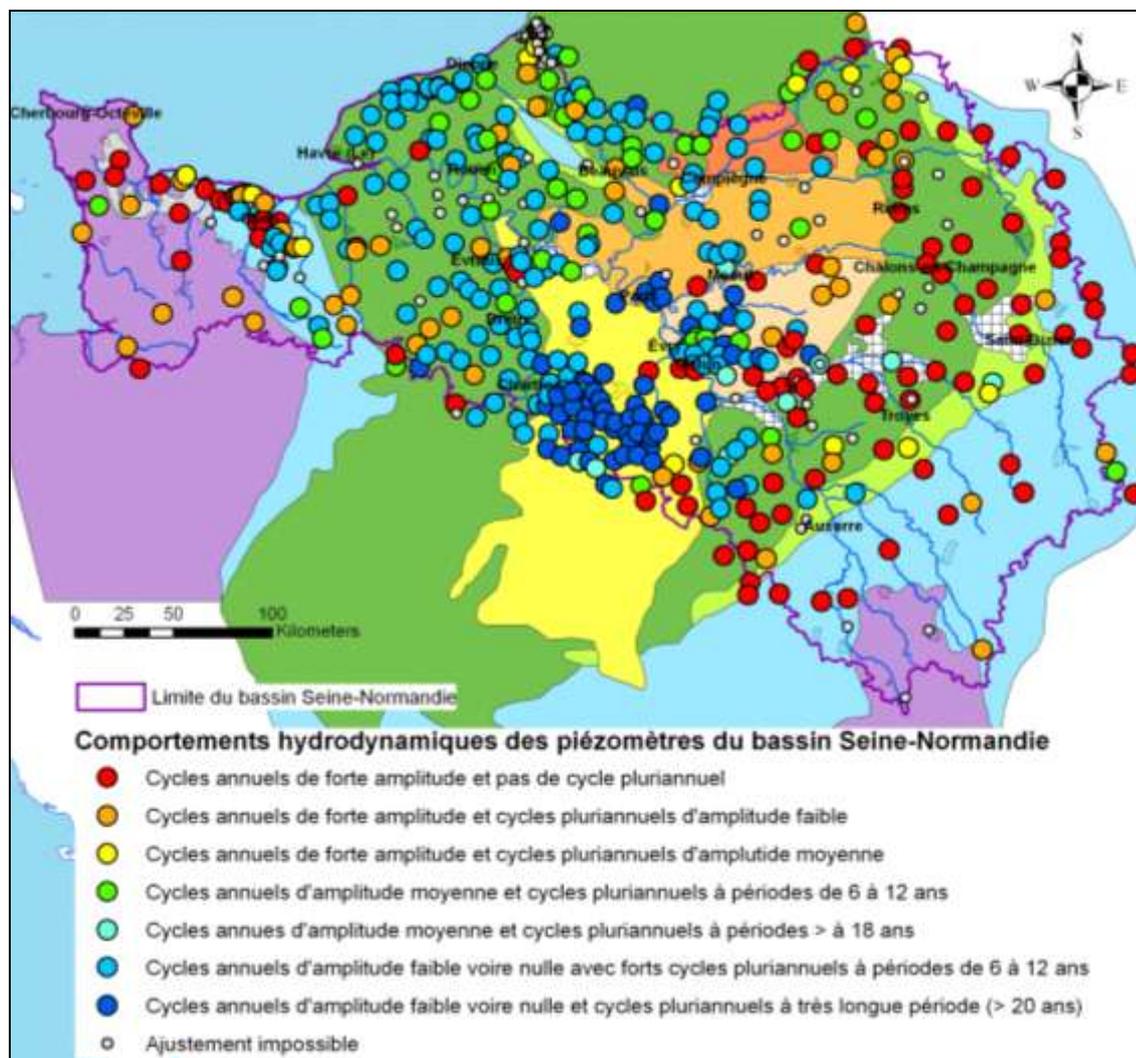


Illustration 6 : Répartitions sur le bassin Seine-Normandie des piézomètres classés selon leur comportement hydrodynamique.

A l'échelle du Bassin, les piézomètres s'organisent selon les classes de comportements hydrodynamiques en suivant, dans les grandes lignes, les types lithologiques définis en 3.1.1. Cette constatation constitue une **validation de la méthode géostatistique** employée pour réaliser le classement des piézomètres.

Le traitement permet d'identifier des secteurs aux comportements hydrodynamiques caractéristiques : le système aquifère des calcaires de Beauce montre par exemple

des piézomètres dont l'évolution des niveaux suit un comportement très inertiel avec des cycles pluriannuels établis sur plus de 20 années. A l'inverse, les piézomètres implantés dans les affleurements de craie sénonienne à l'est du bassin ont des comportements hydrodynamiques cycliques interannuels et annuels bien marqués. Dans les affleurements de craie karstique à l'ouest du bassin en revanche, les piézomètres sont globalement caractérisés par un comportement hydrodynamique de type cyclique pluriannuel à période comprise entre 6 et 12 ans avec des cycles saisonniers peu voire pas marqués. Les grands systèmes aquifères du Jurassique sont quant à eux caractérisés par des évolutions cycliques saisonnières des niveaux piézométriques dans les calcaires affleurant en bordure est du bassin. Les piézomètres implantés dans les affleurements jurassiques à l'Ouest, aux alentours de la ville de Caen, se répartissent de façon plus hétérogène avec de nombreuses classes de comportements hydrodynamiques représentées. Au centre du Bassin, les systèmes aquifères calcaires et détritiques du Tertiaire montrent des piézomètres appartenant à des classes de comportements hydrodynamiques différentes implantés dans une même unité lithologique. Le grand système aquifère des calcaires de Champigny (Illustration 4) est par exemple caractérisé par des évolutions piézométriques plutôt de type cyclique annuel à l'est, et de type cyclique pluriannuel à longueurs d'ondes de durées moyennes (6 à 12 ans) dans la partie ouest.

Si les piézomètres classés selon leur comportement hydrodynamique s'organisent à grande échelle selon les grands systèmes aquifères du Bassin, dans le détail en revanche, le comportement hydrodynamique des piézomètres constitue un nouveau critère de sectorisation des unités à « type lithologique homogène ».

3.1.3. Découpage des unités à « type lithologique homogène » selon les comportements hydrodynamiques des aquifères

La méthode de découpage des unités à « type lithologique homogène » consiste à compter, au sein de chaque unité, le nombre de piézomètres appartenant à chacune des classes de comportement piézométrique définies en 3.1.2. Le comptage est réalisé en automatique grâce aux fonctionnalités avancées de ArcGIS 9.2. Le résultat permet d'apprécier le pourcentage de piézomètre de chaque classe de comportement hydrodynamique contenu dans chaque unité lithologique. Lorsque plusieurs classes de comportement hydrodynamique sont recensées dans l'unité, l'analyse visuelle permet de statuer sur l'intérêt de procéder à un nouveau découpage de la zone. Ceci est généralement le cas lorsque, au sein d'une même unité, des groupes de piézomètres au comportement similaire s'organisent spatialement.

A titre d'exemple, dans l'unité des calcaires de Beauce karstifiés présentée dans l'illustration 7, un groupe de 5 piézomètres à comportement hydrodynamique cyclique saisonnier est identifié au sud-est de la zone. Ils se démarquent nettement des autres piézomètres de l'unité dont le comportement hydrodynamique est strictement pluriannuel avec les plus grandes périodes de retour mises en évidence sur le bassin Seine-Normandie. Après vérification de la nappe captée par les piézomètres du secteur et comme le montre l'illustration 7, l'unité des calcaires de Beauce karstifiés est découpée afin de rendre compte des deux types de comportements hydrodynamiques identifiés dans la zone.

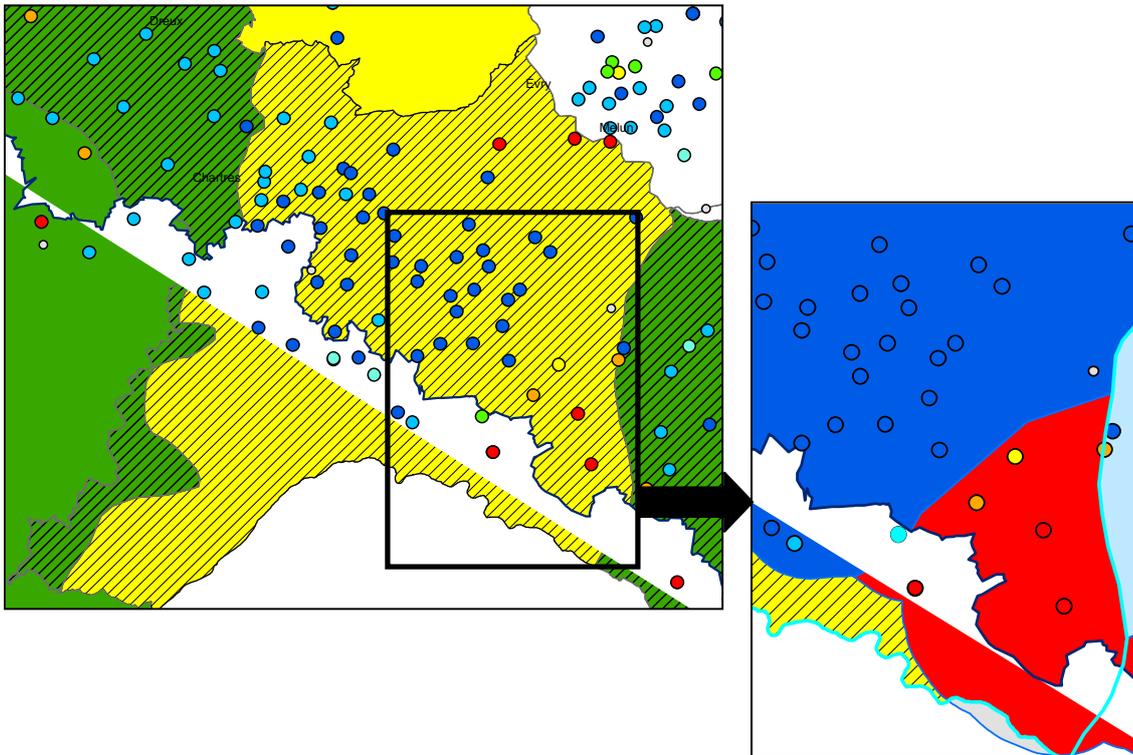


Illustration 7 : Découpage de l'unité des calcaires de Beauce karstifiés selon les comportements hydrodynamiques des piézomètres de la zone.

Le même exercice est réalisé pour toutes les unités à « type lithologique homogène » du bassin Seine-Normandie. Un travail important de vérification de nappe captée est mise en œuvre avant de procéder au découpage éventuel des unités en fonction des comportements hydrodynamiques identifiés. Le trait selon lequel les unités sont découpées suit, dans la mesure du possible, une limite réelle pertinente aux vu des objectifs de l'étude (limite géologique, trait de faille, limite de masse d'eau). Dans certains cas, il n'est pas possible de s'appuyer sur une limite existante. La découpe est alors réalisée de façon subjective, de manière à englober au mieux le groupe de piézomètres à comportements hydrodynamiques similaires.

Au bilan, **54 zones homogènes vis-à-vis du type lithologique et du comportement hydrodynamique** sont créées. Elles sont reportées dans l'illustration 8. A partir des 7 classes de comportement des piézomètres, une nuance a été introduite afin de prendre en compte la présence d'un ou plusieurs piézomètres dans une même zone avec 1 variogramme différent de la majorité de ceux du secteur. Ainsi au final, 13 classes de comportement hydrodynamique par zone ont été définies + 4 classes supplémentaires qui identifient les zones sans chroniques piézométriques ou dont les chroniques ne sont pas exploitables selon la méthode géostatistique utilisée. Par exemple une zone classée comme « Majorité des cycles annuels à amplitude faible voire nulle et fortes variations pluriannuelles sur des périodes de 6 à 12 ans » contient une majorité de piézomètres à « Cycle annuels faibles voire nuls et cycles pluriannuels de 6 à 12 ans » + quelques piézomètres appartenant à la classe « Cycles annuels

faibles voire nuls et cycles pluriannuels > 20 ans ». Il est à noter que 24 unités appartiennent à l'une des 4 classes de zones qui ne sont pas renseignées sur le caractère hydrodynamique. Elles sont généralement de petite taille de sorte que la somme de ces unités ne représente que 7,8 % de la surface totale du bassin Seine-Normandie.

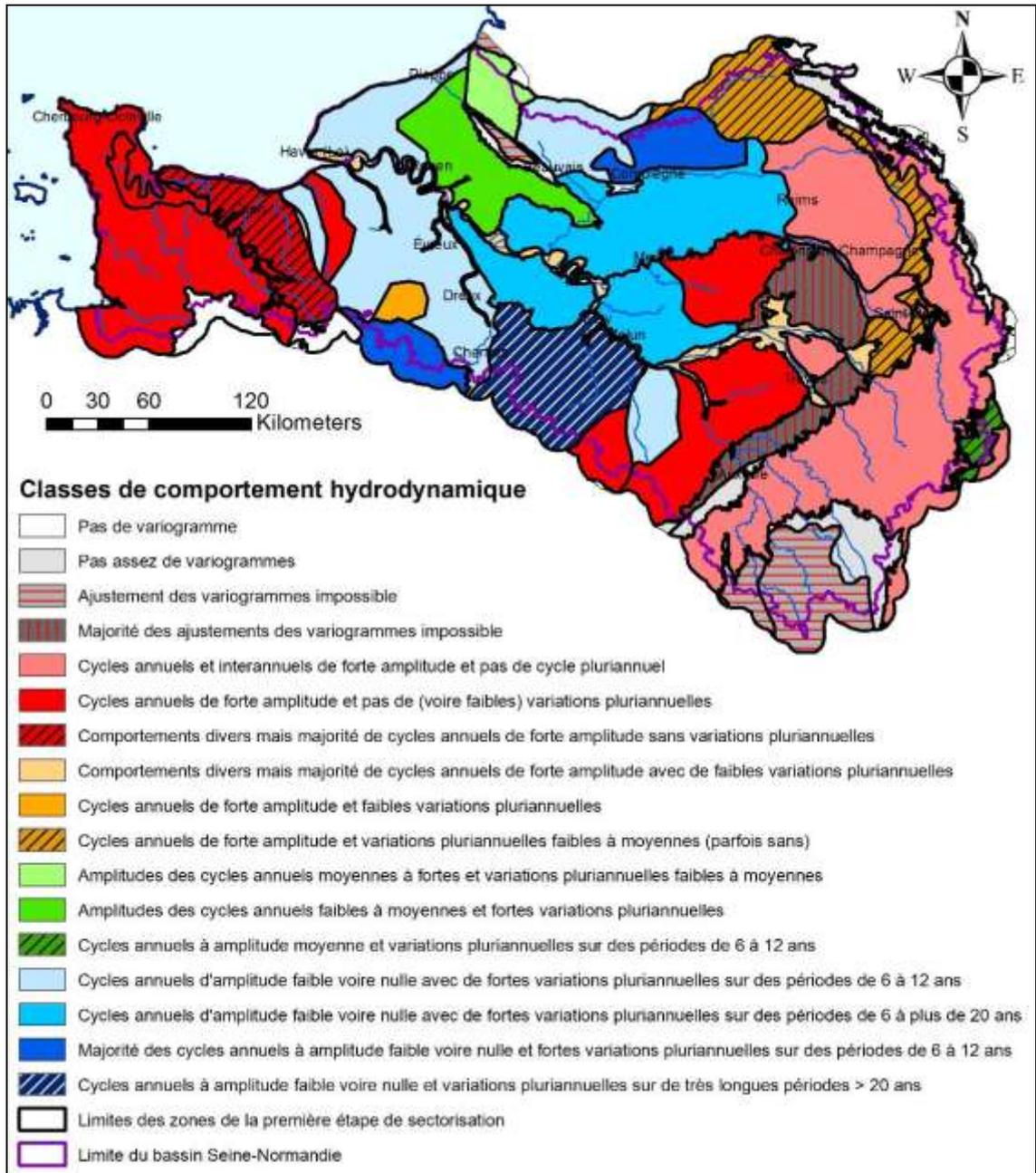


Illustration 8 : Zones homogènes vis-à-vis du type lithologique et du comportement hydrodynamique.

Les unités cartographiques à l'échelle desquelles le type lithologique et le comportement hydrodynamique sont supposés semblables en tous points représentent la première étape de sectorisation du Bassin. La deuxième étape consiste à intégrer, dans les critères de sectorisation, le type de réponse des eaux souterraines aux pressions anthropiques.

3.2.COMPORTEMENT DES AQUIFERES VIS-A-VIS DES CONTAMINATIONS EN NITRATE

L'analyse de la réponse des eaux souterraines aux pressions anthropiques suppose de connaître, soit les teneurs actuelles en contaminants et leurs évolutions passées dans les eaux dans et en sortie des aquifères, soit les pressions actuelles et leurs évolutions passées en entrée des systèmes, soit enfin – dans les cas les plus idéaux – l'évolution conjointe de ces deux paramètres.

3.2.1.Analyse géostatistique des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate dans les eaux souterraines

Données traitées

Par souci de cohérence avec les traitements réalisés sur les chroniques piézométriques, et afin de tester la pertinence de l'application des méthodes géostatistiques aux problématiques des pollutions diffuses, le comportement des eaux souterraines vis-à-vis des pressions anthropiques est déterminé par le calcul des variogrammes temporels des chroniques d'évolutions des teneurs en nitrate. Ce test nécessite de disposer d'un jeu important de données sur la qualité des eaux souterraines, autant en terme de longueur de chroniques, que de fréquence et de régularité des analyses.

Or, sur le bassin Seine-Normandie comme sur l'ensemble du territoire français, les chroniques d'évolution de la qualité des eaux souterraines les plus longues et à fréquences de mesures les plus hautes concernent généralement l'évolution des teneurs en nitrate. Ce paramètre est analysé en routine sur le Bassin depuis de nombreuses années, la plus ancienne analyse disponible dans ADES à la date d'extraction (27/07/2009) étant datée du 26 octobre 1971 (01116X0098/HY, sources de l'Aunois à Mont-Devant-Sassay dans la Meuse, dept. 55). L'analyse du comportement hydrochimique des eaux souterraines en réponse aux pressions anthropiques est donc basée, en première approche et à l'échelle du bassin Seine-Normandie, sur l'exploitation des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate. Si les modalités de transfert des nitrates vers les eaux souterraines diffèrent des autres paramètres de la qualité des eaux souterraines, ils restent néanmoins le meilleur indicateur de l'état chimique des aquifères soumis à pression agricole, importante sur le bassin Seine-Normandie et sont en lien direct avec la problématique traitée dans l'étude.

Le jeu de données brutes extraites d'ADES est constitué de **77 978 analyses des concentrations en nitrate réparties sur 5962 qualitomètres** (sources, puits, forages...).

Variogrammes des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate

A l'instar des prétraitements réalisés pour l'exploitation géostatistique des chroniques piézométriques, seules les chroniques d'évolution des teneurs en nitrate formées de plus de 35 analyses sont sélectionnées. Ce seuil est déterminé a priori. Il correspond au meilleur compromis entre le nombre et la réparation sur le Bassin des qualitomètres sélectionnés d'un côté, et la qualité des résultats du traitement géostatistique attendus sur les chroniques de l'autre. Sur les 5962 qualitomètres du Bassin qui disposent d'au moins 1 analyse de la concentration en nitrate, **542 qualitomètres disposent d'au moins 35 analyses en nitrate** (27 996 données de concentrations en nitrate au total). Le nombre de qualitomètres ainsi sélectionnés est cohérent avec le nombre de piézomètres (558 stations) utilisés pour la détermination des comportements hydrodynamiques des aquifères.

Les variogrammes temporels des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines sont calculés en automatique suivant la relation (1) exposée en 3.1.2. Seules les chroniques d'une longueur de deux ans au moins sont traitées. Les variogrammes expérimentaux sont ensuite ajustés en utilisant la même relation (2) appliquée pour l'ajustement des variogrammes temporels des chroniques piézométriques (Cf. 3.1.2).

Dans un souci de cohérence et afin de faciliter l'interprétation croisée avec les comportements hydrodynamiques des aquifères, les structures recherchées dans les chroniques d'évolution des teneurs en nitrate sont :

- les cycles d'évolution des concentrations à courts termes, inférieur à l'année,
- les cycles saisonniers à période d'environ 365 jours,
- les cycles pluriannuels à plus longues périodes.

Or, connaissant la formule détaillée (3) du variogramme théorique γ' (Cf. 3.1.2), il est possible de calculer la valeur du variogramme à n'importe quel point de calcul Δt .

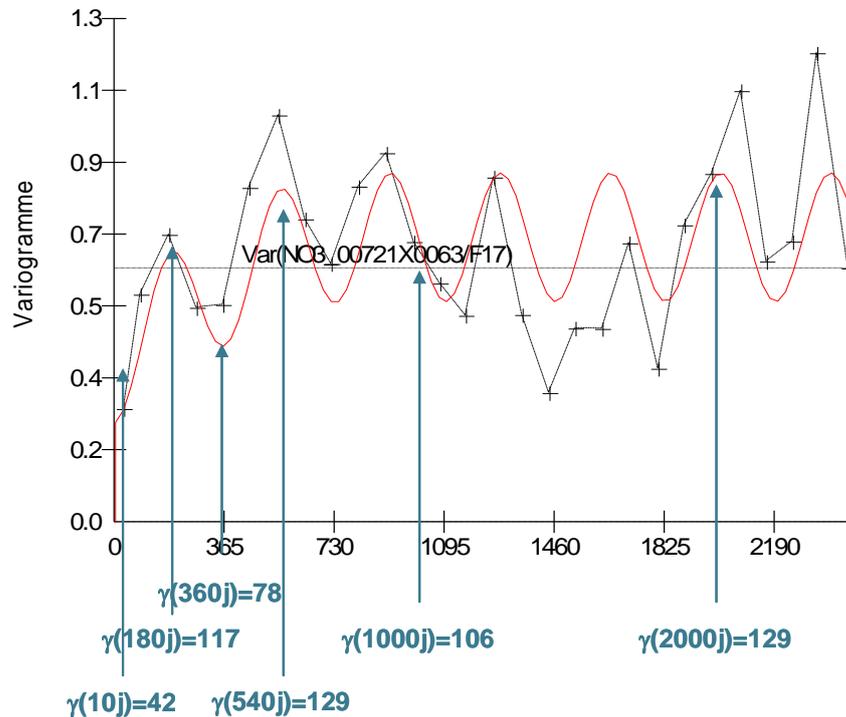


Illustration 9 : Calcul des valeurs du variogramme théorique aux points de calcul $\Delta t = 10, 180, 360, 540, 1000$ et 2000 jours. Exemple tiré de la chronique d'évolution des nitrates au point 00721X0063/F17, à Vasteville, dans les grès de l'Ordovicien, département de la Manche, 50.

L'exemple présenté en Illustration 9 montre les valeurs prises par le variogramme théorique (en rouge sur le graphique) aux points de calcul $\Delta t = 10, 180, 360, 540, 1000$ et 2000 jours. Ces valeurs sont calculées pour les 542 variogrammes expérimentaux ajustés. Elles sont ensuite exprimées en pourcentage de la variance des données de la chronique. 4 nouveaux paramètres sont alors créés afin de classer manuellement les qualitomètres selon leur comportement vis-à-vis des évolutions passées des concentrations en nitrate :

- 1) $\gamma'(10j)$: correspond à l'effet de pépite. Si plus de 50 % de la variance totale est expliquée par ce seul paramètre alors la chronique est influencée par des variations à très court terme ($<$ à la demi-année).
- 2) $\gamma'(360j) - \gamma'(180j)$: traduit le caractère cyclique saisonnier de la chronique d'évolution des teneurs en nitrate. Les variations saisonnières sont d'autant plus importantes que ce paramètre prend des valeurs négatives fortes.
- 3) $\gamma'(2000j) - \gamma'(540j)$: rend compte des variations pluriannuelles des teneurs en nitrate. Plus ce paramètre est négatif, plus la structure de la chronique est expliquée par des fluctuations qui s'établissent sur de longues périodes ($>$ 540 jours).

- 4) [γ (2000j) - γ (540j)] - [γ (540j) - γ (180j)] : permet de comparer l'importance des cycles saisonniers par rapport aux cycles à plus long terme. Plus ce paramètre prend des valeurs négatives fortes, plus les variations saisonnières des teneurs en nitrate sont prépondérantes par rapport aux variations à plus long terme.

En fonction des valeurs prises par ces 4 paramètres, 7 classes de comportements vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate sont créées. Les classes sont définies afin de maintenir une cohérence avec les classes de comportements hydrodynamiques créées au paragraphe 3.1.2. Une huitième classe est définie pour les chroniques qui n'ont pu être ajustées convenablement.

Intitulés des classes	Nb d'individus
Cycles interannuels et annuels	48
Cycles annuels et cycles pluriannuels faibles	23
Cycles annuels et cycles pluriannuels moyens	58
Cycles annuels faibles à moyens et cycles pluriannuels moyens	24
Cycles annuels faibles à moyens et cycles pluriannuels marqués	32
Pas de cycle annuel et cycles pluriannuels < 6 ans	68
Pas de cycle annuel et cycles pluriannuels > 6 ans	228
Ajustement impossible	61
Somme	542

Illustration 10 : Classes des comportements issues du traitement par variogrammes temporels des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate des qualitomètres sélectionnés sur le bassin Seine-Normandie

L'illustration 10 liste les classes de comportements vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate créées après traitement géostatistique. Sur les 542 chroniques traitées, **481 variogrammes expérimentaux sont ajustés par un variogramme théorique** soit 89 % des qualitomètres initialement sélectionnés.

Il est important de noter que la classe la plus représentée est « pas de cycle annuel et cycles pluriannuels > 6 ans » avec 228 qualitomètres sur les 481 classés (47 %). Ce classement est biaisé par la qualité des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate qui, contrairement à celles des niveaux piézométriques, ont des fréquences de mesures souvent faibles de 1 à 2 analyses par an. Sur de telles chroniques, il est impossible de mettre en évidence des cycles saisonniers car ils n'apparaissent pas sur les données brutes. Seules les fluctuations à long terme peuvent être dégagées. Ceci tend à surestimer le nombre de qualitomètres dont les concentrations en nitrate évoluent de façon très inertielle. Plus généralement et quelle que soit la méthode utilisée, **il est impossible d'identifier des comportements dont les périodes sont inférieures au plus petit pas de temps d'acquisition des données**, et ce quel que soit le type de données analysées.

L'illustration 11 montre la répartition sur le bassin Seine-Normandie des qualitomètres classés selon leur comportement vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate.

Contrairement aux piézomètres, les qualimètres analysés par méthode géostatistique sont inégalement répartis sur le bassin Seine-Normandie. 15 secteurs définis lors de la première étape de sectorisation (homogénéité lithologique et hydrodynamique) ne sont pas renseignés sur le comportement du paramètre nitrate. Ils sont représentés en hachures noires et bords rouges sur l'illustration 11. Néanmoins, la surface cumulée de ces secteurs ne représente que 1,7 % de la surface totale du Bassin. D'autres zones définies lors de la première étape de sectorisation sont très peu renseignées sur le comportement vis-à-vis des fluctuations des teneurs en nitrate. La densité de qualimètres analysés par variogrammes temporels est en effet très faible au centre du bassin Seine-Normandie, particulièrement dans les systèmes aquifères du Tertiaire (calcaires de Champigny, calcaires du Lutétien-Yprésien, sables de Bracheux).

De plus, si dans certains secteurs les qualimètres s'organisent spatialement selon les classes de comportement hydrochimique (zone de la Beauce au sud du Bassin, aquifères du Jurassique à l'est) ce constat n'est pas valable partout. En zone de craie sénonienne à l'est du bassin par exemple, les comportements des nitrates mis en évidence sont très hétérogènes. Des qualimètres au comportement cyclique saisonnier en côtoient d'autres au comportement très inertiel. Il en est de même dans les aquifères de socle du Cotentin ou du Massif Central.

Toutefois, en reprenant la remarque faite sur la qualité variable des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate, il est possible que deux qualimètres captant la même nappe, à l'évolution du chimisme identique sur les deux points de prélèvements, montrent des comportements différents en raison de fréquences de prélèvements ou de longueurs de chroniques différentes. Ce cas de figure est particulièrement critique lorsque les concentrations en nitrate évoluent selon des cycles courts ou annuels et que les chroniques ne sont constituées que d'un seul point par an. Dans ce cas, les périodes durant lesquelles sont faits les prélèvements prennent une importance capitale dans l'interprétation des résultats de l'analyse géostatistique : si les prélèvements annuels sont tous réalisés à la même période (hautes eaux par exemple), alors les éventuels cycles pluriannuels identifiés par l'analyse géostatistique peuvent être interprétés. Ils correspondent vraisemblablement à des variations pluriannuelles de la qualité des eaux souterraines guidées par les cycles pluriannuels de recharge et de vidange de la nappe. Si, à l'inverse, les prélèvements annuels sont réalisés, parfois en périodes de hautes eaux, parfois en périodes de basses eaux, il est possible que des cycles pluriannuels soient mis en évidence par le traitement géostatistique alors que la chimie de l'eau varie selon un cycle saisonnier.

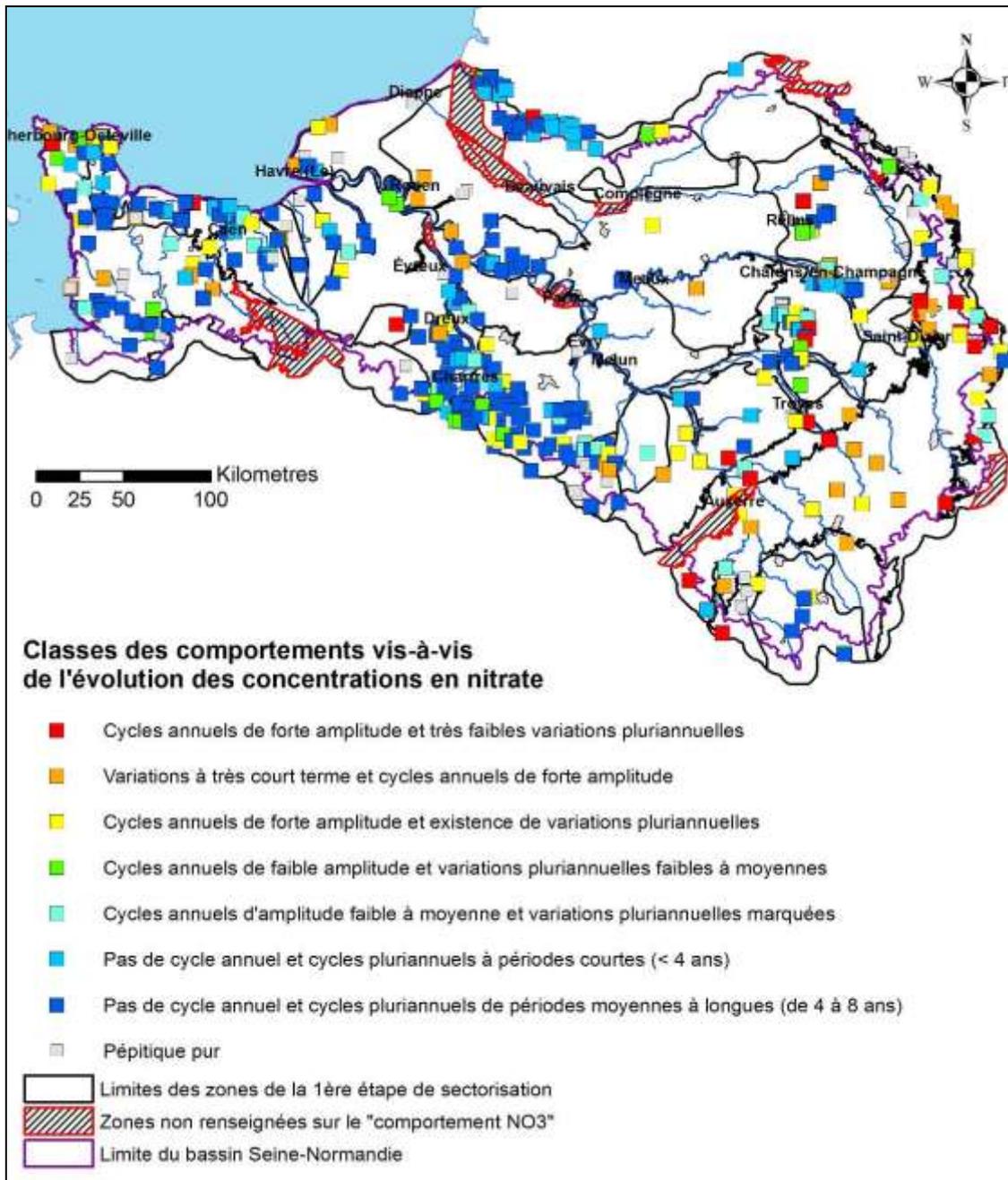


Illustration 11 : Répartition sur le bassin Seine-Normandie des qualitomètres classés selon leur comportement vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate.

3.2.2. Seconde phase de sectorisation du bassin Seine-Normandie

La seconde phase de sectorisation du bassin consiste à prendre en compte les comportements vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate pour la création de secteurs homogènes. Cette information nouvelle constitue un nouveau critère de sectorisation.

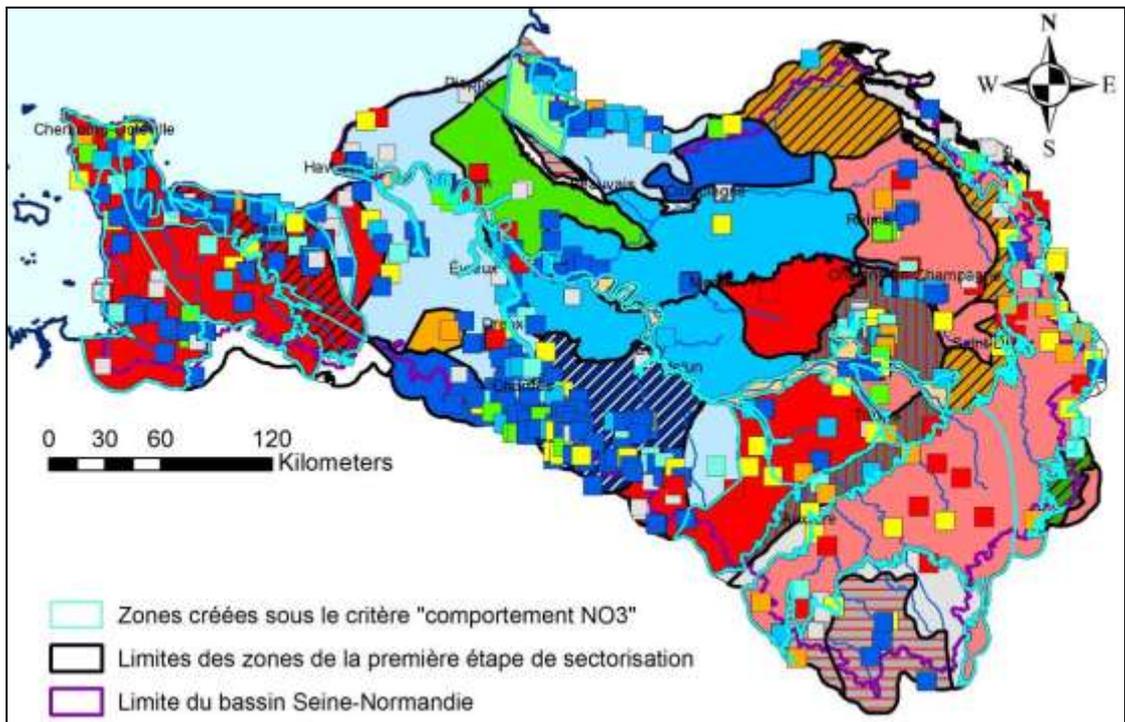


Illustration 12 : Découpage des zones du bassin Seine-Normandie sous le critère du comportement des points vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate. Les figurés des zones et des points correspondent aux classes de comportements définies en première phase de sectorisation.

Après vérification de l'aquifère capté par les ouvrages sur lesquels un traitement par variogramme de la chronique d'évolution des concentrations en nitrate fut possible, quelques secteurs prédéfinis du bassin Seine-Normandie sont redécoupés. Il s'agit essentiellement de la zone des aquifères de socle du cotentin, de la nappe alluviale de la Seine, des affleurements des calcaires jurassiques à l'est et au sud-est du bassin ainsi que les affleurements de l'Albien à l'est. L'illustration 12 montre les zones redécoupées (limites bleues).

3.3.SECTORISATION FINALE DU BASSIN SEINE-NORMANDIE

A l'issue de la phase de sectorisation du bassin, **64 zones homogènes vis-à-vis du type lithologique, du comportement hydrodynamique et du comportement vis-à-vis de l'évolution des concentrations en nitrate sont créées.** Ces zones, validées par les directions territoriales de l'AESN et présentées sur l'illustration 13, constituent les unités de travail pour l'estimation des tendances spatialisées.

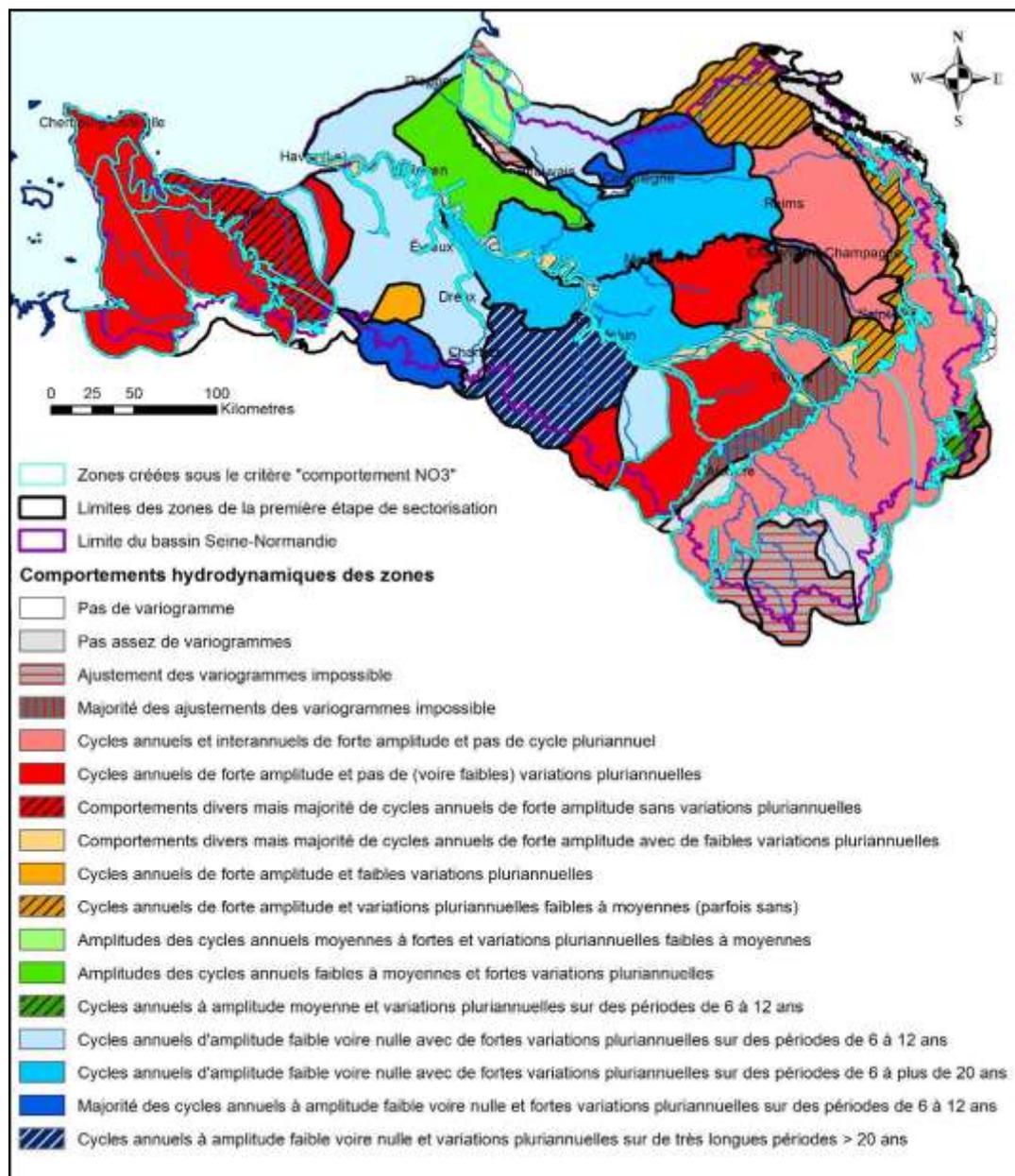


Illustration 13 : Sectorisation du bassin préalable à l'étude des tendances

4. Datation des eaux souterraines

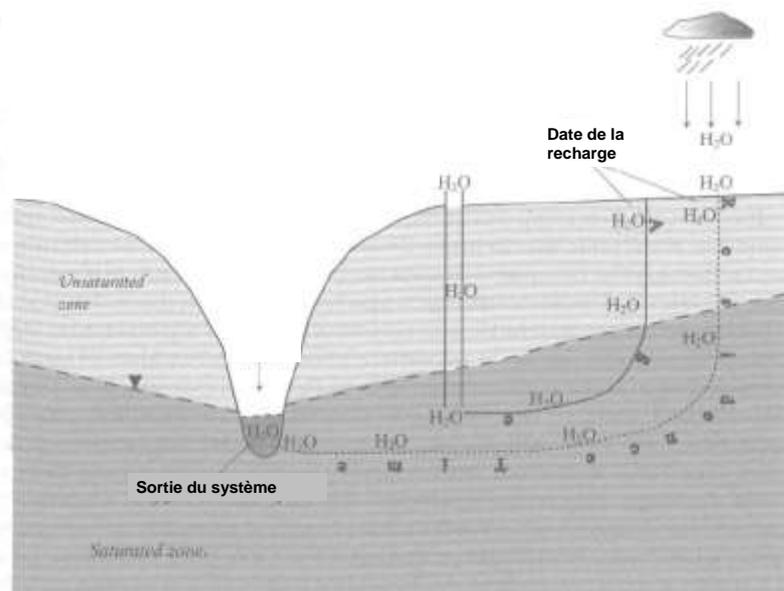
Ce volet de l'étude concerne la datation des eaux souterraines et l'estimation des temps de résidence des eaux dans les aquifères. La datation est envisagée d'une part à l'échelle du bassin Seine-Normandie (vaste campagne spatiale) mais aussi pour quelques points d'eau, avec une répétition de l'estimation au cours d'un cycle hydrogéologique. Les mesures répétées visent à juger de la représentativité temporelle et de la pertinence de la campagne spatiale. Différents outils de datation des eaux souterraines sont mise en œuvre.

4.1.LES OUTILS MIS EN OEUVRE

4.1.1.Concept de datation et les différentes méthodes utilisées

Dater les eaux souterraines signifie déterminer l'âge de l'eau souterraine, i.e. le temps écoulé à partir du moment où l'eau devient souterraine, en d'autres termes, depuis son infiltration dans le sol à partir des précipitations ou depuis tout autre type d'eau de surface (rivières, lacs).

Cette notion d'âge de l'eau a été définie il y a une 50aine d'années mais le concept a évolué depuis. On considère actuellement le temps écoulé entre l'entrée de l'eau souterraine dans le réservoir au niveau des aires de recharges et la sortie de l'eau du système par les aires de décharges est un temps de résidence. On peut définir également l'âge de l'eau comme le temps écoulé entre l'entrée de l'eau dans le système et une localisation spécifique de l'aquifère, en général le point de prélèvement (Illustration 14).



Source : Kazemi et al., 2006

Illustration 14 : Illustration de la représentativité de l' « âge » de l'eau et du temps moyen de résidence

A un point donné (forage, source), l'eau collectée correspond à une multitude de gouttes d'eau accumulées ayant un âge plus ou moins grand. Etant donné qu'un échantillon d'eau souterraine est l'intégration de nombreuses lignes de flux, le résultat de la datation ne représente pas un âge « unique » mais plutôt une moyenne pondérée d'une distribution de l'âge des eaux souterraines. **C'est pour cela que l'âge estimé par les traceurs chimiques est considéré et nommé âge « apparent » ou âge-CFC.** Ainsi pour parler de l'âge d'une eau on pourra indiquer un temps moyen de résidence des eaux au sein d'un aquifère, de l'âge moyen de la recharge ou d'un pourcentage moyen d'eau jeune.

Il existe plusieurs méthodes pour calculer ou estimer l'âge des eaux souterraines à l'aide de traceurs géochimiques. L'utilisation d'une méthode ou d'une autre dépend de l'âge attendu des eaux et de la disponibilité d'une chronique du signal d'entrée. L'utilisation de plusieurs traceurs permet de réduire les incertitudes sur les âges estimés. En effet, chaque méthode de datation a des avantages et limites (voir chapitre 4.1.3) qu'il convient de contraindre au mieux grâce à des données complémentaires (autres traceurs) et une bonne connaissance hydrogéologique. Deux méthodes distinctes ont été suggérées pour la présente étude, celle qui se base sur l'application de la décroissance radioactive et celle qui se base sur l'utilisation de certains gaz produits industriellement au 20^{ème} siècle. Les deux méthodes choisies permettent l'estimation des âges récents (tranche d'âge 0 à 60 ans). Les eaux les plus jeunes sont a priori les plus sensibles aux variations de concentrations en nitrate et pesticides.

Le processus physique de la décroissance radioactive est la base de la détermination de l'âge des eaux. La décroissance radioactive d'un élément est complètement indépendante des paramètres environnementaux comme la pression, la température,

le pH ou les liaisons chimiques, et dépend seulement d'un degré d'instabilité caractéristique, exprimé par une demi-vie. De la demi-vie des éléments dépendra la plage de temps d'utilisation des traceurs dans les études hydrogéologiques (Illustration 15).

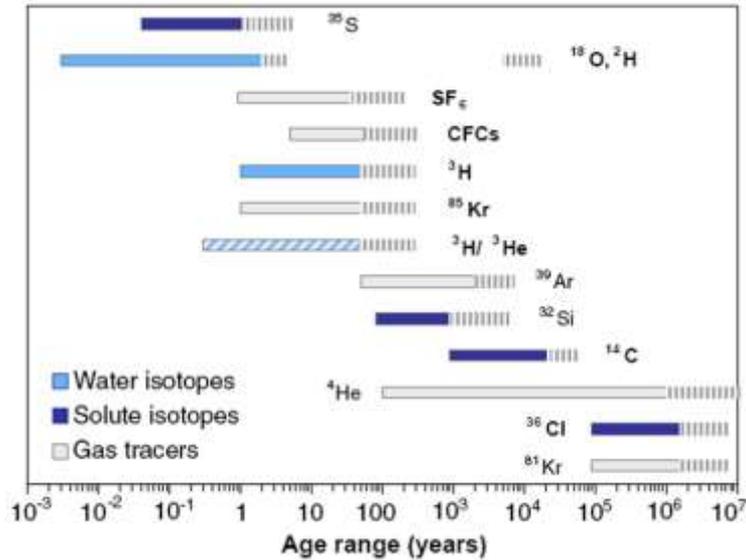


Illustration 15 : Echelle de datation pour quelques traceurs géochimiques

Compte tenu de l'objectif de la présente étude, des caractéristiques hydrogéologiques des aquifères du bassin de Seine-Normandie et de l'âge contemporain des eaux souterraines (moins de 60 ans), les méthodes de datation retenues sont donc celles utilisant le tritium de l'eau (>1960), les CFC (>1950) et le SF₆ (>1970).

Le tritium

Le tritium, ³H, est un traceur intime de la molécule d'eau, qui permet d'estimer le temps de transit des eaux dans l'aquifère (gamme temporelle de 0 à une soixantaine d'années). C'est un marqueur des masses d'eau contemporaines. En effet, une production artificielle s'est ajoutée à la production naturelle au cours des essais thermonucléaires aériens, pendant la période 1952 - 1963 ; les essais ont cessé depuis 1963 (Illustration 16). Par l'intermédiaire de cette production artificielle, on peut différencier les eaux qui résultent des précipitations sans ³H nucléaire (avant 1952), des eaux de précipitations formées dans une atmosphère contenant du ³H nucléaire (après 1952). Ce radio-isotope a été, durant ces trente dernières années, le plus utilisé en hydrogéologie notamment pour savoir si les recharges modernes d'aquifères existaient, en comparant les teneurs en tritium de la fonction d'entrée du système (précipitation-évapotranspiration) et celles de la fonction de sortie (nappe concernée par le forage, source, puits, lieu de prélèvement).

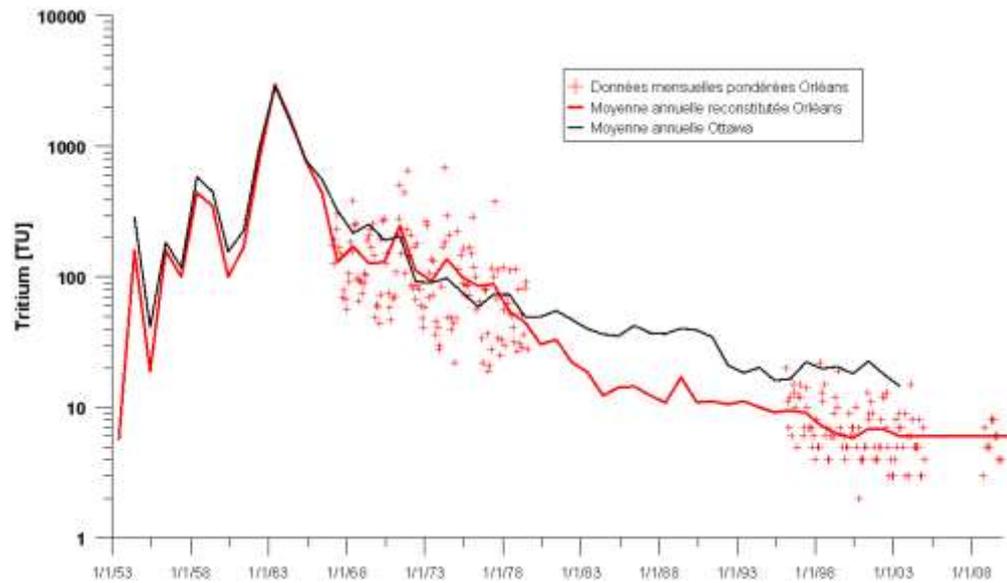


Illustration 16 : Moyenne annuelle pondérée à Ottawa, Canada (plus longue chronique existante), données mensuelles mesurées et moyenne annuelle reconstituée à Orléans-La Source (représentant la zone d'étude – données GNIP (IAEA/WMO, 2005))

Le facteur limitant l'utilisation de ce traceur des âges sur le bassin Seine-Normandie est l'existence d'une seule station de mesure dans les eaux de pluies localisée à Orléans. De plus la mesure à cette station n'est pas continue. La reconstitution de données manquantes à partir des chroniques d'Ottawa et de Thonon-les-Bains de 1953-2009 est toutefois possible (Illustration 16). Une variabilité spatiale de tritium dans les pluies existe du fait localement de la présence de centrales nucléaires et régionalement par l'effet de continentalité (IAEA, 2005). Les teneurs en tritium mesurées actuellement dans les pluies sont proches des valeurs naturelles faibles.

Les CFC et le SF₆

Le deuxième type d'élément permettant une datation des eaux jeunes sont les gaz dissous (IAEA, 2006). Cette méthode est basée sur la mesure de gaz conservatif à l'état de trace. Les composés halogénés CFC-11 (trichlorofluorométhane), CFC-12 trichlorodifluorométhane), et CFC-113 (trichlorotrifluorométhane) communément appelés fréons sont utilisés principalement comme gaz réfrigérants, propulseurs, solvants et agents d'expansion dans les mousses de matières plastiques. L'intérêt de l'utilisation de ces composés halogénés repose principalement sur leur origine et leurs propriétés physico-chimiques :

- temps de résidence atmosphérique élevé,
- homogénéité des concentrations atmosphériques entre les deux hémisphères,
- pas de source naturelle, d'origine uniquement anthropique,
- bonne stabilité chimique dans le sol et dans l'eau.

Les CFC ne sont pas présents naturellement dans l'atmosphère. Leur première synthèse a été effectuée en 1928 mais ce n'est qu'au début des années 30 que leur commercialisation a commencé. Entre les années 1950 et 1960 ces gaz ont été largement diffusés et de nombreuses utilisations ont été développées. Les CFC se diffusent alors dans l'atmosphère et l'hydrosphère.

L'hexafluorure de soufre (SF_6) est utilisé principalement pour ces capacités isolantes par l'industrie d'énergie électrique, dans les accélérateurs et la production du double vitrage. Ce gaz est également utilisé dans la production du magnésium et comme traceur pour la détection des transferts de polluants (traçage gazeux). La production industrielle du SF_6 a débuté en 1953. Le SF_6 est un gaz provoquant l'effet de serre spécifiquement dénoncé par la communauté internationale (protocole de Kyoto pour les réductions d'émission et le contrôle du réchauffement global de l'atmosphère).

Le SF_6 est principalement d'origine anthropique mais contrairement aux CFC il existe également une production géogénique de ce gaz, estimé à 1% à l'échelle mondiale mais qui peut représenter, localement, un apport important.

Ce composé ne semble affecté par aucun processus tant chimique que biologique et est donc susceptible de résider longtemps dans l'atmosphère et l'hydrosphère (INRS, 2000). Etant donné son fort pouvoir d'amplification de l'effet de serre, ses concentrations atmosphériques sont suivies, au même titre que les CFC à plusieurs endroits du globe.

Les traceurs gazeux présents dans l'atmosphère passent la zone non saturée selon un transport diffusif avant d'entrer dans l'eau souterraine sous forme de gaz dissous suivant la loi d'Henry. La datation des eaux se base sur la comparaison des concentrations en gaz dissous dans les eaux souterraines et les chroniques de concentration des gaz dans l'atmosphère. Ces chroniques (fonction d'entrée, Illustration 17) sont parfaitement connues car mesurées en routine à plusieurs stations localisées régulièrement sur la planète.

L'estimation de l'âge par traceur gazeux se base sur la connaissance de la fonction d'entrée, i.e. le taux de traceur qui s'infiltré (dépendant du temps). Les premières mesures de CFC dans l'atmosphère ont été effectuées en 1971 et 1974 et un suivi systématique de ces gaz a été instauré à partir du milieu des années 1970 dans le cadre du réseau AGAGE/ALE/GAGE/ et à partir de 1976 par le laboratoire de suivi et diagnostic du climat de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration, USA). Les données de concentrations de CFC rejetés dans l'atmosphère avant 1970 ont été estimées à partir des informations sur la production de ces gaz (McCarthy et al., 1977).

Dans cette étude, les chroniques d'entrées pour les CFC et le SF_6 sont celles de Mace Head (Irlande) donnée par le réseau AGAGE (advanced global atmospheric gases experiment http://cdiac.esd.ornl.gov/ftp/ale_gage_Agage/AGAGE/; Prinn et al., 2000).

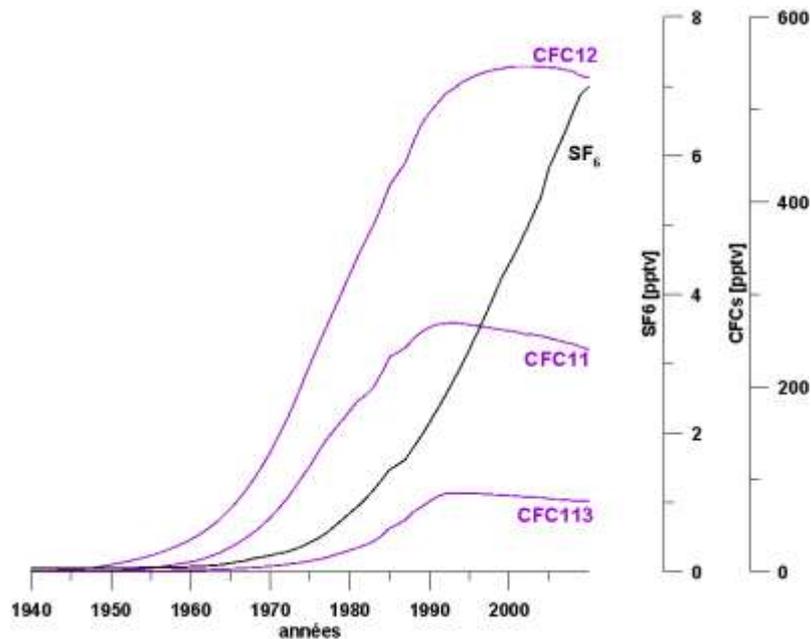


Illustration 17 : Chroniques des concentrations dans l'air des CFC et SF₆ à Mace Head (Irlande)

Le SF₆ a été intensément utilisé comme traceur atmosphérique naturel et comme traceur artificiel pour des études océaniques. Ces propriétés présentent un grand intérêt pour l'évaluation des échanges gazeux, étude de dispersion et de mélanges dans les eaux des océans, lacs, rivières, estuaires. Pour les eaux souterraines, un des principaux intérêts est la faible possibilité de contaminations en SF₆, en milieu rural tout du moins, car ce composé ne sert pour aucune application domestique contrairement aux CFC (Busenberg and Plummer, 2000).

En 1987 à Montréal, les principaux pays producteurs de CFC décidèrent d'en stopper la production. En Europe, depuis le 1er octobre 2000, les CFC ne peuvent plus être mis sur le marché et doivent être impérativement récupérés et détruits depuis le 1er janvier 2002 relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE). Même si l'utilisation du SF₆ et des CFC est maintenant limitée et les concentrations dans l'air en diminution, le démantèlement des réfrigérateurs, bombes à aérosols, double vitrage,... entraîne encore des émissions.

4.1.2. Protocole de mesure

Méthode d'échantillonnage / prélèvement

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

- représentativité du milieu,
- caractérisation des phénomènes,

- limitation des transformations

Elles font l'objet d'un mode opératoire spécifique qui permet de garantir la non contamination des échantillons. Les prélèvements pour mesure de CFC et SF₆ dissous dans l'eau suivent ainsi le protocole développé par Oster et al. (1996).

Le prélèvement se fait dans des flacons en verre de 500 ml (pour la mesure des CFC et du SF₆) et 250 ml pour les CFC, eux-mêmes placés dans un récipient métallique (Illustration 18) qui sera également rempli d'eau prélevée en évitant les mélanges avec l'air ambiant. Le remplissage de la bouteille de verre et du récipient métallique se fait en permanence sous l'eau.



Illustration 18 : Système de prélèvement utilisé pour les CFC et SF₆

Les analyses isotopiques (tritium) et les analyses des gaz dissous (CFC, SF₆) ne font pas l'objet de normes ISO, inexistantes pour ces éléments mais suivent un contrôle continu (utilisation de standards internes et participation à des exercices de calibration inter-laboratoires) qui permettent de garantir l'obtention de faibles incertitudes (Illustration 19).

Analyses isotopiques	Méthode	Incertitude
Teneur en ^3H	Enrichissement électrolytique et comptage par scintillation liquide	$\pm 0,4$ UT
CFC-113, CFC-12, CFC-11, SF_6	Chromatographe en phase gazeuse équipé d'un détecteur à capture d'électron	± 5 %

Illustration 19 : Tableau récapitulatif des méthodes d'analyses d'isotopes et gaz dissous

Les analyses des CFC et SF_6 par chromatographie gazeuse ont été réalisées par le laboratoire Spurenstofflabor (Allemagne).

4.1.3. Facteurs influençant la détermination des âges apparents

Plusieurs facteurs peuvent affecter la détermination des âges « apparents » de l'eau à partir des données de concentrations en CFC et SF_6 .

- **Contamination de l'échantillon par l'air ambiant**

Le plus commun est une contamination par l'air ambiant à fortes concentrations en gaz par rapport à l'eau souterraine lors de l'échantillonnage. Un protocole de mesure précis et un entraînement sur les sites de prélèvement ont été assurés en début de campagne de prélèvement afin que les personnes en charge de collecter les eaux pour analyses de CFC et SF_6 prennent toutes les précautions pour éviter une contamination par l'air ambiant de l'échantillon. Ce problème ne peut toutefois pas systématiquement être évité.

- **Contamination locale de l'atmosphère**

Le deuxième problème fréquent est celui de la contamination locale de l'atmosphère par un ou plusieurs gaz du fait notamment de la proximité d'une source de ce(s) gaz. C'est le cas en milieu urbain (Busenberg et Plummer, 1992, Ho et al., 1998, MacDonald et al., 2003, Santella et al., 2003, Darling and Gooddy, 2007) ou à proximité des sites de rejets des eaux usées ou décharges (Schultz et al., 1976, Busenberg et Plummer, 1992, Cook et Salomon, 1997).

Une contamination de l'atmosphère, actuelle ou ancienne entraîne une contamination des eaux au moment de la recharge. Les échantillons prélevés sont donc contaminés au sein même de l'aquifère et les concentrations en gaz sont le plus souvent très supérieures aux concentrations actuelles de l'atmosphère. Autour des grandes villes et centres industriels cette contamination est fréquente.

- **Épaisseur de la Zone Non Saturée**

Dans le cas d'une zone non saturée (ZNS) de forte épaisseur il peut y avoir une surestimation de l'âge des eaux du fait d'une mise à zéro de l'horloge retardée (l'eau des pores de la ZNS a une composition en CFC et SF₆ proche de celle de l'air). Il est raisonnable de penser que pour une ZNS inférieure à 10 mètres la concentration en gaz reflète celle de l'atmosphère (Busenberg et al., 1993). Si l'effet de la zone non saturée n'est pas pris en compte, les âges des eaux souterraines peuvent être surestimés, par exemple de 1 à 2 ans pour une ZNS de 10 mètres (Cook et Salomon, 1995). L'écart d'estimation des âges selon l'épaisseur de la ZNS dépend du type et de la teneur en eau des sols.

- **Altitude et température de la recharge**

La température de la recharge qui correspond à la température d'équilibre air-eau au moment où l'échantillon d'eau est isolé de l'atmosphère est importante dans le calcul des âges CFC (IAEA, 2006). La température de recharge peut être considérée comme la température annuelle de l'air (avec une erreur estimée à 1°C) dans le cas d'une zone non saturée de quelques mètres d'épaisseur (Mazor, 1972). Dans cette étude, la température de la recharge est estimée d'après la température moyenne de l'eau au moment du prélèvement. Dans les rares cas où la température de l'eau varie fortement au cours du temps la moyenne des données disponibles sur une année a été utilisée (données extraites de ADES).

Une augmentation de l'altitude moyenne de recharge peut également entraîner une diminution de la température estimée de cette recharge. Sur le bassin Seine-Normandie, du fait de la topographie, il existe peu de forages localisés à une altitude très différente (>100 m) de celle de la recharge moyenne de l'aquifère.

- **Excès d'air**

Le phénomène d'excès d'air (concentration en gaz dissous dans l'aquifère plus importante que celle attendue, Heaton et Vogel, 1981) peut être important surtout pour le SF₆. Il est quasiment négligeable dans le cas du CFC-11 du fait de la haute solubilité de ce gaz (Plummer et Busenberg, 2000, IAEA, 2006).

- **Effet de sorption**

Les effets de sorption sont surtout fréquents dans les milieux riches en carbone organique dissous (COD). L'effet de sorption est possible pour le CFC-113 et nul pour le SF₆. Les aquifères étudiés étant pauvres en carbone organique dissous l'effet de sorption est considéré comme négligeable.

- **Dégradation microbienne**

La dégradation microbienne affecte les concentrations en CFC sous milieu anaérobie. Ce sont donc les aquifères confinés qui présentent de très faibles concentrations en oxygène dissous (<2 mg/L) qui sont les plus sujets à une dégradation des CFC. La

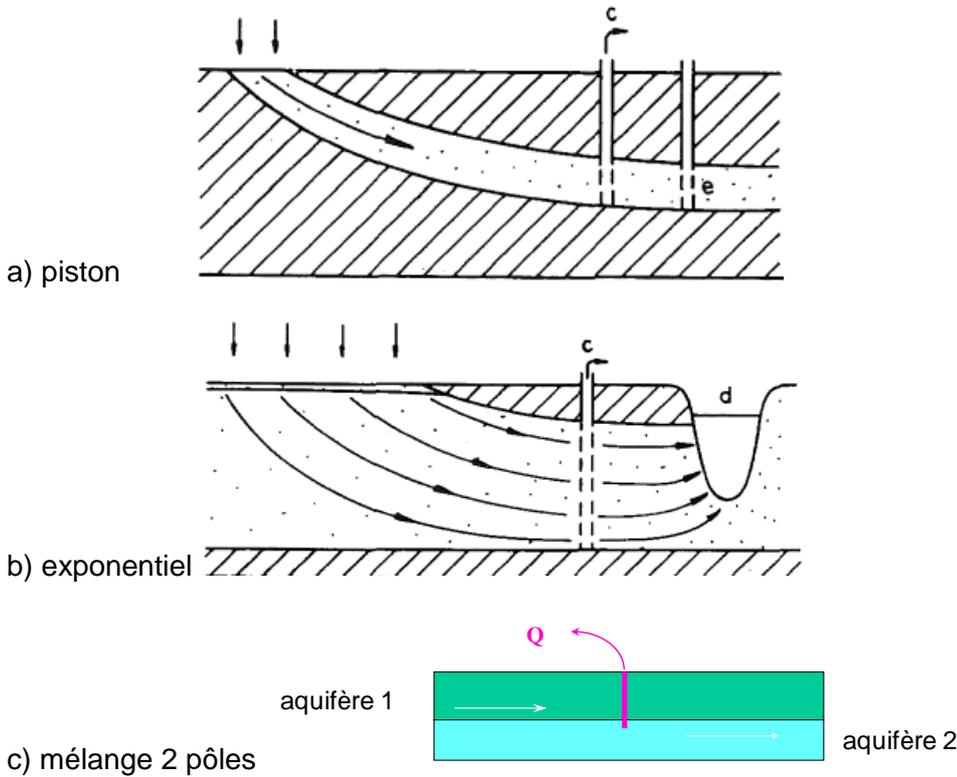
dégradation de CFC-11 en milieu anoxique est plus importante (facteur 10) que la dégradation du CFC-12 et du CFC-113 (Cook et al., 1995, Oster et al., 1996). Les données de terrain (potentiel Redox et O₂ dissous) indiquent que quelques eaux échantillonnées sont en milieu anaérobie. Dans ce cas une adsorption est possible et les âges SF₆ (gaz non affecté par ce phénomène) ainsi que le CFC-12 permettent de déterminer l'importance de ce paramètre dans la détermination des âges. En milieu semi-réducteur, comme rencontrés dans des aquifères confinés ou semi-confinés, la détermination des âges s'est basée en priorité sur les données de CFC-12 et SF₆.

4.1.4. Modèles de calcul

Pour « dater » une eau il est nécessaire, à partir des concentrations en gaz mesurées dans les eaux souterraines, d'estimer la concentration en gaz dans l'air au moment de la recharge. Pour cela il faut connaître les paramètres susceptibles d'influencer la diffusion des gaz dans l'eau comme l'altitude et la température moyenne de la recharge, les paramètres agissant directement sur les gaz comme le potentiel Redox et les caractéristiques du transfert des gaz de l'atmosphère jusqu'à l'exutoire (épaisseur de la zone non saturée, types de circulations). Pour cela on dispose des paramètres mesurés in situ (O₂ dissous, Eh, température) et de la description du site de prélèvement (altitude du point). Il est également nécessaire de déterminer le mode de recharge de l'aquifère.

Trois modèles empiriques (modèles conceptuels) ont été utilisés pour estimer l'âge apparent des eaux dans les aquifères de Seine-Normandie :

- Le modèle piston (considérant qu'il n'y a pas de mélange et aucune modification des activités par dispersion, diffusion ou échange direct). Ce modèle est applicable le souvent dans le cas d'aquifères sédimentaires de grande extension recouvert en partie par des niveaux imperméables.
- Le modèle exponentiel (une eau récente se mélange parfaitement à une eau ancienne, il y a échange et écoulement) pouvant correspondre à un aquifère homogène d'épaisseur négligeable pour lequel la recharge se fait sur toute la surface (Illustration 20). Ce modèle est classique des aquifères alluviaux.
- Le modèle de type mélange (à deux pôles) sont également attendus. Un mélange deux pôles est très fréquent dans divers types d'aquifères.



(source : Maloszewski et Zuber, 1982)

Illustration 20 : Schéma des modèles d'écoulement : piston, exponentiel et mélange 2 pôles

Le mode de recharge peut être choisi à partir des informations hydrogéologiques disponibles comme c'est le plus souvent le cas dans les études locales de datation. Dans le cas d'études régionales c'est la combinaison des divers traceurs utilisés qui va permettre de valider le choix du modèle. En effet les âges apparents estimés à l'aide de chacun des gaz individuellement doivent être identiques. Sinon cela signifie soit que l'un des gaz est contaminé ou dégradé soit que le choix du modèle de recharge utilisé n'est pas correct. On teste alors un autre modèle. L'utilisation de plusieurs traceurs permet donc de valider le modèle de recharge. Les divers traceurs donneront un âge unique pour un seul des modes de recharge, le plus favorable au cas d'étude. Si un seul traceur est utilisable il existe donc un doute sur le mode de recharge choisi. De plus, l'utilisation du modèle de recharge binaire ne sera pas possible. En effet pour ce modèle il est nécessaire de disposer d'un minimum de deux traceurs. Ainsi, dans les cas où la datation a été effectuée à l'aide d'un seul traceur, l'incertitude sur le résultat obtenu est grande.

4.2.LES DIFFERENTES CAMPAGNES DE MESURE

4.2.1.Campagne spatiale d'octobre 2009

La première campagne avait pour objectif l'estimation des âges apparents de 250 points d'eaux souterraines. Le choix des points a été fait en concertation avec l'Agence de l'Eau selon des critères statistiques parmi les points du suivi DCE (RCE et RCO) afin d'inclure des points dans les divers secteurs du bassin (voir chapitre 3) ayant une tendance d'évolution déterminée (voir chapitre 1). De même on a veillé à une répartition spatiale homogène. Pour des problèmes de logistiques, lors de la première campagne d'échantillonnage un prélèvement systématique d'eau pour analyse de CFC-11, CFC-12 et CFC-113 et tritium a été réalisé sur seulement 208 points par les préleveurs de l'Agence de l'Eau. Toutes les analyses de CFC ont été réalisées et, après étude des résultats obtenus une partie des échantillons a été utilisée pour l'analyse de ^3H . Les points d'eau pour lesquels des mesures antérieures de concentration en oxygène dissous ont montré des valeurs basses ont fait l'objet d'un prélèvement pour analyses des CFC et du SF_6 ce dernier pouvant être plus pertinent en conditions réductrices Ceci concerne 41 points d'eau.

Sur l'ensemble des 208 échantillons d'eau analysés, il apparaît une importante contamination en CFC-11 sur 77 échantillons d'eau et une contamination en CFC-12 et CFC-113 sur une cinquantaine d'échantillons. Ces contaminations peuvent être dues à un problème d'échantillonnage ou une contamination locale de l'atmosphère. 12 SF_6 sur 38 points d'eau ont présenté des valeurs extrêmement élevées. Du fait d'une contamination de tous les traceurs la datation n'a pas été possible pour 14 eaux.

Pour 31 points d'eau pour lesquels un seul CFC était utilisable une analyse complémentaire de tritium a été réalisée.

4.2.2.Campagne complémentaire d'avril 2010

Du fait du non prélèvement en octobre 2009 de 42 points initialement prévus et des problèmes de contamination en CFC, on observe un important secteur sans information sur l'âge apparent des eaux correspondant aux départements Seine-Maritime, Eure et Eure-et-Loir. Ainsi la campagne de prélèvement d'avril 2010 compte les points initialement prévus pour la campagne d'octobre 2009 et non datés (même les non prélevés) et des points sélectionnés pour un suivi trimestriel des concentrations en gaz dissous. Parmi les 102 points d'eau sélectionnés, 73 ont été prélevés dont 43 pour la première fois. Pour les 34 points échantillonnés deux fois l'objectif est alors d'observer les fluctuations au cours d'un cycle hydrologique, de vérifier la représentativité de la campagne d'octobre 2009 et de donner des premiers indices d'explications aux variations temporelles de concentrations en nitrate observées à relativement court pas de temps. Les points sélectionnés pour le suivi trimestriel ont été choisis parmi les eaux les plus jeunes afin de permettre l'observation éventuelle d'une variabilité saisonnière des paramètres physico-chimique et de l'âge moyen des eaux. De même on s'est attaché à respecter une relative homogénéité dans la

répartition des points de prélèvements. Certaines délégations de bassin ont également suggéré des points de suivi d'intérêt particulier, comme les captages Grenelle. Dans tous les cas les points de suivi devaient impérativement faire partie du programme de prélèvement trimestriel et donc appartenir au réseau de suivi complémentaire de l'Agence de l'eau Seine-Normandie.

Sur les 73 eaux analysées, 4 n'ont pu être datées du fait de la contamination de tous les traceurs gazeux. Pour 37 points d'eau, l'analyse du SF₆ a été ajoutée à celle des trois CFC afin d'obtenir une information supplémentaire.

4.2.3. Le suivi trimestriel : Campagnes de juillet 2010 et octobre 2010

La campagne de juillet ne devait inclure que des points déjà analysés lors de la campagne d'octobre 2009 et/ou celle d'avril 2010. En effet un suivi trimestriel était prévu sur une cinquantaine de points d'eau. Du fait du relatif faible taux de prélèvement lors de la campagne d'avril 2010 des points de suivi initialement prévus, 8 points ont été ajoutés à la liste des points de suivi déterminée en avril 2010. Seuls 7 ont fait l'objet d'un prélèvement en juillet 2010.

Sur les 66 points d'eau sélectionnés, le prélèvement a pu être effectué à 59 points. La datation a été impossible sur 7 points d'eau du fait d'une contamination de tous les traceurs.

La campagne d'octobre 2010 a permis l'introduction d'un seul nouveau point d'eau qui, quoique programmé plusieurs fois n'avait jamais pu faire l'objet d'un prélèvement. Les autres points programmés, un total de 61, avaient déjà tous fait l'objet d'au moins une datation par CFC. Ce sont donc 62 points d'eau qui ont été échantillonnés lors de cette campagne. 5 eaux n'ont pas pu être datées du fait d'une contamination des CFC.

4.2.4. Synthèse des données disponibles

Au total, du fait des diverses difficultés rencontrées pour les prélèvements (conditions d'accès difficile, absence du technicien au rendez-vous, impossibilité de dater les eaux du fait de contamination,...) le nombre de points ayant fait au moins une fois l'objet d'un prélèvement en vue de datation est de 258. Sur ce jeu de points prélevés, 242 ont pu être datés au moins une fois. Le nombre de prélèvement par point d'eau daté au moins une fois est reporté sur l'illustration 21:

Nombre de prélèvements par point d'eau	Nombre de points d'eau datés
1	184
2	10
3	24
4	24

Illustration 21 : Nombre de prélèvements par point d'eau ayant été daté au moins une fois.

Parmi les 258 points d'eau prélevés, 16 n'ont jamais pu être datés du fait d'un problème de contamination de l'échantillon ou de l'air au moment de la recharge. **On dispose donc de 242 points d'eau souterraine datés au moins une fois sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie.**

En ce qui concerne les échantillons d'eau contaminés, certains points d'eau ne sont contaminés que lors d'une seule campagne de prélèvement, l'estimation de l'âge des eaux est donc possible pour ces points d'eau. Dans ce cas un problème de prélèvement est sans doute responsable de la contamination de l'échantillon à une date donnée. Pour les eaux systématiquement contaminées une contamination locale (par une industrie par exemple ou décharge ou un apport d'eau de surface important) est sans doute responsable des fortes concentrations en gaz mesurées. Ce nombre de points est très faible car n'ont été retenus pour le suivi trimestriel que les points d'eau pour lesquels une datation a été possible lors de la première ou deuxième campagne. Les points d'eau de Gruchet-la-Valasse (00756X0151/F1), Croissy-sur-Seine (01824X0184/P9) et Villeneuve-le-Comte (01848X0009/P) n'ont été datés que pour une campagne (octobre 2009) sur les trois réalisées pour ce point. A Croissy-sur-Seine la teneur en tritium élevé (68 UT) mesurée en octobre 2009 laisse penser à une influence des eaux de la Seine sur les eaux souterraines. En effet les eaux de la Seine peuvent avoir une teneur élevée en tritium du fait des rejets de centrales nucléaires (Nogent-sur-Seine). Une origine industrielle est également possible (peintures fluorescentes) ainsi qu'un lessivage de lixiviats de site de stockage de déchets non dangereux. A Lavault-de-Fretoy (05241X0024/AEP) les deux premiers prélèvements sur les quatre réalisés ont permis une estimation de l'âge apparent des eaux souterraines.

Parmi les 242 points d'eau datés au moins une fois, 24 ont pu être datés jusqu'à 4 fois. Lorsqu'il existait des données sur plusieurs campagnes un même modèle de recharge a été utilisé pour l'estimation des âges apparents. Ceci a donc nécessité, pour certains points, de refaire l'estimation de l'âge afin de ne garder qu'un seul modèle par point d'eau pour toutes les mesures Ceci n'a toutefois pas été possible pour le point d'eau de Nod-sur-Seine (04057X0007/HY). Un modèle de type mélange binaire correspond aux données d'octobre 2009 alors qu'un modèle de type exponentiel semble mieux convenir aux données des 3 autres campagnes. Une très forte différence des concentrations CFC de l'eau collectée en octobre 2009 par rapport aux concentrations

des échantillons d'avril, juillet et octobre 2010 laisse penser à une erreur d'étiquetage de l'échantillon d'eau d'octobre 2009 destiné à l'envoi pour analyse de CFC.

Excepté le point de Nod-sur-Seine, la datation a été réalisée pour 87 points en utilisant un modèle de type piston, pour 60 points par modèle exponentiel et 93 points à l'aide du mélange binaire.

Lorsqu'un seul traceur est disponible, l'estimation des âges apparents au point d'eau considéré est incertaine. Toutefois, lorsque plusieurs prélèvements ont pu être réalisés à ce point les données sont recoupées, ce qui permet d'améliorer les datations.

4.3. EVOLUTION TEMPORELLE DES AGES APPARENTS SUR LE BASSIN SEINE-NORMANDIE

4.3.1. Modèle Piston

Les eaux souterraines de 48 points ont pu être échantillonnées et datées lors de 3 ou 4 des campagnes d'octobre 2009, avril 2010, juillet 2010 et octobre 2010. Pour les 14 points d'eau pour lesquels le modèle piston a été appliqué pour l'estimation des âges apparents la différence d'âge d'une période à l'autre va de 1 à 9 ans (Illustration 22) sans tenir compte du point de Corbeille (03288X0042/P). A Corbeille, les concentrations en gaz CFC indiquent des eaux ayant une recharge moyenne antérieure à 1960. Ceci semble peu compatible avec une concentration en nitrate supérieure à 400 mg/L et une température de l'eau variant sur l'ensemble d'un cycle hydrologique de plusieurs degrés Celsius. Une erreur d'étiquetage ou numérotation est possible pour l'échantillon d'avril 2010.

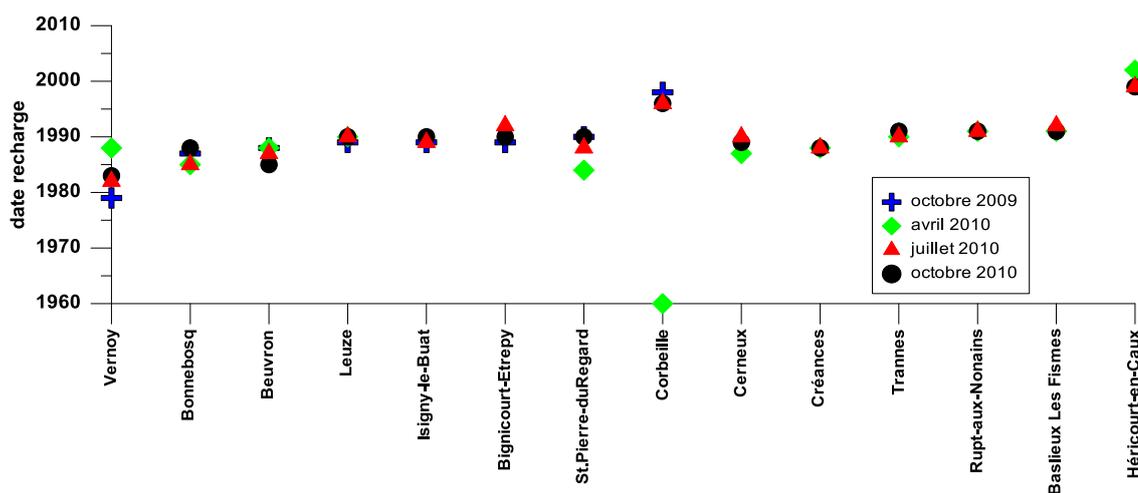


Illustration 22 : Dates de recharge évaluées en utilisant le modèle piston pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements

Près de 50% des points d'eaux présentent une variation trimestrielle de l'âge apparent entre 0 et 2 ans. Les eaux sont relativement anciennes, une vingtaine d'années ou plus exceptées les eaux de Héricourt-en-Caux (00578X0007/HY ; recharge moyenne de l'année 2000) et de Corbeilles. Pour ces points d'eau les concentrations en nitrate varient peu d'une période à l'autre (Illustration 23).

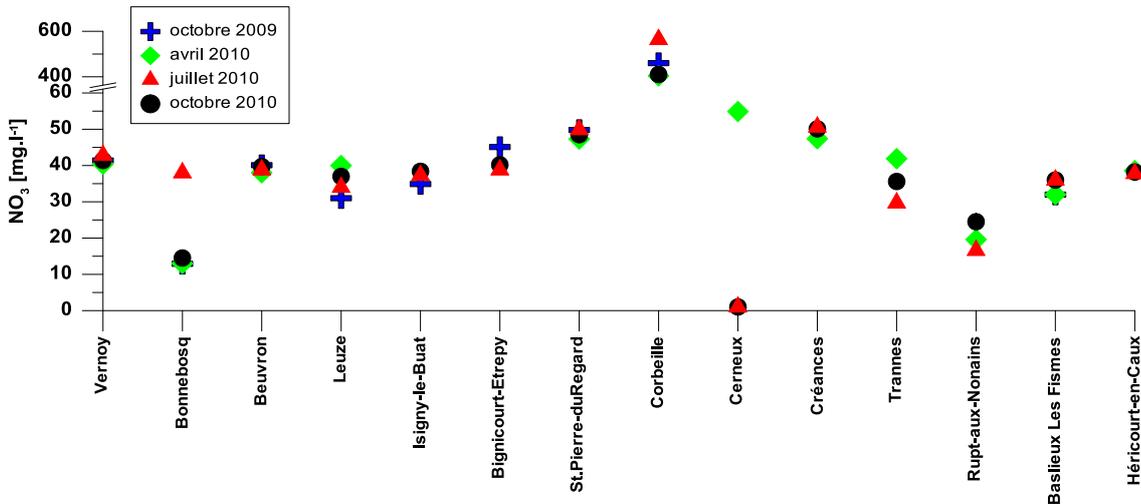


Illustration 23 : Concentrations en nitrate aux points d'eau datés par modèle piston pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements

On constate une forte différence de concentration en nitrate à Bonnebosq (01215X0040/C1) pour les eaux collectées en juillet 2010 par rapport aux autres dates. A cette date la conductivité des eaux est également plus élevée (779 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ contre 686 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ maximum en avril 2010) et la concentration en O_2 dissous plus faible. La température de l'eau est par contre très stable sur l'année ($\pm 1^\circ\text{C}$). L'âge apparent estimé à ce point est stable sur l'année.

On note également une forte différence de concentration en nitrate pour les eaux collectées en avril 2010 à Cerneux (02222X0019/F1). Un changement des conditions Redox pourrait expliquer cette différence. Toutefois aucun autre paramètre physico-chimique mesuré in-situ comme l'oxygène dissous ou le Eh ne varie de manière significative sur l'année.

4.3.2. Modèle exponentiel

Pour les 10 points d'eaux qui ont pu être datés en utilisant un modèle de type exponentiel, 2 présentent une variation temporelle relativement importante (Illustration 24) ; Les Petites-Loges (01584X0002/FAEP) et Boursonne (01296X0064/P). Pour Les Petites-Loges ce sont les eaux d'avril 2010 qui sont nettement plus vieilles que pour les autres périodes (eau de recharge antérieure à 1960). A Boursonne les trois prélèvements indiquent des âges apparents variant de plus de 30 ans.

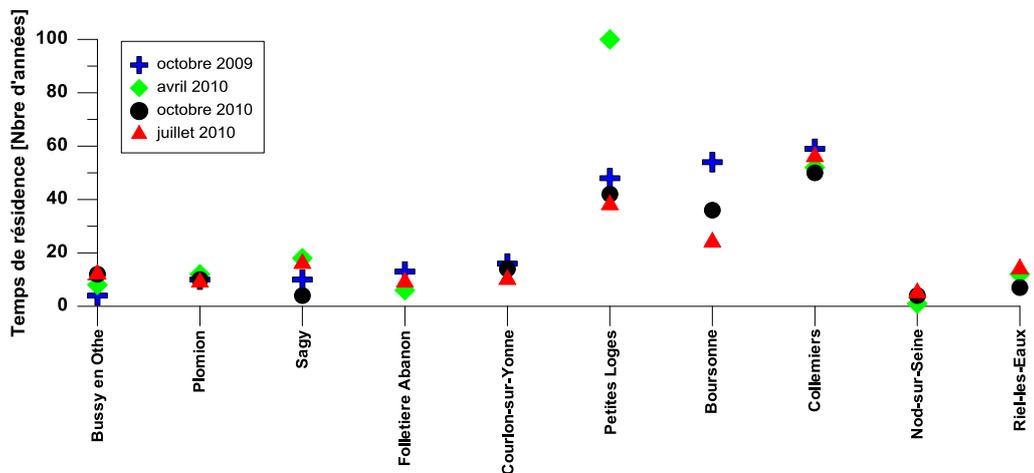


Illustration 24 : Temps moyens de résidence des eaux souterraines évalués en utilisant le modèle exponentiel pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements

Les eaux de ce groupe ont un temps moyen de résidence court (1 à 4 ans pour Nod-sur-Seine) à très long (plus de 50 ans pour les eaux de Collemiers, 03304X0008/AEP). Les concentrations en nitrate sont également très variables (Illustration 25). Des processus de dénitrification ou nitrification peuvent être à l'origine des fortes différences de concentrations en nitrate aux points de Sagy (01526X0063/F) et Boursonne. Pour ces deux points, le paramètre O₂ dissous varie temporellement de manière importante, ce qui permet de confirmer une variation des conditions Redox des eaux. A Boursonne, les paramètres in-situ de l'eau ayant en temps de résidence plus court indiquent des conditions réductrices ou semi-réductrices.

Aux Petites-Loges, les temps de résidence estimés pour avril 2010 sont plus importants que durant les autres périodes, les concentrations en nitrate diffèrent peu. Aucun autre paramètre physico-chimique ne permet d'expliquer cette forte différence d'âge apparent.

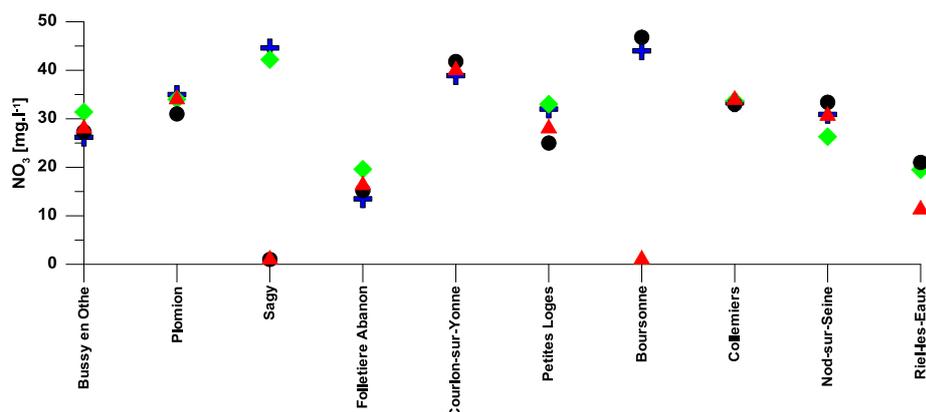


Illustration 25 : Concentrations en nitrate pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements datées à l'aide du modèle exponentiel

4.3.3. Modèle binaire

Pour les eaux correspondant à un mélange binaire la variabilité temporelle paraît plus importante. La lecture de l'illustration 26 peut toutefois être trompeuse puisque seul un des 2 paramètres estimés est représenté. En effet l'utilisation de ce modèle indique un pourcentage d'eau jeune ainsi que l'âge moyen de cette eau jeune. L'eau « ancienne » est toujours, par convention, soit une eau sans CFC, soit antérieure à 1950. L'âge apparent de l'eau jeune peut, lui, varier. Pour un même point il reste toutefois similaire.

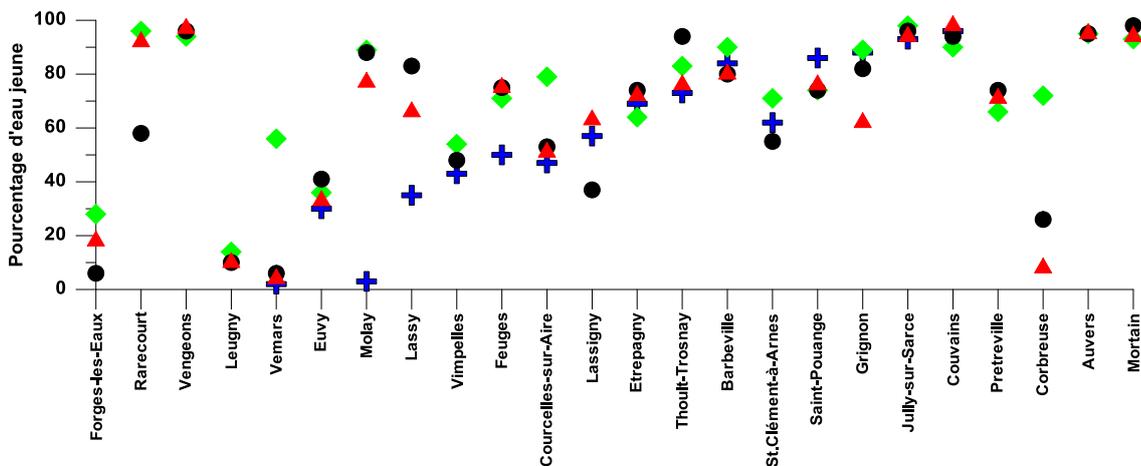


Illustration 26 : Pourcentage d'eau jeune évalué en utilisant le modèle de mélange binaire pour les eaux ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements

A certains points la part d'eau jeune varie d'un prélèvement à l'autre comme à Lassy (01751X0015/F2) ou Corbreuse (02566X0035/F1). Pour d'autres points, un seul des 3 ou 4 prélèvements diffère fortement des autres comme à Molay (04038X0004/AEP), Vemars (01541X0050/P1), Feuges (02982X0012/PAEP), Courcelles-sur-Aire (01913X0013/F) et Grignon (04376X0002/PUITS).

Ce modèle permet de représenter des eaux anciennes comme par exemple les eaux de Vemars (01541X0050/P1) ayant une proportion d'eau jeune (2008-2010) inférieure à 5% d'eau ou des eaux très jeunes comme celles de Mortain (02106X0018/C2) avec jusqu'à 98% d'eau jeune (2008-2010).

Les concentrations en nitrate pour l'ensemble de ces points (Illustration 27) est stable temporellement à une exception près, Vimnelles (02598X0009/P1) où des probables phénomènes de dénitrification entraînent de fortes diminutions des concentrations en octobre 2010.

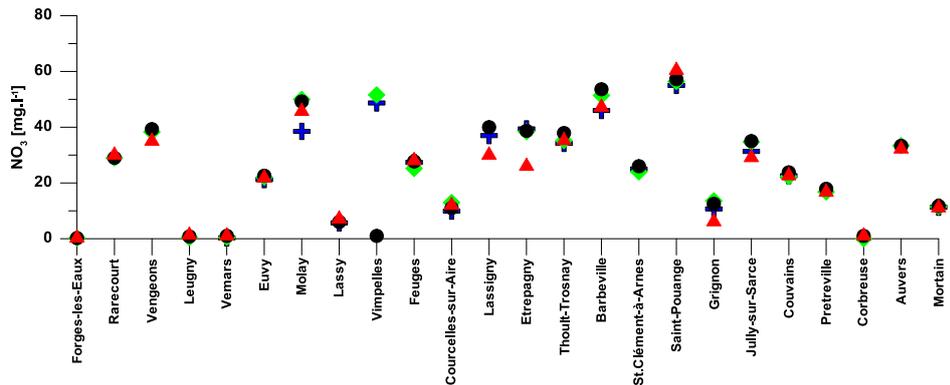


Illustration 27 : Concentrations en nitrate aux points d'eau ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements datés par modèle de mélange binaire

Pour quelques points pour lesquels les pourcentages de mélanges varient temporellement de manière importante et pour lesquels les concentrations en nitrate ne semblent a priori pas affectés par des processus de dénitrification, Molay (04038X0004/AEP), Lassy (01751X0015/F2), Feuges (02982X0012/PAEP), Etrepagny (01253X0082/F), Grignon (04376X0002/PUITS) et Lassigny (00814X0065/P), une corrélation nitrate vs. pourcentage de mélange est proposée (Illustration 28).

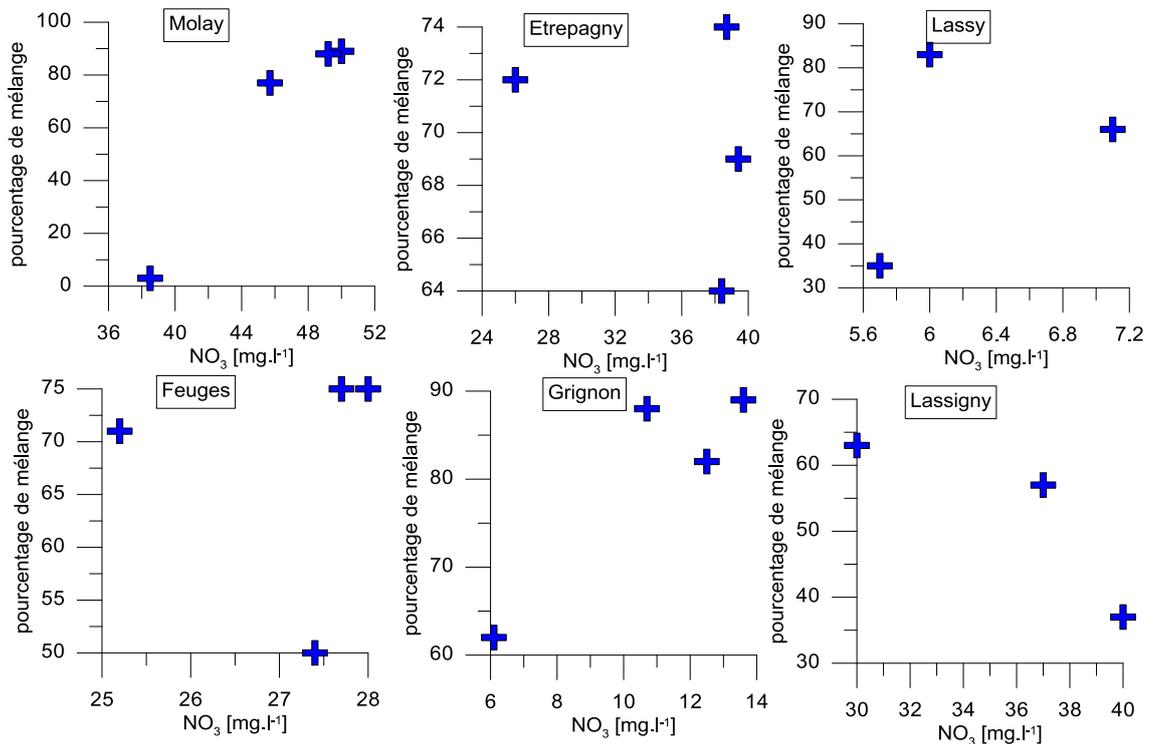


Illustration 28 : Pourcentage d'eau jeune vs. concentrations en nitrate pour quelques points d'eau ayant fait l'objet de 3 ou 4 prélèvements

On ne note aucune systématique dans l'évolution de ces deux paramètres. A Molay les prélèvements à plus forte proportion d'eau jeune semblent légèrement plus concentrés en nitrate. A Lassigny il semble que ce soit le contraire. A Feuges les âges apparents varient de manière importante et les concentrations en nitrate restent stables. Toutefois on ne dispose que de 4 données au maximum et les concentrations en nitrate varient peu.

4.3.4. Autres cas

L'estimation des âges apparents pour les 9 points d'eaux datés uniquement 2 fois a été réalisée en utilisant les trois modèles de recharge (1 piston, 3 exponentiel et 4 de type mélange binaire). A chacun de ces points, les âges estimés sont similaires sur les 2 périodes disponibles à l'exception des points de Nesles-la-Vallée (01531X0092/P), St.Loup-de-Gonois (03661X0070/PAEP) et Roman (01798X0006/P).

A Nesles-la-Vallée les conditions sont réductrices (concentrations en nitrate < limites de quantification) et une dégradation des CFC est possible entraînant une erreur sur l'estimation des âges apparents. Pour ce point on ne dispose pas de la concentration en SF₆ qui permettrait de contrôler ce phénomène de dégradation des CFC. Toutefois, en se fiant au CFC-12 qui est moins sensible que les autres CFC à la dégradation, il semble bien que les eaux de juillet 2010 aient une très faible proportion d'eau jeune comparativement aux eaux d'octobre 2010.

A St.Loup-de-Gonois la datation est douteuse car on ne dispose que d'un seul traceur, le SF₆.

Enfin, à Roman, la date moyenne de recharge est de 1987 pour le prélèvement de juillet 2010 et de 1997 pour le prélèvement d'octobre 2010. Les concentrations en nitrate sont, respectivement, de 51,2 mg/L et de 52,4 mg/L.

4.3.5. Bilan du suivi au cours d'un cycle hydrogéologique

On constate donc que pour la grande majorité des cas (41 points sur 48) la variation à pas de temps trimestriel des âges apparents est faible. Pour 7 points il existe une forte différence de l'âge estimé pour tous les prélèvements. Pour 9 points, un seul des 3 ou 4 prélèvements montre un âge apparent différent des autres.

Ceci autorise, après analyse de la variation des concentrations en nitrate et paramètres physico-chimiques mesurés in situ, l'utilisation conjointe des âges estimés (à l'exception des 7 points à forte variation temporelle) dans le but d'étudier les variations spatiales des âges CFC.

4.4. APPORT DE LA DATATION A LA COMPREHENSION DU TRANSFERT DE L'EAU ET DE LA CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES A L'ECHELLE DU BASSIN

4.4.1. Répartition spatiale des âges apparents sur le bassin Seine-Normandie

Dans ce paragraphe sont repris les points peu variables temporellement issues de cette étude (235 points d'eau) et de deux autres études récentes utilisant les mêmes outils et localisés sur le bassin Seine-Normandie. Ces études permettent de compléter le jeu de données.

Sur le secteur de Dreux (Eure-et-Loir), peu d'échantillons d'eau prélevés dans le cadre de cette étude ont pu être exploités. En 2009 une autre étude (Vernoux et al., 2010) a permis la datation d'une eau prélevée au sein de la craie sur la commune de Luat-Claret. Cette valeur a été ajoutée aux données disponibles.

De même, lors de l'étude sur les origines du sélénium (Gourcy et al., 2011) une vingtaine de forages a été échantillonnée pour datation en avril et octobre 2009 dans les départements de l'Eure-et-Loir, Loiret, Essonne, Seine-et-Marne, Marne, Oise et Yvelines. Ces points d'eau sont tous localisés dans les aquifères du Tertiaire du Bassin de Paris ainsi que la craie du crétacé supérieur. Ces données ont également été utilisées du fait qu'elles sont synchrones à la présente étude.

Afin de prendre en compte les erreurs d'estimation faites sur la détermination des âges bruts et l'écart moyen entre les différentes valeurs obtenues pour un même point d'eau, le travail de spatialisation se fait par groupe d'âges. On considère que pour chacun des modèles de recharge utilisés six groupes d'âges permettent une distinction des âges correcte et une lecture aisée des cartes. Trois cartes sont établies pour chacun des modèles utilisés pour la datation. Les couleurs de chacun des groupes sont choisies afin de pouvoir comparer les cartes entre elles (Illustration 29, Illustration 30 et Illustration 31).

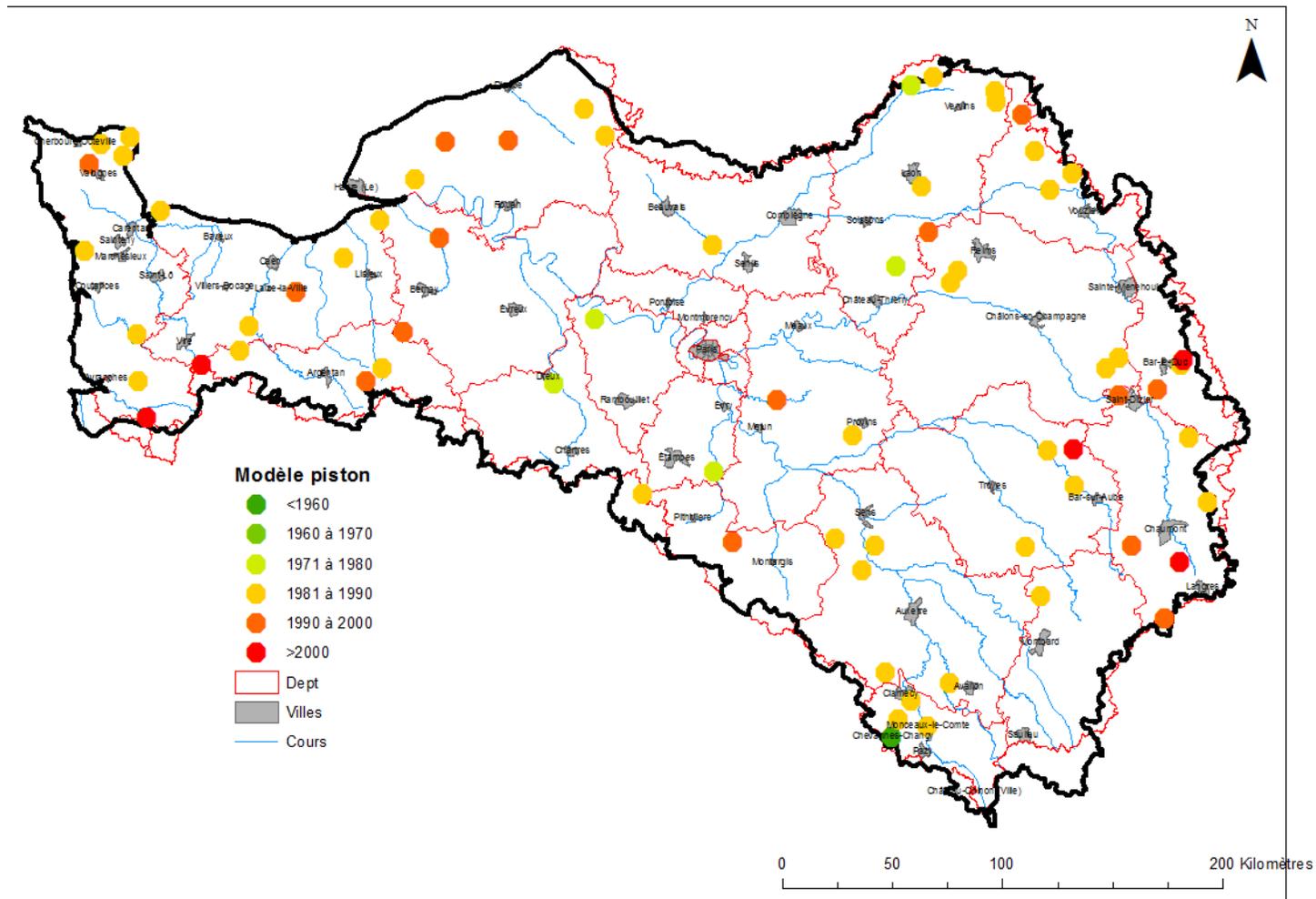


Illustration 29 : Distribution des âges des eaux souterraines sur le bassin Seine-Normandie – modèle piston (données de l'étude + autres données disponibles)

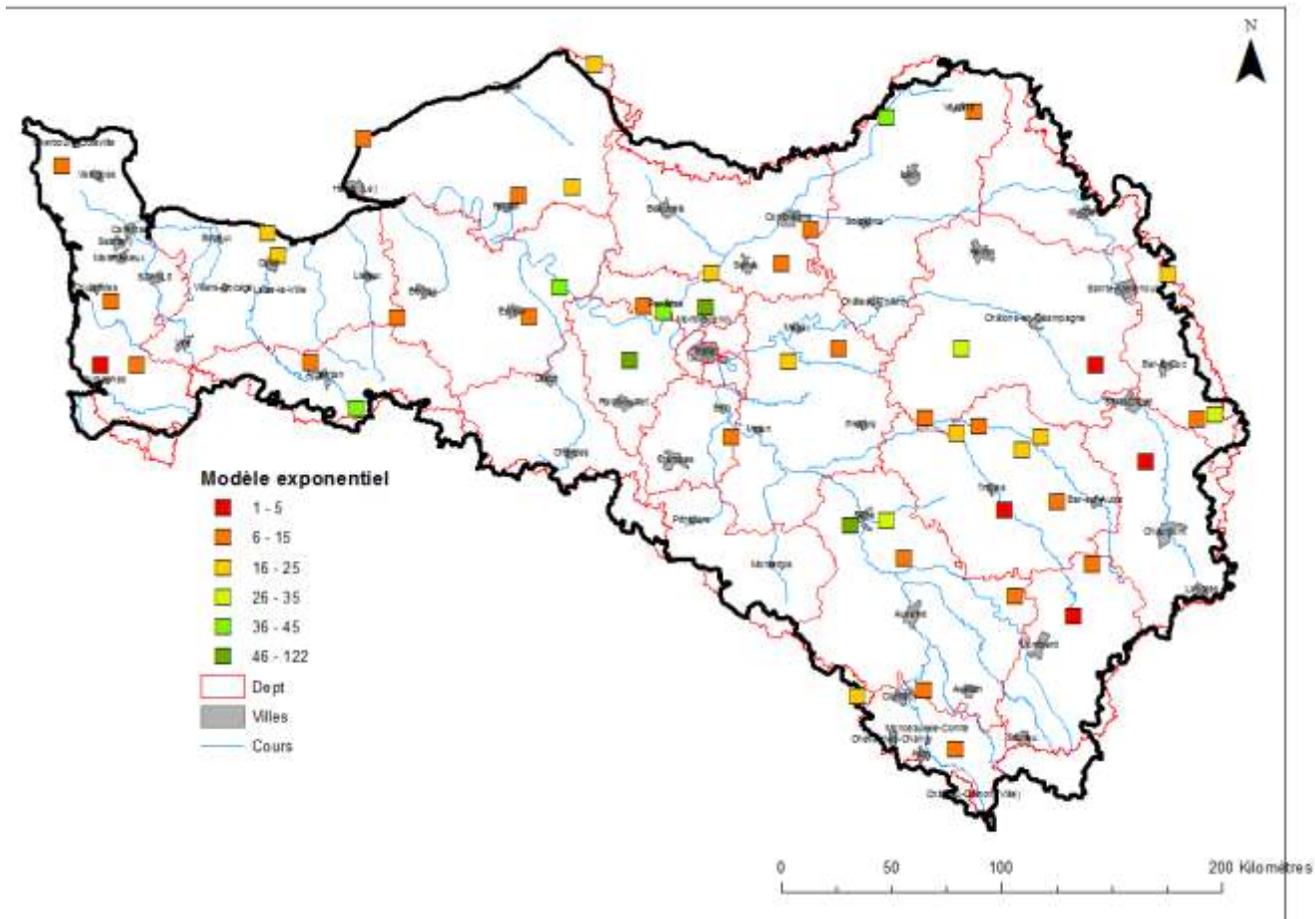


Illustration 30 : Distribution des âges des eaux souterraines sur le bassin Seine-Normandie – modèle exponentiel (données de l'étude + autres données disponibles)

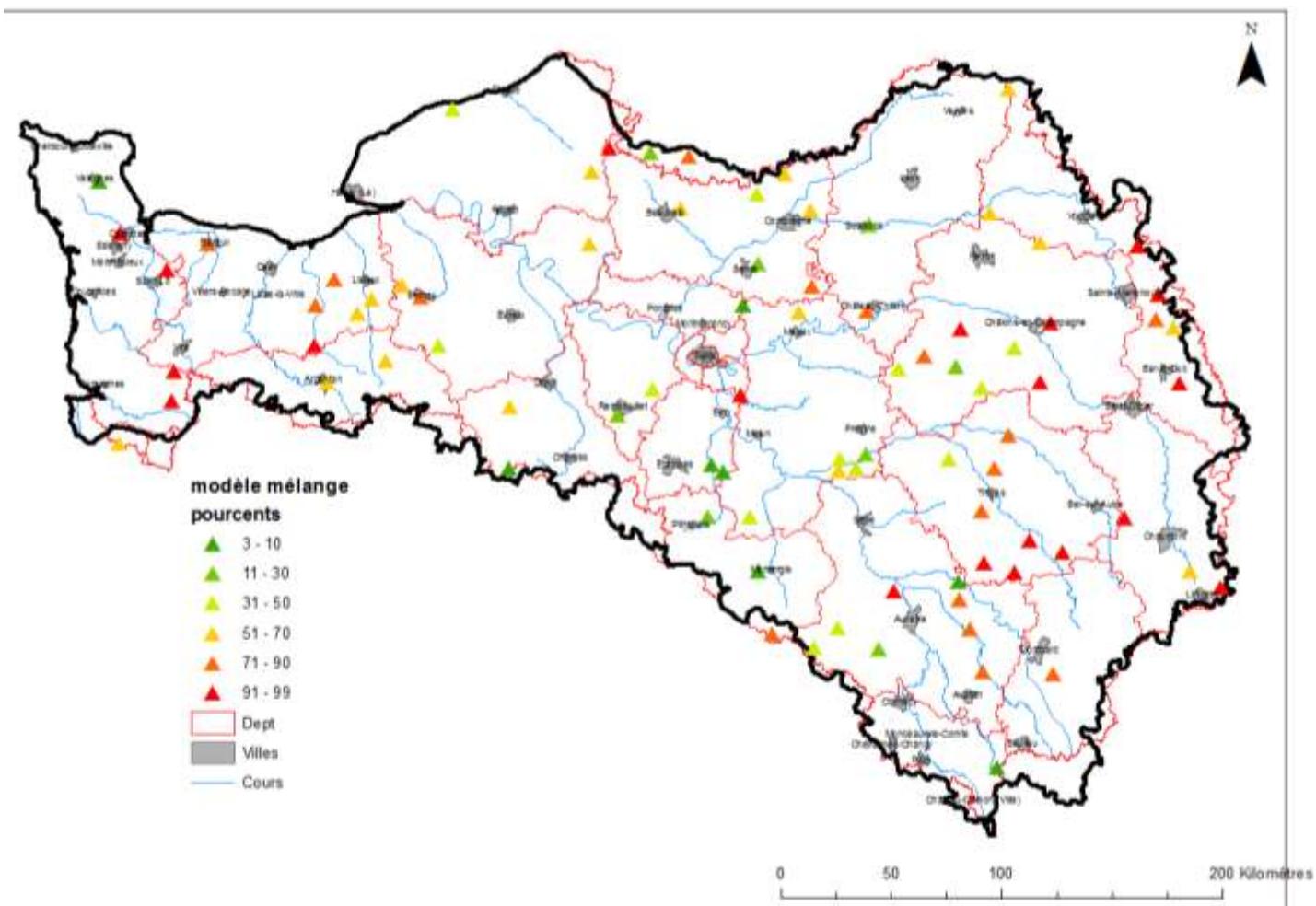


Illustration 31 : Distribution des âges des eaux souterraines sur le bassin Seine-Normandie – modèle mélange binaire (données de l'étude + autres données disponibles)

Dans le but d'utiliser l'ensemble des données de datation et de regarder leur éventuelle corrélation avec d'autres paramètres ainsi que donner une vision d'ensemble du bassin Seine–Normandie, les différentes valeurs d'âges ont été réunies dans 6 groupes sans tenir compte du modèle utilisé pour l'estimation des âges-CFC. Si une comparaison des âges obtenus par modèle piston et par modèle exponentiel est relativement aisée, la comparaison des âges obtenus par mélange binaire est plus délicate. En effet il faut rappeler que le modèle de mélange permet d'obtenir deux informations ; le pourcentage de mélange et l'âge moyen de l'eau jeune. Ainsi un mélange 80% d'eau jeune de 1980 n'a pas la même signification qu'un mélange de 80% d'une eau subactuelle (2008-2010). Les groupes proposés sont présentés dans l'illustration 32:

Groupe d'âge	Modèle piston / Date de la recharge	Modèle exponentiel / temps de résidence (ans)	Mélange binaire / pourcentage d'eau jeune
1	>2000	<5	>95
2	1991-2000	5-15	81-95
3	1981-1990	16-25	56-80
4	1971-1980	26-35	31-55
5	1961-1970	36-45	10-30
6	≤1960	>45	<10

Illustration 32 : Constitution des groupes d'âge apparent suivant le modèle d'écoulement utilisé pour la datation.

La carte d'ensemble (Illustration 33) permet d'observer des secteurs avec majoritairement des eaux anciennes comme à l'est d'Etampes et plus généralement au centre du bassin autour de Paris. Sur les bordures du bassin, dans la zone de recharge des aquifères Tertiaires et secondaires et sur le secteur de la Normandie les eaux sont à dominante plus jeune.

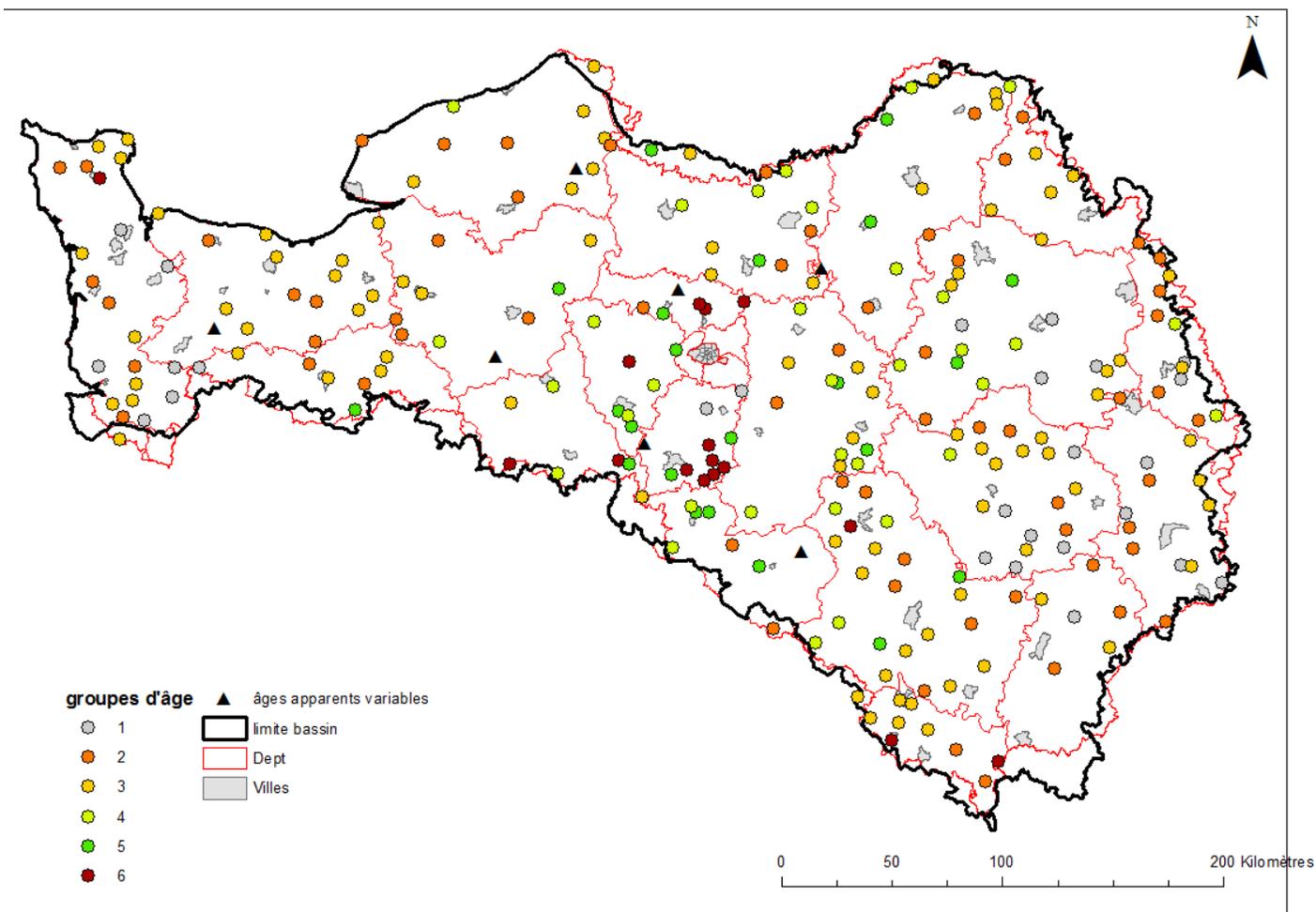


Illustration 33 : Synthèse des âges apparents estimés sur le bassin regroupés en 6 classes et localisation des points où l'âge varie d'une période à l'autre + 19 sélénium + 1 Eau de Paris

4.4.2. Comparaison concentrations en nitrate / âges des eaux

La première approximation qui peut être faite est une corrélation directe des âges apparents calculés et des concentrations en nitrate par type de modèle utilisé (Illustration 34). Notons que pour le modèle piston le point de Corbeilles (03288X0042/P) avec des concentrations supérieures à 400 mg/L a été écarté.

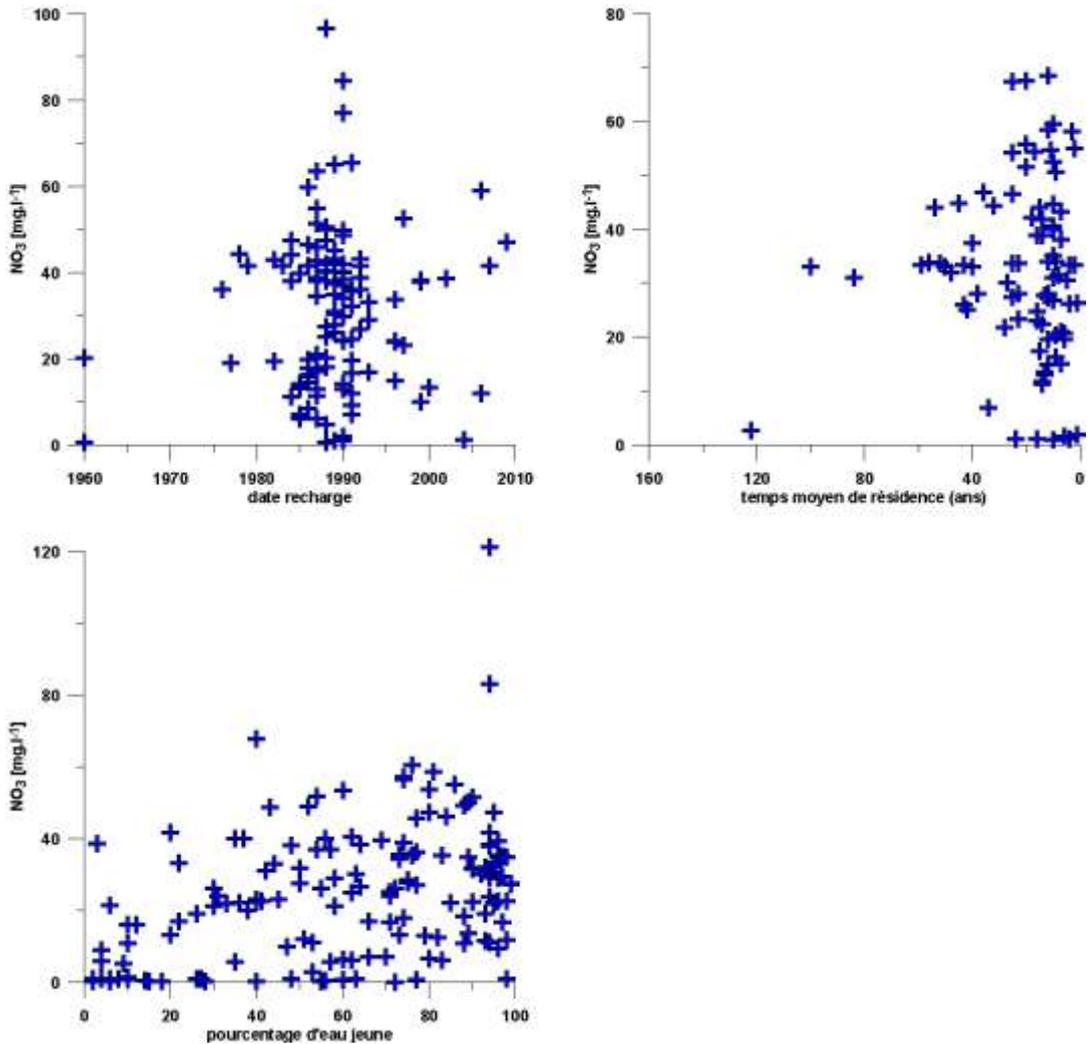


Illustration 34 : Corrélations concentrations en nitrate vs. âges apparents pour l'ensemble des points d'eau datés

Comme attendu on n'observe aucune corrélation entre ces deux paramètres à l'échelle du bassin Seine-Normandie du fait de la variabilité des comportements hydrodynamiques, de la variabilité des pressions, de la variabilité des conditions redox (entraînant une possible dénitrification) et de la variabilité de la vulnérabilité des aquifères aux polluants azotés. En revanche, pour les points datés « eaux très

anciennes » la faible teneur en nitrate est conforme aux attentes (pression azotée d'origine agricole peu importante).

Si l'on ne s'attache qu'aux groupes d'âge et aux valeurs de concentrations en nitrate disponibles dans ADES et les concentrations mesurées lors des prélèvements effectués en 2009 et 2010 (Illustration 35), on constate que le groupe d'eau 2 correspondant à des eaux de 5-15 ans de temps moyen de résidence montre des concentrations moyennes en nitrate sensiblement plus élevées. Les eaux les plus vieilles (groupes 5 et 6) ont une concentration moyenne en nitrate plus faible.

groupe	n	NO ₃ moyen 2009-2010	NO ₃ min	NO ₃ max	NO ₃ moy (ADES)
1	24	29	22,6	33,9	27,1
2	58	39,9	32,9	48,1	40,7
3	80	30,1	21,3	36,3	29,8
4	27	27,4	25,7	35,0	28,7
5	19	21,7	18,4	29,1	24,2
6	13	16,1	13,9	16,3	16,0

Illustration 35 : Nombre de points considérés, Concentrations moyennes, minimum et maximum en nitrate (mg/L) par groupes d'eau

Un recoupement des informations relatives aux tendances Mann-Kendall (voir chapitre 5) pour les concentrations en nitrate et les groupes d'âge n'a pas permis d'apporter des informations complémentaires du fait notamment du petit nombre (63) de points d'eau datés pour lesquels une tendance était observable.

Un recoupement des informations relatives aux concentrations en déséthylatrazine et en atrazine et les groupes d'âge ne permet pas de sélectionner plus de 35 points d'eau pour lesquels on dispose de ces deux informations. Ainsi une étude de tendances sur ces points incluant l'information âge apparent à l'échelle du bassin Seine-Normandie ne pourra pas être représentative.

4.4.3.Comparaison sectorisation – âges des eaux

Si l'on étudie la répartition des groupes d'âges apparents selon les secteurs de comportement piézométrique (voir chapitre 3.1.2) les mêmes secteurs que ceux mis en évidence sur l'illustration 33 ressortent (Illustration 36).

Le secteur de la Beauce, avec un cycle annuel faible et une dérive pluriannuelle importante regroupe la plupart des points d'eau les plus anciennes (groupes 5 et 6). On retrouve plusieurs points d'eau du groupe 6 au nord-est de l'île de France sur deux secteurs (Soissonnais et Hurepoix) de cycle annuel faible à nul et de dérives pluriannuelles de 6 à 12 ans ou >20 ans. Ces eaux relativement anciennes correspondent aux formations de l'Yprésien-Lutétien.

La grande majorité (22 de 26) des eaux du groupe 1 (5 à 15 ans de temps de résidence) se situe dans les secteurs de forts cycles annuels et pas ou peu de dérives interannuelles, sur l'ouest de la Basse-Normandie (7 points), le centre et le sud de Champagne-Ardennes (15 points).

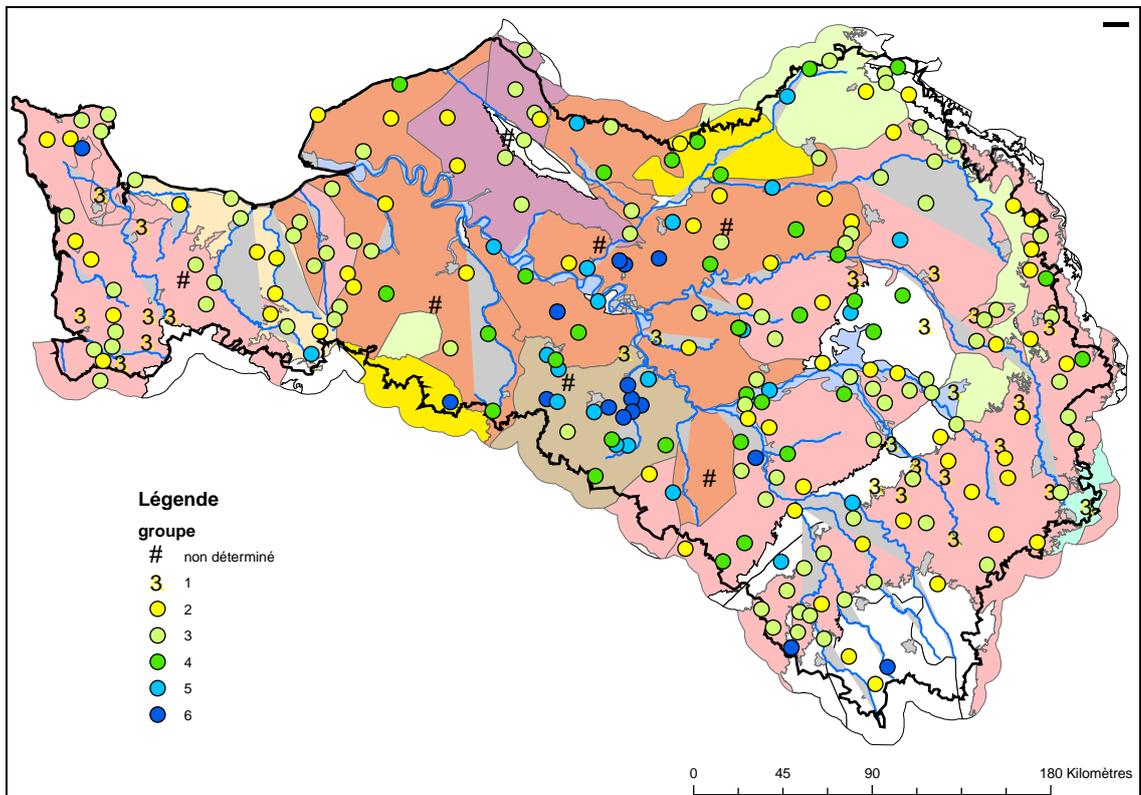


Illustration 36 : Sectorisation selon le comportement piézométrique et détermination des groupes d'âge des eaux échantillonnées en 2009 et 2010

4.5. CONCLUSIONS SUR LA DATATION DES EAUX SOUTERRAINES

La datation des eaux souterraines a été effectuée sous deux angles différents. Il d'agissait dans un premier temps d'avoir une vision exhaustive à l'échelle du bassin grâce à une vaste campagne d'échantillonnage, et dans un deuxième temps, de juger de la pertinence des résultats obtenus lors de cette campagne. Pour cela, plusieurs points d'eau ont été échantillonnés à plusieurs reprises (4 au maximum) au cours d'un cycle hydrologique. De cette façon, il était possible de juger de la variabilité de l'estimation de l'âge apparent de l'eau au cours d'un cycle hydrologique mais aussi de voir dans quelle mesure, les éventuelles différences d'âges pouvaient être mises en relation avec les fluctuations de concentrations en nitrate.

Dans l'étude, plusieurs outils de datation des eaux jeunes ont été mis en œuvre. De manière systématique, les gaz CFC (11, 12 et 113) ont été dosés. En complément, le SF6 a été utilisé (prévu notamment dans les situations de nappe alluviale ou pour les points d'eau ayant une faible teneur en oxygène dissous) et en dernier recours, pour disposer d'un traceur complémentaire et lorsque cela paraissait pertinent, le tritium a été utilisé.

Ces outils ont permis d'estimer l'âge apparent de l'eau de 239 points sur les 255 prélevés au moins une fois et répartis sur l'ensemble du bassin. Il convient de souligner que le programme initial (campagne spatiale et points pour le suivi trimestriel) a dû être revu à plusieurs reprises puisque les prélèvements n'ont pas toujours été effectués par les prestataires de l'Agence de l'Eau. En effet, rappelons que pour des questions de logistiques, les prélèvements étaient prévus lors des campagnes de surveillance DCE. Ceci a aussi impliqué de ne dater que des points des réseaux de surveillance ou du contrôle opérationnel.

Compte-tenu de l'échelle de travail et de la méconnaissance de certains paramètres comme l'altitude et la température de recharge, une incertitude existe sur l'estimation de l'âge apparent de l'eau. De plus, en l'absence de connaissances détaillées sur le fonctionnement des aquifères captés par les points d'eau à dater, l'estimation de l'âge apparent a été faite en utilisant chacun des 3 modèles conceptuels de fonctionnement des aquifères. Le modèle retenu est celui pour lequel le plus de traceurs donnent un même âge. Dans la mesure où chaque modèle conceptuel donne une information un peu différente (date de recharge, temps de résidence, et fraction d'eau jeune - âge de l'eau jeune pour les modèles piston, exponentiel, mélange de 2 pôles, respectivement), la représentation de l'ensemble des informations sur une seule carte nécessite la définition de 6 groupes d'âge.

À l'échelle du bassin, pour les points sélectionnés, la gamme des âges apparents est importante (antérieur aux années 60 jusqu'à postérieur aux années 2000). La relative stabilité des âges apparents pour la majorité des points choisis qui ont été soumis à 3 ou 4 datations sur un cycle hydrologique montre que le prélèvement unique (campagne spatiale de octobre 2009 / avril 2010) donne une information représentative (par groupe d'âge et pas valeur absolue) à l'échelle du bassin. Un pas de temps plus fin de datation (par exemple mensuel) pourrait s'avérer pertinent dans

des systèmes réactifs afin notamment de caractériser l'évolution de la qualité des eaux alors que pour des systèmes inertiels (grandes cycles piézométriques), des datations à des périodes contrastées (très hautes eaux/très basses eaux) seraient à privilégier.

A l'échelle du bassin, la répartition des âges ne paraît pas complètement aléatoire avec des secteurs se dessinant (secteur de Beauce avec les eaux les plus anciennes, eaux relativement anciennes pour l'Yprésien-Lutétien et eaux les plus récentes dans l'Ouest de la Normandie, Centre et Sud de la région Champagne-Ardenne). La comparaison de la répartition des âges apparents avec la sectorisation du bassin réalisée dans cette étude basée sur le comportement piézométrique et la lithologie, permet de bien individualiser certains secteurs. Toutefois, bien que le nombre de points datés (239) puisse apparaître important, de grands secteurs du bassin restent sans information ; il est alors délicat d'aller plus loin dans un éventuel découpage du bassin. En revanche, lors d'études plus locales, les données de datation seront une information tout à fait intéressante pour aider à la compréhension du fonctionnement des systèmes hydrogéologiques considérés.

Sans surprise, à l'échelle du bassin, aucune relation claire ne peut être tirée entre l'âge apparent et la concentration en nitrate. En effet, outre l'âge apparent, de nombreux facteurs peuvent affecter la qualité des eaux souterraines vis-à-vis du paramètre nitrate et notamment l'évolution temporelle de la pression azotée. Toutefois, de façon logique, le groupe avec les âges les plus anciens est celui qui présente les teneurs en nitrate les plus faibles ; ces eaux pourraient donc être antérieures à l'augmentation de la pression azotée (autrement dit de l'intensification de l'agriculture).

Enfin, le recoupement de ces âges apparents avec les tendances d'évolution des concentrations en nitrate ou phytosanitaires est peu concluant car peu de points datés ont montré des tendances significatives (chapitres 6 et 8).

5. Etude des tendances d'évolution des concentrations en nitrate

Le suivi des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines est un bon indicateur de la pollution des aquifères par l'activité agricole (cette pollution diffuse est suivie depuis de nombreuses années sur le bassin Seine-Normandie, la plus ancienne analyse datant du 26 octobre 1971 ; 01116X0098/HY, sources de l'Aunois à Mont-Devant-Sassay dans la Meuse, dept. 55). En se basant sur les données historiques de concentrations en nitrate dans les eaux souterraines, l'objectif est de déterminer les tendances actuelles d'évolution de cette pollution en chacun des points de prélèvements du Bassin et selon une approche spatiale complémentaire. Cet objectif suppose de connaître lorsqu'il y a lieu, la date la plus récente de changement d'évolution des concentrations en nitrate. Cette donnée essentielle permet de connaître le point d'origine du calcul des tendances actuelles. Les outils utilisés visent donc à détecter une date de rupture puis à estimer une tendance. Plusieurs approches statistiques sont mises en œuvre afin déterminer les tendances soit par point (Régression Linéaire, test Mann-Kendall) ou selon une approche spatialisée (Boîtes à Moustaches, test Kendall-Régional).

5.1.TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE PAR POINT

5.1.1.Méthodologie

L'approche proposée pour la détermination des tendances d'évolution des concentrations en nitrate aux points de prélèvement est l'application de la méthode de Mann-Kendall. Ce test non paramétrique, initialement développé et appliqué pour la description de données météorologiques (Turkes, 1996 ; Onate and Pou, 1996) est tout à fait adapté à la détection des tendances d'évolution de la qualité des eaux (Broers and Van der Grift, 2004 ; Aguilar et al., 2007 ; Stuart et al., 2007 ; Baran et al., 2009). Il permet d'estimer une tendance monotonique par série temporelle de données. Cette méthode pourrait être comparée à l'établissement d'une droite de régression si ce n'est que c'est une méthode plus robuste et surtout peu sensible aux outliers (c'est-à-dire aux mesures qui sont statistiquement très différentes des autres). Ainsi grâce à la méthode de Mann-Kendall, la tendance estimée n'est pas biaisée par une mesure qui sort manifestement du groupe de mesures alors qu'une régression est très influencée par un point situé en position extrême. De plus, le test de Mann-Kendall est adapté à la détermination des tendances de chroniques à distribution non normale, ce qui est généralement le cas des données de concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. Le principe de la méthode de Mann-Kendall, dont le développement mathématique est présenté en Annexe 2, est de calculer les écarts entre deux mesures successives (X_i et X_j) et de les recoder. Si $X_j > X_i$, le code est 1, si $X_j < X_i$ le code est -1 et si $X_j = X_i$ le code est 0. La somme de ces codes est effectuée de façon à

voir s'il y a eu plus de valeurs consécutives en augmentation que de valeurs consécutives en diminution. Le résultat donne le sens d'évolution, la valeur de la pente de la tendance (exprimée en mg NO₃/L/an) étant calculée par la méthode de Theil (1950) détaillée en Annexe 2.

La méthode statistique Mann-Kendall ne permet que d'identifier des tendances dites monotoniques, c'est-à-dire linéaires et sans rupture de pente. Or il est probable que les évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines suivent plusieurs phases successives séparées par des ruptures de pentes. Les résultats du test Mann-Kendall appliqué sur la longueur totale des chroniques pourraient alors être biaisés par l'intégration dans le calcul de segments de chroniques à tendances différentes.

Ainsi, afin de déterminer des tendances actuelles d'évolution des concentrations en nitrate et de calculer les valeurs de pente sur la dernière période où les chroniques montrent un comportement homogène, le test de CUSUM, modifié par l'agence de l'eau Rhin-Meuse, a été appliqué en préalable au calcul des tendances sur l'ensemble des chroniques. Ce test statistique, dont la formulation mathématique est présentée en Annexe 3 permet d'étudier la stabilité d'une chronique au cours du temps. Il a été adapté et utilisé récemment par l'agence de l'eau Rhin-Meuse pour la détermination des ruptures de pentes de chroniques nitrates. Le test du CUSUM ainsi modifié a produit des résultats tout à fait satisfaisants. Comme son nom l'indique (CUSUM est l'abréviation de Cumulative Sum) le test est fondé sur la somme cumulée de résidus récursifs (la moyenne dans notre cas). Il permet d'identifier la date à partir de laquelle la chronique montre une cassure dans l'évolution de la moyenne, c'est-à-dire un changement significatif de comportement lorsque l'évolution des concentrations n'est pas homogène. **Le code utilisé pour l'étude permet d'identifier un seul changement majeur dans l'évolution historique des concentrations en nitrate.**

5.1.2. Traitement préalable des données : identification des dates de rupture de pente

L'étude des tendances actuelles d'évolution des concentrations en nitrate est réalisée sur l'ensemble des points du bassin Seine-Normandie qui captent un aquifère superficiel du Bassin et qui disposent de données historiques sur ce paramètre. Le jeu de données initial est ainsi constitué de **5862 chroniques** renseignées sur la concentration en nitrate.

La première phase de la détection des tendances actuelles est l'identification des ruptures de pente des chroniques par le test CUSUM. Sur les 5862 chroniques analysées, **1987 points d'eau montrent une rupture de pente significative**. La courbe de répartition des chroniques en fonction de leur date de rupture de pente, présentée en Illustration 37, montre que 80 % des ruptures de pente ont lieu entre février 1993 et juin 2004 (1^{er} et 9^{ème} déciles respectivement), la médiane étant établie à février 2000.

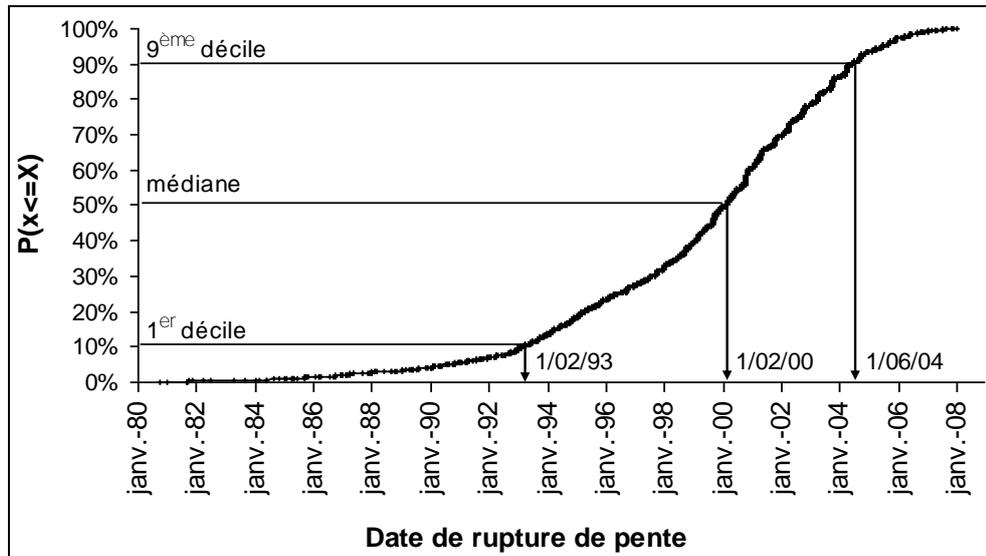


Illustration 37 : Courbe de répartition des chroniques en fonction de leur date de rupture de pente : probabilité pour une chronique du bassin Seine-Normandie d'avoir une date de rupture de pente inférieure ou égale à une date donnée ($P(x \leq X)$)

Par souci de représentation, les dates de ruptures de pente des 1987 chroniques montrant une évolution des concentrations en nitrate non homogène, ont été groupées en 10 classes. La définition des limites des classes s'appuie sur les valeurs des 10 déciles de la courbe de répartition des dates de rupture de pente présentée en Illustration 37 afin d'obtenir une répartition homogène du nombre de chroniques par classe. Toutefois, les limites inférieures et supérieures vraies des classes correspondent au début et à la fin des années hydrologiques qui contiennent les valeurs des déciles de la courbe de répartition. Ceci abouti à la création de classes de dates de rupture de pente cohérentes avec le fonctionnement hydrodynamique des aquifères tout en proposant une répartition homogène du nombre de chroniques par classe. La longueur des classes diffère ainsi en fonction de la période considérée. Il n'y a par exemple que peu de chroniques dont la date de rupture de pente est inférieure au 30/09/1993 ou bien supérieure au 1/10/2004. Les longueurs de la première et de la dernière classe sont donc plus importantes afin de garantir un nombre homogène de chroniques pour chacune des classes. Le nombre de chroniques par classe est présenté en Illustration 38.

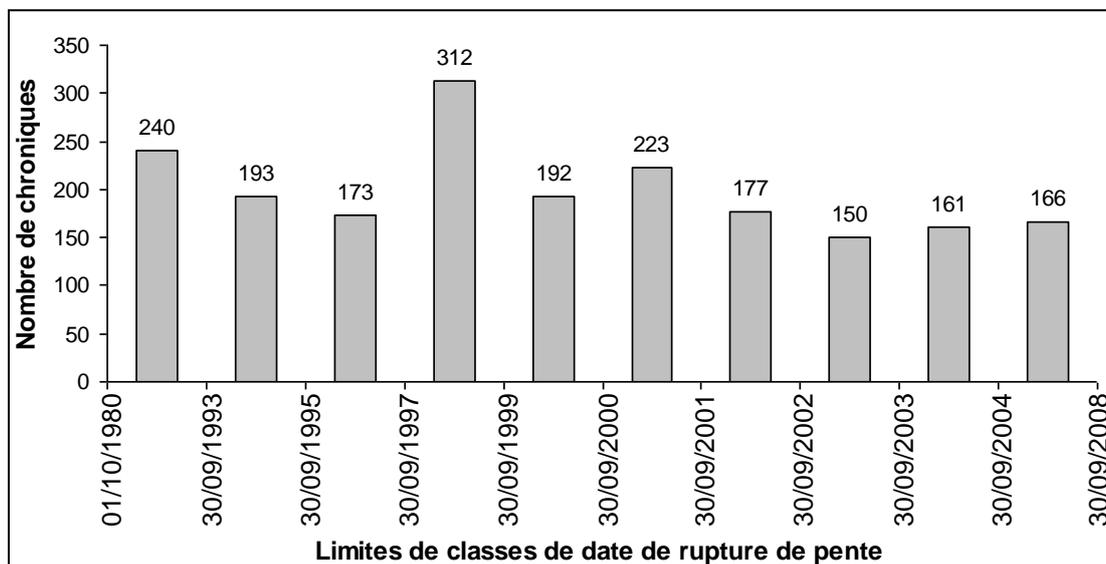


Illustration 38 : Répartition du nombre de chroniques NO₃ par classes de date de rupture de tendance

Les valeurs des dates de rupture de pente des 1987 chroniques dont l'évolution des concentrations en nitrate n'est pas homogène sont présentées en Annexe 4.

La deuxième phase de l'exercice de détermination des tendances actuelles consiste à appliquer le test de Mann-Kendall :

- soit sur la dernière période (si elle est assez récente) où les chroniques montrent une évolution homogène des concentrations en nitrate pour celles qui présentent une rupture de pente significative
- soit, pour les chroniques qui ne présentent pas de rupture de pente, sur une période assez récente afin de caractériser l'évolution actuelle des concentrations en nitrate.

Un critère d' « actualité » des chroniques est ainsi créé. Il est basé sur la valeur du 9^{ème} décile de la répartition des ruptures de pente. Ne sont prises en compte pour le calcul de la pente des tendances, que les chroniques ayant au moins une valeur de concentration en nitrate plus récente que juin 2004. Sur les 5862 chroniques constituant le jeu de données initial, 4668 satisfont ce critère dont 1684 pour lesquelles une rupture de pente significative a été identifiée.

De la même manière, toujours afin de qualifier les évolutions actuelles des concentrations en nitrate, les données des chroniques sans changement de pente significatif antérieures à février 1993 ne sont pas prises en compte pour le calcul des tendances. Cette date correspond au 1^{er} décile de la répartition des dates de rupture de pente.

De plus, il a été choisi de n'appliquer le test de Mann-Kendall que sur les chroniques composées de 10 valeurs au minimum. Ainsi, sur les 4668 chroniques qui possèdent au moins une valeur après le 1/06/2004, 1247 disposent d'au moins 10 analyses de concentration en nitrate postérieures au 1/02/1993. Parmi ces 1247 chroniques, 1096 montrent une rupture de pente significative.

Au final, le test de Mann-Kendall est appliqué sur 21% des points de prélèvement qui constituent le jeu de données initial (1247/5862) :

- Pour 1096 points dont l'évolution des concentrations en nitrate n'est pas homogène, la tendance est calculée à partir de la date de rupture de pente jusqu'à juin 2004 au minimum.
- Pour les 151 points qui satisfont le critère d' « actualité » et pour lesquels aucune rupture de pente significative n'a été identifiée, le calcul de tendance débute en février 1993 jusqu'à juin 2004 au minimum.

5.1.3.Résultats de l'identification des tendances d'évolution des teneurs en nitrate par le test Mann-Kendall

L'illustration 39 montre la répartition des dates de ruptures de pente pour les 1987 chroniques concernées. La représentation reprend les classes définies au paragraphe 5.1.2. Les dates de ruptures extrêmes sont représentées en gris (carré pour les dates de ruptures antérieures à 1993 et triangle pour celles plus récentes que 2004). Les triangles verts sont utilisés pour les classes de dates de rupture de pente d'une durée de deux ans alors que les classes qui ne représentent qu'une seule année hydrologique sont dessinées sous la forme de cercles allant du bleu au violet.

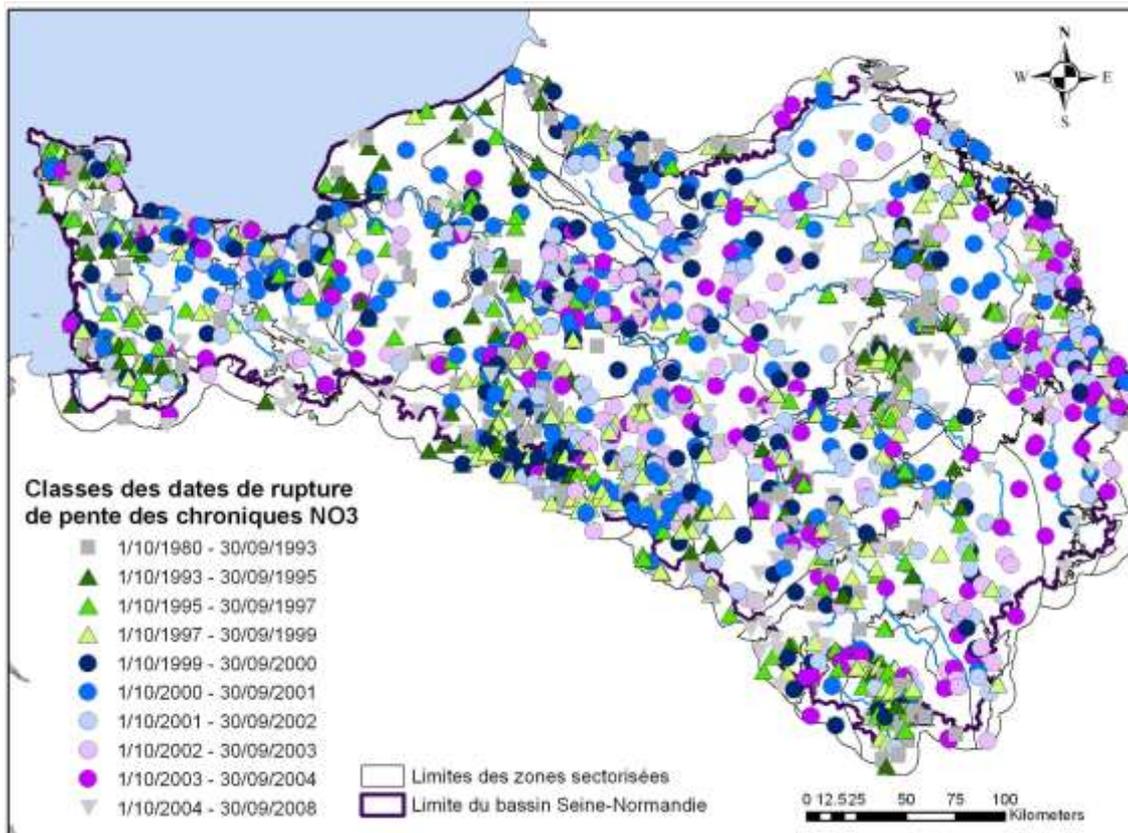


Illustration 39 : Répartition des dates de rupture de pente des 1987 chroniques du bassin Seine-Normandie dont l'évolution des concentrations en nitrate n'est pas homogène.

La répartition des dates de rupture de pente semble à première vue aléatoire sur le bassin Seine-Normandie. Toutefois, la majorité des points de prélèvements en nappe de Beauce montre des changements significatifs dans l'évolution des concentrations en nitrate relativement ancienne (antérieurs au 30/09/2000). A l'inverse, les points localisés en bordure est du bassin, dans les affleurements des calcaires jurassiques, montrent plutôt des dates de rupture de pente récentes, entre 2001 et 2003.

Les tendances d'évolution des concentrations en nitrate sont calculées à partir de ces dates de rupture pour les points où un changement significatif a été mis en évidence, et à partir de février 1993 pour ceux dont la chronique a un comportement homogène. La répartition des tendances « actuelles » d'évolution des concentrations en nitrate est représentée dans l'illustration 40. Sur cette carte, les cercles colorés indiquent les points pour lesquels une tendance significative d'un point de vue statistique a pu être identifiée par le test de Mann-Kendall. Les couleurs expriment le sens et l'intensité de la tendance, du vert foncé pour les tendances à la diminution à fortes pentes au rouge foncé pour les tendances à l'augmentation à fortes pentes en passant par le jaune pour les très faibles variations ($< |0,1|$ mg/L/an). Les dates à partir desquelles sont calculées les tendances peuvent être connues grâce à la présence ou non sur le cercle coloré du figuré « ^ ». Celui-ci renseigne sur l'identification en ce point d'une rupture de pente et

donc le calcul de la tendance à partir de cette date. Si le cercle coloré ne comporte pas ce figuré, alors la tendance est calculée à partir de février 1993. Il est à remarquer que des changements significatifs de comportement de chroniques d'évolution des concentrations en nitrate ont été mis en évidence sur certains points sur lesquels le calcul de tendance ne ressort pas significatif. De nombreux autres points de prélèvements, représentés par des points noirs, ne disposent pas de chroniques se prêtant à l'analyse statistique mise en œuvre pour l'étude (rupture et tendance).

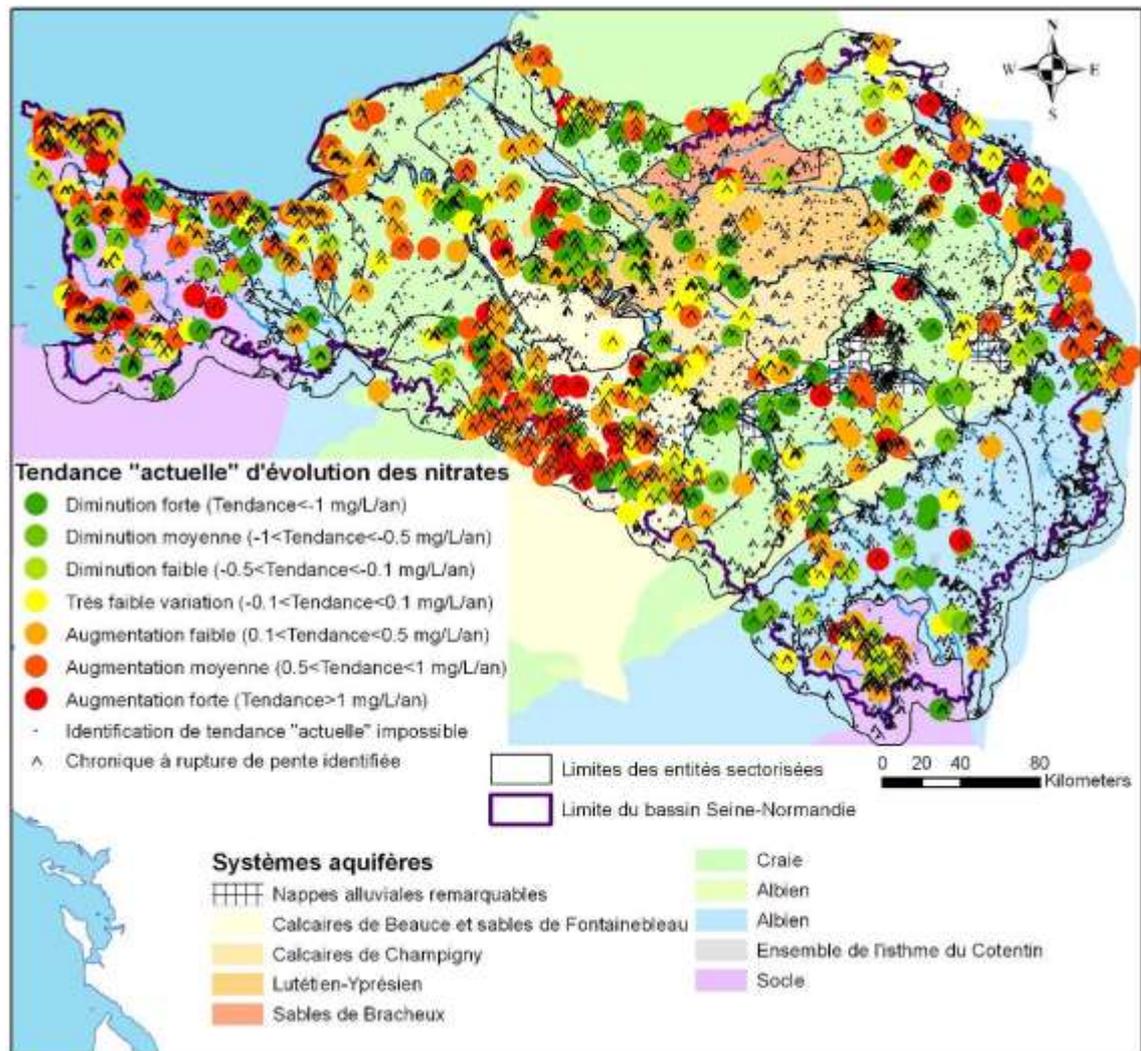


Illustration 40 : Répartition par point des tendances « actuelles » d'évolution des concentrations en nitrate sur le bassin Seine-Normandie estimées (postérieurement à la dernière date de changement significatif de tendance si elle existe ou depuis février 1993).

Les points où les tendances à la hausse les plus fortes ont été identifiées sont localisés principalement dans la nappe de Beauce et en bordure nord-est du bassin, avec néanmoins des valeurs de pentes moins élevées. Les points situés en nappe de craie

normande montre aussi des tendances à la hausse des concentrations en nitrate, alors que les tendances dans les aquifères de socle du Cotentin sont plus hétérogènes.

Les points qui montrent les tendances d'évolution des concentrations en nitrate les plus à la baisse sont localisés au centre et au sud-est du bassin Seine-Normandie, dans les formations tertiaires à l'ouest de Paris et au sein de quelques zones particulières de craie.

5.2.COMPARAISONS D'OUTILS D'ANALYSES DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE PAR POINT : TEST MANN-KENDALL VS. REGRESSION LINEAIRE

Il est proposé de comparer les résultats en tendances obtenus par application du test non paramétrique de Mann-Kendall avec les résultats de l'application d'un test jusqu'à présent couramment utilisé : la régression linéaire par moindres carrés. Cette dernière est en effet rapidement mise en œuvre en raison de sa simplicité et du nombre important de logiciels qui réalisent son calcul. Néanmoins, il s'agit d'un test paramétrique dont les résultats sont biaisés lorsque la distribution des données sur lesquelles il est appliqué s'écarte de la normalité. De plus, comme la régression linéaire est basée sur les valeurs réelles des données des chroniques, les résultats sont très impactés par les « anomalies », c'est-à-dire les valeurs qui sortent significativement des séries analysées. De ce fait, ce test apparaît peu compatible avec l'identification des tendances d'un grand jeu de chroniques d'évolution des concentrations en contaminants dans les eaux souterraines pour trois raisons principales :

- Les chroniques d'évolution de données environnementales ne suivent pas nécessairement une distribution normale,
- La vérification de la distribution des données d'un grand nombre de chroniques est un exercice fastidieux peu compatible avec l'objectif d'application d'un test unique à l'échelle du bassin Seine-Normandie,
- Les chroniques d'évolution des concentrations en contaminants dans les eaux souterraines comportent souvent des valeurs aberrantes, difficiles à repérer lorsque le jeu de données est important.

Afin de réaliser la comparaison avec le test de Mann-Kendall, la régression linéaire est appliquée sur les tronçons post-ruptures des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dont la date est calculée selon le test du CUSUM modifié (Illustration 39). On rappelle que sur 5862 chroniques d'évolution des concentrations en nitrate disponibles sur le bassin, 1987 montrent une rupture de pente et 1460 disposent de 10 données au moins après la rupture. Les tests de tendances « récentes » sont donc appliqués sur ce jeu de données spécifiquement.

Un des avantages du test de Mann-Kendall est de disposer de critères robustes de significativité statistique. Ces critères correspondent à des valeurs seuils des paramètres du test au-delà desquelles la tendance est dite significative d'un point de vue statistique. C'est-à-dire qu'il existe 5% de chance d'identifier une tendance alors qu'il n'y en a pas. Pour la régression linéaire, la significativité statistique de la régression est plus difficile à appréhender et nécessite de calculer l'intervalle de confiance de la pente de la population statistique.

En première approche et afin de procéder à une comparaison opérationnelle des deux tests de tendances, les résultats de la régression linéaires sont arbitrairement estimés

significatifs lorsque le coefficient de corrélation r^2 est égal ou supérieur à 0,75. Sous ce critère de significativité, la régression linéaire permet d'identifier 168 tendances post-ruptures significatives sur les 1460 chroniques analysées. Ce nombre représente 11,5% des chroniques analysées et 2,8% seulement des chroniques disponibles sur le bassin Seine-Normandie. Le test de Mann-Kendall identifie quant à lui 667 tendances post-ruptures significatives soit 45% des chroniques analysées et 11,7% de l'ensemble des chroniques disponibles sur le bassin.

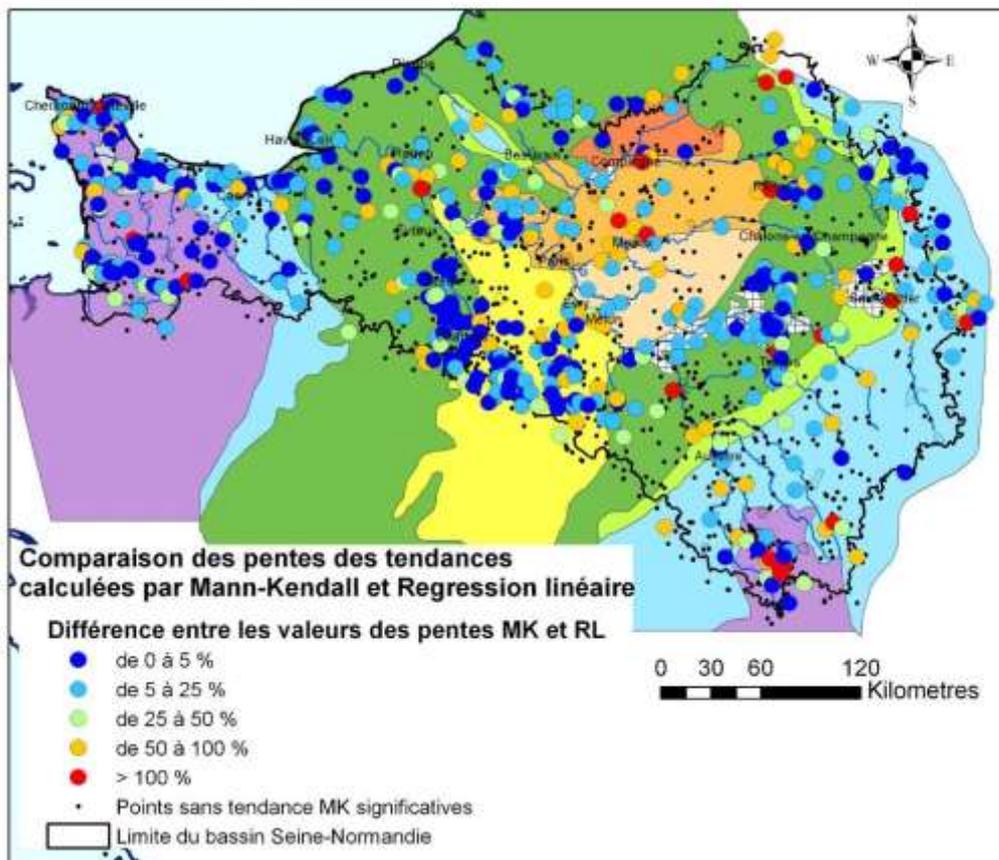


Illustration 41 : Comparaison des valeurs des pentes des tendances calculées selon l'application du test de Mann-Kendall ou de la régression linéaire par moindres carrés.

En s'affranchissant des critères de significativité de la régression linéaire, et bien que cela ne soit pas scientifiquement correct, il est possible de comparer les valeurs des pentes des tendances issues des deux tests pour 641 chroniques. Les valeurs des pentes des tendances « récentes » issues de la régression linéaire et du test de Mann-Kendall couplé au test de Sen sont comparées en calculant le pourcentage de différence de pente par point. Les résultats sont figurés sur l'illustration 41 en 5 gammes de différences.

Sur les 641 points où une tendance a pu être identifiée par les deux tests, la différence moyenne de pente est de 0,5 mg/L/an. Sur 300 points, la valeur de la pente Mann-

Kendall est supérieure en valeur absolue à celle de la régression linéaire. La constatation inverse est faite sur les 341 autres points. Sur 59 chroniques d'évolution des concentrations en nitrate, les pentes des tendances ont des valeurs opposées.

D'une manière générale, les résultats issus de la régression linéaire et du test de Mann-Kendall sont équivalents lorsqu'il n'y a pas de valeurs aberrantes dans les séries et que la tendance à identifier est bien marquée. C'est ainsi le cas dans l'exemple présenté en Illustration 42 où les pentes des tendances issues de la régression linéaire et du test de Mann-Kendall sont tout à fait comparables.

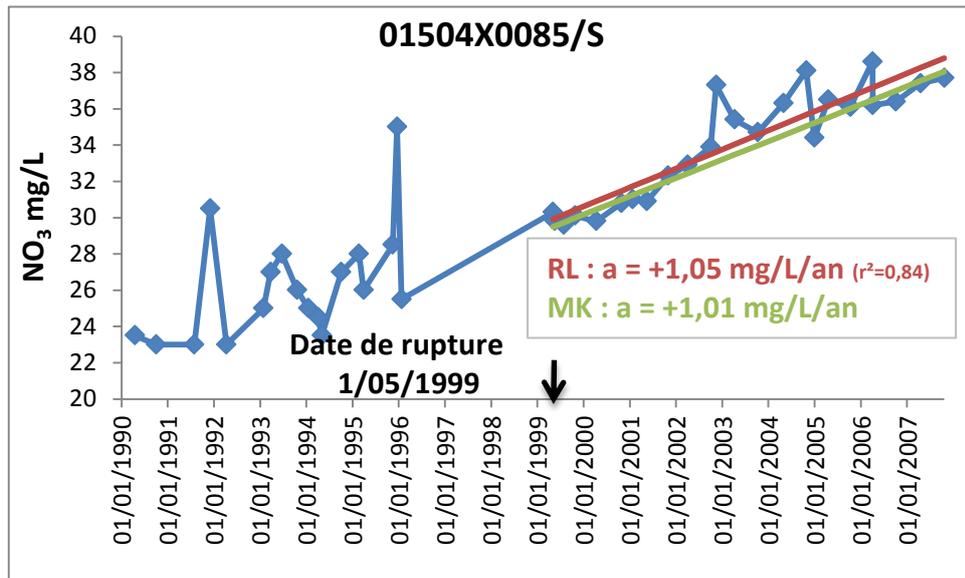


Illustration 42 : Comparaison des tendances « récentes » d'évolution des concentrations en nitrate déterminées selon la régression linéaire (RL) et par le test de Mann-Kendall (MK) au point 01504X0085/S.

Des différences commencent à apparaître lorsque la tendance à identifier est plus ténue et difficile à appréhender par une simple analyse visuelle. Au point 02574X0167/F2, la chronique d'évolution des concentrations en nitrate n'est pas affectée par des valeurs qui sortent significativement de la série (Illustration 43). Toutefois, la tendance d'évolution depuis la date de rupture n'est pas marquée. Les pentes des tendances issues de la régression linéaire et du test de Mann-Kendall sont alors significativement différentes même si les deux tests s'accordent sur une tendance orientée vers la diminution des teneurs en nitrate.

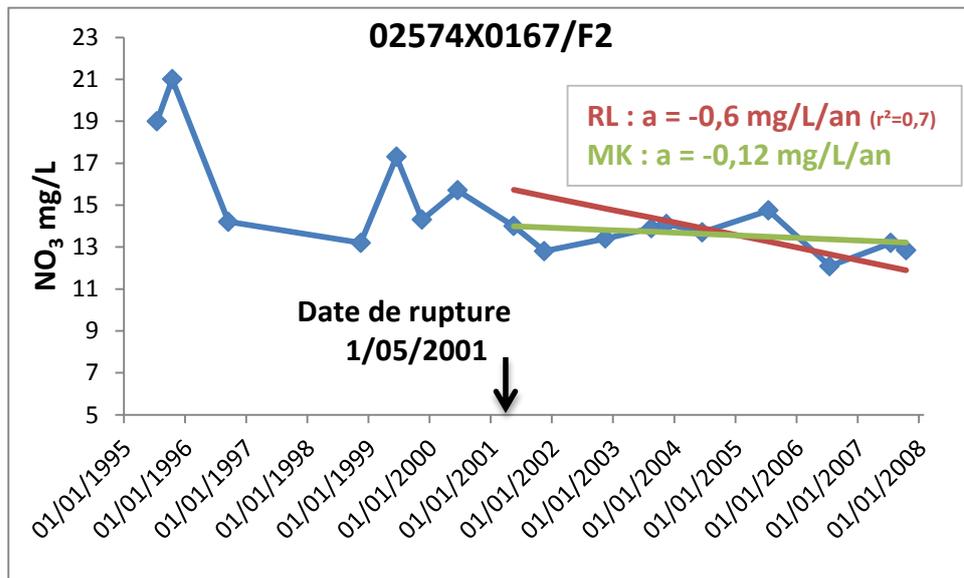


Illustration 43 : Comparaison des tendances « récentes » d'évolution des concentrations en nitrate déterminées selon la régression linéaire (RL) et par le test de Mann-Kendall (MK) au point 02574X0167/F2.

Dans des cas où la chronique est perturbée par certaines valeurs très différentes des autres, les tendances déterminées selon les deux tests peuvent apparaître très différentes, voire même opposées comme dans l'exemple en Illustration 44. Au point 01556X0120/PZ7, les deux premières valeurs de concentrations post rupture sont très faibles comparées à la suite de la chronique. Ces valeurs impactent fortement la tendance déterminée par régression linéaire de sorte que la pente de la tendance est définie à la hausse. Le test de Mann-Kendall est moins sensible à ces valeurs avec une tendance à la diminution qui suit le comportement de la majorité des valeurs post-ruptures.

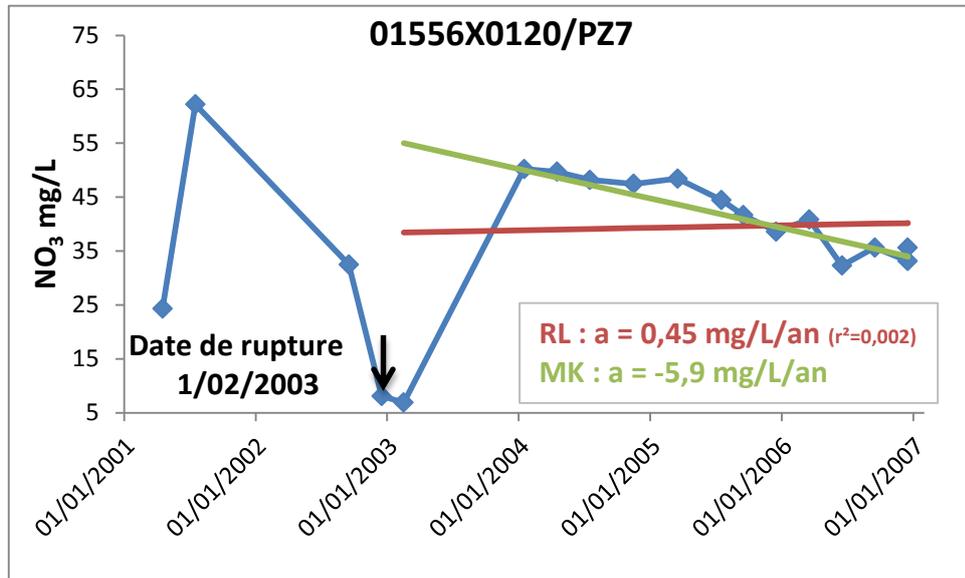


Illustration 44 : Comparaison des tendances « récentes » d'évolution des concentrations en nitrate déterminées selon la régression linéaire (RL) et par le test de Mann-Kendall (MK) au point 01556X0120/PZ7.

Cet exercice de comparaison montre bien l'intérêt d'utiliser un test non paramétrique pour évaluer les tendances d'évolution d'un grand jeu de données environnementales. Le test de tendance Mann-Kendall couplé au test de Sen pour la quantification des pentes représente alors un bon compromis pour répondre de manière opérationnelle aux objectifs de l'étude. Ce test n'est en effet pas nécessairement le plus puissant (capacité à identifier des tendances ténues) mais il est le plus robuste quelques soient les conditions initiales d'application.

L'exercice idéal consisterait néanmoins à orienter le choix du test à appliquer en fonction des caractéristiques de chacune des chroniques à traiter. Sur les données normalement distribuées sans outliers seraient alors appliqués les tests paramétriques du type régression linéaire. En conditions optimales d'application, ces tests sont en effet plus puissants que les tests non paramétriques. Lorsque les données ne sont pas à distribution normale, les tests non paramétriques seraient préférés, en prenant en compte les cyclicités pour les chroniques qui en sont affectées par exemple. Mais l'analyse de chaque chroniques disponibles une à une nécessiterait un temps très important, incompatible avec les délais de traitement. A titre indicatif, dans le cadre d'une étude de faisabilité avec l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, l'examen d'un jeu de chroniques nitrate extraites d'ADES a montré que la distribution des données de plus de 65 % d'entre elles s'écartait significativement de la normalité (Lopez et Baran, 2011). Le développement d'un outil automatique de caractérisation des données d'entrées permettrait dès lors d'affiner l'identification statistique des tendances sans grever de manière inconsidérée le temps d'analyse. Cette perspective a déjà été évoquée lors d'une étude réalisée en 2010 pour l'ONEMA (Lopez et Leynet, 2011 ; Lopez, 2011), l'outil devant être développé au cours de l'année 2012.

5.3.TENDANCES SPATIALISEES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE

5.3.1.Boîtes à moustaches

Méthode

La Boite à moustache est un moyen rapide de figurer le profil essentiel d'une série statistique quantitative. Elle a été inventée en 1977 par John Tukey, mais peut faire l'objet de certains aménagements selon les utilisateurs. Ce diagramme (Illustration 45) résume quelques caractéristiques de position du paramètre étudié (médiane, quartiles, minimum, maximum et outliers). Il est utilisé principalement pour comparer un même caractère dans plusieurs populations différentes. Il s'agit de tracer un rectangle allant du premier quartile (0,25) au troisième quartile (0,75) et coupé par la médiane. Ce rectangle suffit pour le diagramme en boîte. On ajoute alors des segments (les moustaches) aux extrémités de la boîte menant jusqu'à la valeur minimum de la série vers le bas et maximum vers le haut.

Les valeurs extrêmes (outliers en anglais) exclues de l'analyse statistique sont représentées en points individuels sur le même diagramme. Un outlier est un point dont la valeur est inférieure à $QL - 1,5 \cdot IQR$ ou supérieure à $QU + 1,5 \cdot IQR$ avec :

IQR : différence entre les quartiles

QL : valeur du premier quartile (bas de la boîte)

QU : valeur du dernier quartile (haut de la boîte)

« Boite à moustache » est le nom courant, mais ce type de représentation peut prendre le nom de diagramme à pattes ou bien de Box plot en anglais.

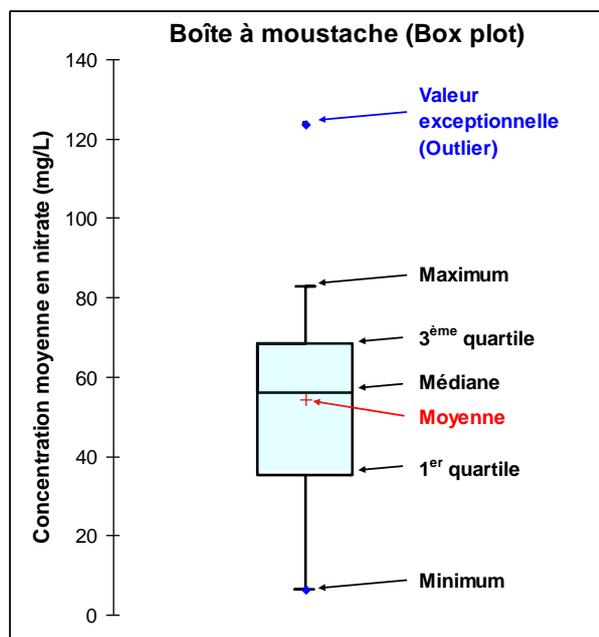


Illustration 45 : Aide à la lecture d'un diagramme théorique boîte à moustache

Dans l'exemple théorique présenté dans l'illustration 45 :

- Minimum = 6,2 mg/L
- Maximum = 82,7 mg/L
- Outlier = 123,5 mg/L
- Moyenne = 54,3 mg/L
- Médiane = 56 mg/L
- 1^{er} quartile = 35,2 mg/L
- 3^{ème} quartile = 68,5 mg/L

La boîte à moustache est un outil tout à fait approprié pour représenter l'évolution d'un paramètre de la qualité des eaux sur un secteur pour des périodes choisies. Le caractère spatialisé de l'analyse de tendance est rendu possible par l'agrégation, pour la constitution de la boîte à moustache, de données issues de plusieurs points d'un même secteur. L'estimation des tendances d'évolution des contaminations sur un secteur donné est réalisée en comparant les paramètres statistiques (représentés sous la forme des boîtes à moustaches) entre des périodes différentes.

Le test de Kruskal-Wallis permet alors d'estimer si les différences entre les périodes sont significatives à un seuil de significativité α donné. La significativité prend en compte à la fois l'importance de l'écart entre les paramètres statistiques de position de

chaque population (groupe d'analyses par période) ainsi que le nombre de données par période.

Résultats à l'échelle du bassin Seine-Normandie

Dans premier temps, les boîtes à moustache sont utilisées pour analyser les grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines à l'échelle du bassin Seine-Normandie. Cette première analyse permet d'identifier si les grands changements intervenus à l'échelle du bassin, d'ordre climatique ou agricole par exemple, ont impacté les grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. Toutes les zones du bassin sont ainsi prises en compte, quelque soit la lithologie des formations ou le comportement hydrodynamique des nappes.

La compilation des données de dates de rupture de pente, déterminées par la méthode CUSUM modifiée, et l'examen de la répartition des données antérieures à 1993 a permis de définir 16 périodes allant de 1971 à 2009 (1^{ères} périodes pluriannuelles puis périodes d'une année calée sur l'année hydrologique : du 1^{er} octobre au 30 septembre). Cette méthode permet de définir des périodes dont les limites sont à la fois cohérentes avec les dates de ruptures des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate et avec les limites des années hydrologiques. De plus, les nombres d'analyses pris en compte pour chaque période sont comparables comme le montre l'illustration 46.

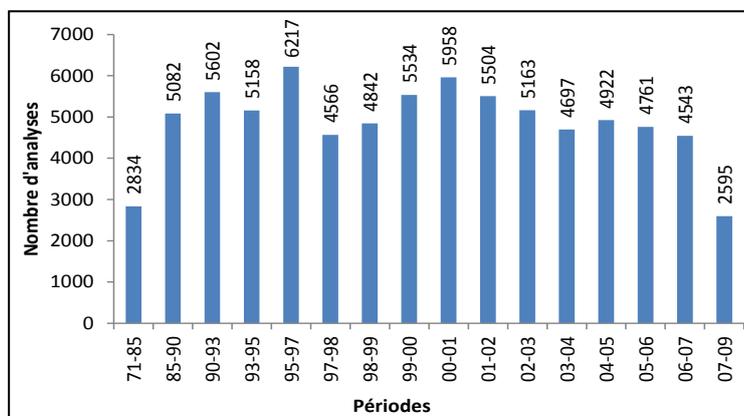


Illustration 46 : Nombres d'analyses par période définie pour la représentation des tendances d'évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines à l'échelle du bassin Seine-Normandie (5862 points de prélèvements).

Après la définition des périodes d'études les plus cohérentes avec les objectifs de l'analyse, les boîtes à moustaches ont été déterminées :

- Pour les 5862 points d'eau concernés à l'échelle du bassin (moyenne annuelle par point d'eau, nombre de points d'eau variable par période, Illustration 47)

- Pour les 244 points d'eau ayant au moins une mesure pour chacune des périodes (après 1990 pour augmenter le nombre de points d'eau utilisables, Illustration 48)
- Pour les 442 points d'eau ayant au moins une mesure pour les périodes de 1995 à 2007 (Illustration 49).

Le test de Kruskal-Wallis permet de vérifier que les échantillons sont ou non significativement différents (appartiennent ou non à une même population d'un point de vue statistique). Ce test non paramétrique repose sur la comparaison des paramètres de position (dont la médiane, la moyenne et l'écart type) de chacun des échantillons.

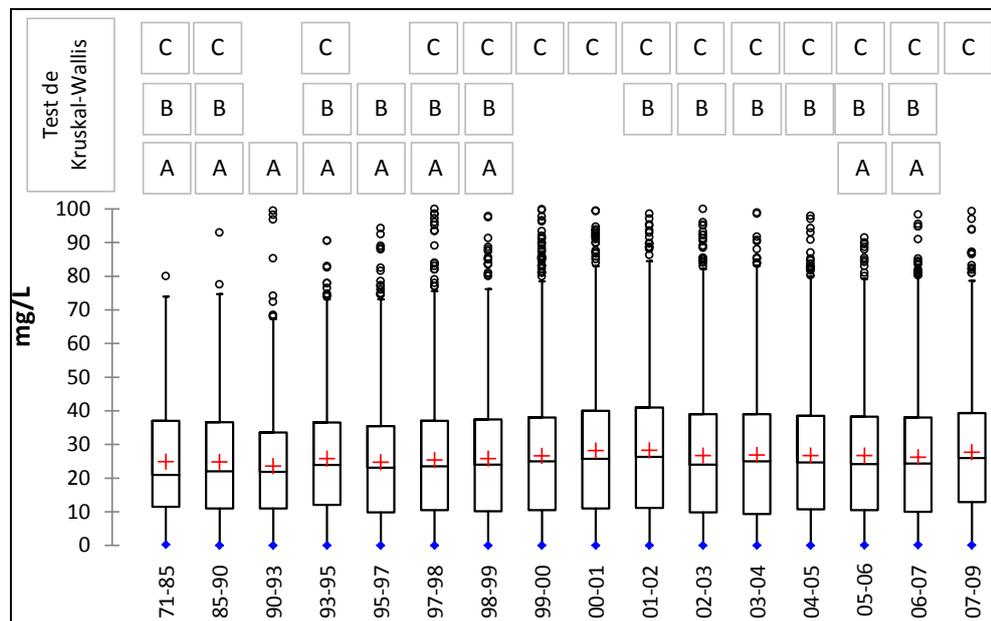


Illustration 47 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des concentrations moyennes en NO_3 de 1971 à 2009 sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie, tous les points de prélèvements confondus (5862 points pris en compte). Résultats du test de Kruskal-Wallis.

Sur l'illustration 47, par exemple, qui représente l'évolution des concentrations en nitrate à l'échelle du bassin **en prenant en compte l'ensemble des analyses disponibles**, le test de Kruskal-Wallis révèle que la période 90-93 s'écarte significativement du lot avec les concentrations moyennes reportées les plus faibles de l'ensemble de la population. A l'inverse, les périodes 1999-2000, 2000-2001 et 2007-2009 montrent des concentrations moyennes en NO_3 significativement plus élevées que pour les autres périodes étudiées. Un changement majeur semble donc impacter les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines du bassin pour les années hydrologiques 1999 à 2001 et 2007 à 2009. Pour la période 1999-2001, des années particulièrement humides pourraient expliquer une rupture dans l'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. Cette hypothèse est discutée par la suite. Pour la période 2007-2009, il est possible que la prise en compte de données

partiellement bancarisées dans ADES au moment de l'extraction puisse influencer l'analyse globale à l'échelle du bassin de l'évolution des concentrations en nitrate.

Lorsque seulement les points ayant au moins une analyse par période sont pris en compte (depuis 1990 pour qu'un minimum de points satisfasse ce critère, Illustration 48), la même évolution des concentrations en nitrate est visuellement mise en évidence : Les teneurs augmentent régulièrement de 1993 à 2000-2001 période à laquelle se produit une inversion de tendance. Les concentrations en nitrate diminuent alors jusqu'en 2007 où une nouvelle inversion de tendance semble intervenir. Toutefois, le nombre de points pour l'analyse étant largement réduit ($n = 244$), les différences entre les périodes ne sont pas significatives d'après le test de Kruskal-Wallis.

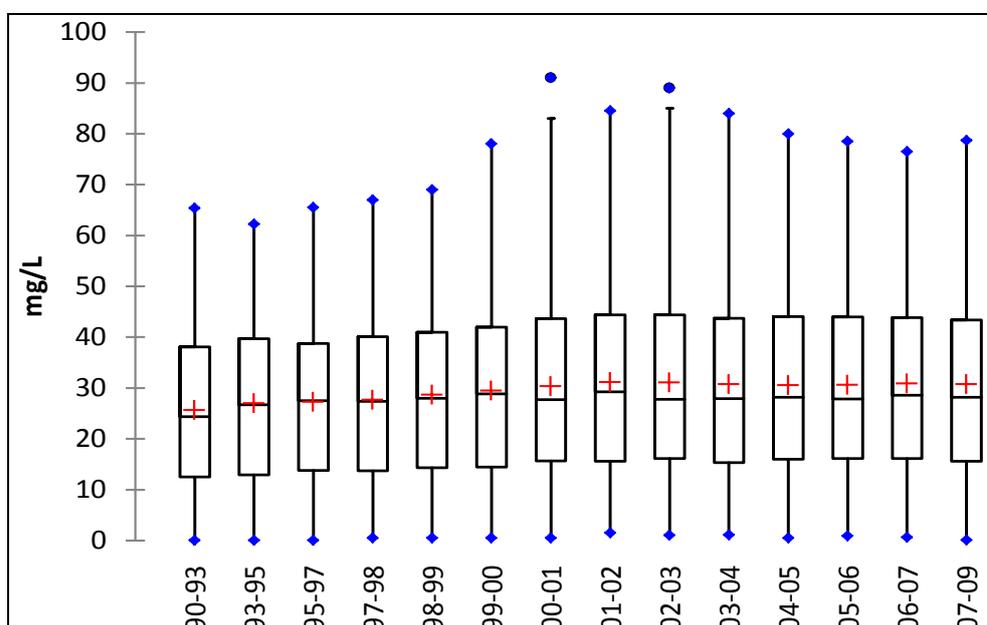


Illustration 48 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des concentrations moyennes en NO₃ de 1990 à 2009 sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie en prenant en compte seulement les points ayant au moins une valeur pour chacune des périodes (244 points pris en compte).

Afin de pallier ce problème et augmenter le nombre de points pris en compte, la même analyse est réalisée sur les 11 dernières périodes, de 1995 à 2009 (Illustration 49). Néanmoins, bien que le nombre de points disposant d'au moins une analyse par période ait pratiquement doublé ($244 \rightarrow 442$), aucune différence significative d'un point de vue statistique n'est mise en évidence par le test de Kruskal-Wallis. De plus, les grandes tendances d'évolution identifiées par l'analyse de l'ensemble des données disponibles sont alors sensiblement amorties.

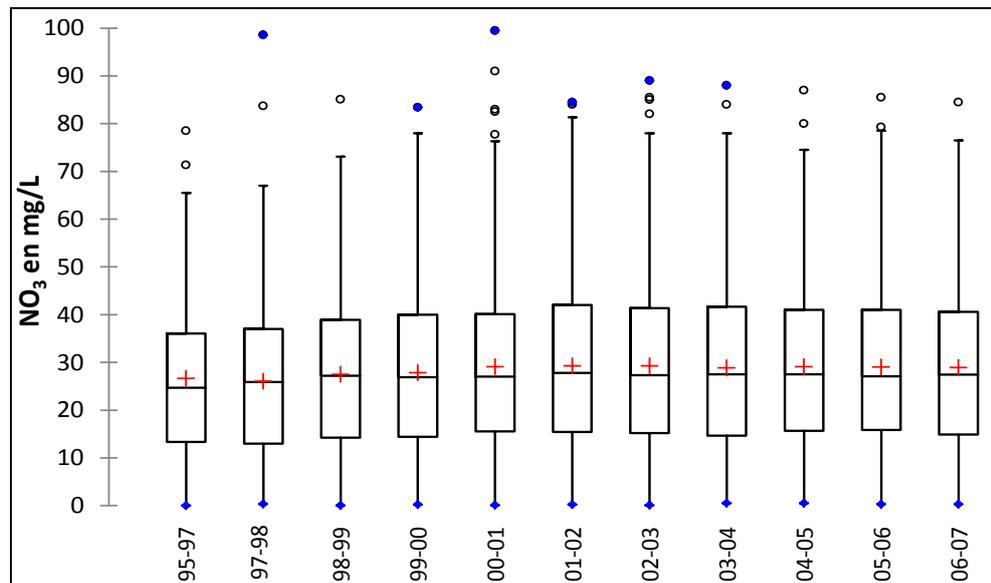


Illustration 49 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des concentrations moyennes en NO_3 de 1995 à 2007 sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie en prenant en compte seulement les points ayant au moins une valeur pour chacune des périodes (442 points pris en compte).

5.3.2. Test Kendall Régional

En complément de la représentation des évolutions des concentrations en nitrate par boîtes à moustaches et de l'approche ponctuelle d'identification des tendances Mann-Kendall, le test statistique Kendall Régional est mise en œuvre. Ce test non paramétrique est spécifiquement développé pour obtenir des informations spatialisées. Il a été utilisé récemment avec succès par Frans et Helsel (2005) ou encore Frans (2008). Le principe théorique de la méthode est de créer un « qualitomètre régional virtuel » défini comme le regroupement de plusieurs qualitomètres réels appartenant à une même zone au préalable définie comme homogène. Comme pour le test de Mann-Kendall, les pentes entre chaque couple de données appartenant à une même chronique sont calculées, la tendance spatialisée correspondant à la médiane de l'ensemble de ces pentes.

L'utilisation du test Kendall régional permet alors de déterminer la pente d'une tendance générale d'évolution des concentrations en nitrate (en mg/L/an) sur une zone homogène en créant un réseau de points de mesures qui constitue un qualitomètre régional virtuel.

Le travail de sectorisation prend ici toute son importance car il permet de définir les unités supposées homogènes en terme hydrodynamique au sein desquelles sont regroupés les qualitomètres en vue de la création d'un qualitomètre virtuel. Dans un premier temps, tous les points qui disposent d'au moins une analyse de concentration en nitrate sont pris en compte pour la création du qualitomètre virtuel de chaque zone.

Comme il a été réalisé pour la détermination des tendances par point, seules les tendances « actuelles » d'évolution des concentrations en nitrate par secteur sont estimées. Le calcul des ruptures de pente par le test de CUSUM appliqué sur chacune des chroniques disponibles est repris afin d'évaluer, par secteur, les dates moyennes de changement significatif de comportement des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate. Le test statistique Kendall Régional est alors appliqué sur tous les secteurs définis au chapitre 1 à partir de la date moyenne de rupture de pente.

5.3.3. Résultats du test Kendall Régional

L'illustration 50 montre les dates moyennes de rupture de pente par secteurs du bassin Seine-Normandie. 5 classes de dates de rupture sont définies en cohérence avec les travaux réalisés par points de prélèvements. 3 secteurs de petites tailles ne disposent pas de chroniques sur lesquelles une rupture de pente a été identifiée.

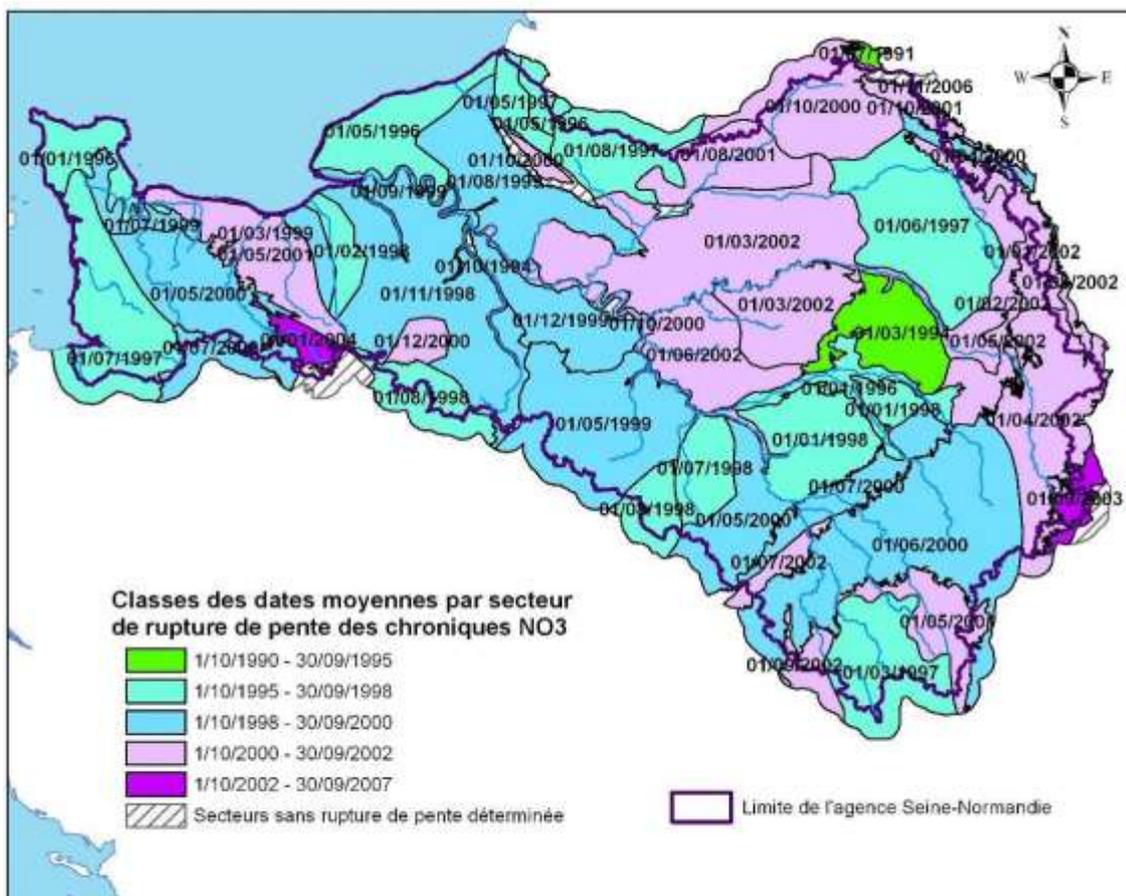


Illustration 50 : Répartition des dates de rupture de pente moyennes par secteur du bassin Seine-Normandie.

Le calcul de tendance spatialisée par le test statistique Kendall Régional est appliqué sur chaque chronique virtuelle d'évolution des concentrations en nitrate spécifique d'un

secteur. Les données agrégées pour la constitution de ces chroniques sont celles postérieures aux dates moyennes de rupture de pente. Ce critère exclu un certain nombre de points pour le calcul de tendance spatialisée qui ne disposent pas de données assez « récentes ». Ainsi, les points représentés en noir sur l'illustration 51 ne sont pas pris en compte dans le calcul Kendall Régional. A l'inverse, les points en bleu sur la même illustration disposent de données de concentrations en nitrate postérieures à la date de rupture de pente du secteur auquel ils appartiennent et sont de ce fait pris en compte dans le calcul de tendance spatialisée.

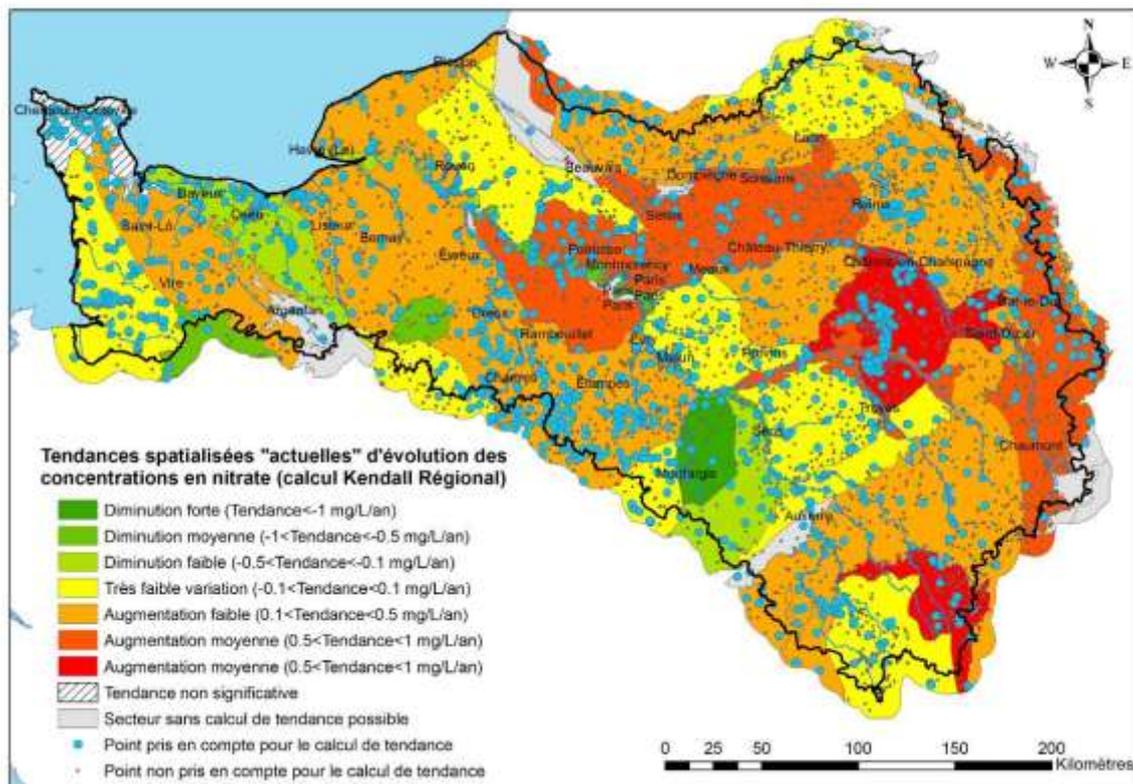


Illustration 51 : Répartition des tendances par secteurs du bassin Seine-Normandie calculées par la méthode Kendall Régional à partir des dates moyennes de rupture de pente.

Les tendances régionales n'ont été calculées que sur les secteurs qui disposent de plus de 3 chroniques (limite arbitraire) respectant les critères pour l'application du test Kendall Régional. A l'instar de la représentation des tendances par points, l'orientation ainsi que l'intensité de la pente des tendances par secteur sont figurées par la couleur du secteur sur l'illustration 51. Une couleur vert foncé exprime une tendance à la diminution avec une forte pente tandis qu'une couleur rouge foncé montre une forte tendance à l'augmentation sur le secteur concerné. Les limites des classes des pentes des tendances sont identiques à celles choisies pour la représentation des tendances ponctuelles calculées par le test de Mann-Kendall (Illustration 40) sauf pour la première classe « Diminution moyenne » qui agrège les classes « Diminution moyenne » et « Diminution forte » de l'illustration 40. Les pentes des tendances calculées par le test Kendall régional sont en effet généralement « amorties » par rapport à celles calculées

aux points de prélèvement de sorte que peu de tendances régionales ont une pente inférieure à - 1 mg/L/an.

5.4.COMPARAISON DES TENDANCES DETERMINEES PAR POINT ET PAR SECTEUR

L'illustration 52 reprend les résultats de l'identification des tendances « récentes » aux points de prélèvement (report des tendances significatives d'un point de vue statistique uniquement) ainsi que les résultats de l'identification des tendances à l'échelle des zones issues de la sectorisation du bassin selon la méthode Kendall Régional.

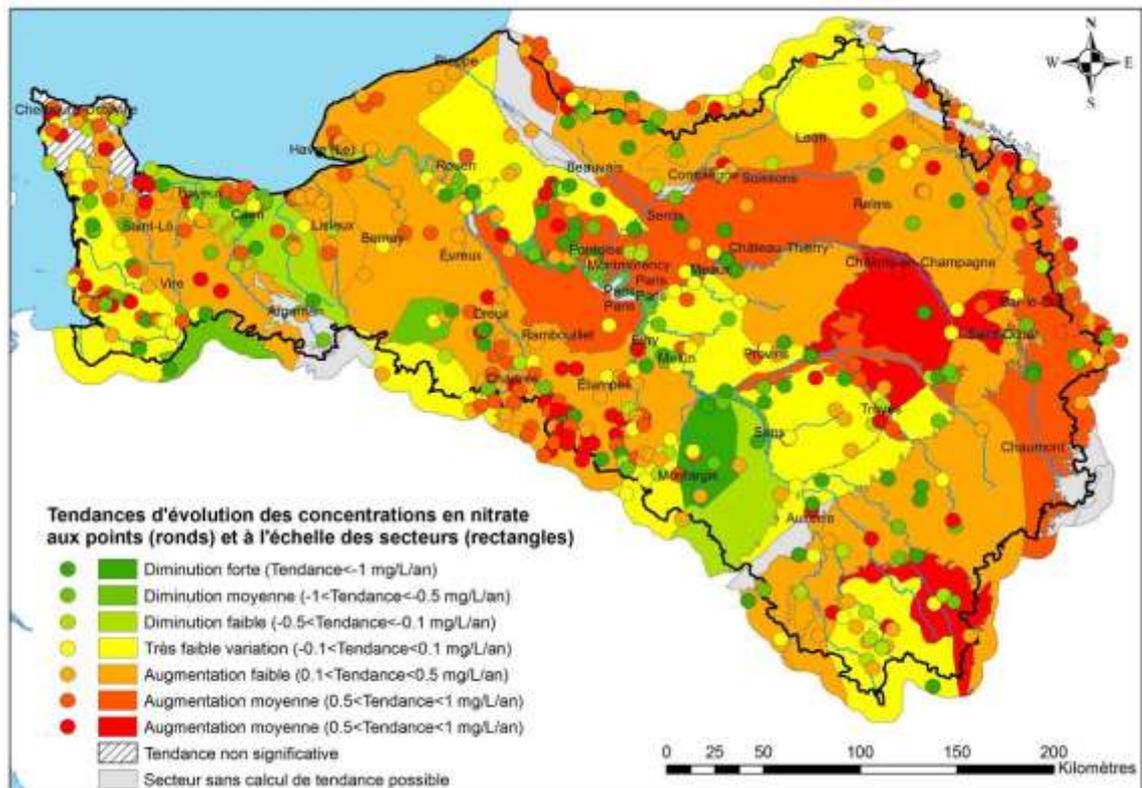


Illustration 52 : Comparaison des tendances « récentes » calculées aux points de prélèvement (méthode Mann-Kendall) et à l'échelle des zones issues de la sectorisation du bassin (méthode Kendall Régional).

Dans certains secteurs du bassin Seine-Normandie, les tendances spatialisées calculées selon la méthode Kendall régional sont cohérentes avec les résultats de l'application du test Mann-Kendall point d'eau par d'eau. Dans les aquifères de craie normande, au nord et au sud de l'estuaire de la Seine par exemple, les tendances à l'échelle des unités spatiales indiquent une augmentation des teneurs en nitrate entre 0,1 et 0,5 mg/L/an. L'exercice réalisé point d'eau par point d'eau amène aux mêmes conclusions, la majorité des points à tendances significatives dans ces secteurs montrant des pentes de tendance d'évolution des concentrations en nitrate comprises entre 0,1 et 0,5 mg/L/an.

A l'autre extrémité du bassin, dans les calcaires jurassiques qui affleurent en bordure est, la tendance d'évolution des concentrations en nitrate calculée selon la méthode Kendall régional est en augmentation moyenne, entre 0,5 et 1 mg/L/an. Or, pratiquement tous les points situés dans cette zone montrent des tendances calculées par le test Mann-Kendall en augmentation moyenne ou forte, tendances cohérentes avec les résultats du calcul par le test Kendall régional.

Enfin, en dernier exemple de cohérence entre les résultats des analyses ponctuelles et spatialisées, il est à noter que les tendances spatialisées calculées dans les différents secteurs de craie localisés dans le triangle Montargis-Auxerre-Troyes sont à la baisse, au même que celles de la majorité des points de prélèvement de ces secteurs.

Dans d'autres contextes du bassin Seine-Normandie néanmoins, la comparaison des tendances spatialisées avec les tendances ponctuelles révèle quelques contradictions. Dans les formations tertiaires au nord-ouest de Paris par exemple, les tendances ponctuelles montrent plutôt une majorité de points orientés vers une diminution des concentrations en nitrate. Le résultat du calcul spatialisé est, quant à lui, une tendance orientée à la hausse avec une pente comprise entre 0,5 et 1 mg/L/an.

De la même manière, alors que les quelques points, présents dans les affleurements de calcaires du Jurassique en bordure sud-est du bassin Seine-Normandie sur lesquels un calcul de tendance ponctuelle a été possible, montrent plutôt des tendances à la baisse, le secteur auquel ils appartiennent est caractérisé par une tendance régionale à l'augmentation, avec une forte pente dans la zone bordant le nord-est du Massif Central.

Le constat inverse est fait pour la nappe de la craie au sud de la boutonnière du pays de Bray. Les quelques points sur lesquels une tendance significative a été identifiée montrent des augmentations faibles à moyennes des concentrations en nitrate. Lorsque le calcul est réalisé en prenant en compte l'ensemble des points du secteur, la tendance régionale est une stagnation des concentrations en nitrate depuis 1999.

Les différences d'interprétation obtenues entre le test Mann-Kendall point d'eau par point d'eau et le test Kendall régional appliqué à l'échelle des unités spatiales sectorisées s'expliquent par 3 raisons majeures :

La première raison résulte de la prise en compte, dans le calcul des tendances par secteur, de données issues de points sur lesquels l'estimation d'une tendance ponctuelle est impossible. En effet, s'il est nécessaire de disposer d'au moins 10 valeurs pour l'application du test Mann-Kendall sur une chronique ponctuelle, un point ne respectant pas ce critère est intégré dans le calcul spatialisé à condition qu'il possède au moins une valeur postérieure à la date moyenne de rupture de pente du secteur. Ceci est par exemple le cas dans les calcaires jurassique en bordure sud-est du bassin où le calcul selon la méthode Kendall régional intègre plus de point de la partie nord de cette zone que lors de l'analyse point d'eau par point d'eau. Plus largement, dans les secteurs où les tendances ponctuelles et spatialisées montrent des différences, quelques valeurs isolées de concentrations en nitrate peuvent « tirer » la tendance spatialisée vers l'augmentation ou la diminution.

La deuxième raison résulte probablement de l'agrégation de chroniques de durées différentes. En effet, même si seules les chroniques avec des données récentes sont conservées, toutes n'ont pas les mêmes caractéristiques. Ainsi, bien que ce ne soit pas dans les critères d'application du test Kendall régional, une présélection plus stricte des chroniques, sur des critères de durée d'acquisition notamment, pourrait être pertinente.

Enfin, la troisième raison peut être liée à la sectorisation elle-même. En effet, à l'évidence dans certaines zones, les tendances calculées aux points de prélèvement ne sont réparties de façon homogène, certains points montrant une tendance à la hausse alors que d'autres montrent une tendance à la baisse. Ces observations signifient qu'à l'échelle de certains secteurs, des comportements différents caractérisent les évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. L'agrégation de ces données non convergentes peut donc être discutée pour le calcul des tendances spatialisées. Dans certaines zones où des sous-groupes peuvent manifestement être constitués, un redécoupage pourrait être envisagé avant la mise en œuvre du test Kendall régional.

Une voie d'amélioration possible de la méthode de calcul de tendance spatialisée serait alors d'affiner la sélection des chroniques pour la constitution du qualitomètre virtuel. Ainsi, seuls les points de prélèvements représentatifs du comportement régional de l'évolution des concentrations en nitrate seraient pris en compte. Cette méthode demanderait toutefois de connaître la représentativité de chacun des points du bassin Seine-Normandie. Or il n'existe, à l'heure actuelle, aucun indice fiable permettant d'accéder à cette information.

5.5.CONCLUSIONS SUR L'ETUDE DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE DANS LES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN SEINE-NORMANDIE

Les tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie ont tout d'abord été recherchées à l'échelle des points de prélèvements. La question étant de connaître les tendances récentes d'évolution des teneurs en nitrate sur l'ensemble des points de prélèvements du bassin, deux verrous ont dû être levés :

- comment traiter de manière la plus robuste qui soit les informations provenant d'un jeu de données très important (5682 chroniques) et hétérogène (longueurs, nombres de données, fréquences de prélèvement, distributions des données différents pour chaque chronique) ?
- comment accéder au caractère récent des tendances identifiées ?

Afin de traiter un grand nombre de données hétérogènes de manière robuste, l'utilisation des statistiques s'est révélée comme la meilleure marche à suivre. Dans ce domaine, les tests dits non paramétriques sont les méthodes les moins sensibles aux valeurs « aberrantes » ainsi qu'aux distributions de données qui s'écartent de la normalité. Or, les données relatives aux concentrations en nitrate dans les eaux souterraines extraites de la banque de données ADES pour l'étude, comportent parfois des valeurs qui sortent significativement des séries, qui peuvent être par ailleurs à distribution aléatoire des données. Pour l'identification des tendances aux points de prélèvements, le test non paramétrique Mann-Kendall a été choisi pour sa grande robustesse face à la variabilité importante des caractéristiques des chroniques extraites. La comparaison des résultats avec ceux de la régression linéaire simple confirme en outre l'intérêt de travailler avec une méthode non paramétrique lorsque les chroniques ont une distribution des données qui s'écarte de la normalité. En complément, la méthode Mann-Kendall a été couplée au test de Sen qui permet de quantifier les valeurs des pentes des tendances.

Toutefois, préalablement à l'estimation des tendances, il a été nécessaire de déterminer quels tronçons des chroniques caractérisaient l'évolution récente et homogène des concentrations en nitrate. L'Agence de l'eau Rhin-Meuse a travaillé sur un test statistique non paramétrique d'identification des ruptures de pente de séries chronologiques : le test du CUSUM. Après adaptation aux chroniques d'évolution de la qualité des eaux souterraines, ce test dit CUSUM modifié s'est révélé tout à fait robuste pour une application aux chroniques d'évolution des concentrations en nitrate. L'application de ce test sur les 5862 chroniques de concentrations en nitrate disponibles a permis d'identifier 1987 séries à rupture de pente significative d'un point de vue statistique. Sur ces chroniques, 50 % présentent une date de rupture postérieure à l'année hydrologique 2000-2001.

Les tendances ont ainsi été recherchées sur les tronçons de chroniques post-ruptures pour celles qui ont montré une cassure dans l'évolution des concentrations en nitrate,

et sur la période de février 1993 (1^{er} décile des dates de rupture) à aujourd'hui pour les autres. Ceci a permis de garder un critère « d'actualité » des tendances pour les chroniques sans rupture de pente. Au final, après sélection des chroniques respectant les critères d'application des tests et exclusion des tendances non significatives d'un point de vue statistique, 571 tendances récentes ont été déterminées, soit sur 10 % environ des points du bassin qui possèdent au moins une donnée de concentration en nitrate. 383 chroniques montrent une tendance significative à la hausse et 218 à la baisse ou égale à 0. Ainsi à l'échelle du bassin Seine-Normandie, près de 70 % des points sur lesquels le calcul fut possible montrent une dégradation de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis des nitrates.

La question de l'agrégation spatiale des données s'est ensuite posée. L'outil boîte à moustache, qui permet de représenter les paramètres statistiques d'une population (moyenne, médiane, 1^{er} et dernier déciles, outiliers), est apparu approprié pour agréger, en première approche, les données de concentrations en nitrate disponibles sur le bassin Seine-Normandie. Les données ont été agrégées par périodes hydrologiques à l'échelle du bassin. Le couplage avec le test de Kurskal-Wallis permet de plus de comparer les périodes entre elles, qu'elles soient continues ou non. Les grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie ont ainsi été mises en évidence. Les teneurs augmentent ainsi globalement des années 80 à 2000-2001, diminuent ensuite jusqu'en 2006-2007 période à partir de laquelle les concentrations semblent remonter.

Enfin, dans l'objectif de quantifier les tendances spatialisées d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie le test non paramétrique Kendall-Régional a été appliqué à l'échelle de secteurs. Ce test développé pour une approche spatialisée de caractérisation des tendances offre la possibilité de valoriser des données pour des chroniques ayant peu de données. Il nécessite néanmoins d'être appliqué sur des secteurs où les comportements des aquifères vis-à-vis de la contamination étudiée sont homogènes. A ce titre, les zones « homogènes » telles que définies dans l'étude (chapitre 3) sont apparues pertinentes. Les tendances récentes spatialisées ont été déterminées par secteur à partir d'une date de rupture correspondant à la médiane des dates de ruptures des chroniques contenues dans chacune des zones. La comparaison des tendances récentes aux points et à l'échelle des secteurs est utilisée par la suite pour rendre compte de la représentativité des chroniques au sein de ces unités de travail.

6. Recherche de facteurs explicatifs

L'analyse statistique des données historiques de contamination des eaux souterraines par les nitrates a permis de décrire, aux différentes échelles des points de prélèvements, des secteurs du bassin et du bassin Seine-Normandie lui-même, à la fois l'état de contamination actuel ainsi que les tendances d'évolution récentes. A la suite de cet exercice, et afin d'aider les gestionnaires à comprendre les mécanismes qui guident les évolutions de la contamination des eaux souterraines, il est nécessaire de tenter d'identifier les facteurs qui expliquent les observations réalisées. Cet exercice est réalisé aux mêmes échelles de travail que lors de l'identification des tendances, la sectorisation du bassin permettant de prendre en compte les spécificités des différents contextes géologiques. L'analyse est axée dans un premier temps sur la recherche des relations entre les teneurs en nitrate et les évolutions climatiques puis, dans un second temps, sur les relations possibles avec les évolutions des pratiques agricoles.

6.1.PHENOMENES IMPLIQUES DANS LES VARIATIONS DES CONCENTRATIONS EN NITRATE

A l'échelle de l'étude, trois paramètres principaux sont identifiés comme pouvant expliquer les teneurs actuelles en contaminants dans les eaux souterraines et leurs tendances d'évolution. Il s'agit :

- Du contexte géologique,
- Du contexte climatique,
- Du contexte agronomique.

L'exercice consiste alors à estimer, en chacun des points du bassin ou pour les zones homogènes vis-à-vis de la contamination par les nitrates, quelle est la part de chacun des paramètres permettant d'expliquer l'état actuel des contaminations et/ou impliquée dans l'évolution des teneurs.

Certains contextes géologiques limitent par exemple les transferts d'eau et de solutés vers les eaux souterraines, engendrant de ce fait des délais importants entre les pollutions en surface et leur migration vers les eaux souterraines. Dans ce cas, le contexte géologique prend une part majoritaire dans l'explication des teneurs actuelles dans les eaux souterraines qui peuvent alors être très différentes des pressions observées en surface.

Dans d'autres cas, les transferts peuvent être rapides (sols et ZNS peu épais, écoulements rapides et préférentiels en milieux karstiques) de sorte que les teneurs dans les eaux souterraines s'équilibrent rapidement avec les pressions en surface. Le contexte agronomique actuel explique alors les états de contamination observés et ses variations définissent de façon prépondérante les tendances d'évolution.

Un autre cas caractéristique correspond à la constitution, dans certains contextes géologiques particuliers, d'un stock important de contaminants dans la zone non saturée des aquifères. Les évolutions des pratiques culturales n'impactent alors pas directement les teneurs en contaminants dans les eaux souterraines mais favorisent ou non l'alimentation de ce stock. Des remobilisations ou transferts de nitrate du stock vers la nappe sont possibles, en fonction des conditions climatiques essentiellement. Lors de forts événements pluvieux par exemple, l'augmentation de la part des eaux infiltrées peut réactiver des connexions hydrauliques dans la ZNS et ainsi favoriser le transfert rapide vers les eaux souterraines de polluants préalablement stockés. Les remontées de nappes dans la ZNS en périodes de recharge intense peuvent aussi augmenter les teneurs en contaminants dans les eaux souterraines. Des phénomènes de transferts par effet piston peuvent aussi intervenir lorsque la pression hydraulique vient à augmenter significativement en zone non saturée. Dans tous ces cas de figure, la zone non saturée joue le rôle de zone tampon entre les pressions en surface et les concentrations en polluants dans les eaux souterraines, les conditions climatiques arbitrant de façon prépondérante les quantités de polluants remobilisées et les périodes durant laquelle les transferts sont favorisés.

Dans la plupart des cas néanmoins, les processus mis en jeu sont multiples et peuvent évoluer dans le temps. Si les pressions en surface viennent à diminuer de manière très significative et durable, la contamination des eaux souterraines doit nécessairement suivre à terme cette tendance. Les paramètres géologique et climatique n'interviennent alors que dans la création d'une inertie plus ou moins importante de réponse des concentrations dans les eaux souterraines aux diminutions observées en surface.

Pour la recherche des facteurs explicatifs, sont considérées les données de pluie efficace, la piézométrie et l'évolution de l'occupation du sol à l'échelle du bassin. Ces données sont issues des travaux réalisés par l'INRA Mirecourt et l'Ecole des Mines de Paris dans le cadre du programme PIREN-Seine (Programme Interdisciplinaire de Recherches sur l'Environnement de la Seine) dans le but de modéliser les transferts de nitrate dans les sols du bassin de la Seine. Elles constituent les données d'entrées de leur modèle couplé STICS-MODCOU.

6.2.RELATIONS ENTRE LES EVOLUTIONS DES CONCENTRATIONS EN NITRATE ET LES PLUIES EFFICACES AUX ECHELLES DU BASSIN ET DES SECTEURS DU BASSIN

Dans le cadre du programme scientifique PIREN-SEINE, une modélisation des transferts de nitrates dans les sols a été entreprise pour les formations couvrant le bassin de la Seine stricto sensu. Le calcul des pluies efficaces pour chaque maille de 1 km² du modèle constitue un résultat intermédiaire du travail réalisé. Ces données ont été gracieusement fournies au BRGM et agrégées à différentes échelles spatiales et temporelles afin d'entrer dans l'analyse des tendances.

6.2.1.Corrélations à l'échelle du bassin Seine-Normandie

Suite à l'analyse par boîtes à moustaches des grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate à l'échelle du bassin Seine-Normandie (chapitre 5.3.1), il semblerait que les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines suivent globalement les grandes tendances d'évolution climatique. Cette première approche révèle en effet des comportements indépendants des caractéristiques des aquifères et des pressions à plus petite échelle, c'est-à-dire indépendants des types de formations géologiques, des types de comportements hydrodynamiques ou bien des évolutions locales des pratiques agricoles. Les évolutions climatiques pouvant jouer un rôle sur l'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines, il est intéressant de voir dans quelle mesure les évolutions des pluies efficaces à l'échelle du bassin Seine-Normandie peuvent être rapprochée de celle des concentrations en nitrate à la même échelle d'analyse.

Même si les données de pluies efficaces disponibles ne couvrent pas l'ensemble du bassin Seine-Normandie mais uniquement le bassin de la Seine stricto sensu, elles offrent une bonne image de l'évolution globale de la pluviométrie sous ces latitudes de 1985 à 2007 (période malheureusement plus courte que celle où les données de concentrations en nitrate sont disponibles). La représentation par boîte à moustache de l'évolution des pluies efficaces annuelles de 1985 à 2007 sur le bassin de la Seine est présentée sur l'illustration 53. Ce graphique est le résultat de l'agrégation des données mensuelles de pluies efficaces selon les périodes définies auparavant. Les données de 24 541 mailles sont prises en compte.

Sur la période 1985-2007, les pluies efficaces évoluent selon des cycles pluriannuels d'environ 7 à 9 ans. Un premier mode est observé pour la période 1993-1995, un second, qui correspond au maximum de la série, en 2000-2001 puis un dernier pour la période 2006-2007. Le test de Kruskal-Wallis confirme ces observations avec des différences significatives d'un point de vue statistique entre les périodes étudiées. Depuis 1995-1997, la tendance d'évolution des pluies efficaces est clairement à la hausse jusqu'à l'année hydrologique 2000-2001 où une inversion de tendance s'opère. Les pluies efficaces diminuent alors régulièrement pour atteindre un minimum en 2005-2006. Ces évolutions correspondent aux grandes tendances d'évolution des

concentrations en nitrate dans les eaux souterraines identifiées par l'analyse de l'ensemble des données du bassin (Illustration 47 et Illustration 53).

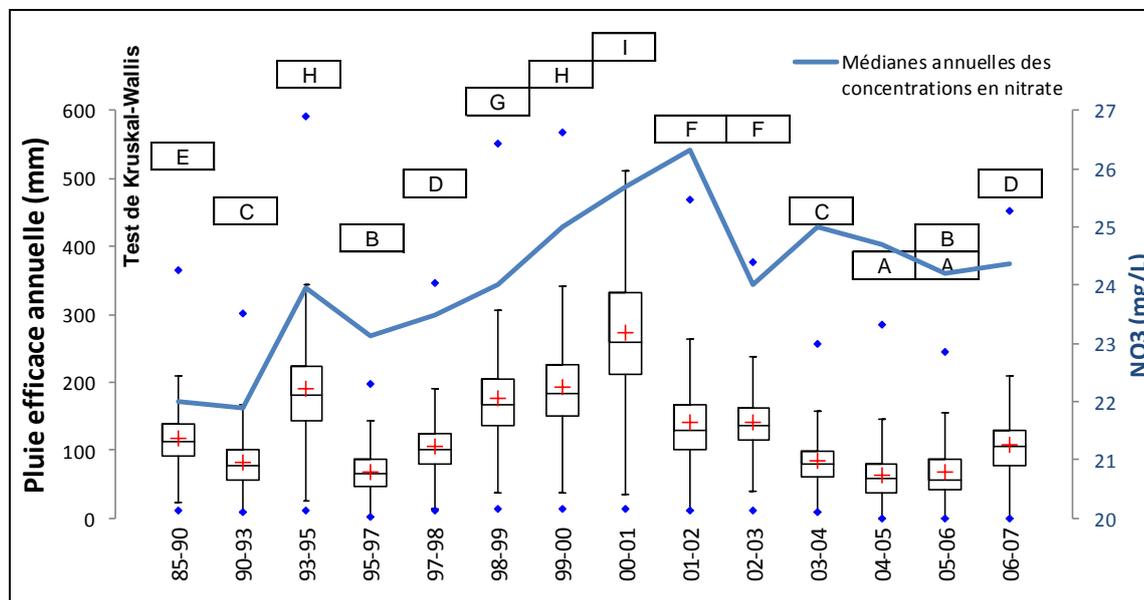


Illustration 53 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des pluies efficaces annuelles de 1985 à 2007 sur le bassin de la Seine. Données issues des travaux de modélisation STICS-MODCOU dans le cadre du projet PIREN-SEINE. Les lettres majuscules représentent le résultat du test de Kruskal-Wallis. En bleu, évolution des médianes annuelles des concentrations en nitrate de tous les points du bassin Seine-Normandie.

L'évolution des médianes annuelles des concentrations en nitrate suit celle des pluies efficaces avec un premier mode pour la période 1993-1995. La tendance à la hausse des pluies efficaces de 1997 à 2001 est reprise par le signal d'évolution des concentrations en nitrate, la baisse des teneurs intervenant un an plus tardivement que celle des pluies. Même l'inversion de tendance d'évolution des pluies efficaces observée en 2005-2006 semble se produire pour les données globales d'évolution des concentrations en nitrate. D'une manière générale donc, il est montré qu'à l'échelle du bassin Seine-Normandie, l'évolution des concentrations en nitrate est positivement corrélée avec l'évolution des pluies efficaces comme le montre l'illustration 54 pour les données moyennes et médianes.

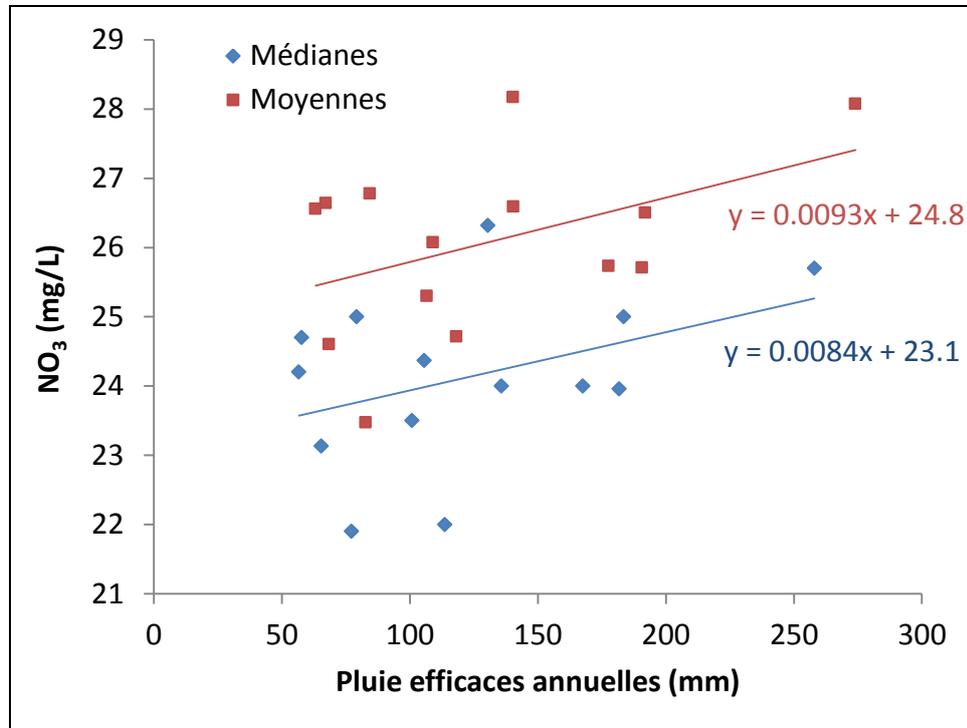


Illustration 54 : Concentrations médianes annuelles en nitrate en fonction des pluies efficaces médianes annuelles (en bleu) et concentrations moyennes annuelles en nitrate en fonction des pluies efficaces moyennes annuelles (en rouge).

Ainsi, la diminution des pluies efficaces depuis 2000-2001 pourrait être une des causes de la diminution des concentrations en nitrate observée dans les eaux souterraines depuis le début des années 2000. Toutefois, même si les évolutions conjointes des pluies efficaces et des concentrations en nitrate sont corrélées, la diminution des teneurs est bien moins importante en amplitude que la diminution des pluies de recharge. D'autres phénomènes impactent donc l'évolution de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis des nitrates et notamment les changements de pratiques agricoles. Depuis 2002 par exemple, la modification de la politique agricole commune (PAC) a engendré une diminution de l'utilisation d'engrais azotés. Or, c'est aussi à cette période qu'il est observé une inversion de tendance d'évolution globale des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines du bassin. L'année 2002 apparaît ainsi particulièrement favorable à la diminution des teneurs en nitrate dans les eaux souterraines, les deux facteurs explicatifs principaux que sont la recharge des aquifères et les pressions anthropiques en entrée des hydrosystèmes diminuant de concert. Néanmoins, il est important d'estimer dans quelles mesures les évolutions des teneurs en nitrate dans les eaux souterraines sont majoritairement guidées par tel ou tel facteur, ce travail devant être réalisé à des échelles plus locales.

6.2.2. Résultats spatialisés à l'échelle des secteurs du bassin Seine-Normandie

Afin d'affiner la recherche des facteurs explicatifs des tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines, et de vérifier dans quelle mesure les comportements observés à l'échelle du bassin sont représentatifs des évolutions à plus petite échelle, des zones définies lors de la sectorisation du bassin et représentatives des grands systèmes aquifères sont sélectionnées : 5 zones dans la craie (2 à l'est et 3 à l'ouest du bassin), 5 zones dans les formations tertiaires et 2 zones dans les formations jurassiques (en bordure est et ouest du bassin). L'illustration 55 montre leur localisation sur le bassin Seine-Normandie.

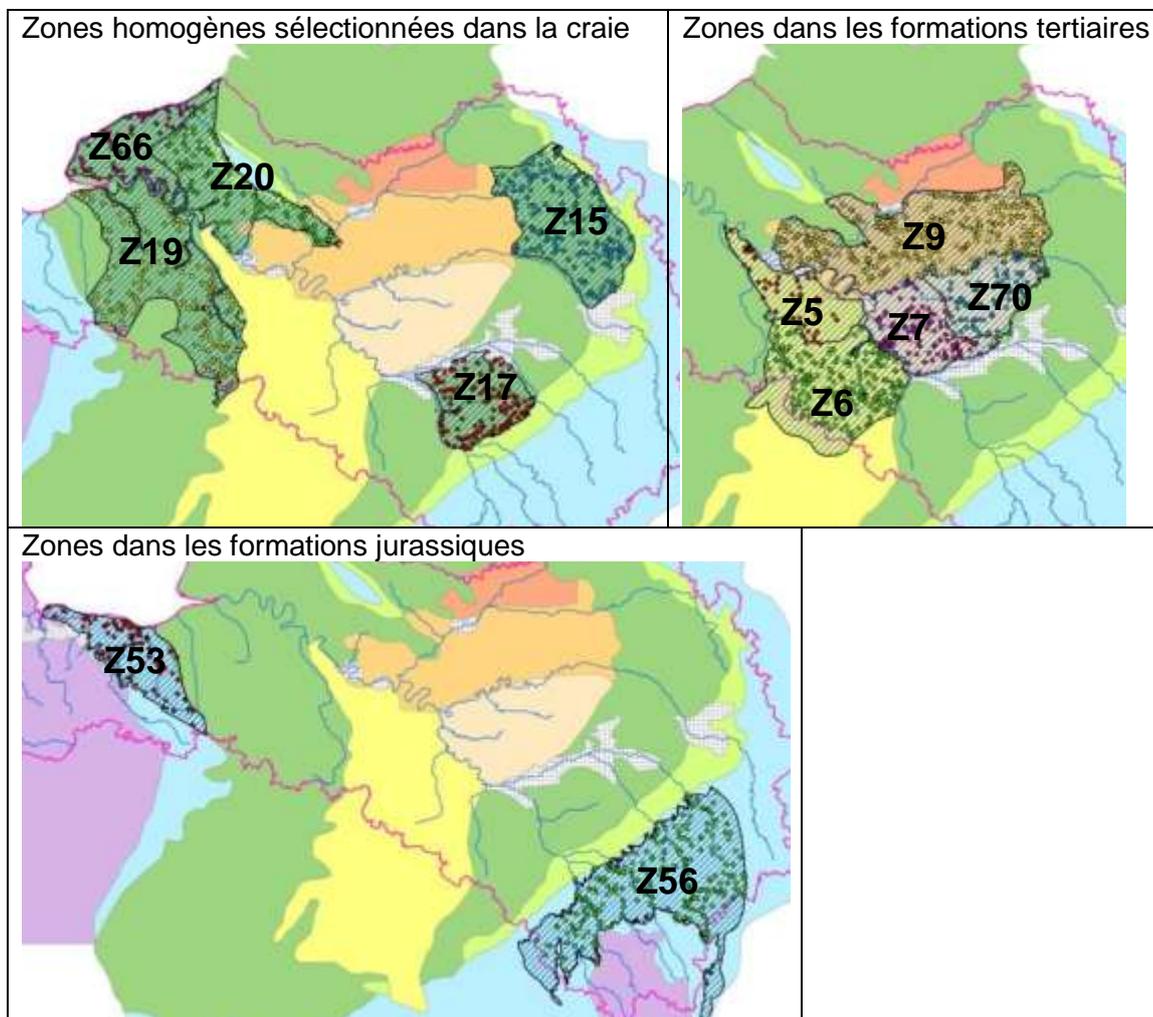


Illustration 55 : Zones « homogènes » de la sectorisation du bassin sélectionnées pour l'analyse spatialisée des tendances d'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustaches.

Dans les 5 zones de craie sélectionnées (Illustration 56) les évolutions des concentrations en nitrate varient en fonction de la localisation. Au sein des zones 15 et 20, localisées au nord-est et au nord-ouest du bassin respectivement, les concentrations en nitrate sont maximales et significativement différentes des autres années pour les périodes 2000-2001 et 2001-2002. Elles diminuent ensuite jusqu'en 2006 où une inversion de tendance semble s'amorcer. Cette évolution, correspond bien à l'évolution des pluies efficaces pour la zone 15 mais moins pour la zone 20. Au sein de cette dernière, à la période 2004-2005 (P12) est associé un pic de pluies efficaces qui n'impacte pas l'évolution des concentrations en nitrate. Pour les zones 17, 19 et 66 (sud-est et ouest du bassin respectivement), les concentrations en nitrate sont globalement stables depuis le début des années 90, avec toutefois de légères variations d'une période à l'autre, pour les zone 17 et 19 notamment. Ces variations ne sont toutefois pas corrélées avec les évolutions des pluies efficaces.

Parmi les 5 zones sélectionnées dans les formations tertiaires (Illustration 57), seule la zone 6 dans les calcaires de Beauce montre des différences significatives de concentrations entre les périodes. Les teneurs évoluent selon de grands cycles pluriannuels déjà observés lors de l'analyse par variogramme des variations piézométriques. Pour les nitrates, les variations semblent suivre celle des pluies efficaces mais avec un déphasage dans le temps de quelques années. Ces évolutions cycliques pluriannuelles se retrouvent en zone 9 à l'ouest des formations tertiaires sans que les différences entre périodes apparaissent significatives selon le test de kruskal-Wallis. Le déphasage entre l'évolution des concentrations en nitrate et l'évolution des pluies efficaces apparait dans cette zone, mais d'une longueur inférieure à celui observé dans les calcaires de Beauce. Dans les calcaires de Champigny (zones 7 et 70) ainsi que dans le Lutétien-Yprésien (zone 9), les concentrations en nitrate varient plus rapidement d'une période à l'autre, et ce, indépendamment de l'évolution des pluies efficaces.

Dans les 2 zones sélectionnées dans les formations jurassiques (Illustration 58), les évolutions des concentrations en nitrate sont cycliques pluriannuelles. Toutefois, les différences entre périodes n'apparaissent significatives que pour la zone 56, en bordure sud-est du bassin. De plus, les cycles semblent inversés entre les deux zones. En 2000-2001, les concentrations sont maximales pour la zone 53 alors qu'elles sont les plus faibles dans la zone 56. Il est ainsi possible que les évolutions du climat influencent les teneurs en nitrate dans les eaux souterraines de ces deux zones mais les temps de réponses aux sollicitations pluvieuses sont vraisemblablement différents entre les affleurements jurassiques à l'ouest et à l'est du bassin Seine-Normandie.

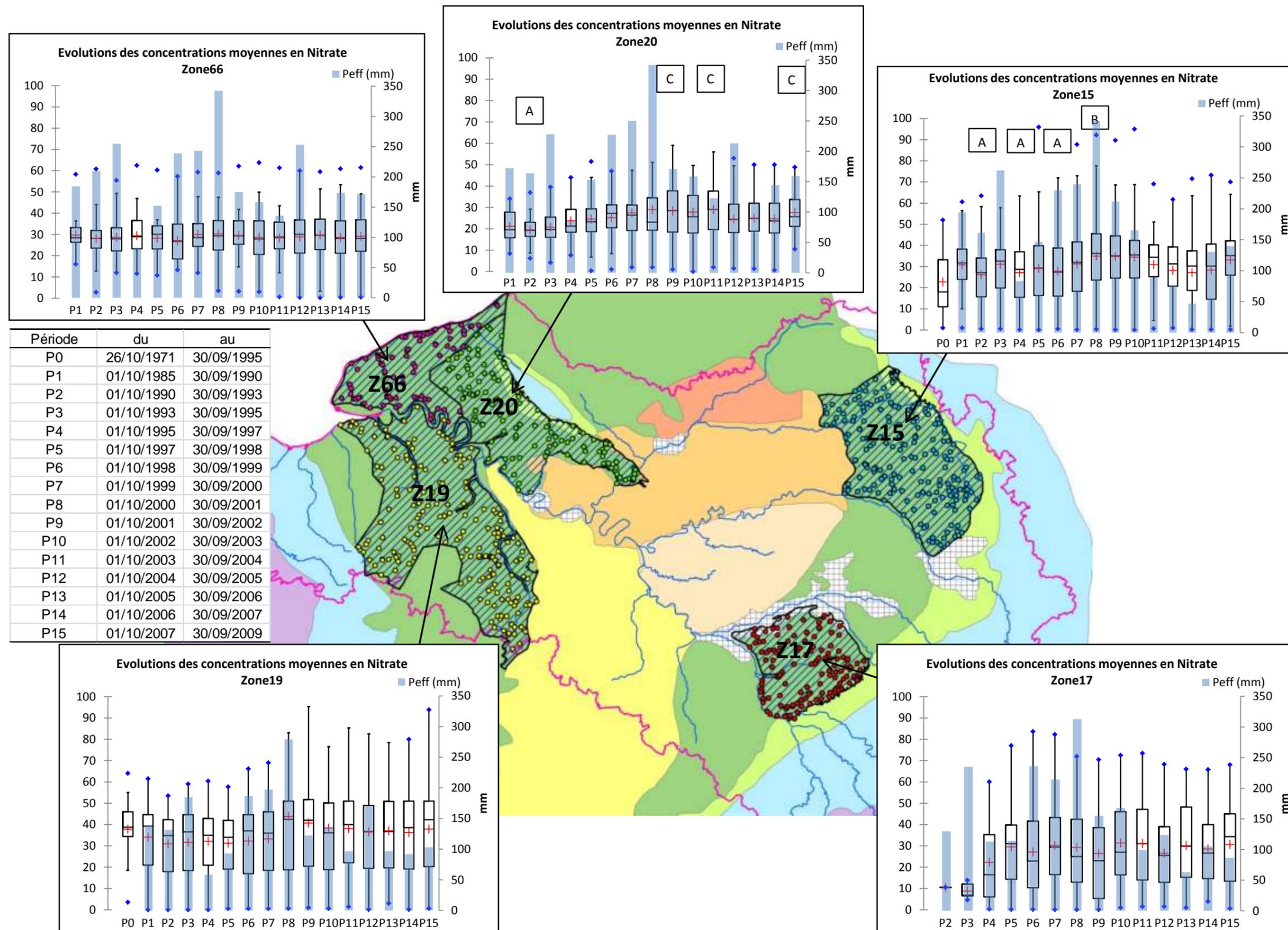


Illustration 56 : Analyse de l'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustache sur quelques zones de craie

Période	du	au
P0	26/10/1971	30/09/1995
P1	01/10/1985	30/09/1990
P2	01/10/1990	30/09/1993
P3	01/10/1993	30/09/1995
P4	01/10/1995	30/09/1997
P5	01/10/1997	30/09/1998
P6	01/10/1998	30/09/1999
P7	01/10/1999	30/09/2000
P8	01/10/2000	30/09/2001
P9	01/10/2001	30/09/2002
P10	01/10/2002	30/09/2003
P11	01/10/2003	30/09/2004
P12	01/10/2004	30/09/2005
P13	01/10/2005	30/09/2006
P14	01/10/2006	30/09/2007
P15	01/10/2007	30/09/2009

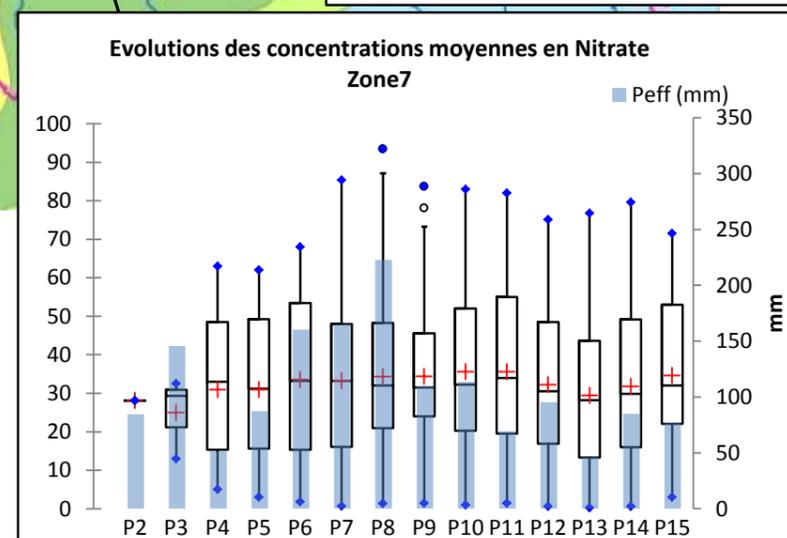
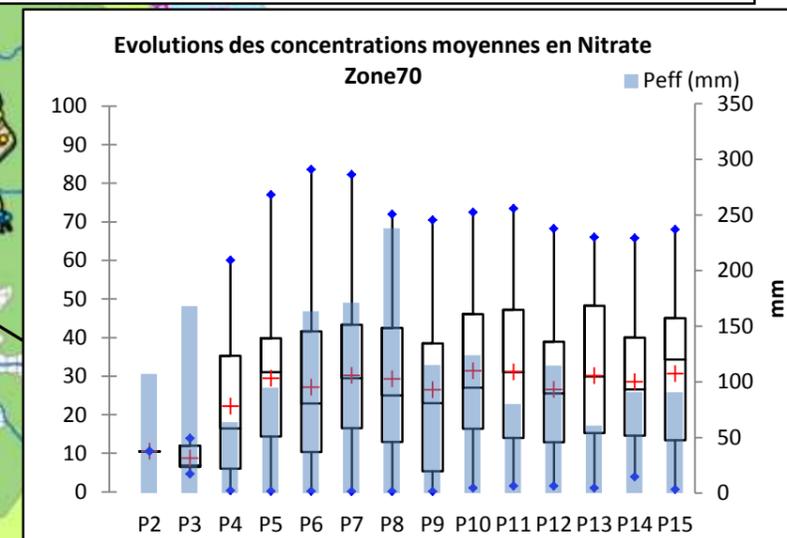
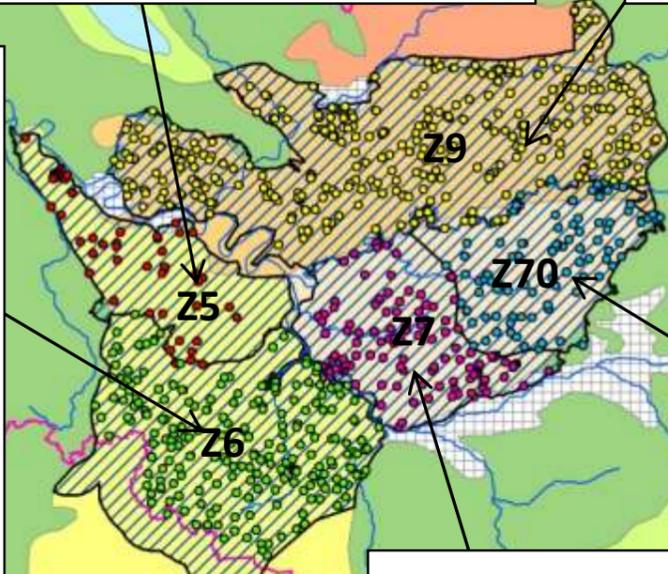
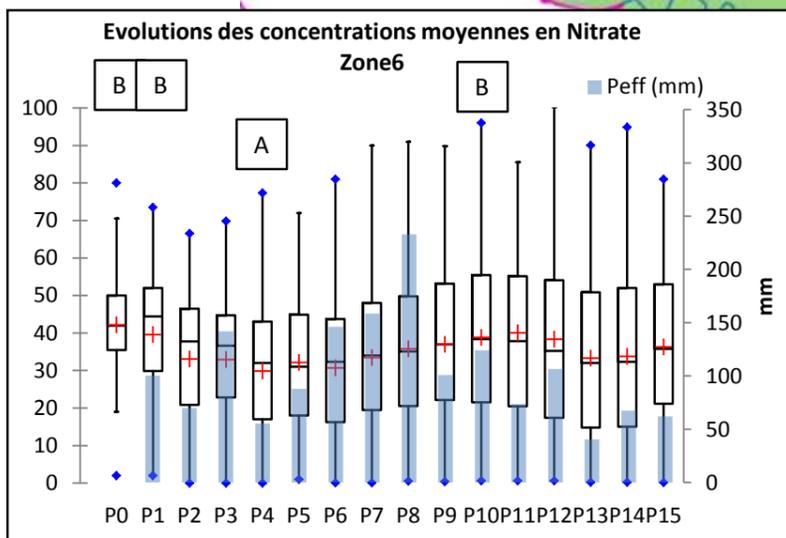
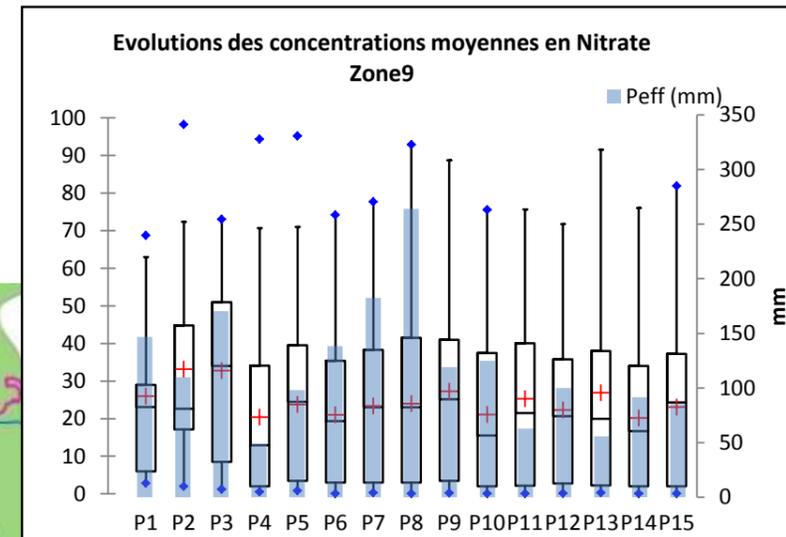
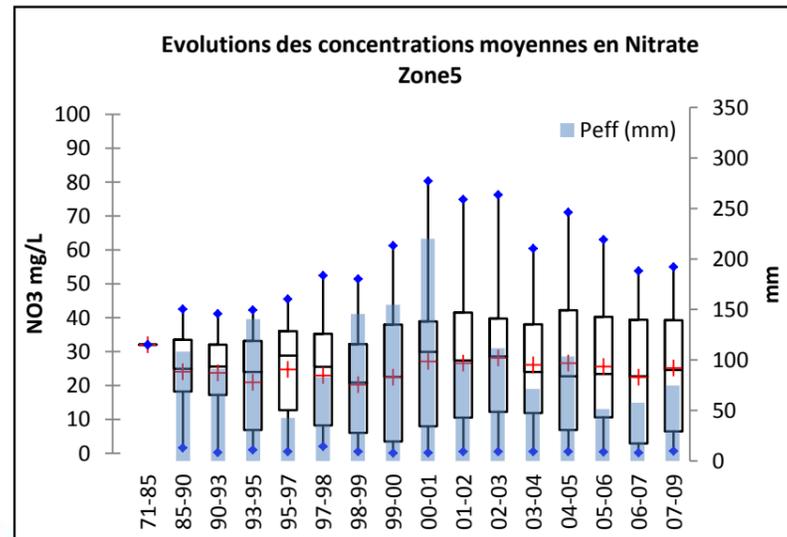


Illustration 57 : Analyse de l'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustache au sein des systèmes aquifères tertiaires du bassin Seine-Normandie

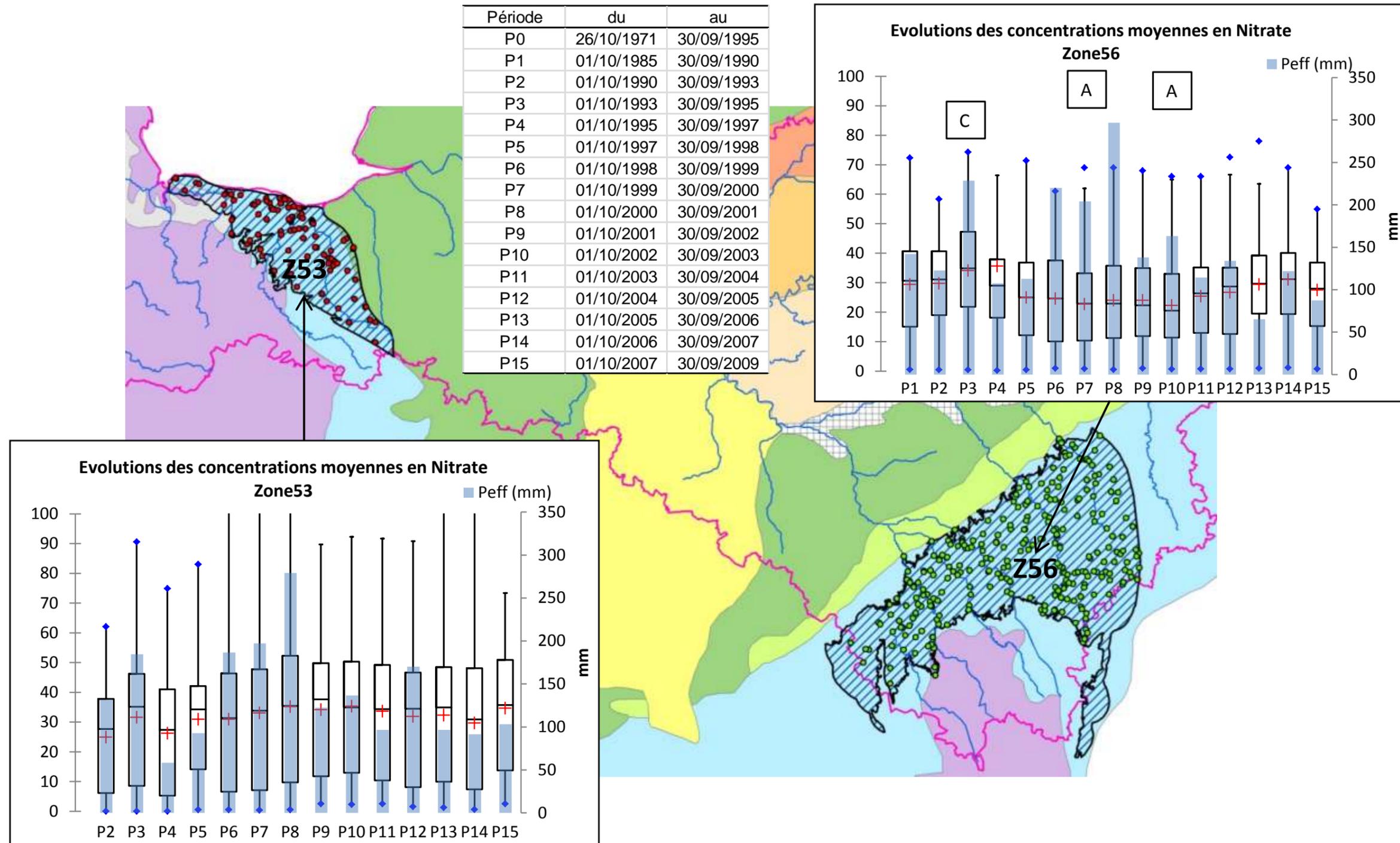


Illustration 58 : Analyse de l'évolution des concentrations en nitrate par boîtes à moustaches sur deux zones dans les formations jurassiques du bassin Seine-Normandie.

L'analyse des évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines par boîtes à moustaches à l'échelle des zones homogènes créées lors de la sectorisation permet de mettre en évidence des comportements différents en fonction du type lithologique des aquifères, de leur localisation sur le bassin (différence de pluies efficaces) et de l'occupation des sols vraisemblablement. Il a été possible de mettre en évidence, parfois de manière significative par le test de Kruskal-Wallis, des fluctuations de teneurs en nitrate à l'échelle de zones homogènes. Seulement, le nombre de cas apparaît relativement limité. Un tri plus poussé des données pourrait peut-être permettre d'accroître le nombre de cas où les fluctuations apparaissent significatives d'un point de vue statistique. Ce tri prendrait en compte la profondeur des forages, l'épaisseur des zones non saturées et les phénomènes de dénitrification par exemple. Ce travail n'est toutefois possible que par la mise en œuvre d'études à l'échelle régionale, le nombre de situations traitées à l'échelle du bassin Seine-Normandie ne pouvant être absorbées lors de la présente étude.

6.3.CORRELATION ENTRE FLUCTUATIONS PIEZOMETRIQUES ET TENEURS EN NITRATE POINT PAR POINT

La recherche des facteurs explicatifs des évolutions des concentrations en nitrate sur le bassin Seine-Normandie a montré que l'évolution des pluies efficaces pouvait, sur de nombreux secteurs, influencer de manière prépondérante les évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. Les niveaux piézométriques des nappes représentant une bonne image des états de recharge et donc des quantités de pluies efficaces, il peut être intéressant de tester dans quelles mesures les évolutions des teneurs en nitrate peuvent être rapprochées de celles de la piézométrie.

Dans ce projet, il est proposé de développer et de tester une méthode semi-automatisée d'analyse des corrélations entre les fluctuations piézométriques et les évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. L'analyse repose sur l'utilisation de la covariance croisée qui permet de faire cette interprétation par couple piézomètre/qualitomètre.

Remarque préliminaire : Ce chapitre est basé sur la notion de corrélation entre signaux. Or, ce n'est pas parce que deux signaux sont corrélés qu'il existe nécessairement un lien de cause à effet entre eux. C'est en effet la connaissance des processus de transfert des nitrates vers les eaux souterraines qui permet de lier l'infiltration des eaux dans les aquifères et les variations de concentrations en nitrate dans les eaux souterraines.

6.3.1.Méthodologie

Aspects théoriques

La covariance croisée (ou corrélation croisée) est une méthode statistique qui permet d'estimer la similarité entre deux séries discrètes. Le principe théorique du calcul de la covariance croisée peut être rapproché de celui du calcul du variogramme, à la différence près qu'on ne compare pas la chronique avec elle-même mais deux séries discrètes qui portent une information différente. Dans ce chapitre, les évolutions des concentrations en nitrate et des niveaux piézométriques sont comparées en faisant « glisser » une chronique par rapport à l'autre et en calculant pour chaque pas de temps (δt) la valeur de la covariance, assimilée à la corrélation entre les signaux. L'expression de la covariance est du type :

$$\text{cov}(X, Y) = E[(X - E(X)) \times (Y - E(Y))]$$

où $E(X)$ et $E(Y)$ est l'espérance mathématique des variables X et Y respectivement, définie par la formule :

$$E(X) = \sum_i x_i P(X = x_i)$$

L'espérance mathématique est la moyenne arithmétique des différentes valeurs de X ou de Y pondérées par leurs probabilités. En considérant que les réalisations des différentes valeurs de X (ou de Y) sont équiprobables, l'expression de la covariance est simplifiée :

$$\text{cov}(X, Y) = \frac{\sum_{i=1}^i [(X_i - \bar{X}) \times (Y_i - \bar{Y})]}{n}$$

Comme pour l'interprétation d'un coefficient de corrélation, le signe de la covariance donne le sens de corrélation. Une covariance positive indique que les signaux évoluent dans le même sens (quand l'un augmente l'autre augmente aussi et inversement), une covariance négative étant le signe d'une anticorrélation (quand l'un des signaux augmente l'autre diminue et inversement). De plus, la valeur absolue de la covariance renseigne sur l'intensité de la similitude entre les signaux.

Le calcul de la covariance croisée permet donc de suivre l'évolution de la corrélation entre les signaux « piézométrie » et « concentration en nitrate » au fur et à mesure de leur déphasage. Le graphique résultat est appelé corrélogramme croisé. Sur le corrélogramme, la valeur maximale de covariance est recherchée (notée Cov Max) ainsi que la valeur du déphasage (δt) pour lequel elle est atteinte. L'analyse conjointe de ces résultats permet d'estimer à la fois, la corrélation entre l'évolution des concentrations en nitrate et les fluctuations des niveaux piézométriques, ainsi que le déphasage entre ces signaux s'il existe.

Aspects pratiques

L'utilisation de la covariance croisée nécessite, en premier lieu, de former des couples piézomètre/qualitomètre. Les ouvrages qui forment le couple doivent être proches l'un de l'autre et capter le même niveau aquifère. Ces conditions doivent être satisfaites afin de s'assurer que les informations fournies par les deux ouvrages du couple résultent d'un fonctionnement hydrogéologique global commun. En première approche, les couples sont formés automatiquement en sélectionnant les piézomètres et les qualitomètres distants de moins de 10 km qui captent une même masse d'eau de niveau 1 (aquifère superficiel). Les couples retenus sont ceux pour lesquels le piézomètre et le qualitomètre sont spatialement localisés dans le même système aquifère et, dans la mesure du possible, non séparés par une rivière majeure. **Suivant cette méthode semi-automatique, 2157 couples ont été formés sur le bassin Seine-Normandie.** Un même piézomètre peut être rattaché à plusieurs qualitomètres différents et inversement. Cette approche permet de traiter un grand nombre de couples à la fois mais il est vraisemblable que certains soient formés d'ouvrages qui ne captent pas exactement le même aquifère ou bien qui soient séparés par une discontinuité hydrogéologique majeure. L'exercice idéal consisterait à valider l'ensemble des couples en recherchant pour chaque ouvrage la géologie des terrains à l'aplomb, la position de la crépine et donc le niveau exact réellement capté. De plus, il serait nécessaire d'étudier finement l'agencement des terrains géologiques afin de s'assurer de la continuité hydrodynamique entre les ouvrages.

Une fois les couples identifiés, l'application de la covariance croisée impose de réaliser des traitements sur les données brutes de piézométrie et de concentration en nitrate. Les pas de temps de mesure des niveaux piézométriques et des prélèvements pour l'analyse des concentrations en nitrate sont en effet généralement très différents. Or, lors du calcul de la covariance croisée, il est important d'avoir un maximum de données à dates communes.

Afin d'optimiser le calcul de la covariance croisée, il a été décidé de travailler avec des déphasages multiples de 1 mois. Les pas de temps des chroniques de piézométrie et d'évolution des teneurs en nitrate nécessitent alors d'être régularisés. Ainsi, comme le montre l'illustration 59, pour un mois donné M, les niveaux piézométriques sont moyennés sur la durée [M-15jours ; M+15jours], la valeur moyenne étant affectée au 1^{er} du mois M. Pour les données de concentration en nitrate, chaque valeur comprise entre le mois M-15jours et M+15jours est affectée par translation au 1^{er} du mois M. De cette manière, le calcul de la covariance croisée entre les chroniques d'évolution des niveaux piézométriques et d'évolution des concentrations en nitrate à pas de temps d'acquisition différents devient possible, ceci en perdant le minimum d'informations (les concentrations en nitrate ne sont pas moyennées). Toutefois, cette manipulation dégrade la qualité du résultat, le déphasage moyen entre les chroniques étant déterminé à x mois \pm 15 jours.

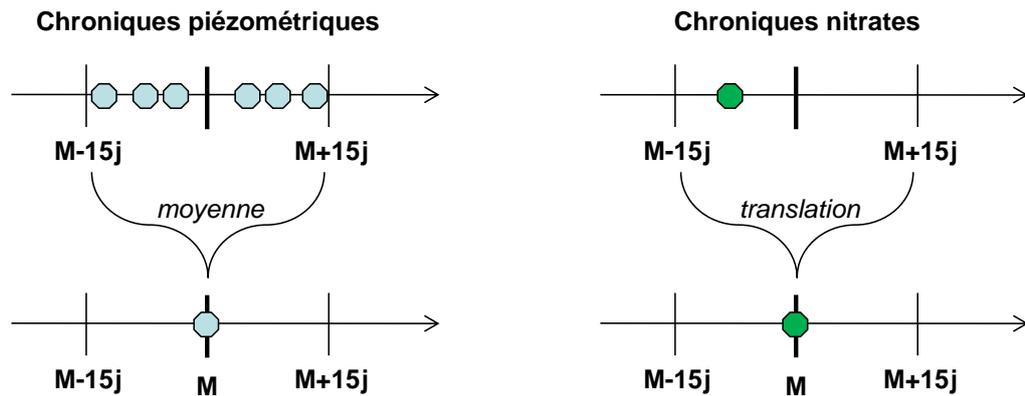


Illustration 59 : Principe de régularisation des pas de temps des chroniques piézométriques et des chroniques d'évolution des teneurs en nitrate.

Par souci de représentation et afin de faciliter l'analyse, les couples sont classés en fonction des résultats du traitement par covariance croisée. Le schéma de classification est présenté en Illustration 60.

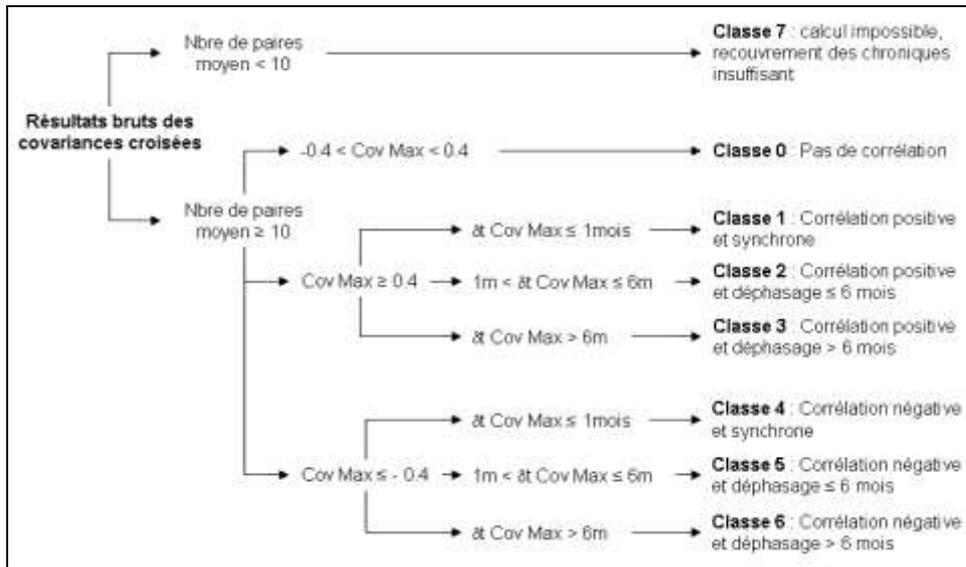


Illustration 60 : Schéma de classification des couples piézomètre/qualitomètre en fonction des résultats bruts du traitement par covariance croisée.

Tout d’abord, le nombre de paires moyen ayant permis le calcul de la covariance croisée est compté. Cette valeur correspond à la moyenne du nombre de données de niveaux piézométrique et de concentrations en nitrate communes à chaque pas de temps du calcul de la covariance croisée. Arbitrairement, lorsque le nombre de paires moyen est strictement inférieur à 10, le recouvrement des chroniques est estimé insuffisant pour décrire une corrélation significative. Ces couples appartiennent à la Classe 7 du schéma de classification (Illustration 60).

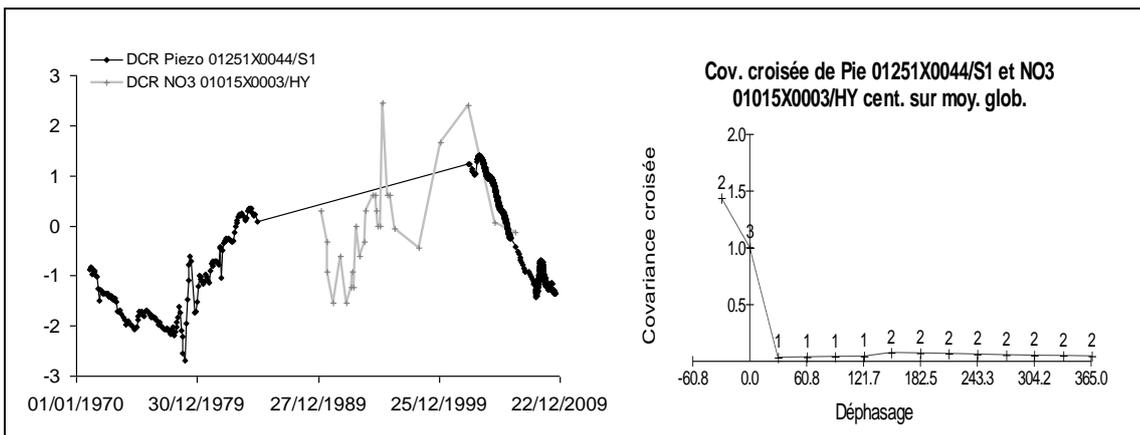


Illustration 61 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre dans la craie turonienne au Sud-Est de Rouen de classe 7 à recouvrement insuffisant des chroniques. A gauche : évolution conjointe des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate en données centrées réduites (DCR). A droite : corrélogramme croisé avec nombre de paires pour le calcul de la covariance à chaque pas de déphasage.

L'illustration 61 montre un exemple de couple formé avec un piézomètre et un qualitomètre distants de moins de 10 km et captant la même nappe de craie turonienne au Sud-est de Rouen mais dont le recouvrement des chroniques est insuffisant pour permettre un calcul pertinent de la covariance croisée. Dans l'exemple, le nombre de paires moyen pour le calcul de la covariance est de 1,8. Ce couple appartient donc à la Classe 7 de covariance croisée, comme 364 autres couples du bassin Seine-Normandie.

Lorsque le nombre de paires moyen est supérieur ou égal à 10, l'intensité de la corrélation devient un caractère discriminant. Si la valeur maximale de la covariance est strictement inférieure en valeur absolue à la valeur arbitraire 0,4, alors les chroniques ne sont pas corrélées et sont classées 0 dans l'illustration 60. 679 couples entrent dans cette catégorie. L'appartenance d'un couple à cette catégorie peut être attribuée, soit à une absence réelle de corrélation entre l'évolution des concentrations en nitrate et les fluctuations piézométriques, soit à un pas de temps de prélèvement des eaux pour analyse des concentrations en nitrate trop peu régulier pour mettre en évidence un comportement lié à des fluctuations piézométriques. L'illustration 62 montre à cet effet un exemple de couple dans la craie sénonienne à l'Est d'Evreux classé 0 : pas de corrélation entre les deux signaux.

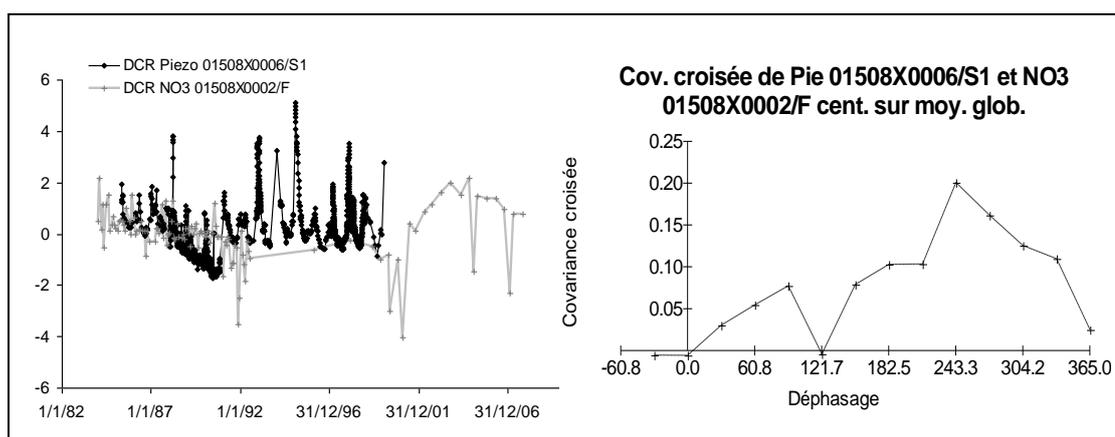


Illustration 62 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre dans la craie sénonienne à l'Est d'Evreux de classe 0 sans corrélation entre les chroniques. A gauche : évolution conjointe des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate en données centrées réduites (DCR). A droite : corrélogramme croisé avec nombre de paires pour le calcul de la covariance à chaque pas de déphasage.

Les périodes d'acquisition des données de piézométrie et de concentration en nitrate se recouvrent de 1985 à 2000 mais les pas de temps de prélèvement du qualitomètre deviennent très importants à partir de l'année 1994. Le suivi trop lâche de l'évolution des concentrations en nitrate sur la deuxième moitié de la période de recouvrement des chroniques occulte des variations à court terme probables, pourtant bien marquées dans les fluctuations piézométriques. Le résultat du traitement par covariance croisée est une non corrélation entre les signaux (Cov Max = 0,2), probablement en partie

expliquée par des lacunes ou des discontinuités fortes dans le suivi des concentrations en nitrate.

Lorsque la covariance maximale est supérieure ou égale à 0,4, il existe une corrélation positive entre les variations de concentrations en nitrate et les fluctuations piézométriques. Trois cas de figure sont alors identifiés :

- Soit les chroniques sont positivement corrélées et il n'existe pas de déphasage entre l'évolution des niveaux piézométriques et la réponse des concentrations en nitrate : Classe 1.
- Soit les chroniques sont positivement corrélées et il existe un déphasage entre l'évolution des niveaux piézométriques et la réponse des concentrations en nitrate compris entre 1 et 6 mois : Classe 2.
- Soit les chroniques sont positivement corrélées et il existe un déphasage entre l'évolution des niveaux piézométriques et la réponse des concentrations en nitrate strictement supérieur à 6 mois : Classe 3.

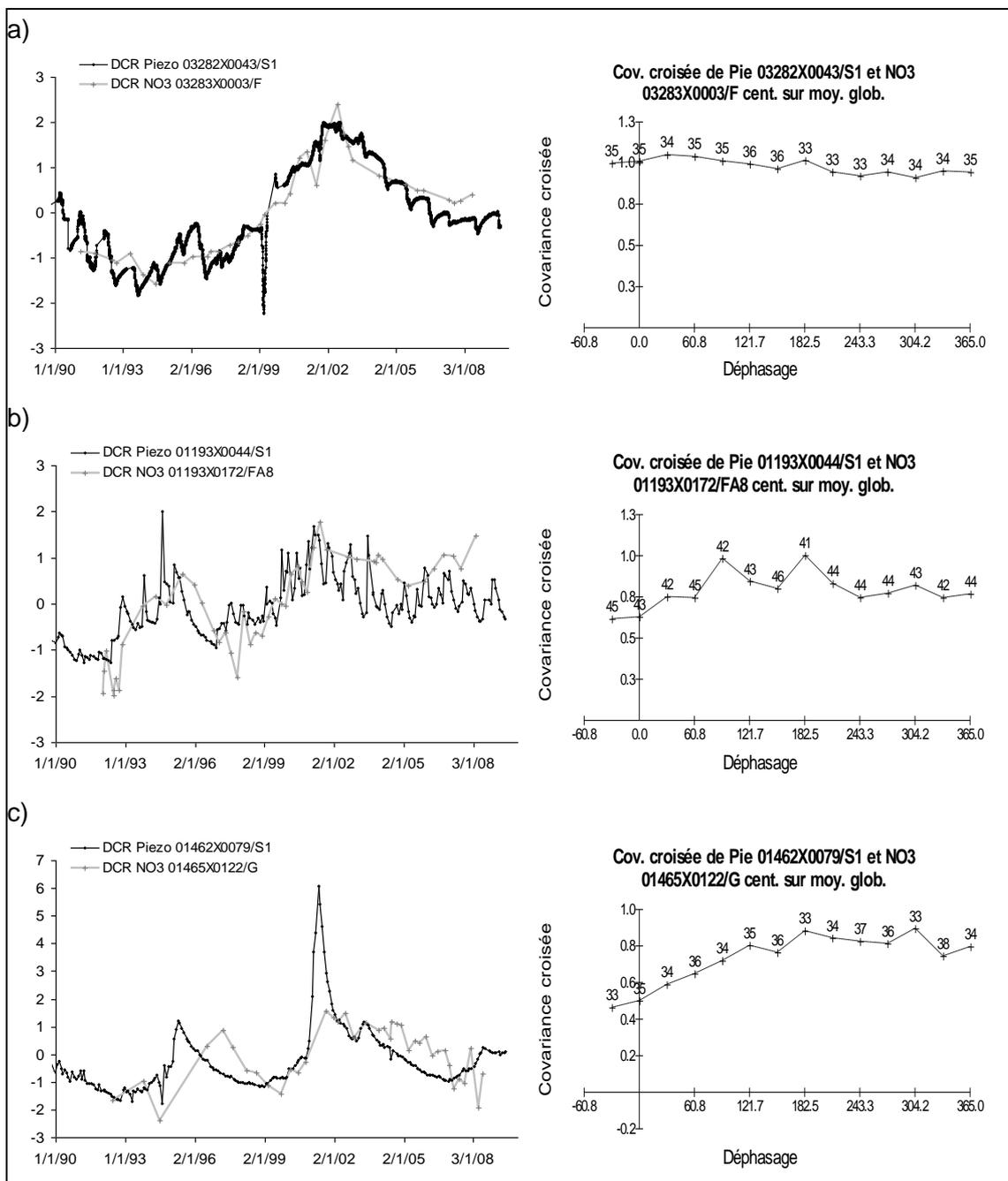


Illustration 63 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre à corrélation positive entre les signaux a) classe 1 : sans déphasage dans la nappe de la Beauce, b) classe 2 avec déphasage de 6 mois dans le Jurassique moyen (Bathonien) au Nord-ouest de Caen, c) classe 3 avec déphasage de 10 mois dans le Jurassique moyen (Bathonien) au Sud-est de Caen. A gauche : évolution conjointe des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate en données centrées réduites (DCR). A droite : corrélogramme croisé avec nombre de paires pour le calcul de la covariance à chaque pas de déphasage.

L'illustration 63 propose 3 exemples de couples piézomètre/qualitomètre appartenant aux classes 1, 2 et 3. En nappe de Beauce, l'exemple montre des signaux bien corrélés (Cov Max = 1,1) sans déphasage. Dans les terrains du Jurassique aux alentours de Caen, des couples montrent des corrélations positives fortes entre les fluctuations piézométriques et les variations des concentrations en nitrate avec des retards de réponses plus ou moins importants. Dans l'illustration 63 b) Cov Max = 1 et $\delta t = 6$ mois et en 17 c) Cov Max = 0,9 et $\delta t = 10$ mois.

Lorsque la covariance maximale est inférieure ou égale à -0,4 les chroniques d'évolution des concentrations en nitrate et de fluctuations piézométriques sont dites anticorrélées. Comme précédemment, trois cas de figure sont identifiés en fonction du déphasage entre les signaux :

- Soit les chroniques sont anticorrélées et il n'existe pas de déphasage entre l'évolution des niveaux piézométriques et la réponse des concentrations en nitrate : Classe 4, exemple en Illustration 64.
- Soit les chroniques sont anticorrélées et il existe un déphasage entre l'évolution des niveaux piézométriques et la réponse des concentrations en nitrate compris entre 1 et 6 mois : Classe 5.
- Soit les chroniques sont anticorrélées et il existe un déphasage entre l'évolution des niveaux piézométriques et la réponse des concentrations en nitrate strictement supérieur à 6 mois : Classe 6.

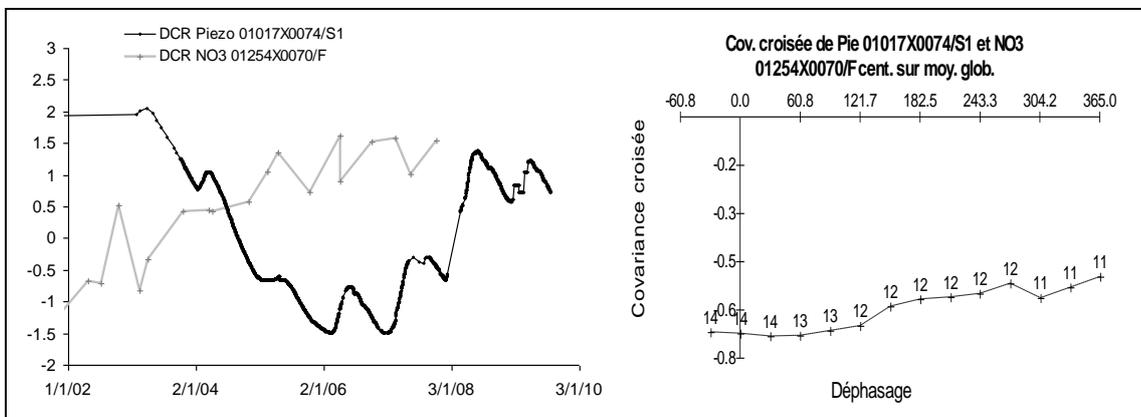


Illustration 64 : Exemple de couple piézomètre/qualitomètre à corrélation négative entre les signaux sans déphasage dans la craie turonienne au Sud de la boutonnière du pays de Bray.

Remarques :

1) Il est parfois difficile d'interpréter les résultats du traitement par covariance croisée lorsque les signaux sont négativement corrélés et déphasés. Deux chroniques cycliques annuelles ayant un maximum de corrélation négatif pour un déphasage δt , ont nécessairement une alternative avec un pic de corrélation positif pour un

déphasage $\delta t = \delta t + 6 \text{ mois}$. Les couples piézomètres/qualitomètres appartenant aux classes 5 et 6 pourraient ainsi appartenir en réalité à la classe 3 de corrélation (corrélation positive et déphasage > 6 mois) sans qu'il ne soit possible, à l'heure actuelle, de choisir la bonne interprétation. Le nombre de couples appartenant aux classes 5 et 6 de corrélation est donc vraisemblablement surestimé dans l'étude.

2) Les superpositions de cycles annuels et pluriannuels peuvent engendrer des réponses différentes en termes d'évolution des concentrations en nitrate : le signal chimique peut suivre les variations de piézométrie à court terme sans être corrélé avec les cycles pluriannuels. Le phénomène inverse peut aussi se produire. Il serait intéressant de réaliser le même traitement par covariance croisée sur les chroniques lissées par moyenne mobile de période croissante (6 mois, 1 an, 2 ans etc...). Pour un même couple, si la covariance augmente en même temps que la période de lissage des chroniques par moyenne mobile, alors il est probable que les signaux soient corrélés sur les cycles pluriannuels uniquement. Si, à l'inverse, la covariance diminue lorsque la période de lissage des chroniques par moyenne mobile augmente alors les signaux sont plutôt corrélés sur les cycles annuels voire les variations à plus court terme.

3) La constitution des couples piézomètre/qualitomètre nécessite de vérifier le niveau capté par les deux points d'eau qui forment le couple. Ce travail long et fastidieux n'a pu être réalisé pour l'ensemble des ouvrages identifiés sur le bassin Seine-Normandie. Toutefois, il a été décidé de travailler sur trois zones tests issues de la sectorisation du bassin où cet exercice de vérification des niveaux captés a été possible.

6.3.2. Analyse à l'échelle de zones sectorisées

3 zones tests ont été sélectionnées en première approche afin d'affiner la méthodologie à appliquer pour l'interprétation des résultats de l'analyse par covariance croisée des chroniques piézométriques et d'évolution en NO_3 . Les critères de sélection sont basés sur la représentativité des secteurs en termes de type lithologique, de comportement piézométrique et d'évolution des concentrations en nitrate. Les deux premières zones sélectionnées permettent de comparer les corrélations entre fluctuations piézométriques et variations des concentrations en nitrate en contexte de craie, proche du littoral en Normandie et au Sud-Est du bassin Seine-Normandie. La troisième zone, située dans les calcaires jurassiques de l'Est du Bassin, est représentative d'un type de ressource en eau souterraine largement exploité en Seine-Normandie.

La nappe captée par chacun des ouvrages des zones tests sélectionnées pour l'étude croisée de la piézométrie et des concentrations en nitrate est vérifiée. Le niveau capté par chacun des ouvrages est identifié en couplant les informations relatives à la position des crépines et à l'agencement des niveaux géologiques au droit des points. Cette vérification a nécessité l'analyse détaillée des cartes géologiques au 50 000^{ème}, d'exploiter les dossiers de la BSS (Banque de données du Sous-Sol) afin d'extraire les logs géologiques et les coupes techniques des forages et de consulter tous les supports susceptibles de fournir des informations sur les niveaux captés (InfoTerre, ADES...).

Ce travail long et fastidieux était absolument nécessaire d'une base de référence sur ce type d'information.

Description des zones tests

La première zone sélectionnée (Illustration 65) délimite, en Normandie sur 7600 km² environ, l'aquifère de la craie sénonienne karstifiée à comportement piézométrique de type « Cycle annuel faible voire nul avec forte dérive pluriannuelle de 6 à 12 ans ». Cette zone, numérotée 66 lors de la sectorisation du Bassin, comprend la quasi-totalité de la masse d'eau « craie altérée du littoral cauchois » (n°3203) au Nord et le tiers Nord-est de la masse d'eau « craie altérée de l'estuaire de la seine » (n°3202) au Sud. 22 piézomètres ont été analysés par variogrammes dans la zone, 21 présentent un comportement piézométrique faiblement cyclique annuel avec une forte dérive pluriannuelle à période de 6 à 12 ans. Un piézomètre présente une chronique trop courte pour pouvoir déterminer les cycles à long terme.

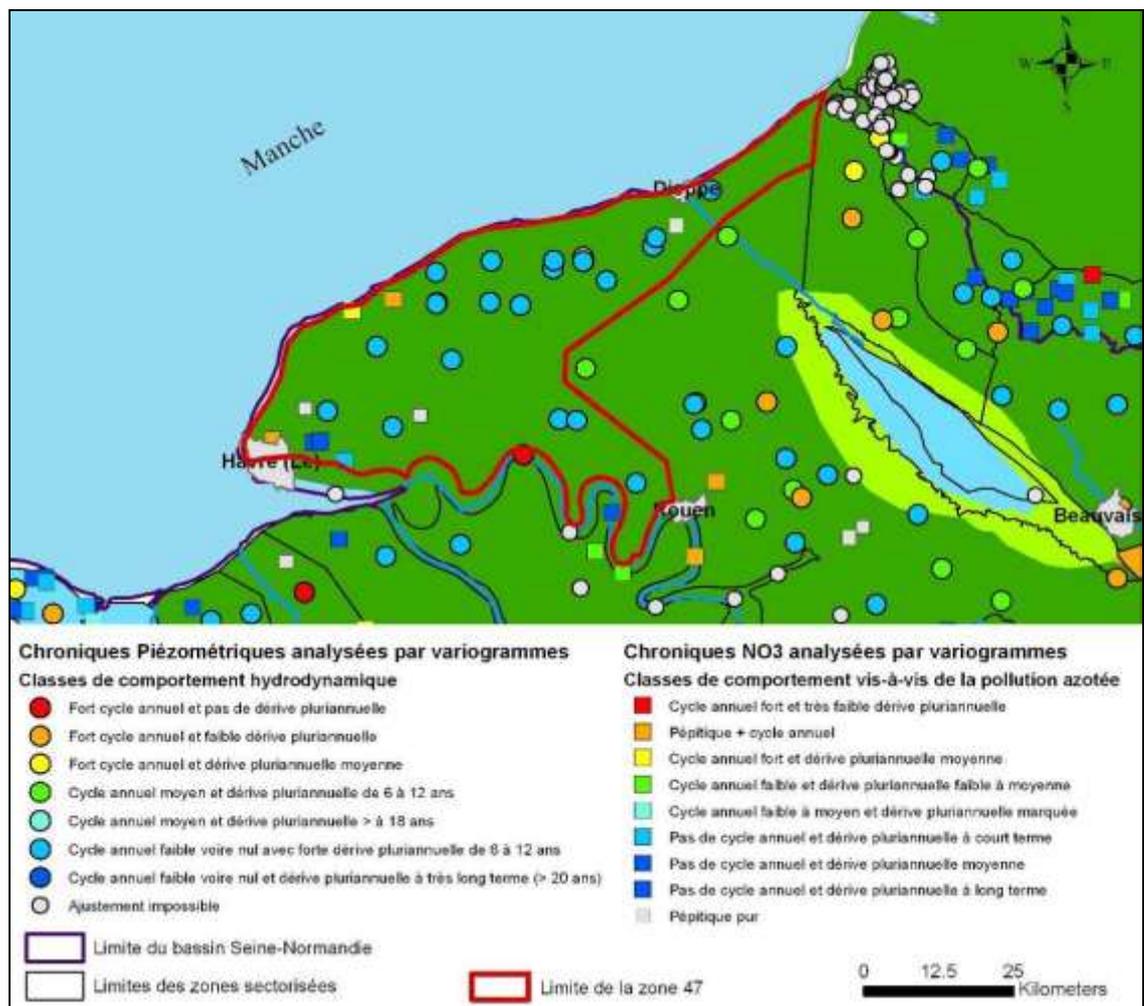


Illustration 65 : Localisation de la zone test n°66 et description des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis de la contamination par les nitrates aux points de prélèvements.

De la même manière, 14 chroniques de l'évolution des concentrations en nitrate ont été analysées par variogramme dans cette zone de craie normande. 7 chroniques sont du type péritique avec cycles annuels identifiés pour deux d'entre elles. 6 chroniques ne montrent pas de cycle annuel mais sont caractérisées par une forte dérive à plus ou moins long terme. Enfin, une chronique montre un fort cycle annuel et pas dérive prononcée. Les trois chroniques pour lesquelles des cycles annuels de variations des concentrations en nitrate ont été identifiés sont localisées proche du littoral, à moins de 5 km de la Manche. Après validation de la nappe captée par chacun des ouvrages, 55 couples piézomètres/qualitomètres distants de moins de 10 km ont été créés. Le regroupement d'un nombre important de qualitomètres sur une petite surface comme c'est le cas à l'Ouest du Havre favorise la création de nombreux couples où plusieurs qualitomètres différents peuvent être rattachés au même piézomètre.

La deuxième zone sélectionnée (Illustration 66), numérotée 17a lors de la sectorisation, délimite, sur 6500 km² environ, l'aquifère de la craie sénonienne au Sud

de Provins et au Nord de l'Yonne. Les limites latérales atteignent les villes de Sens, à l'Ouest, et de Troyes, à l'Est. La zone s'inscrit au sein de la masse d'eau n°3209 : « craie du Sénonais et pays d'Othe ». Le comportement piézométrique global de la zone est du type « fort cycle annuel et pas (ou faible) dérive pluriannuelle ». 12 piézomètres informent sur le comportement piézométrique de l'aquifère. 9 montrent des cycles annuels d'évolution de la piézométrie bien marqués dont 2 avec composante pluriannuelle. 3 chroniques sont insuffisamment renseignées pour être analysées par variogramme. La structure des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate est déterminée grâce à l'analyse de 7 qualitomètres contenus dans la zone. 3 chroniques montrent des variations cycliques annuelles alors que trois autres ne sont caractérisées que par des cycles à période pluriannuelle. La dernière chronique d'évolution des concentrations en nitrate est du type pépitique. Sur cette zone, 39 couples piézomètre/qualitomètre ont été formés.

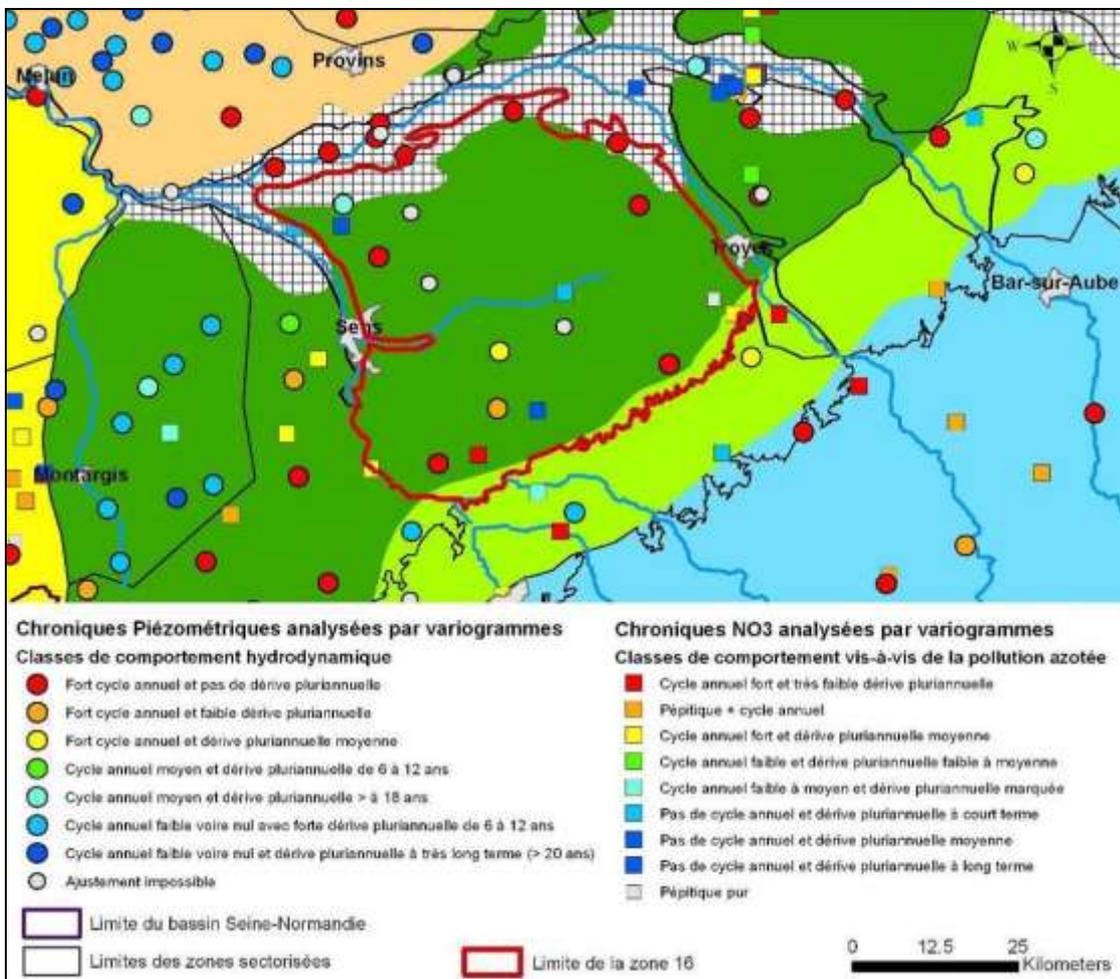


Illustration 66 : Localisation de la zone test n°17a et description des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis de la contamination par les nitrates aux points de prélèvements.

Comme le montre l'illustration 67, la troisième et dernière zone test est localisée au Sud-Est du bassin Seine-Normandie dans les calcaires jurassiques karstiques en bordure du bassin sédimentaire. Elle est numérotée 56 lors de la sectorisation. La taille de la zone est importante (plus de 14500 km²) et englobe 5 masses d'eau principales de niveau 1 :

- Calcaires Tithonien karstiques entre Seine et Orvain (n°3303)
- Calcaires Tithonien karstiques entre Yonne et Seine (n°3304)
- Calcaires Kimméridgien-Oxfordien karstiques entre Seine et Orvain (n°3306)
- Calcaires Kimméridgien-Oxfordien karstiques entre Yonne et Seine (n°3307)
- Calcaires Dogger entre Armançon et limite de district (n°3310)

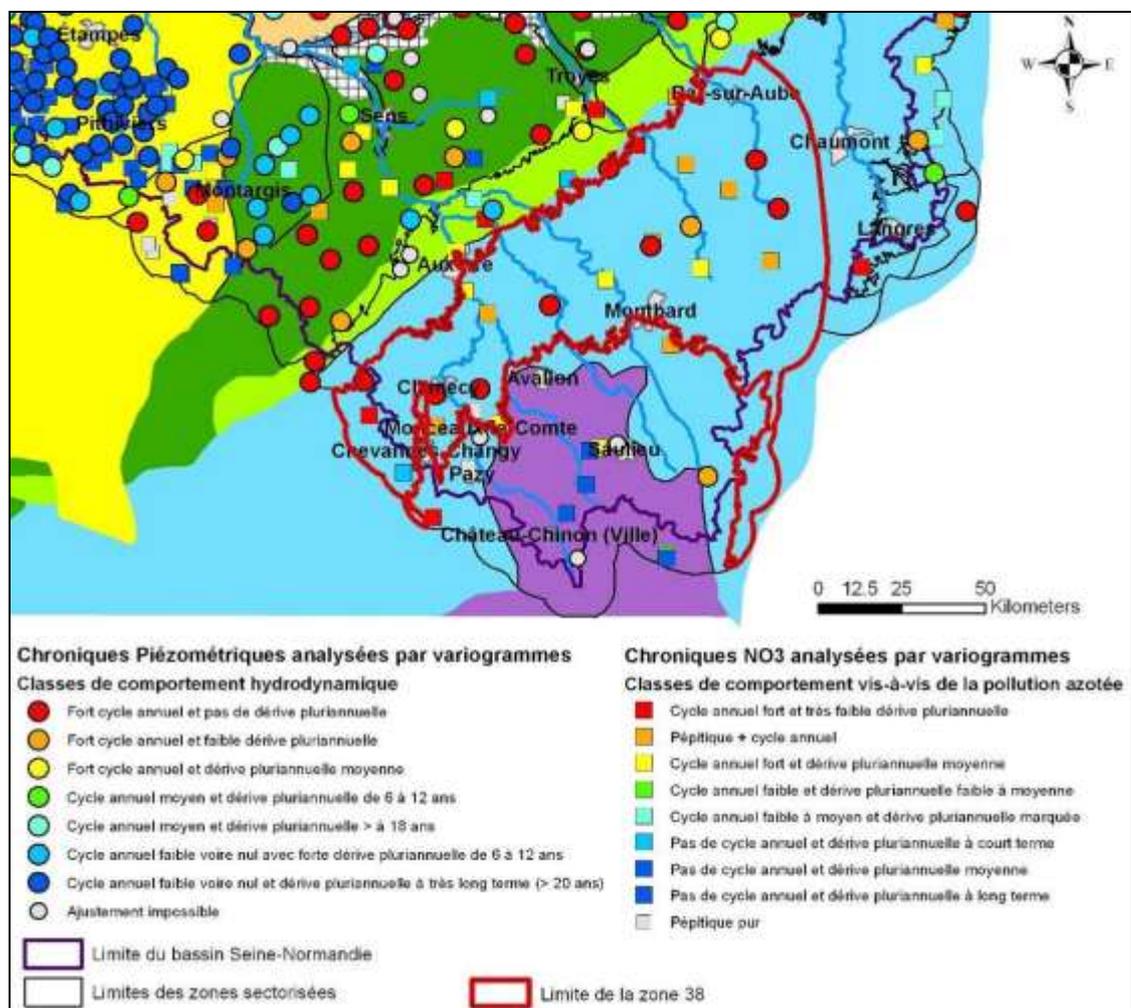


Illustration 67 : Localisation de la zone test n°56 et description des comportements hydrodynamiques et vis-à-vis de la contamination par les nitrates aux points de prélèvements.

Le comportement piézométrique est déterminé par l'analyse de 9 chroniques piézométriques qui montrent toutes des structures variographiques similaires à cycles annuels seulement. 17 chroniques d'évolution de la concentration en nitrate ont été analysées selon la même méthode. 14 qualitomètres montrent une cyclicité annuelle de l'évolution des concentrations en nitrate dont 5 avec une dérive pluriannuelle. 2 chroniques ne montrent pas de cycle annuel et une chronique possède un comportement de type pépitique pur. Après validation de la nappe captée par chacun des ouvrages et mesure des distances qui séparent les piézomètres des qualitomètres, 12 couples piézomètre/qualitomètre permettent d'étudier les corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations des concentrations en nitrate dans cette zone.

Application de la covariance croisée aux couples piézomètres/qualitomètres des zones tests

Dans la zone test 66 (craie normande), 54 couples piézomètre/qualitomètre ont été formés. Ces ouvrages captent la même nappe de la craie sénonienne et sont distants de moins de 10 km. Le traitement par covariance croisée n'a pas été possible sur 7 couples en raison d'un recouvrement insuffisant des chroniques piézométriques et d'évolution des concentrations en nitrate. L'interprétation de la corrélation entre les variations piézométriques et les fluctuations des concentrations en nitrate en zone de craie normande est donc réalisée à partir de 47 couples.

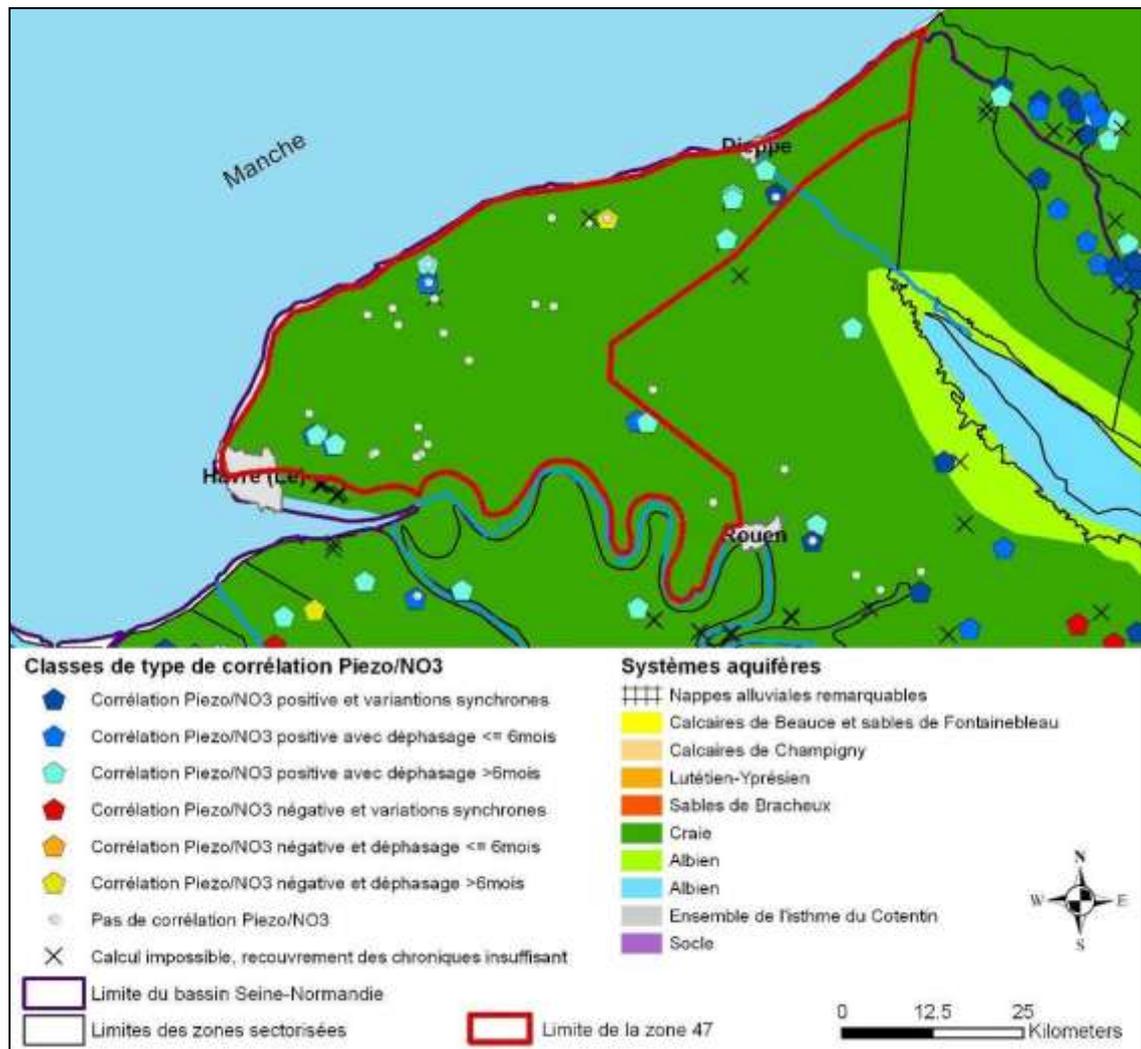


Illustration 68 : Corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate en zone 66 de craie normande.

L'illustration 68 permet de visualiser les corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations des concentrations en nitrate au sein de la zone 66, l'information étant affectée au centre de segment qui relie chaque piézomètre à son qualitomètre associé. Pour la zone 66 il n'y a globalement pas de corrélation significative entre les évolutions du niveau piézométrique de la nappe de la craie et les évolutions des concentrations en nitrate. Toutefois :

- Des corrélations positives avec 4 à 8 mois de déphasage en moyenne (n=12) sont observées dans un petit secteur au Nord-est du Havre.
- Des corrélations positives à fort déphasage (> 300 j) sont observées dans un petit secteur au Sud-ouest de Dieppe.

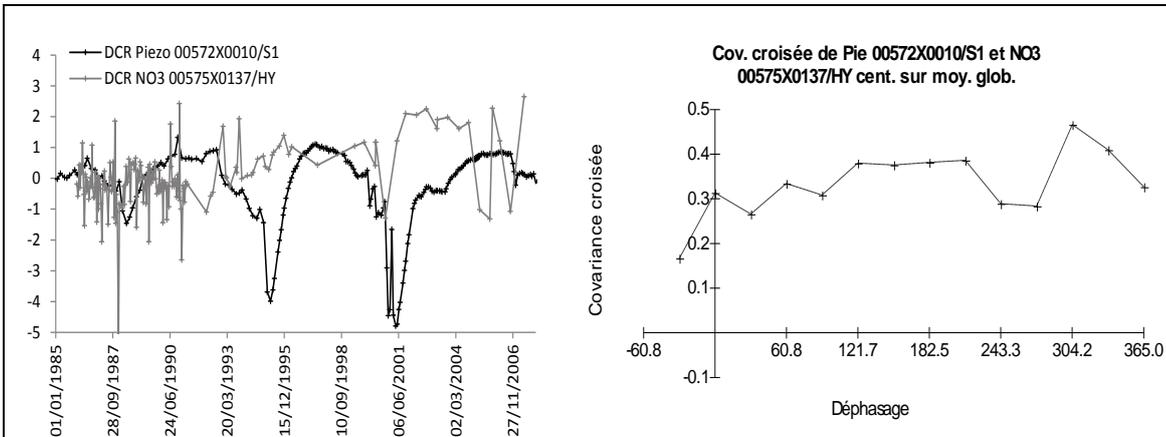


Illustration 69 : Couple piézomètre/qualitomètre représentatif du type de corrélation (covariance) de la zone 66 en craie normande

L'illustration 69 montre le type de corrélation entre les fluctuations piézométriques de la nappe de craie et les évolutions des concentrations en nitrate couramment observées au sein de la zone test 66. Les corrélations moyennes sont faibles en valeurs absolues ($|\text{Max Cov}| = 0,37$) et les déphasages observés globalement importants lorsqu'une corrélation est identifiée ($\delta t = 218$ jours).

Dans cette zone de craie normande, l'hydrodynamique des nappes ne semble pas être le facteur prépondérant qui explique les évolutions des concentrations en nitrate. Cette conclusion correspond aux observations faites lors de la représentation par boîte à moustache de l'évolution des concentrations en nitrate sur cette zone (chapitre 6.2.2, Illustration 56). Elles ne semblaient en effet pas suivre l'évolution globale des pluies efficaces sur le bassin Seine-Normandie. L'analyse par corrélation croisée valide donc ces observations.

Dans la zone 17a, 39 couples piézomètre/qualitomètre validés et distants de moins de 10 km ont été formés. Tous ces ouvrages captent les formations de craie sénonienne au Nord de l'Yonne dont le comportement hydrodynamique est du type « cycles annuels de forte amplitude et pas (ou faible) variation pluriannuelle ».

L'illustration 70 montre le résultat du traitement par covariance des 39 couples piézomètre/qualitomètre de la zone. 28 couples montrent des résultats exploitables, 11 couples ne disposent pas d'un recouvrement suffisant des chroniques. Les informations ainsi obtenues renseignent sur les corrélations entre les fluctuations piézométriques et les évolutions des concentrations en nitrate sur les bordures de la zone essentiellement.

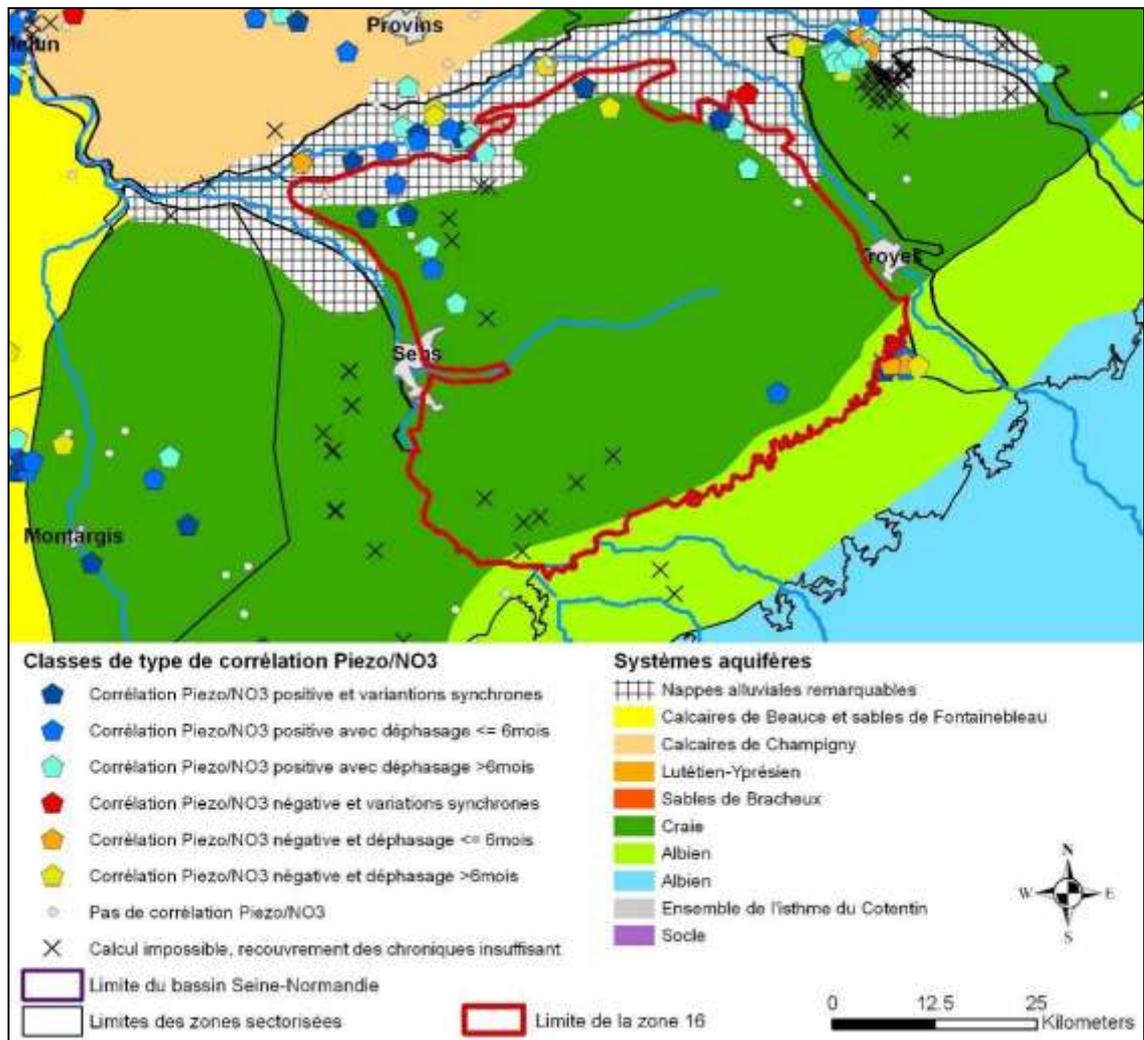


Illustration 70 : Corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate en zone 17a de craie sénonienne au Nord de l'Yonne.

Globalement les corrélations sont positives avec des déphasages variables :

- 6 couples sont non déphasés
- 5 couples montrent un déphasage inférieur à 6 mois
- 6 couples montrent un déphasage supérieur à 6 mois

De plus, 3 couples piézomètre/qualitomètre sont caractérisés par des corrélations négatives à fort déphasage (>300j).

Le traitement par covariance croisée exposé dans l'illustration 71 est caractéristique de ce qu'il est possible d'observer dans la zone test n°17a.

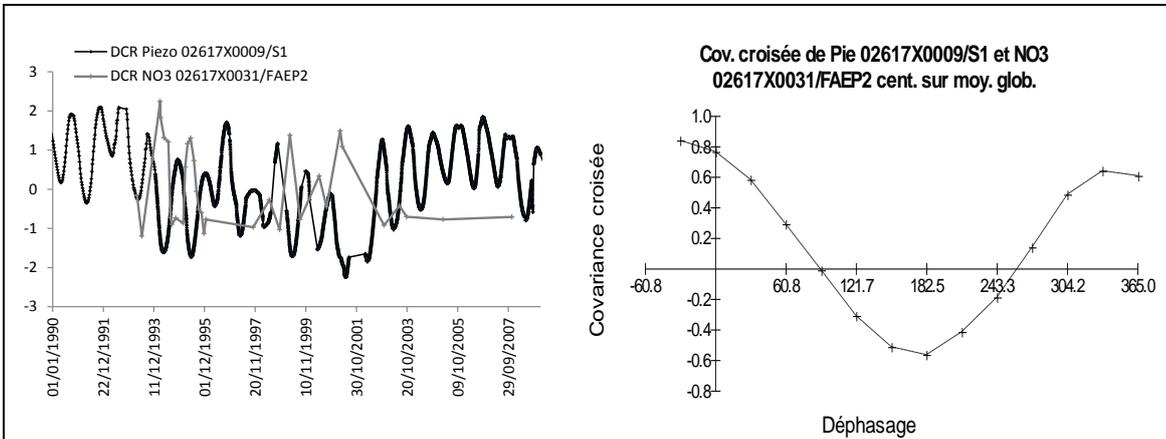


Illustration 71 : Couple piézomètre/qualitomètre représentatif du type de corrélation (covariance) de la zone 17a en craie sénonienne

La moyenne des covariances calculées sur la zone est assez élevée en valeur absolue ($|Max Cov| = 0,55$) tendant à montrer des corrélations assez fortes entre les fluctuations piézométriques et les évolutions des concentrations en nitrate. Le déphasage entre les signaux est de 5 mois en moyenne lorsque la corrélation est supérieure à 0,4 ($\delta t = 150$ jours).

Dans la zone de craie sénonienne au nord de l'Yonne, l'hydrodynamique des nappes joue un rôle non négligeable dans les évolutions des concentrations en nitrate. Or l'analyse des évolutions des concentrations dans cette zone (chapitre 6.2.2, Illustration 56) n'avait pas permis de mettre en évidence ce comportement. L'analyse par corrélation croisée apporte donc une connaissance supplémentaire sur les modalités de transfert des nitrates vers les eaux souterraines.

Dans la dernière zone test n°56 correspondant aux calcaires jurassiques de bordure sud-est du bassin Seine-Normandie, 12 couples piézomètre/qualitomètre seulement ont pu être créés selon les critères définis au paragraphe 6.3.1. Ces ouvrages captent les calcaires jurassiques karstifiés affleurant en bordure Sud-est du bassin Seine-Normandie. Le comportement hydrodynamique de l'aquifère dans cette zone est du type « cycles annuels de forte amplitude et pas de variation pluriannuelle ».

L'illustration 72 montre les résultats du traitement par covariance croisée des 12 couples piézomètre/qualitomètre. 6 couples seulement montrent des résultats exploitables alors que 7 couples ne disposent pas d'un recouvrement suffisant des chroniques.

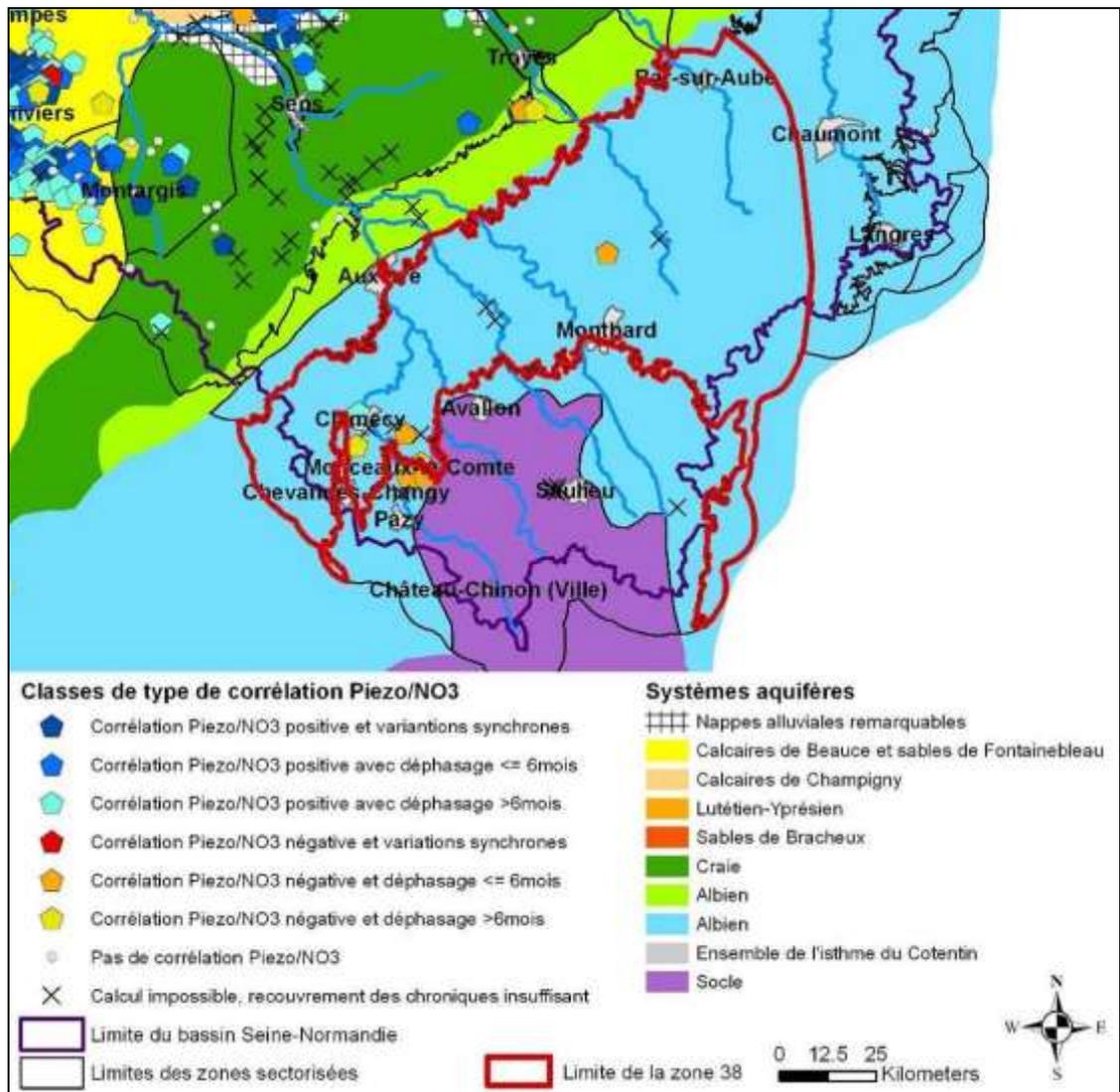


Illustration 72 : Corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate en zone 56 des calcaires jurassiques de bordure Sud-est du bassin Seine-Normandie.

La majorité des couples (4/6) sont caractérisés par des corrélations négatives entre les signaux piézométriques et d'évolutions des concentrations en nitrate avec des déphasages observés variables. Les deux couples restants, regroupés proches de Clamecy, montrent des corrélations positives avec un fort déphasage (>300j).

Néanmoins, comme précisé auparavant, les corrélations négatives sont difficiles à interpréter. Dans la zone sélectionnée par exemple, les chroniques d'évolution des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate ne se recouvrent que sur de courtes périodes. Les résultats des covariances croisées sont donc peu représentatifs des comportements qui pourraient relier les évolutions des concentrations en nitrate aux évolutions des niveaux piézométriques à l'échelle pluriannuelle. Au-delà du faible

recouvrement temporel des chroniques, il est difficile d'affirmer que les corrélations négatives sont bien les résultats d'une évolution inverse des niveaux piézométriques et des concentrations en nitrate. Il suffit en effet de déphaser deux signaux cycliques inversement corrélés d'une valeur égale à une demi-période pour que la corrélation apparaisse positive. De plus, des cas d'inversion des signaux de niveaux piézométriques ont été rencontrés, faussant ainsi l'analyse par covariance croisée. Ainsi, **en zone de calcaires karstifiés jurassiques au sud-est du bassin Seine-Normandie**, si les corrélations sont bonnes en valeurs absolues ($|\text{Max Cov}| = 0,64$) il apparaît hasardeux d'interpréter ces corrélations négatives comme le résultat d'un processus naturel. Seuls les déphasages entre les signaux (8 mois en moyenne) lorsque les valeurs de corrélation dépassent 0,4 ($\delta t = 240$ jours) semblent indiquer **des délais importants de réponses des nitrates aux sollicitations hydrodynamiques**. Ce comportement avait été pressenti lors de l'analyse par boîtes à moustaches des évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines de la zone 56 (formations jurassiques à l'est du bassin Seine-Normandie). Les cycles d'évolution des concentrations en nitrate apparaissaient inversés par rapport à ceux de la zone 53 (formations jurassiques à l'ouest du bassin), sans qu'il soit néanmoins possible de quantifier de façon précise les délais de réponses. L'approche par corrélation croisée permet ainsi d'aller plus loin dans la quantification des phénomènes d'inertie.

6.3.3. Résultats de la covariance croisée sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie

L'analyse par covariance croisée des corrélations entre les fluctuations piézométriques et les évolutions des concentrations en nitrate a montré de bons résultats lors de l'application sur des zones tests. Cette méthode permet en effet d'évaluer dans quelle mesure les évolutions des concentrations en nitrate peuvent être expliquées par les variations des niveaux des nappes et représente ainsi une source d'information importante pour la gestion de la qualité des aquifères.

Après cette validation à l'échelle de zones tests, la méthode est mise en oeuvre sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie en formant les couples piézomètre/qualitomètre seulement sur un critère de distance entre les ouvrages. Il est en effet impossible, vu le nombre très important de points, de vérifier le niveau capté par chacun et l'absence de discontinuité hydrogéologique entre les points d'un couple. **L'exercice est donc réalisé à titre exploratoire, les résultats devant être considérés avec précaution.**

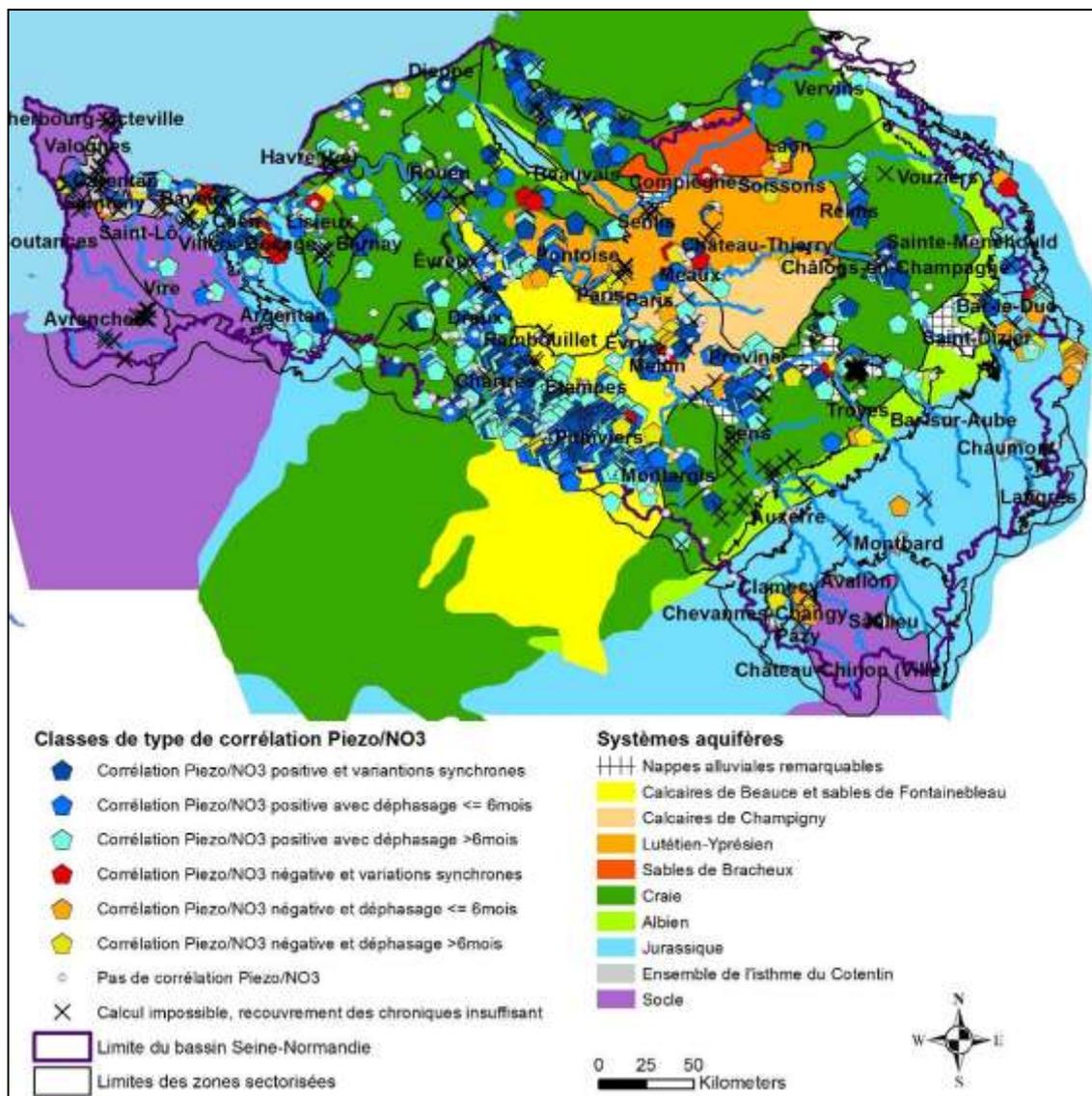


Illustration 73 : Répartition des types de corrélations entre les fluctuations piézométriques et les variations de concentrations en nitrate sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie.

L'illustration 73 montre le résultat du traitement par covariance croisée des 2157 couples piézomètre/qualitomètre du bassin Seine-Normandie formés sur un critère de distance entre les ouvrages (< 10km) uniquement.

Classes de Covariance	Types de corrélation	Nb couples piezo/NO ₃	%
0	Pas de corrélation	679	31,5 %
1	Corrélation positive et variation synchrone	295	13,7 %
2	Corrélation positive et déphasage < 6 mois	257	11,9 %
3	Corrélation positive et déphasage > 6 mois	359	16,6 %
4	Corrélation négative et variation synchrone	31	1,4 %
5	Corrélation négative et déphasage < 6 mois	79	3,7 %
6	Corrélation négative et déphasage > 6 mois	92	4,3 %
7	Recouvrement des chroniques insuffisant	365	16,9 %
	Total	2157	100%

Illustration 74 : Types de corrélations entre les fluctuations piézométriques et les évolutions des concentrations en nitrate mis en évidence par le traitement par covariance croisée des couples piézomètre/qualitomètre du bassin Seine-Normandie.

Beaucoup de couples montrent des corrélations positives entre les fluctuations piézométriques et les évolutions des concentrations en nitrate comme confirmé par le comptage du nombre de couple par type de corrélation reporté dans l' Illustration 74. Plus de 42 % des qualitomètres sont en effet corrélés positivement avec les fluctuations piézométriques alors que 31 % ne montrent pas de corrélation et 9 % environ sont inversement corrélés. En termes de répartition, si les couples à corrélations positives occupent une grande partie de la surface totale du bassin, il est à noter que les corrélations négatives se retrouvent majoritairement dans les calcaires jurassiques à l'est du bassin. Comme précisé auparavant, ces corrélations sont difficiles à interpréter de sorte que se sont plutôt les délais de réponses importants des nitrates aux variations hydrodynamiques qui sont mis en évidence dans ces secteurs particuliers.

6.4.RELATION ENTRE LES CONCENTRATIONS EN NITRATE ET L'EVOLUTION DES PRESSIONS AGRICOLES

Les données d'évolution de l'occupation des sols ont été fournies par l'INRA Mirecourt à l'échelle des Petites Régions Agricoles (PRA) du bassin de la Seine. Quatre dates sont renseignées : 1970, 1979, 1988 et 2000. Pour chacune d'elle, 8 grands types d'assolements ont été définis par la réalisation d'une analyse en composante principale (ACP). Pour chacun des grands types d'assolement (= les clusters), la pression azotée induite sur les eaux souterraines a été estimée à dire d'expert. L'illustration 75 montre par exemple le type d'assolement produisant le moins de pression azotée pour l'année 1970. Il s'agit du « CLUSTER=1 » dont la culture majoritaire correspond à de la surface toujours en herbe (plus de 85 % en moyenne de l'assolement total). A l'inverse, pour cette même année, le « CLUSTER=4 » est celui dont la pression azotée induite est la plus forte avec une majorité de blé, d'orge, de maïs grain et d'autres céréales qui représentent, en cumulé, plus de 70 % en moyenne de l'assolement total. Cette analyse permet de classer, pour chaque année renseignée, les 8 grands types d'assolements en 8 types de pression azotée, de la plus faible à la plus forte. Ainsi, après rattachement des assolements des années 1970, 1979, 1988 et 2000 de chaque PRA à l'un des 8 clusters définis après application de l'ACP, il est possible de suivre l'évolution relative de la pression azotée (en 8 classes qualitatives) de 1970 à 2000 au sein de ces unités spatiales.

----- CLUSTER=1 -----						
Variable	N	Mean	StdDev	Minimum	Maximum	
PBLE	14	3.1677721	2.0730896	0.652629	7.4174803	
PORGE	14	3.8469799	1.9530886	1.5556376	7.7453974	
PMAISG	14	0.1800514	0.2662831	0	0.8346672	
PAUTCER	14	2.1305199	1.4144166	0.1929155	5.4885519	
PBETTIND	14	0.1834184	0.3361623	0	1.0054678	
PCOLZA	14	0.2111786	0.2629573	0	0.802392	
PAUTIND	14	0.0938674	0.2031302	0	0.7854995	
PPDT	14	0.1132304	0.087756	0.0070879	0.2968093	
PLEGS	14	0.0156247	0.0311891	0	0.1121353	
PLEGF	14	0.0322149	0.0574623	0	0.1998045	
PFOUR	14	4.4388009	2.1575353	1.6459385	10.0628931	
PJACH	14	0.1990031	0.3608176	0	1.050779	
PSTH	14	85.0855295	6.8058312	77.0025492	95.5834667	
PMARFL	14	0.0156833	0.0144136	0	0.0422264	
PVIGNE	14	0.0064852	0.0179188	0	0.0638404	
PVERGER	14	0.2811604	0.2271465	0.1232509	1.0234938	

----- CLUSTER=4 -----						
Variable	N	Mean	StdDev	Minimum	Maximum	
PBLE	18	30.3149142	1.7619685	25.6873922	32.5670673	
PORGE	18	23.7963227	5.3902495	16.3420917	34.14494	
PMAISG	18	14.1872717	6.6834503	0.881443	22.7187036	
PAUTCER	18	6.6516554	3.3814421	2.1187962	12.9829985	
PBETTIND	18	7.0964679	5.1455076	0.9059868	17.6405347	
PCOLZA	18	1.9925799	1.4095726	0.0917251	4.8486228	
PAUTIND	18	0.6878817	0.5338466	0.0481328	1.8151625	
PPDT	18	0.9614996	1.0447483	0.0842325	3.2005463	
PLEGS	18	0.6516408	0.8565773	0	2.8387395	
PLEGF	18	0.4171419	0.5557401	0	2.0886997	
PFOUR	18	8.2638592	3.1258225	3.4206191	14.6167766	
PJACH	18	0.5437612	0.5363968	0.0215471	1.7423428	
PSTH	18	3.6391081	2.5704517	0.4018547	8.7542482	
PMARFL	18	0.1269415	0.1879179	0	0.6440483	
PVIGNE	18	0.3731069	1.3792028	0	5.8899072	
PVERGER	18	0.2929267	0.3324506	0.0766632	1.5297064	

Illustration 75 : Types d'assolements produisant le moins de pression azotée (CLUSTER=1) et produisant le plus pression azotée (CLUSTER=4) pour l'année 1970. Les cultures majoritaires sont notées en rouge (PSTH=Pourcentage de Surface Toujours en Herbe pour CLUSTER=1 et PBLE, PORGE, PMAISG et PAUTCER=Pourcentage de Blé, Pourcentage d'Orge, pourcentage de Maïs Grain et pourcentage d'Autres Céréales pour le CLUSTER=4).

L'évolution de la pression azotée de 1970 à 2000 au sein des PRA est par la suite représentée sous la forme d'un histogramme à 4 barres (1 par année renseignée) dont la taille peut prendre 8 valeurs selon l'appartenance à l'une des 8 classes de pressions azotées. Dans l'exemple présenté en Illustration 75, le CLUSTER=1, appartenant à la première classe de pression azotée, est représenté sous la forme d'une barre d'histogramme la plus petite (classe 1). Le CLUSTER=4 correspond quant à lui à la barre de la plus grande taille (classe 8).

Ce traitement des données d'occupation des sols permet de représenter à la fois les pressions azotées à l'échelle des petites régions agricoles pour une date donnée et l'évolution de ces pressions par l'intermédiaire de l'analyse des différences entre les années 1970, 1979, 1988 et 2000. L'illustration 76 est un exemple de la représentation possible des pressions azotées et de leur évolution à l'échelle des PRA.

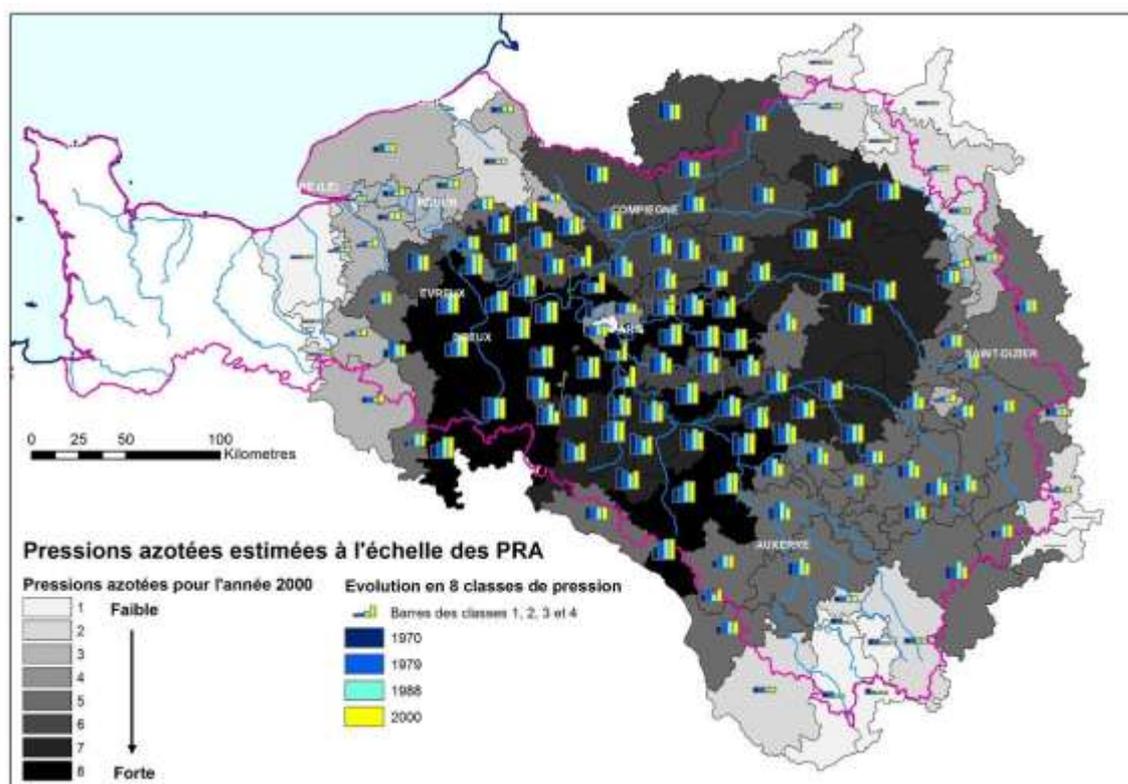


Illustration 76 : Pressions azotées estimées à l'échelle des petites régions agricoles (PRA) sur le bassin de la Seine représentées en 8 classes de faible à forte. Le fond cartographique représente les pressions pour l'année 2000. Les histogrammes représentent l'évolution des pressions pour les années 1970, 1979, 1988 et 2000.

Les informations ainsi créées sur les pressions azotées en entrée des hydrosystèmes sont qualitatives. De fait, s'il est possible de comparer à une date donnée les pressions azotées entre différents secteurs du bassin ou de suivre leurs évolutions entre 4 dates renseignées, il est en revanche impossible d'intégrer ces données dans une analyse classique des corrélations comme réalisée avec les pluies efficaces. C'est pourquoi la

suite de l'analyse des relations entre les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines et les pressions azotées est réalisée de manière qualitative en comparant visuellement les données potentiellement liées. Ainsi par type lithologique d'aquifère, il est proposé de représenter l'ensemble des données disponibles et acquises au cours du projet. Cet exercice, s'il paraît simpliste au premier abord, permet néanmoins de prendre en compte des paramètres aux dimensions variées et ainsi identifier, par une analyse visuelle multicritère, les relations possibles entre les facteurs explicatifs potentiels et les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines.

6.5.RECHERCHE DES FACTEURS EXPLICATIFS AUX TENEURS EN NITRATE PAR ANALYSE VISUELLE MULTICRITERE A L'ECHELLE DES SECTEURS DU BASSIN

Afin de faciliter la lecture du chapitre, les représentations et les interprétations sont réalisées par « grands types géologiques » des systèmes aquifères du bassin Seine-Normandie. Les zones considérées sont :

- Les formations tertiaires** du centre du bassin Seine-Normandie (zones homogènes 5, 6, 7, 9, 10, 67 et 70) ;
- Les formations de craie cénomaniennne** à l'est et à l'ouest du bassin (zones homogènes 11, 13, 15, 17a, 17b, 69 et 74 à l'est et zones 12, 19, 20, 65a, 65b, 66, 68, 71, 72 et 73 à l'ouest) ;
- Les formations calcaires du crétacé inférieur** à l'est du bassin (zones homogènes 22 et 23) ;
- Les formations jurassiques** en bordures est et ouest du bassin (zones homogènes 25, 26, 27, 32, 34, 36, 40, 41, 42, 43, 44, 56a, 56b, 56c, 58 et 75 à l'est ; zones 53a et 53b à l'ouest et zones 24 et 38 dans la boutonnière du pays de Bray) ;
- Les formations de socle** du Massif Central (zone homogène 60) ;
- Les grandes nappes alluviales** de la Seine et des cours d'eau associés (zones homogènes 1, 2, 3a, 3b, 3c, 3d, et 8).

Les travaux menés dans le cadre du programme de recherche PIREN-Seine ne couvrant que le bassin de la Seine stricto sensu, les formations de socle de la pointe du Cotentin et du nord de la Bretagne ne bénéficient pas de l'ensemble des informations nécessaires à l'exercice de recherche des facteurs explicatifs. Il en est de même pour les formations jurassiques à l'est du bassin. Il sera néanmoins possible pour les gestionnaires, après collecte des informations nécessaires sur ces secteurs, de s'approprier la méthodologie appliquée sur les autres zones du bassin afin de rechercher les facteurs expliquant l'état actuel des contaminations par les nitrates et leur tendance d'évolution.

En effet, au-delà de l'identification des facteurs qui influencent la contamination des eaux souterraines par les nitrates à l'échelle du bassin Seine-Normandie, l'intérêt de l'exercice repose sur l'établissement d'une méthodologie qui peut être appliquée à une échelle plus locale. La précision des informations dépend en effet généralement de l'étendue sur lesquelles elles sont collectées, la réduction de l'échelle de travail permettant, dans la plupart des cas, d'affiner les interprétations réalisées.

Pour l'étude, après localisation des zones homogènes définies lors de la sectorisation du bassin (Chapitre 3) au sein des grands types lithologiques, les informations suivantes sont présentées pour chaque secteur :

- **Les teneurs actuelles en nitrate** des eaux souterraines aux points de prélèvements (moyennes des teneurs mesurées entre le 1/10/2006 et le 30/09/2008) et à l'échelle des zones homogènes (médianes des moyennes ponctuelles). Les teneurs en nitrate sont représentées en 3 classes dont les limites correspondent aux terciles de l'ensemble des données traitées sur un même grand type lithologique.

- **Les dates de ruptures des chroniques** ponctuelles d'évolution des concentrations en nitrate, représentées en 4 classes dont les limites correspondent aux années pour lesquelles une information sur la pression azotée est disponible.

- **Les tendances « actuelles » d'évolutions des concentrations en nitrate** dans les eaux souterraines aux points de prélèvements estimées sur les tronçons post rupture par couplage du test de Mann-Kendall et du test de Sen (Cf. chapitre 5.1).

- **Les pressions en azote de l'année 2000** à l'échelle des Petites Régions Agricoles (PRA). Ces informations sont issues des travaux réalisés dans le cadre du PIREN-Seine, et sont agrégées en trois classes de pression : faible, moyenne et forte.

- **Les évolutions des pressions agricoles azotées** à l'échelle des PRA représentées sous la forme d'histogrammes avec une barre pour chaque année renseignée (1970, 1979, 1988 et 2000) dont la hauteur est proportionnelle à l'importance de la pression. 8 types de pressions définissent 8 tailles de barre possibles.

- **Les évolutions des pluies efficaces annuelles** de 1988 à 2007 par zone homogène. L'information est figurée sous la forme d'histogrammes par zone formés de barres pour chaque année hydrologique (du 1 octobre de l'année n-1 au 30 septembre de l'année n suivante) représentant la somme, en mm, des pluies efficaces sur la période. Ces informations sont extraites des travaux de modélisation réalisés dans le cadre du projet PIREN-Seine, agrégées à l'échelle des zones homogènes définies lors de la sectorisation du bassin. Le modèle dont sont issues ces données ne couvrant pas la totalité de la zone d'étude, les secteurs lithologiques « jurassique à l'est du bassin » et « socle du Massif Central » ne bénéficient pas de ces informations.

- **Les comportements hydrodynamiques** des aquifères aux points de prélèvements représentés en 7 classes de comportements après calcul des variogrammes des chroniques piézométriques (Cf. chapitre 3.1.2).

- **Les âges apparents des eaux souterraines** aux points de prélèvements représentés en 6 classes d'âges après l'analyse des concentrations en CFC et SF6 dissous dans les eaux (Cf. chapitre 4).

Ces informations constituent autant de critères qui entre dans l'analyse visuelle multicritère pour la recherche des facteurs explicatifs. Les trois premiers critères (teneurs actuelles en nitrate, dates de ruptures des chroniques et tendances actuelles d'évolutions des concentrations en nitrate) sont les paramètres à expliquer tandis que

les 5 derniers cités sont les facteurs explicatifs potentiels (pressions en azote de l'année 2000, évolutions des pressions agricoles azotées, évolutions des pluies efficaces annuelles, comportements hydrodynamiques et âges apparents des eaux souterraines).

6.5.1. Les formations tertiaires

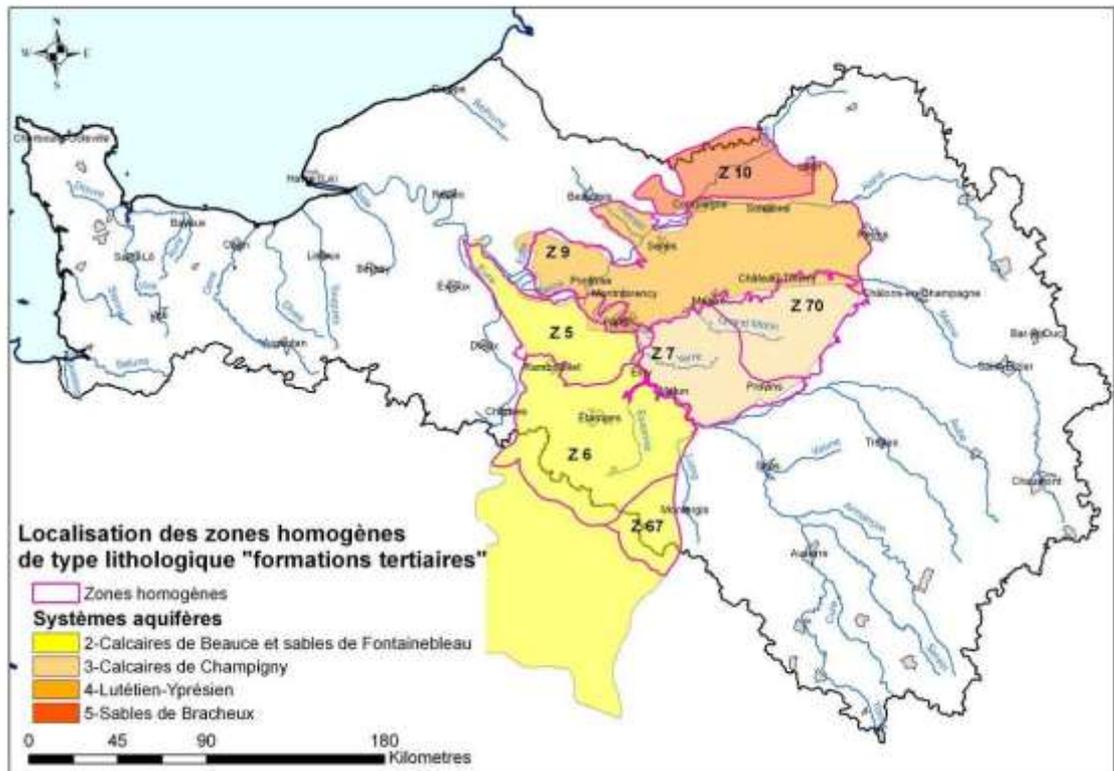


Illustration 77 : Localisation des zones homogènes à type lithologique « formations tertiaires » sur le bassin Seine-Normandie.

7 zones homogènes définies lors de la sectorisation du bassin Seine-Normandie sont caractérisées par une lithologie de type « formation tertiaire ». Elles sont localisées en partie centrale du bassin comme le montre l'illustration 77. Les zones 67, 6 et 5, au sud du secteur « formations tertiaires », divisent le système aquifère des calcaires de Beauce et des sables de Fontainebleau. Les zones 7 et 70, au centre-est du secteur, représentent le système aquifère des calcaires de Champigny. La zone 9 reprend les limites du système aquifère Lutétien – Yprésien et la zone 10, au nord du secteur « formations tertiaires », représente le système aquifère des sables de Bracheux. Les données utilisées pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur « formations tertiaires » sont représentées sur l'illustration 78.

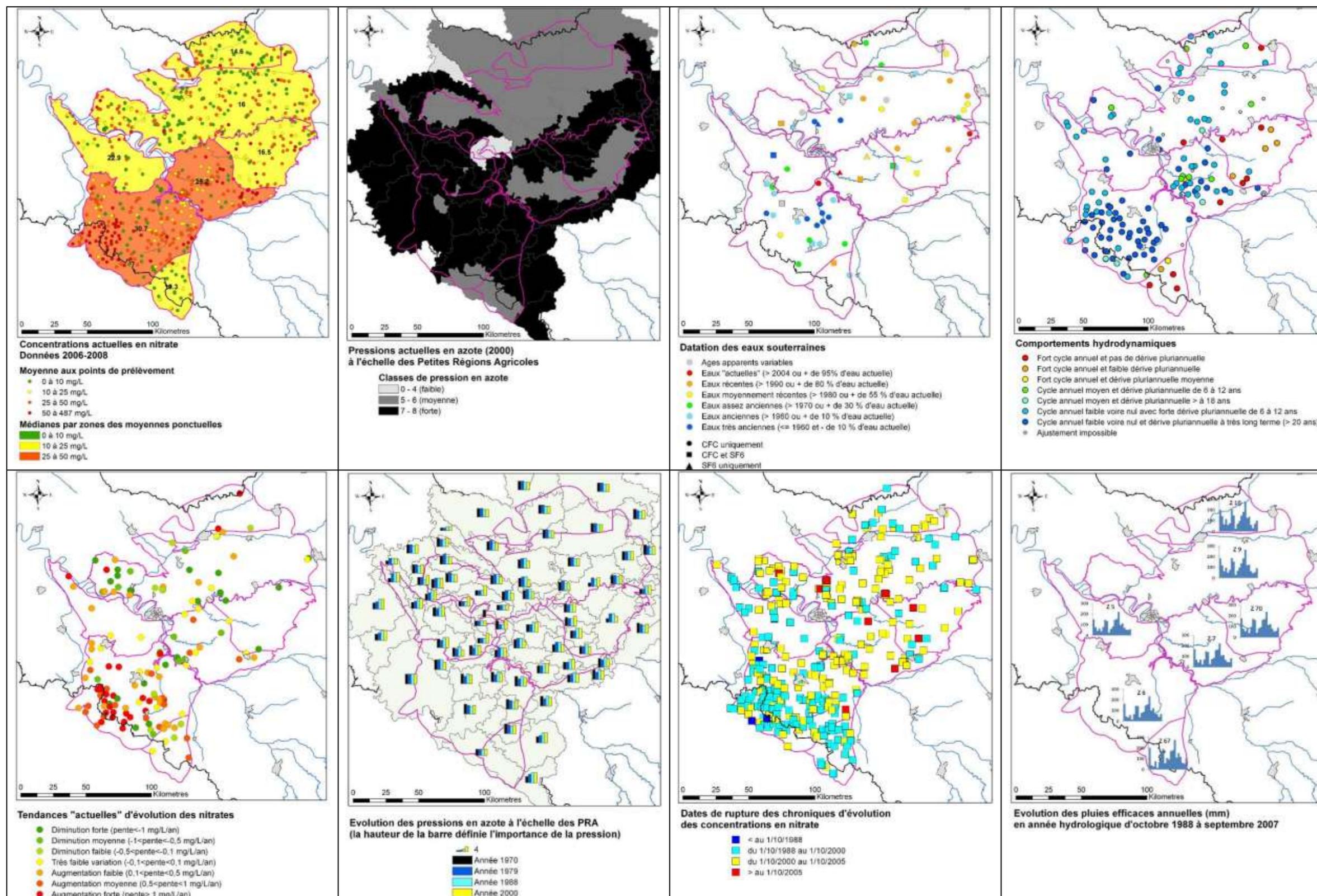


Illustration 78 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « formations tertiaires ».

Teneurs actuelles en nitrate

Les concentrations actuelles en nitrate sont comparées dans un premier temps aux données de pressions agricoles de l'année 2000. Au sud du secteur « formations tertiaires », en zone 6 (calcaires de Beauce), les teneurs en nitrate sont élevées et en cohérence avec les fortes pressions en azote sur la zone. Néanmoins, la datation des eaux révèle des âges apparents anciens de sorte que l'occupation récente des sols ne peut a priori pas expliquer les concentrations actuelles mesurées. Les pressions en azote ayant toujours été fortes dans cette zone, il est possible que la contamination actuelle soit l'expression d'activités agricoles anciennes.

En zone 5, à l'ouest du secteur « formations tertiaires », les concentrations actuelles sont intermédiaires avec peu de points dont la moyenne 2006-2008 dépasse 35 mg/L. Or, la pression en azote relevée pour l'année 2000 est aussi forte qu'en Beauce et les rares âges apparents déterminés dans les eaux souterraines aussi anciens. La différence de contamination entre les zones 5 et 6 peut alors s'expliquer par la différence de pressions agricoles dans les années 1970 et 1979. Elles étaient en effet plus faibles à l'ouest du secteur (zone 5) que dans le sud (zone 6). Les contaminations actuelles représentent donc vraisemblablement l'image des activités agricoles passées.

Au nord du secteur (Lutétien-Yprésien, zone 9 et sables de Bracheux, zone 10), à l'inverse, les concentrations actuelles en nitrate dans les eaux souterraines sont faibles, avec des médianes de 16 et 14,6 mg/L respectivement. Les pressions en azote sont plus faibles qu'en Beauce pour l'année 2000 et les âges apparents sont globalement plus récents. On peut alors supposer que, dans ces zones, les teneurs actuelles sont l'expression des activités agricoles récentes en surface. Il est ainsi probable que le contexte agronomique guide majoritairement l'état actuel de contamination des eaux souterraines.

A l'est du secteur « formations tertiaires », dans les calcaires de Champigny, les concentrations actuelles sont globalement élevées en zone 7 et faibles en zone 70. Les pressions agricoles pour l'année 2000 sont variables au sein de ces zones et ne peuvent a priori pas expliquer les différences de teneurs. Il en est de même pour les âges apparents des eaux souterraines, plutôt récents dans les deux zones. Toutefois, les comportements hydrodynamiques des eaux souterraines au sein des deux zones sont très différents. De forts cycles annuels caractérisent les évolutions des niveaux piézométriques en zone 70 alors que les comportements hydrodynamiques des piézomètres de la zone 7 sont inertiels avec des cycles à longues périodes de 10 ans et plus.

Tendances d'évolution

Au sud du secteur « formations tertiaires », dans les calcaires de Beauce en zone 6 de la sectorisation du bassin Seine-Normandie, les tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines sont à la hausse, avec des pentes

généralement élevées, supérieures à 1 mg/L/an sur de nombreux points. Les concentrations en nitrate évoluent à la hausse depuis de nombreuses années (les dates de rupture de pente sont plutôt anciennes dans cette zone). Ceci correspond aux pressions agricoles qui ont toujours été fortes sur la zone. Le comportement de la nappe de Beauce étant inertiel avec de longs cycles d'évolution de la piézométrie et les âges apparents des eaux souterraines mesurés étant parmi les plus anciens du bassin, il est possible que ces tendances à la hausse soient durables, même si les pratiques venaient à changer radicalement les années à venir.

Dans la zone 9 (système aquifère du Lutétien-Yprésien) les tendances d'évolution des concentrations en nitrate sont à la baisse depuis les années 2000, notamment à l'ouest du secteur. D'une manière générale, les pressions agricoles diminuent entre 1988 et 2000 mais il n'est pas à exclure que les tendances d'évolution des concentrations en nitrate suivent les tendances d'évolution des pluies efficaces qui diminuent elles aussi de manière constante depuis l'année 2001.

6.5.2. Les formations de Craie à l'Est du bassin

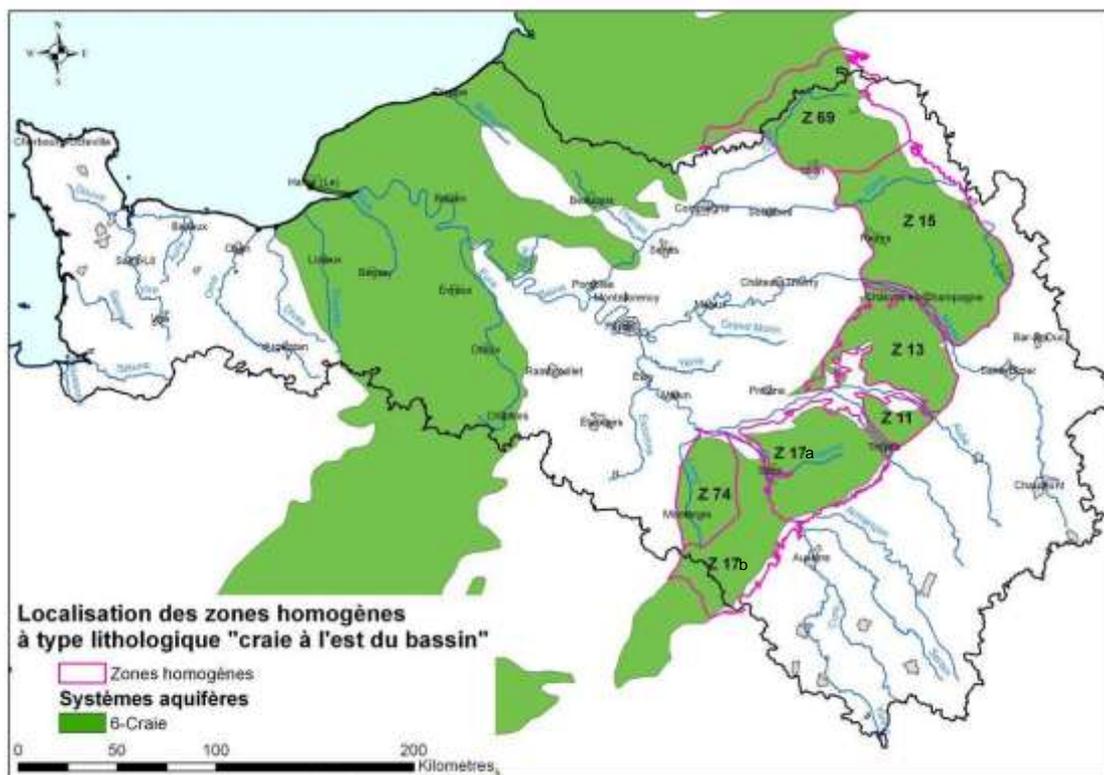


Illustration 79 : Localisation des zones homogènes à type lithologique « craie à l'est du bassin » sur le bassin Seine-Normandie

L'illustration 79 montre la localisation des 7 zones définies lors de la sectorisation du bassin dont le type lithologique est crayeux en bordure est du bassin Seine-Normandie. Les zones situées au sud de ce secteur (zones 17a, 17b et 74) sont caractérisées par des aquifères généralement karstiques alors que les zones situées plus au nord ne le sont généralement pas. L'illustration 80 regroupe les données sur lesquelles s'appuie la recherche des facteurs explicatifs sur ce secteur.

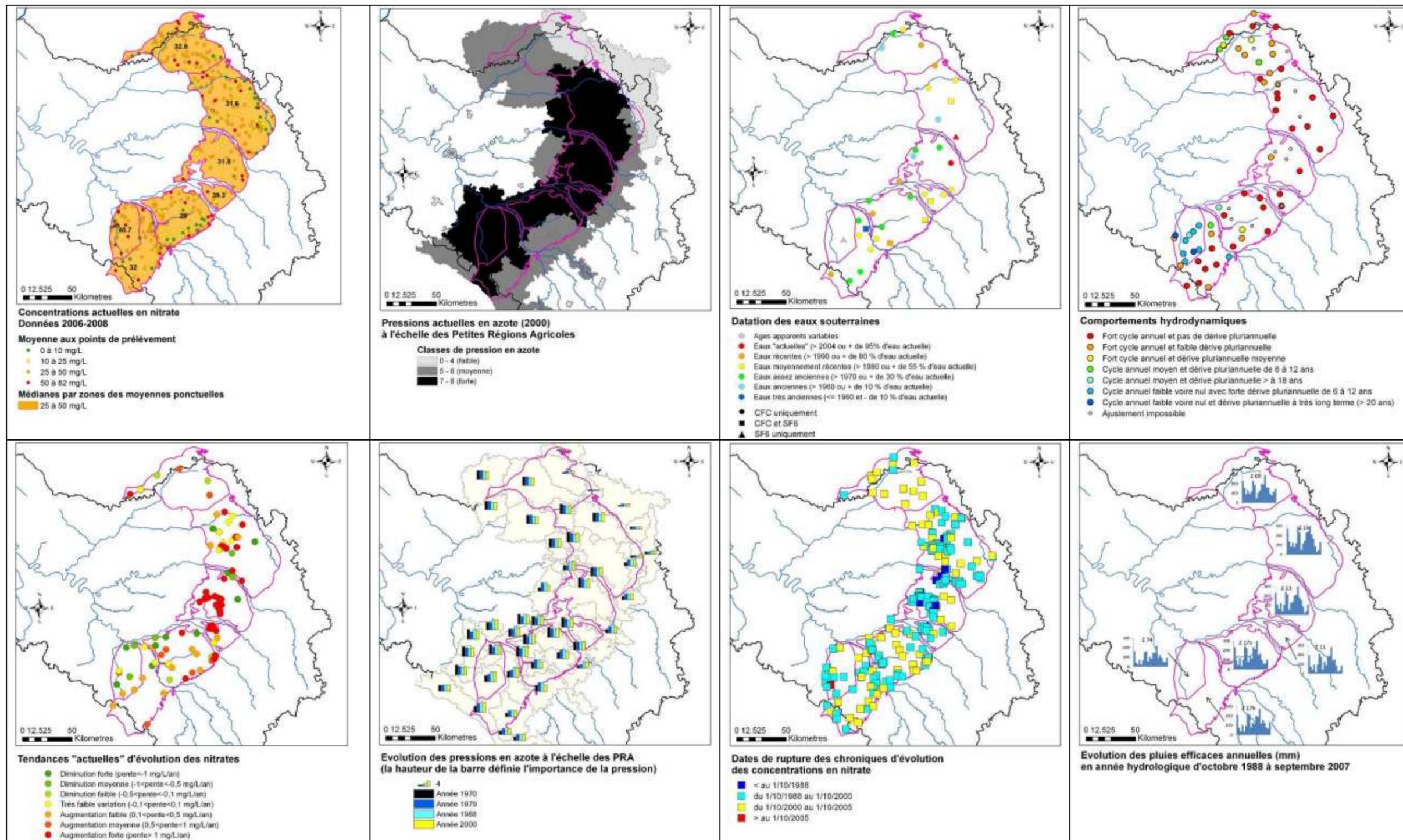


Illustration 80 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « craie à l'est du bassin ».

Teneurs actuelles en nitrate

Les zones les plus impactées par les nitrates en secteur de craie à l'est du bassin sont les zones 74 et 11. Or les pressions en azote pour l'année 2000 sont fortes dans ces deux zones. Néanmoins, le comportement hydrodynamique des nappes est de type inertiel avec de longs cycles pluriannuels d'évolution de la piézométrie en zone 74 et de forts cycles annuels sans dérive pluriannuelle pour les piézomètres en zone 11. Donc même si les états actuels de contamination sont comparables aujourd'hui, il est possible que les évolutions futures des contaminations par les nitrates soient différentes.

De manière surprenante, les concentrations actuelles en nitrate des eaux souterraines en zones 13 et 15 sont assez faibles alors que les pressions en azote pour l'année 2000 sont fortes. Les eaux souterraines étant globalement récentes, il est possible qu'elles se renouvellent rapidement, comme le suggèrent aussi les comportements cycliques annuels forts identifiés par l'analyse des évolutions piézométriques.

En zone 17a, les concentrations en nitrate sont faibles en moyenne mais la zone peut être divisée en deux : au nord de la Vanne, les concentrations moyennes mesurées sont généralement supérieures à 31,8 mg/L voire même supérieures à 32,8 mg/L tout au nord de la zone tandis qu'au sud de la Vanne, les moyennes sont inférieures. Cette division correspond à la répartition des pressions en azote pour l'année 2000 et les années antérieures, plus fortes au nord de la zone qu'au sud.

Tendances d'évolution des concentrations

L'analyse des tendances d'évolution des concentrations en nitrate révèle effectivement des différences importantes entre les zones 74 et 11. Les tendances sont nettement à la baisse dans la zone 74 alors que les concentrations augmentent dans la zone 11. La diminution des teneurs en zone 74 est difficilement imputable à une baisse des pressions en azote sauf dans la partie nord de la zone où elles apparaissent plus faibles en 200 qu'en 1988. Toutefois, le comportement hydrodynamique de type inertiel laisse présager un impact important des conditions climatiques sur les concentrations en nitrate qui pourraient repartir à la hausse si la tendance d'évolution des pluies efficaces venait à s'inverser. Au sein de la zone 11, les tendances d'évolution des concentrations en nitrate semblent suivre l'évolution des pressions en azote qui augmentent entre 1988 et 2000. Les dates de ruptures sont anciennes soulignant ainsi le caractère probablement durable des tendances identifiées.

Pour les autres zones du secteur « craie à l'est du bassin », les tendances d'évolution des concentrations en nitrate sont réparties de façon plus hétérogène. A l'échelle de l'étude, il apparaît difficile d'expliquer point par point cette hétérogénéité. Elle traduit néanmoins bien les observations faites en zones de craie où les états de contamination et les évolutions des concentrations en contaminants sont souvent différents entre les zones de plateaux et les fonds de vallée, les secteurs karstiques et ceux qui ne le sont pas.

6.5.3. Les formations de Craie à l'Ouest du bassin

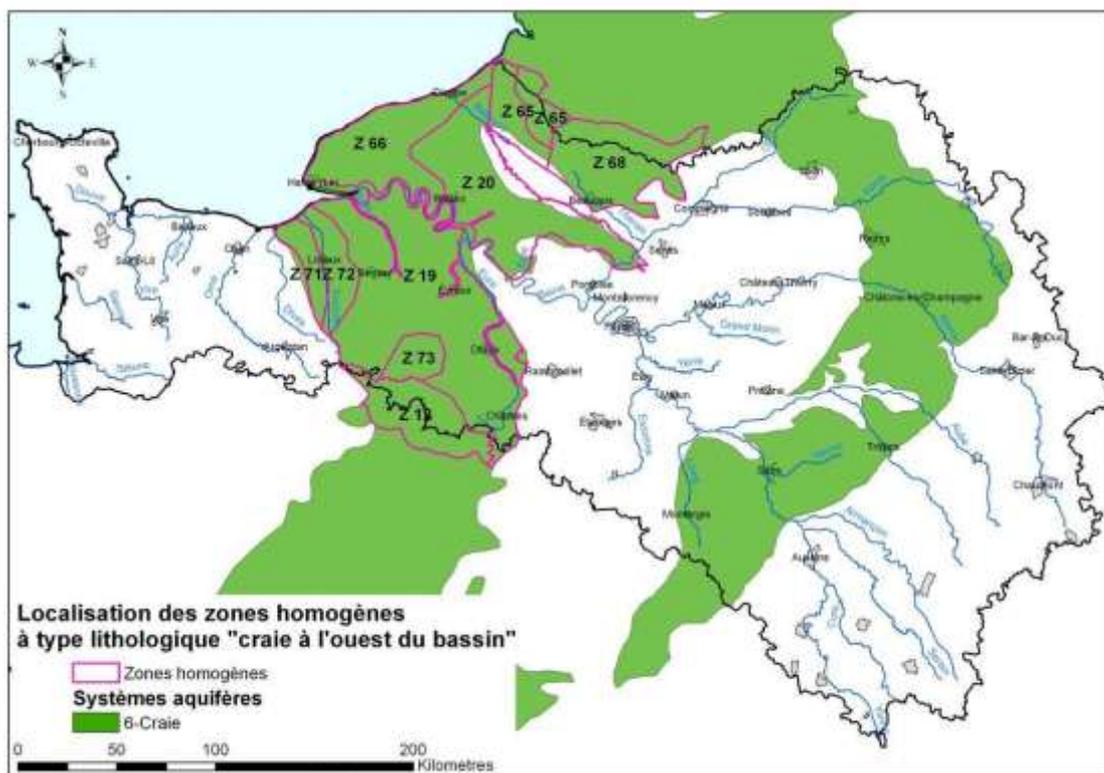


Illustration 81 : Localisation des zones homogènes à type lithologique « craie à l'ouest du bassin » sur le bassin Seine-Normandie.

10 zones homogènes, définies lors de la phase de sectorisation du bassin Seine-Normandie et représentées sur l'illustration 81, sont localisées au sein du grand système aquifère « craie à l'ouest du bassin ». La craie est généralement karstifiée dans ce secteur sauf à l'extrême sud (zone 12) et au nord-est (zone 68). Comme précédemment, l'illustration 82 présente les données disponibles sur ce secteur, nécessaires à la recherche des facteurs explicatifs des états actuels de contamination et des tendances d'évolution des concentrations en nitrate.

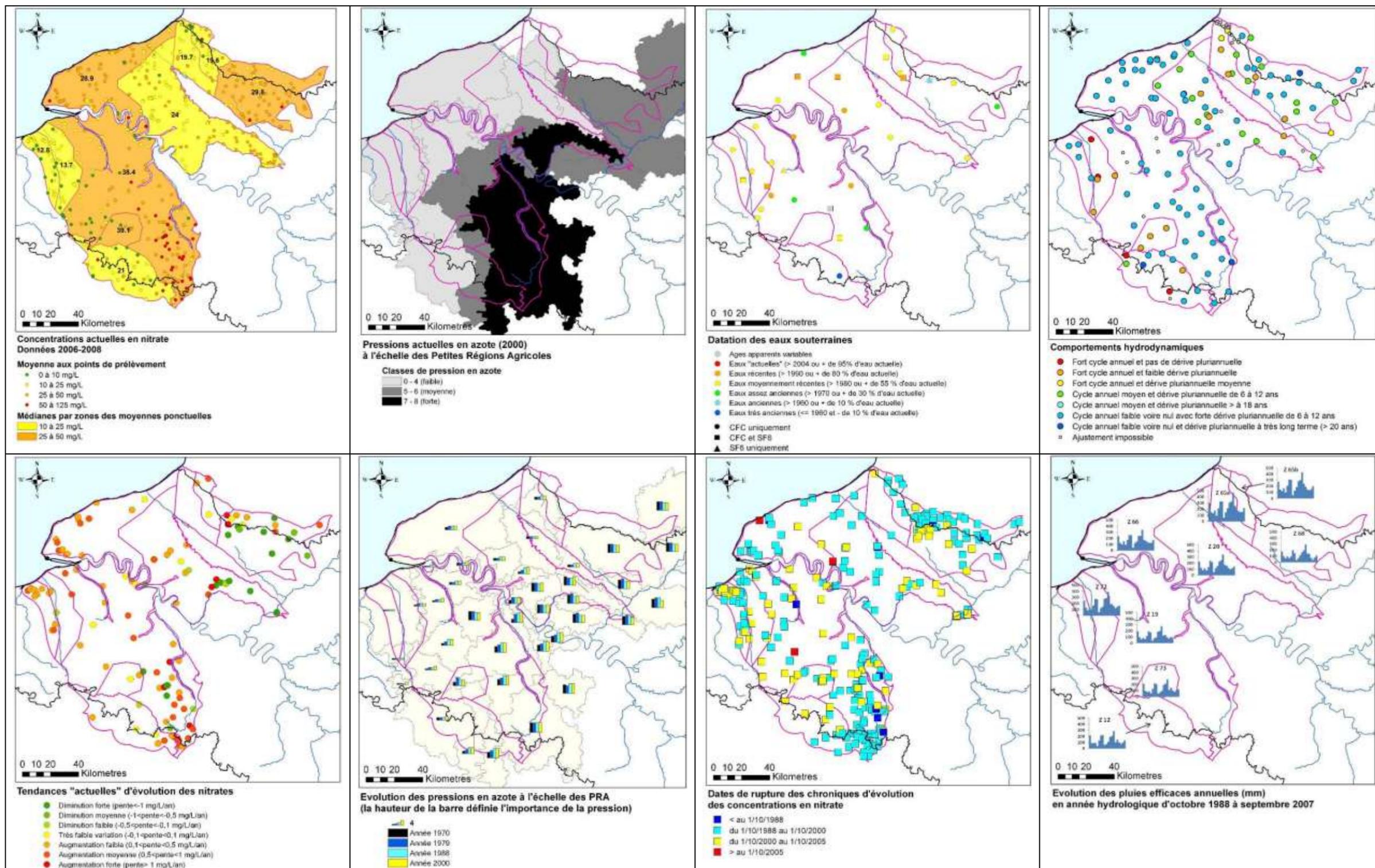


Illustration 82 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « craie à l'ouest du bassin ».

Teneurs actuelles en nitrate

Sur le secteur à type lithologique « craie à l'ouest du bassin » les zones les plus impactées par la contamination azotée sont les zones 19 et 73 situées au sud de la Seine, entre l'Eure à l'est et la Touque à l'ouest. Les pressions agricoles sont nettement plus importantes à l'est de ces deux zones et diminuent de manière graduelle vers l'ouest. Les concentrations moyennes en nitrate mesurées aux points suivent cette répartition avec les valeurs les plus importantes en zone de fortes pressions agricoles (à l'est) et les valeurs les plus faibles en zone de faibles pressions (à l'ouest). Les âges apparents estimés étant relativement récents, il est possible que les eaux souterraines s'équilibrent rapidement avec les activités en surface qui guideraient ainsi de façon majoritaire l'état de contamination actuel des eaux dans ces zones. Malheureusement, peu de points ont pu être datés dans ce secteur ce qui ne permet pas d'aller plus avant dans l'interprétation

Les zones 71 et 72 situées au sud-ouest du secteur et les zones 65a et 65b, au nord, montrent les teneurs en nitrate dans les eaux souterraines les plus faibles. Les pressions agricoles sont en effet faibles, notamment au sud-ouest où l'activité agricole ne s'est jamais développée.

En zone 66, sur la côte normande, les concentrations moyennes en nitrate mesurées aux points de prélèvement sont plus importantes au sud de la zone qu'au nord. A l'échelle de l'étude, peu d'éléments permettent d'expliquer cette observation. Seules trois datations pourraient laisser penser que les eaux souterraines sont plus anciennes au nord de la zone qu'au sud. Ces eaux ne seraient alors pas encore impactées par l'augmentation relative des pressions agricoles depuis 1988. Toutefois, cette interprétation reste hypothétique.

Tendances d'évolution

Les tendances ponctuelles d'évolution des concentrations en nitrate sont globalement à la hausse dans le secteur de craie à l'ouest du bassin, notamment sur les deux tiers ouest du secteur. Ces tendances suivent globalement l'augmentation régulière des pressions agricoles depuis les années 1970 en zones 19, 72, 66, 65 et à l'ouest de la zone 20. Au sud-est de la zone 19, quelques tendances à la baisse sont identifiées sans être reliées à une baisse significative des pressions agricoles.

Dans la partie est de la zone 20 et dans la zone 68 les tendances d'évolution des concentrations en nitrate sont à la baisse significative. En zone 68, les teneurs diminuent depuis les années 90 comme en atteste les dates de ruptures des chroniques identifiées sur la zone. Il convient de noter que les pressions agricoles ont diminuées entre l'année 1979 et les années 1988-2000 ; les changements de pratiques ayant pu engendrer les baisses des concentrations en nitrate observées. Dans la partie est de la zone 20 en revanche, les pressions agricoles ont plutôt tendance à augmenter depuis la fin des années 70. Les tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines ne suivent pas cette tendance et pourraient être

plus contraintes par les évolutions climatiques que par les évolutions des activités anthropiques en surface. Les dates de ruptures plus récentes qu'en zone 68 (années 2000 à 2005) pourraient corroborer cette hypothèse, les pluies efficaces diminuant de manière régulière depuis l'année hydrologique 2000-2001.

6.5.4. Les formations jurassiques à l'est du bassin

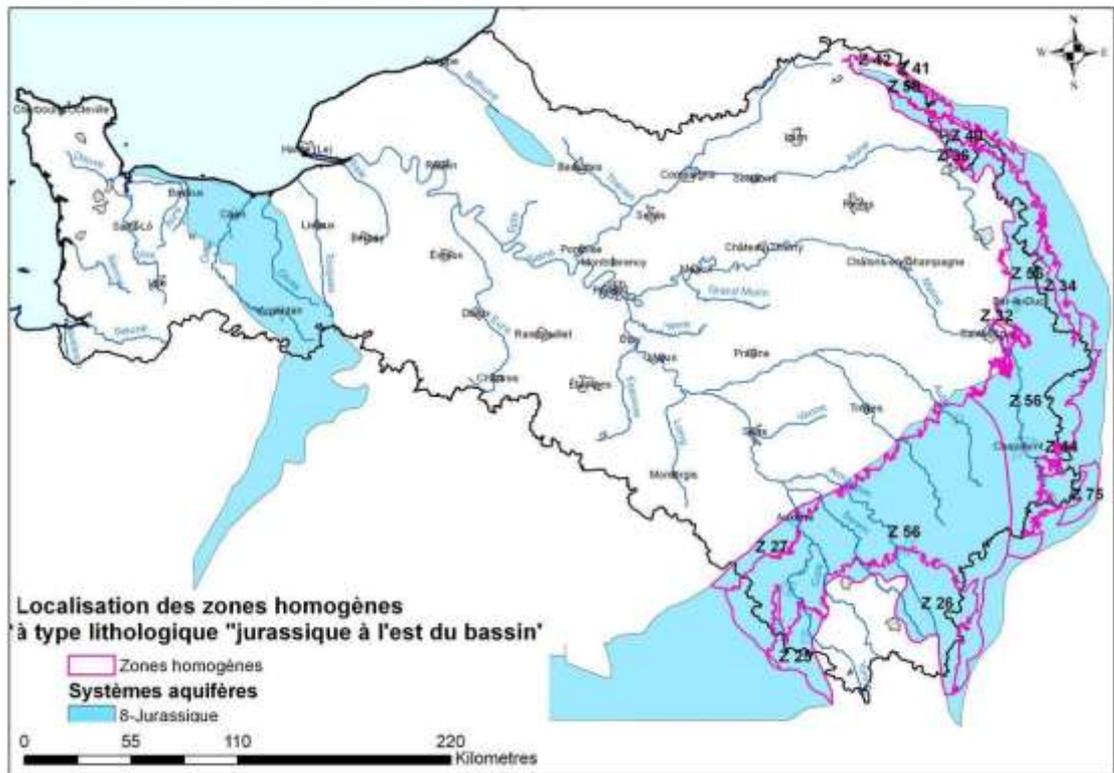


Illustration 83 : Localisation des zones à type lithologique « jurassique à l'est du bassin » sur le bassin Seine-Normandie.

16 zones issues de la sectorisation du bassin sont caractérisées par une lithologie du type « jurassique à l'est du bassin » (Illustration 83). Ces formations sont en majorité constituées de calcaires karstifiés. Certaines zones sont de petites tailles, notamment au nord du secteur, multipliant de fait le découpage. Les données utilisées pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle de ce secteur sont présentées dans l'illustration 84. Il est à noter que le modèle développé dans le cadre du PIREN-SEINE ne couvre pas cette partie du bassin Seine-Normandie. Nous ne disposons donc pas, pour cette étude, de données sur les évolutions des pluies efficaces.

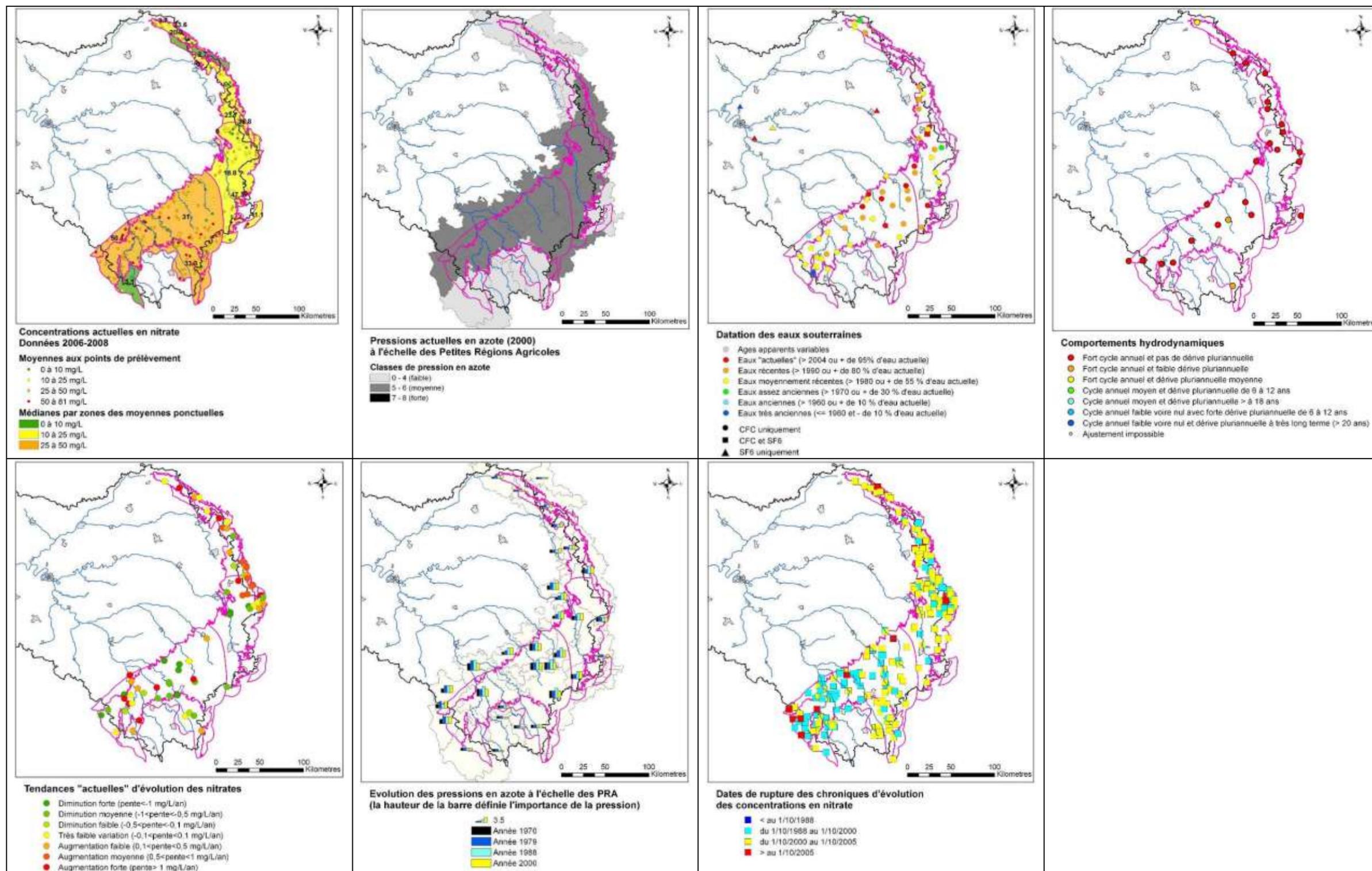


Illustration 84 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « jurassique à l'est du bassin ».

Teneurs actuelles en nitrate

Les zones situées dans la partie sud du secteur montrent les points de prélèvement où les concentrations moyennes en nitrate de 2006 à 2008 sont les plus importantes. Ceci se traduit par des médianes de moyennes aux points supérieures à 30 mg/L. Les pressions plus fortes au sud du secteur « jurassique à l'est du bassin » qu'au nord peuvent probablement expliquer en partie que les teneurs « actuelles » dans les eaux souterraines sont plus faibles au nord.

Tendances d'évolution

La différence entre le nord et le sud du secteur se retrouve lors de l'analyse des tendances d'évolution des concentrations en nitrate. La part de tendances identifiées à la baisse est plus importante que celle identifiées à la hausse dans les zones situées en partie sud du secteur « jurassique à l'est du bassin ». Cette répartition s'inverse dans la partie nord, où les concentrations en nitrate évoluent vers une augmentation sur de nombreux points de prélèvement.

Il est aussi à noter que les dates de ruptures sont plus récentes au nord du secteur qu'au sud, ce qui pourrait être rapproché des évolutions des pratiques culturales. Il semble en effet que les pressions tendent à baisser depuis 1988 au sud alors qu'elles sont toujours en augmentation au nord.

Les datations des eaux sur ce secteur révèlent des âges récents, que ce soit sur les points localisés au sud ou au nord. Il est donc possible de penser que la qualité des eaux souterraines issues des aquifères jurassiques à l'est du bassin évolue de manière assez synchrone en fonction des changements majeurs de pratiques agricoles. En effet, les pressions en azote ont diminué de manière significative sur les PRA situées au sud du secteur entre les années 1988 et 2000. Cette évolution se traduit par des tendances ponctuelles d'évolution des concentrations en nitrate à la baisse dans les zones 26 et 56. Sur le reste du secteur, et notamment dans les zones situées au nord, les pressions en azote augmentent depuis 1979. Les concentrations en nitrate, même si elles sont assez faibles, suivent cette évolution à l'augmentation.

Les interprétations sont ici réalisées à l'échelle d'un grand système aquifère et des particularités locales semblent s'individualiser, autant dans la répartition des concentrations moyennes 2006-2008 que dans la répartition des tendances d'évolution. Le contexte karstique est en effet un contexte particulier où des écoulements préférentiels peuvent largement influencer, parfois très rapidement, la chimie des eaux souterraines et son évolution. Les comportements hydrodynamiques cycliques à court terme des nappes rendent compte de ces états de fait d'un point de vue quantitatif. Il en est probablement de même d'un point de vue qualitatif, de sorte que les périodes de prélèvement des eaux pour l'analyse de leur qualité peuvent influencer grandement les résultats. Pour une interprétation globale, l'intérêt de multiplier les données analysées prend alors ici tout son sens.

6.5.5. Les formations jurassiques à l'ouest du bassin

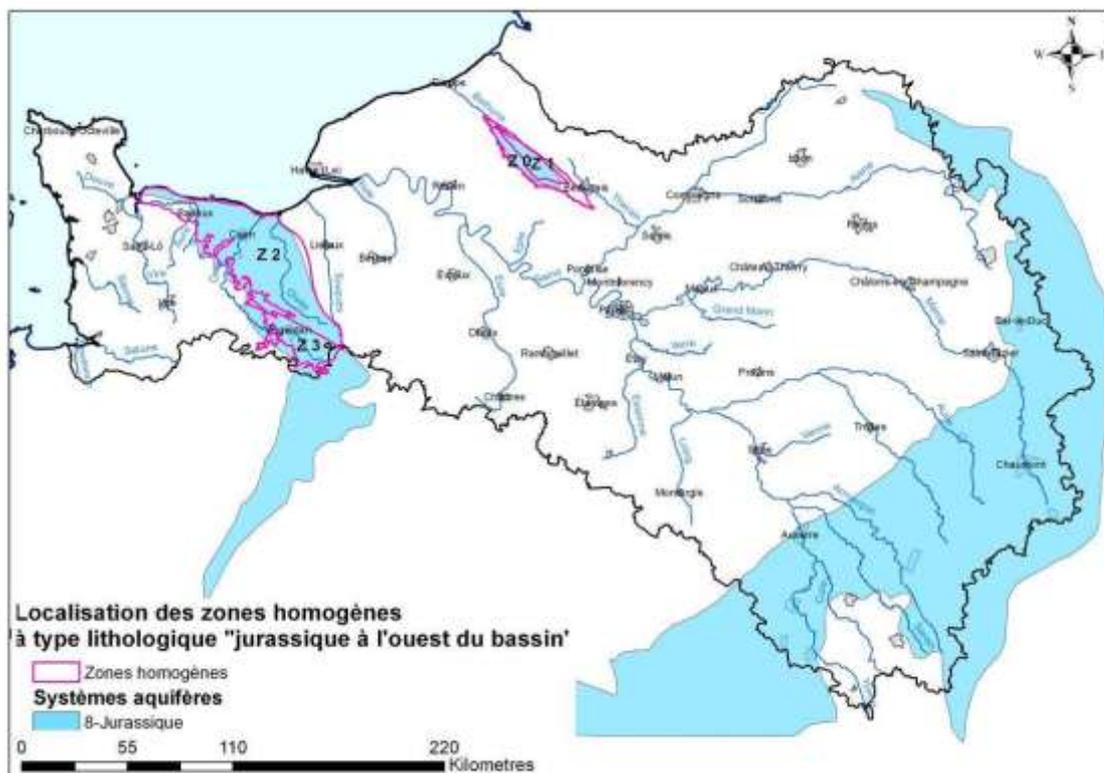


Illustration 85 : Localisation des zones à type lithologique « jurassique à l'ouest du bassin » sur le bassin Seine-Normandie.

4 zones issues de la sectorisation du bassin Seine-Normandie sont regroupées sous le type lithologique « jurassique à l'ouest du bassin ». Deux zones (numéros 0 et 1) correspondent aux affleurements des formations calcaires jurassiques dans l'anticlinal de Beauvais. Les zones 2 et 3 sont quant à elles en bordure ouest du bassin sédimentaire parisien et s'organisent selon une ligne Argentan-Caen (Illustration 85). Le modèle développé au sein du projet PIREN-SEINE ne couvrant pas cette partie du bassin Seine-Normandie, aucune information n'est disponible sur les évolutions des pluies efficaces. De la même manière, seules les zones de la boutonnière du pays de Bray et la bordure est de la zone 2 disposent de données sur l'évolution des pressions agricoles. Ces données, ainsi que toutes celles utiles à la recherche des facteurs qui peuvent expliquer les états de contamination et les tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines sont présentées dans l'illustration 86.

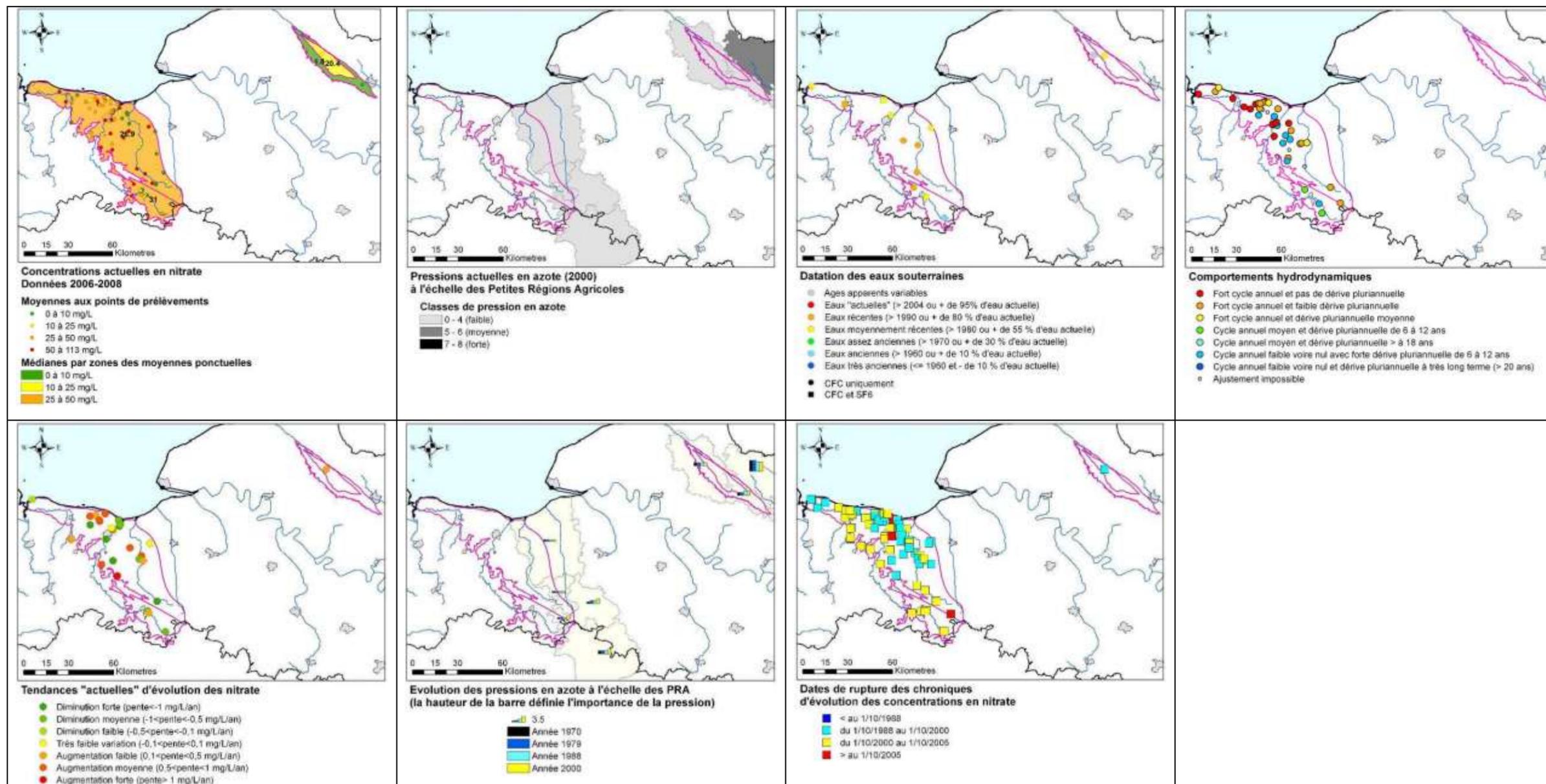


Illustration 86 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « jurassique à l'ouest du bassin ».

Teneurs actuelles en nitrate

Les concentrations moyennes en nitrate mesurées aux points de prélèvement localisés dans la boutonnière du pays de Bray sont nettement plus faibles que celles mesurées dans les zones 2 et 3. Les pressions agricoles au sein de l'anticlinal sont en effet faibles pour l'année 2000 et les années antérieures. Deux datations sont réalisées en zones 0 et 1 indiquant des eaux moyennement récentes ou aux âges apparents variables. Il est aussi probable que certains points localisés dans la boutonnière soient en contexte captif, ce qui pourrait expliquer les faibles teneurs en nitrate observées.

Les médianes des moyennes ponctuelles sur la période 2006-2008 sont de 26,9 et 31 mg/L pour les zones 2 et 3 respectivement. Les points de prélèvements dans la zone 2 semblent organisés selon les concentrations en nitrate moyennes mesurées dans les eaux souterraines. Les teneurs les plus faibles sont observées à l'est de la zone et le long de la Dives, les teneurs les plus fortes s'organisant au centre et au nord. Les quelques âges calculés semblent pourtant comparables pour les différents points de la zone et l'explication doit être recherchée ailleurs, avec peut être des activités agricoles différentes par exemple.

Tendances d'évolution

Les tendances d'évolution des concentrations en nitrate sont variables dans les formations calcaires jurassiques de la bordure ouest du bassin de Paris. Des points où les tendances sont clairement identifiées à la hausse en côtoient d'autres où les tendances sont inverses. Peu d'informations permettent d'expliquer ces observations à l'échelle actuelle de travail, mais ce secteur étant très fracturé, des discontinuités hydrauliques peuvent apparaître au sein des aquifères, engendrant des hétérogénéités spatiales à la fois de la qualité des eaux, mais aussi de son évolution.

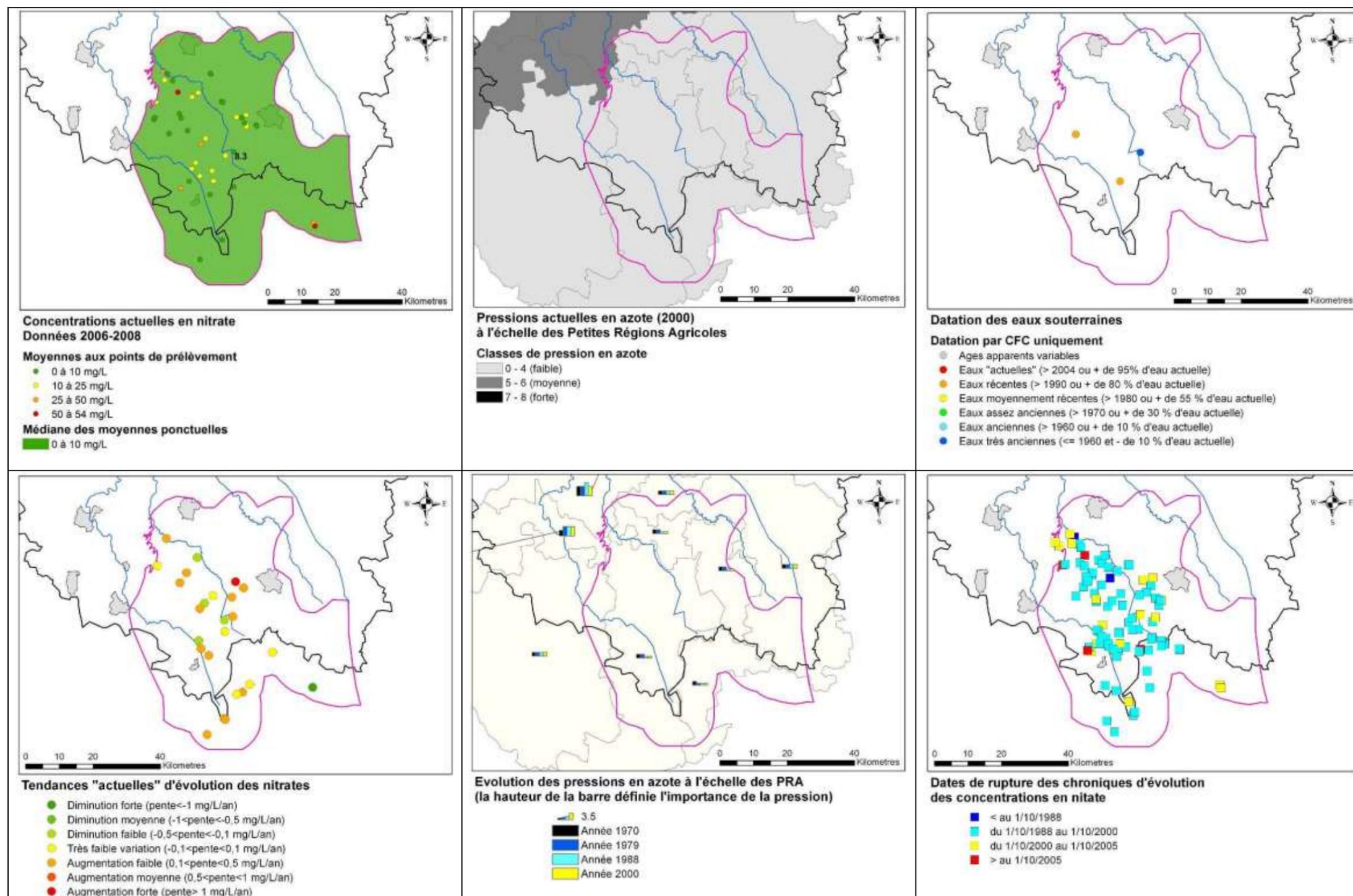


Illustration 88 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « formations de socle du Massif Central ».

Teneurs actuelles en nitrate

Les concentrations moyennes en nitrate sur la période 2006-2008 sont faibles sur la zone, avec une médiane des moyennes établie à 8 mg/L. Ces teneurs faibles peuvent être attribuées au fond géochimique naturel dans les eaux souterraines. 5 points isolés montrent néanmoins des concentrations moyennes supérieures à 40 mg/L alors que la majorité des concentrations relevées sont inférieures à 20 mg/L. Les pressions agricoles sont faibles dans cette région et ce depuis les années 70. Les anomalies observées ne peuvent pas être expliquées à l'échelle actuelle de travail. Elles sont potentiellement le résultat d'activités isolées impactant de manière ponctuelle la qualité des eaux de certains captages.

Tendances d'évolution

De manière surprenante au regard de l'évolution des pressions agricoles, de nombreuses tendances ponctuelles d'évolution des concentrations en nitrate sont à la hausse sur ce secteur, et ce, depuis les années 90 pour la majorité d'entre elles. Sans informations disponibles sur les évolutions des pluies efficaces, il n'est pas possible d'établir des corrélations entre les évolutions climatiques et les tendances d'évolution des concentrations en nitrate. Toutefois, les évolutions des pressions agricoles ne pouvant expliquer les tendances des concentrations en nitrate, l'explication doit être recherchée ailleurs, soit dans les évolutions climatiques, soit dans les évolutions naturelles du fond géochimique des eaux.

6.5.7. Les grandes nappes alluviales

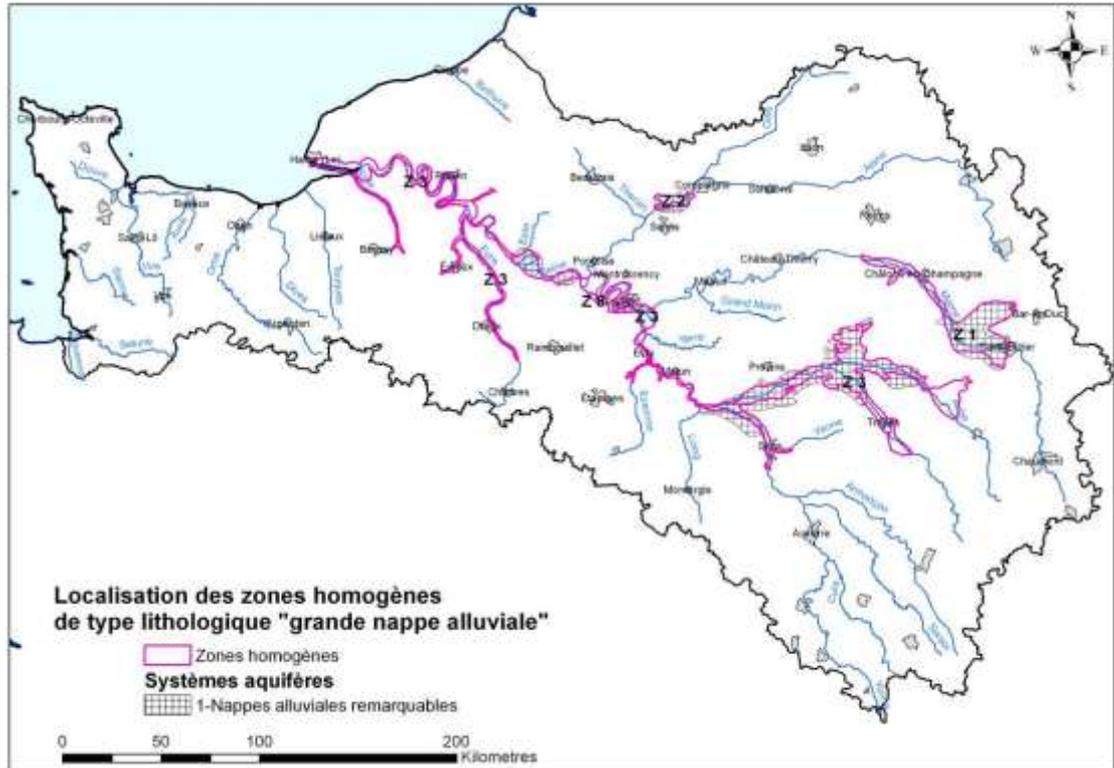


Illustration 89 : Localisation des zones à type lithologique « nappes alluviales remarquables » sur le bassin Seine-Normandie.

Les nappes alluviales remarquables du bassin Seine-Normandie sont essentiellement représentées par les alluvions de la Seine et de l'Aube (zones 3a, 3b, 3d et 8) et, dans une moindre mesure, par les alluvions de la Marne (zone 1), de l'Eure (zone 3c) et de l'Oise à l'aval de Compiègne (zone 2). L'illustration 89 dessine les nappes alluviales sur lesquelles les données existantes sont compilées (Illustration 90).

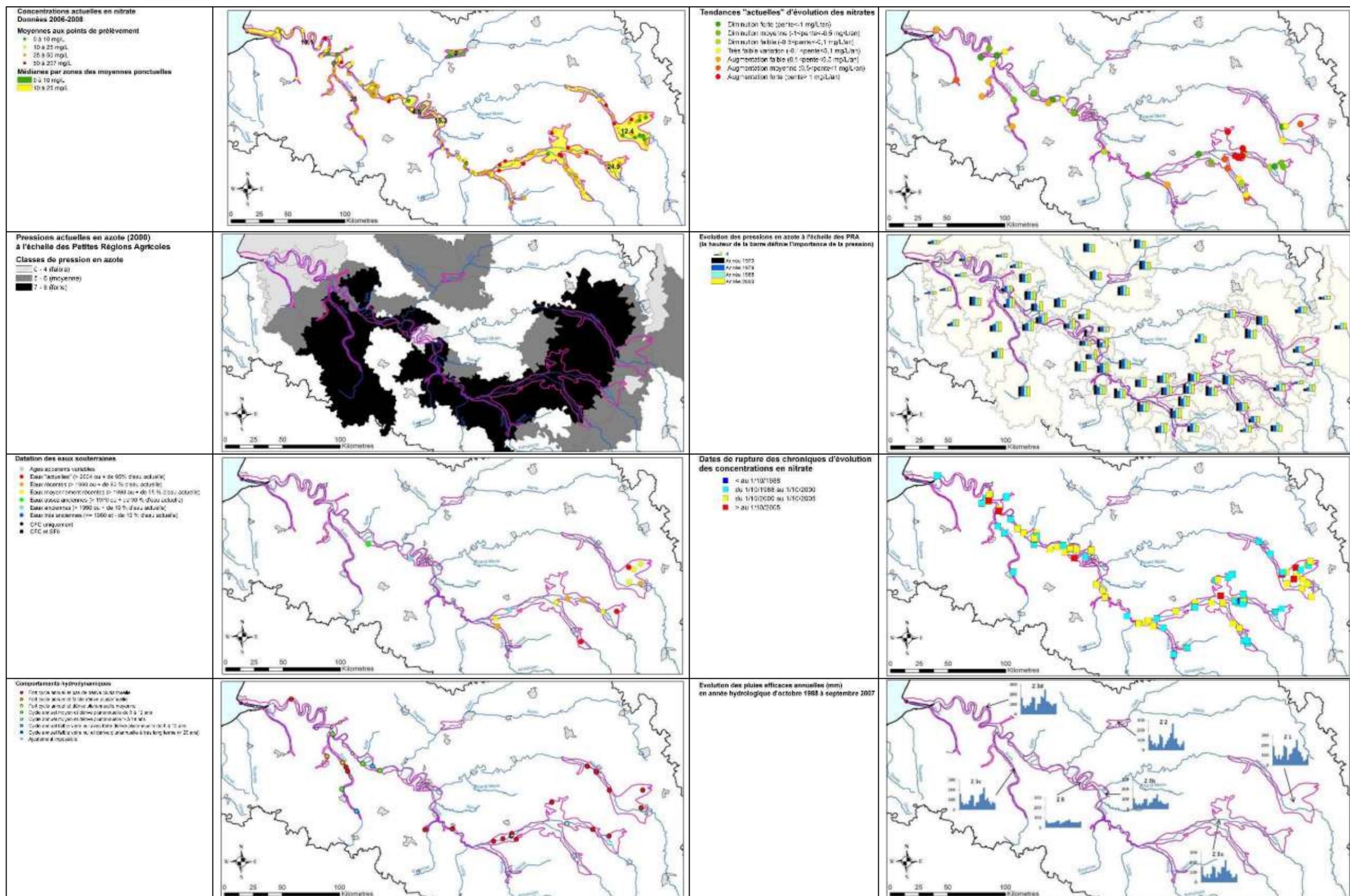


Illustration 90 : Données disponibles pour la recherche des facteurs explicatifs à l'échelle du secteur à type lithologique « nappes alluviales remarquables ».

Teneurs actuelles en nitrate

Les formations alluviales de la Seine amont et de l'Aube, regroupées au sein de la zone 3a, ainsi que la nappe alluviale de l'Eure (zone 3c) sont les plus impactées par la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Les médianes des moyennes mensuelles sont proches de 25 mg/L dans les deux cas. Ces deux zones sont soumises à une forte pression agricole, sauf pour la partie amont de la nappe alluviale de l'Aube où la pression est moyenne. Les âges apparents estimés pour les eaux de la zone 3a sont tous récents voire « actuels » pour les points les plus en amont, présageant une mise à l'équilibre rapide de la chimie des eaux souterraines avec la qualité des eaux d'infiltrations. Un changement majeur de pratique agricole pourrait ainsi avoir un impact à court terme sur la qualité des eaux souterraines dans cette zone.

Les concentrations relevées sur les autres points de prélèvements dans les alluvions de la Seine ont une répartition plus hétérogène traduisant à la fois la diversité des pressions et une variabilité spatiale lithologique importante. Les terrasses alluviales sont en effet souvent chenalisées avec une répartition granulométrique hétérogène engendrant des écoulements de nappe préférentiels. Ainsi, suivant la position du captage, des variations importantes de qualité des eaux peuvent être observées. Des apports d'eaux superficielles sont aussi possibles dans certains secteurs (chapitre 7.4) mais ils nécessitent une étude spécifique locale pour être décrits.

Tendances d'évolution

Dans les alluvions de la Seine amont et dans ceux de l'Aube (zone 3a) les tendances d'évolution des concentrations en nitrate aux points de prélèvements suivent les évolutions récentes des activités agricoles. A l'extrême est, dans les alluvions de l'Aube, les pressions ont nettement diminuées entre 1988 et 2000 et les tendances sont à la baisse. Plus à l'ouest, dans la même nappe, les pressions sont plus importantes et ont augmenté entre 1988 et 2000. Les concentrations en nitrate évoluent de la même manière sur les points de prélèvement concernés. Dans cette zone, les âges apparents des eaux sont en effet récents ce qui explique les réactions rapide de la chimie des eaux aux changements de pratiques agricoles en surface.

Dans les zones 3b et 3d, correspondant à la nappe alluviale de la Seine de la confluence avec l'Yonne jusqu'à l'estuaire, les tendances d'évolution des concentrations en nitrate sont en majorité à la baisse. Or, les pressions en azote à l'échelle des PRA sont, d'une manière générale, à l'augmentation régulière depuis la fin des années 70. De plus, les quelques datations disponibles sur ces zones révèlent des eaux plus anciennes qu'en amont du bassin. Enfin, les dates de rupture des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate sont assez récentes, entre le 1/10/2000 et le 1/10/2005 pour de nombreux points. Ceci correspond au début de la baisse des pluies efficaces sur ces zones, cette évolution climatique pouvant peut-être expliquer les tendances d'évolution des nitrates observées.

6.6.CONCLUSIONS SUR LA RECHERCHE DES FACTEURS EXPLICATIFS DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN NITRATE

Les facteurs explicatifs des tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines sont de trois principaux types :

- Le contexte géologique qui impacte notamment l'hydrodynamique
- le contexte climatique et plus particulièrement l'évolution temporelle de la recharge
- Le contexte agronomique qui impacte la pression azotée

A l'échelle globale du bassin Seine-Normandie, il a été montré qu'au cours des 2 dernières décennies, les grandes tendances d'évolution en nitrate ont été fortement gouvernées par la pluie efficace. Depuis les années 1985-90 en effet, l'évolution des pluies efficaces et des concentrations en nitrate sont clairement corrélées positivement. Ainsi l'augmentation importante des teneurs en nitrate entre 1995 et 2001-2002 correspond à une période d'importante augmentation de la recharge. Depuis 2001-2002, la baisse des teneurs en nitrate pourrait correspondre à une période où des années hydrologiques plus sèches se succèdent bien que la corrélation soit moins forte que pour les années précédentes. Le changement de politique agricole commune intervenu au début des années 2000 impacte aussi vraisemblablement l'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines

Si la corrélation entre les pluies efficaces et les teneurs en nitrate est apparue bonne en agrégeant l'ensemble des données à l'échelle du bassin Seine-Normandie, l'analyse à l'échelle des secteurs « homogènes » permet de nuancer ces résultats. Ainsi plus localement, même si la pluie efficace apparaît comme un facteur important, des différences apparaissent en fonction des secteurs étudiés.

A l'échelle du point de prélèvement, le calcul de la covariance croisée entre les chroniques d'évolution des niveaux piézométriques et celles des concentrations en nitrate permet de quantifier à la fois les corrélations et les déphasages qui peuvent lier les signaux. L'un des enjeux majeur pour l'application de cette est la constitution de couples pertinents piézomètre/qualitomètre. Ainsi, point d'eau par point d'eau, la covariance croisée montre des situations contrastées (corrélation, anti-corrélation, déphasage temporel plus ou moins important, pas de relation entre la concentration en nitrate et la piézométrie) dont l'interprétation nécessite l'appui d'une expertise locale des contextes mis en jeu.

La recherche des relations entre l'évolution des concentrations en nitrate et l'évolution des pratiques culturales a nécessité de traiter les informations sur l'occupation des sols disponibles à l'échelle des petites régions agricoles. Ce traitement permet d'estimer la pression azotée en entrée des hydrosystèmes du bassin de la Seine pour les années 1970, 1979, 1988 et 2000. Toutefois, ces données étant qualitatives, il n'a pas été

possible de mettre en œuvre les mêmes méthodes que celles utilisées pour les relations pluie efficaces/teneurs en nitrate et de travailler à l'échelle du bassin Seine-Normandie. C'est pourquoi par type lithologique à l'échelle des zones du bassin définies lors de la sectorisation, la recherche de facteurs explicatifs est abordée en regroupant l'ensemble des données disponibles et acquises au cours du projet. L'analyse visuelle multicritère alors mise en œuvre permet de mettre en évidence, en fonction des secteurs considérés, l'importance plus ou plus grande des principaux types de facteurs explicatifs dans la gouvernance des tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. De plus, les datations des eaux souterraines sur l'ensemble du bassin permet d'argumenter les inerties de réponses de la qualité des aquifères aux variations de pression azotée et de pluie efficace.

7. Contamination des eaux souterraines du bassin Seine-Normandie par les produits phytosanitaires

Ce chapitre vise à évaluer, sur un nombre limité de substances, si les méthodes utilisées pour décrire les tendances d'évolution des concentrations en nitrate sont applicables ou non sur les données d'évolution des concentrations en produits phytosanitaires et le cas échéant proposer d'autres outils.

De façon à travailler sur des chroniques/molécules « consistantes », il a été proposé au COFIL du 14/12/2010 de regarder les substances quantifiées sur au moins 2000 points d'eau. Les molécules concernées sont :

- Atrazine
- Déséthylatrazine (DEA)
- Simazine
- Diuron
- Terbutylazine
- Déséthyl terbutylazine
- Déséthyl terbumeton
- Mécoprop
- Glyphosate – AMPA
- Isoproturon
- Chlortoluron
- Oxadixyl
- 2,4 MCPA
- Dinoterbe

A la suite du Comité de Pilotage du 14/12/2010, il a été proposé de rajouter deux molécules, la Bentazone et l'Aminotriazole. Ces deux herbicides présentent en effet un intérêt particulier pour le bassin Seine-Normandie, ces molécules ayant été identifiées

par l'agence de l'eau comme « problématiques » dans son réseau de mesure de la qualité des eaux souterraines.

Afin de faciliter la présentation des résultats, ces 17 substances phytosanitaires sont classées en quatre groupes d'usage réglementaire (les dates limites d'utilisation ou de restriction d'usages en France sont mentionnées entre crochets) :

- Triazines et métabolites associés (Atrazine [2003], déséthylatrazine, Simazine [2003], terbuthylazine [2004] et déséthyl terbuthylazine).
- Herbicides autorisés (aminotriazole, bentazone, chlortoluron [restriction 2004], isoproturon [restriction 2004], Mécoprop, et 2,4-MCPA)
- Herbicides interdits et métabolites d'herbicides interdits (dinoterbe [1997], diuron [2008], oxadixyl [2003] et déséthyl terbumeton [molécule mère terbuméton 1999])
- Herbicides non sélectifs et métabolites associés (glyphosate [restriction 2004] et AMPA).

Les données de concentrations en substances phytosanitaires présentées sont issues d'une extraction de la base de données ADES, tous points confondus, réalisée le 1^{er} décembre 2010.

7.1. ETATS DE CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES PAR LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES

En première approche, pour chaque substance et à l'échelle du bassin Seine-Normandie, une cartographie par point des taux de quantification (couleur) et du nombre d'analyses (taille du symbole) est réalisée (Illustration 91, Illustration 92, Illustration 93, Illustration 94, Illustration 95 et Illustration 96). Les données prises en compte sont issues d'une extraction ADES, tous les points de prélèvements confondus, réalisée à la date du 1^{er} décembre 2010. Le caractère quantifié ou non de la molécule repose sur la codification idoine dans la base de données ADES les interprétations dépendant donc, de ce fait, de la qualité de la bancarisation des producteurs de données.

Ces cartes permettent de rendre compte, de manière qualitative à travers l'analyse des fréquences de quantification, de l'état de contamination des eaux souterraines par substance aux points de prélèvements. Le nombre de prélèvements sur lequel est calculée la fréquence de quantification renseigne sur la significativité de ce résultat : de façon arbitraire mais en cohérence avec les conditions initiales d'application des tests statistiques d'estimation des tendances, les fréquences de quantification sont dites « significatives » lorsqu'elles sont calculées sur 10 analyses au moins.

Le fond cartographique choisi dessine les Orientations Technico Economiques des Exploitations agricoles (OTEX) agrégées en 5 classes de type de culture. Ainsi, pour chaque molécule, l'examen d'un lien potentiel entre l'impact (qualité de l'eau) et la pression (appréhendue de manière qualitative via le type de cultures) est possible.

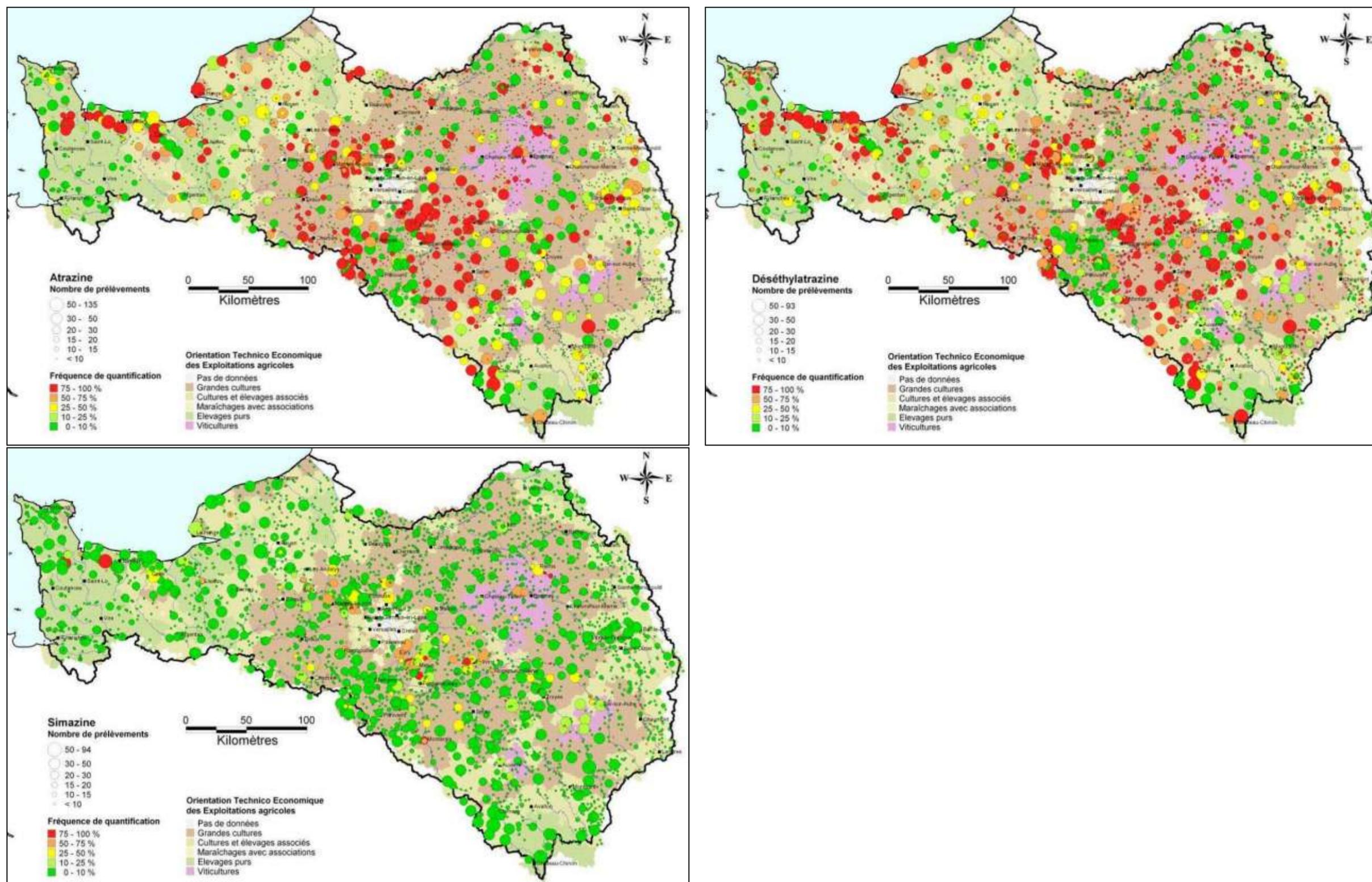


Illustration 91 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis des triazines et métabolites associés et croisement avec les données OTEX (Orientation Technico Economique des Exploitations agricoles) 1/2.

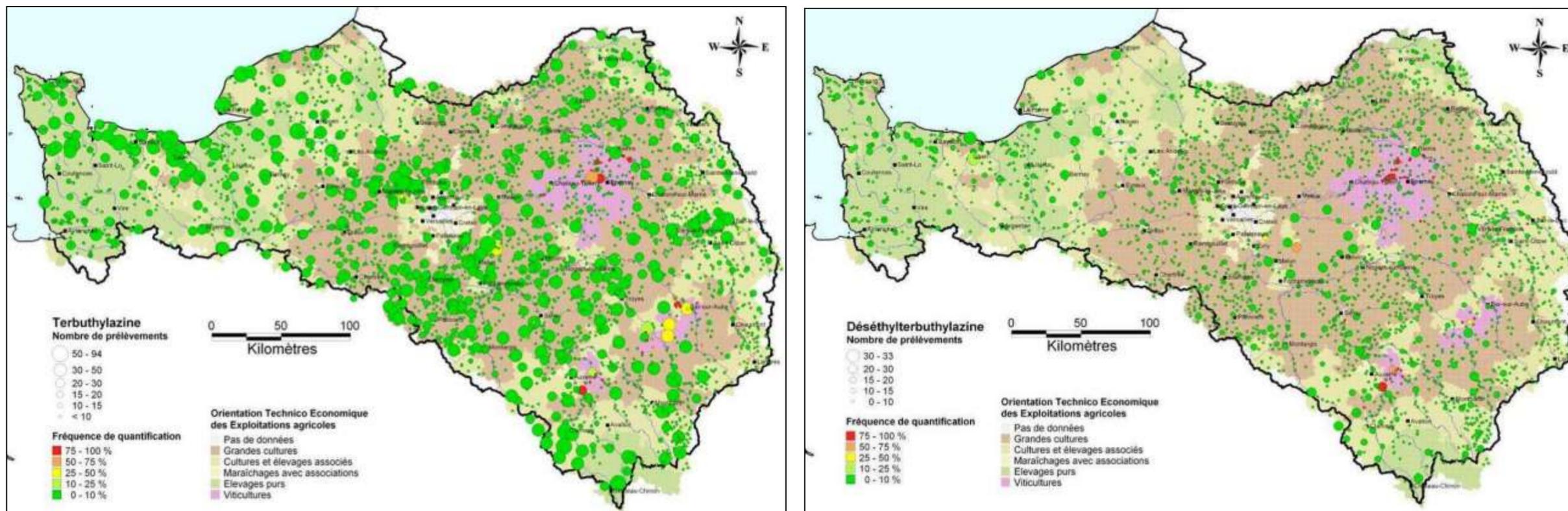


Illustration 92 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis des triazines et métabolites associés et croisement avec les données OTEX (Orientation Technico Economique des Exploitations agricoles) 2/2.

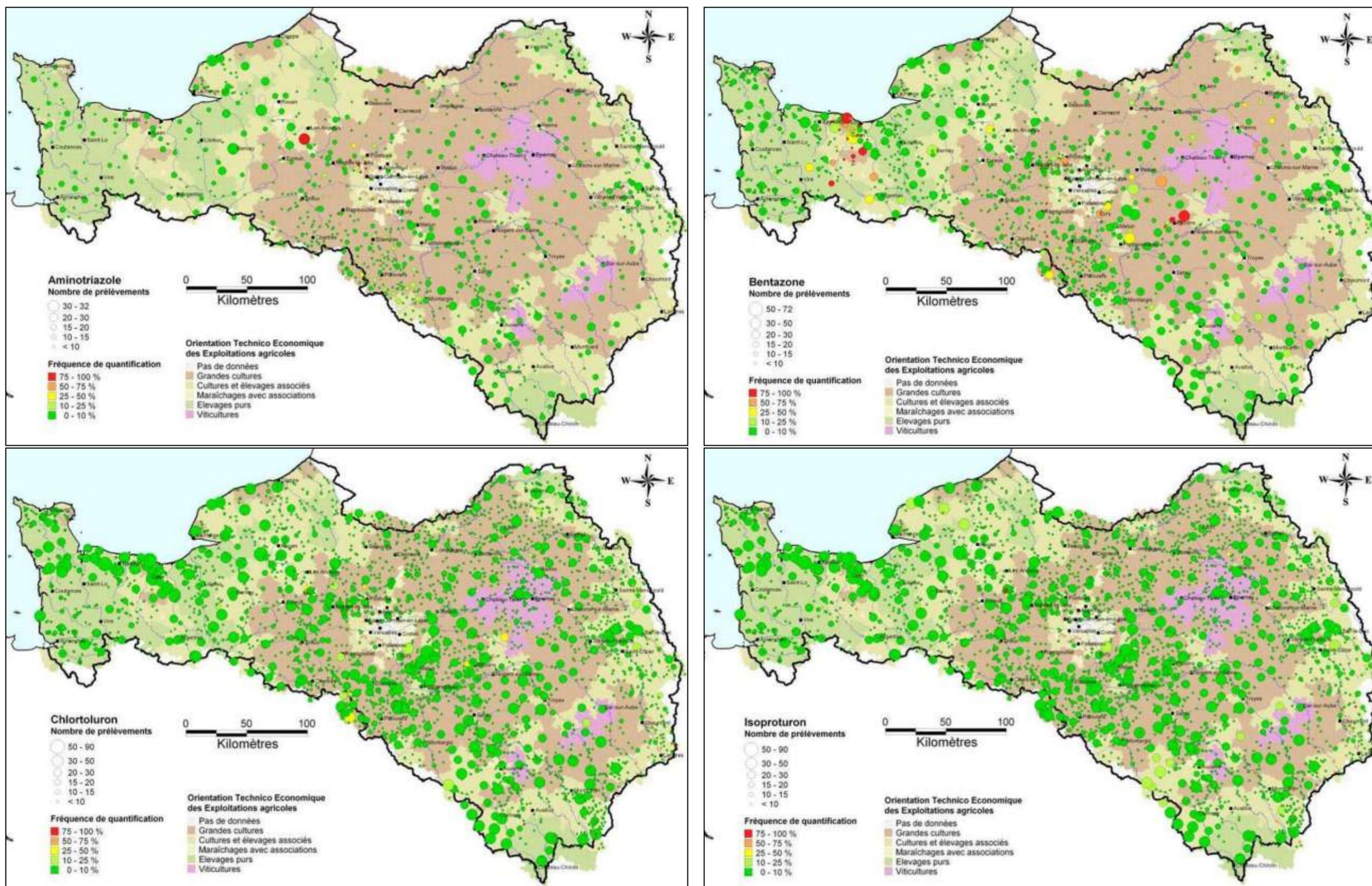


Illustration 93 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis d'herbicides autorisés et croisement avec les données OTEX (1/2)

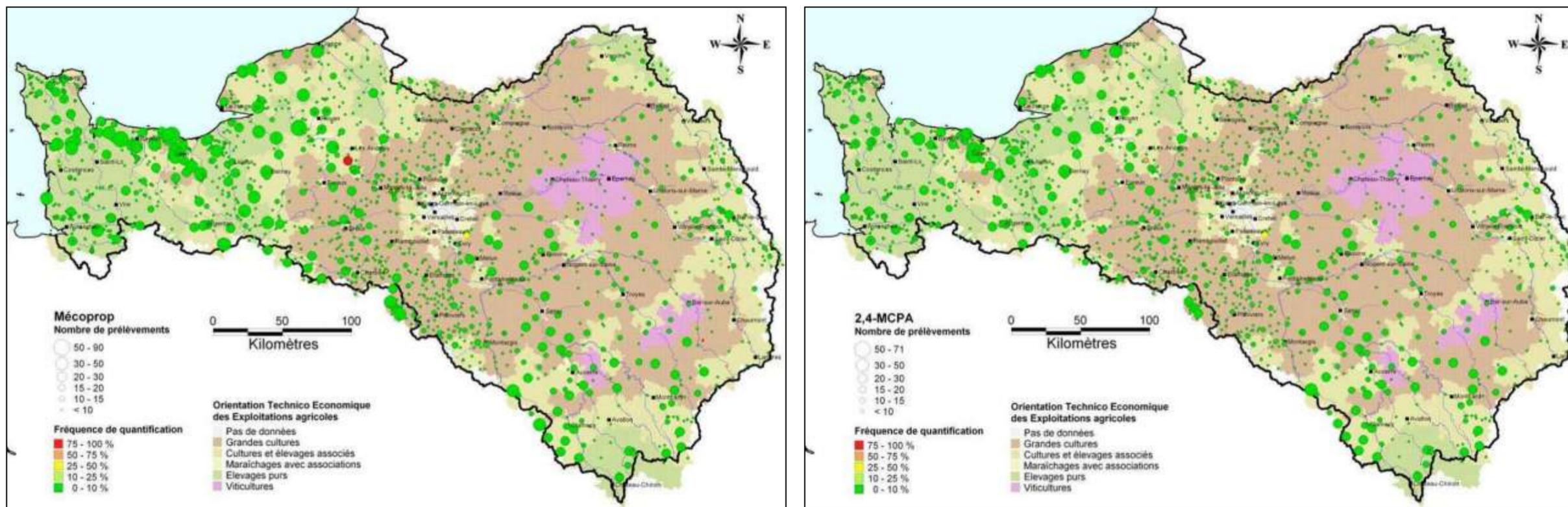


Illustration 94 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis d'herbicides autorisés et croisement avec les données OTEX (2/2)

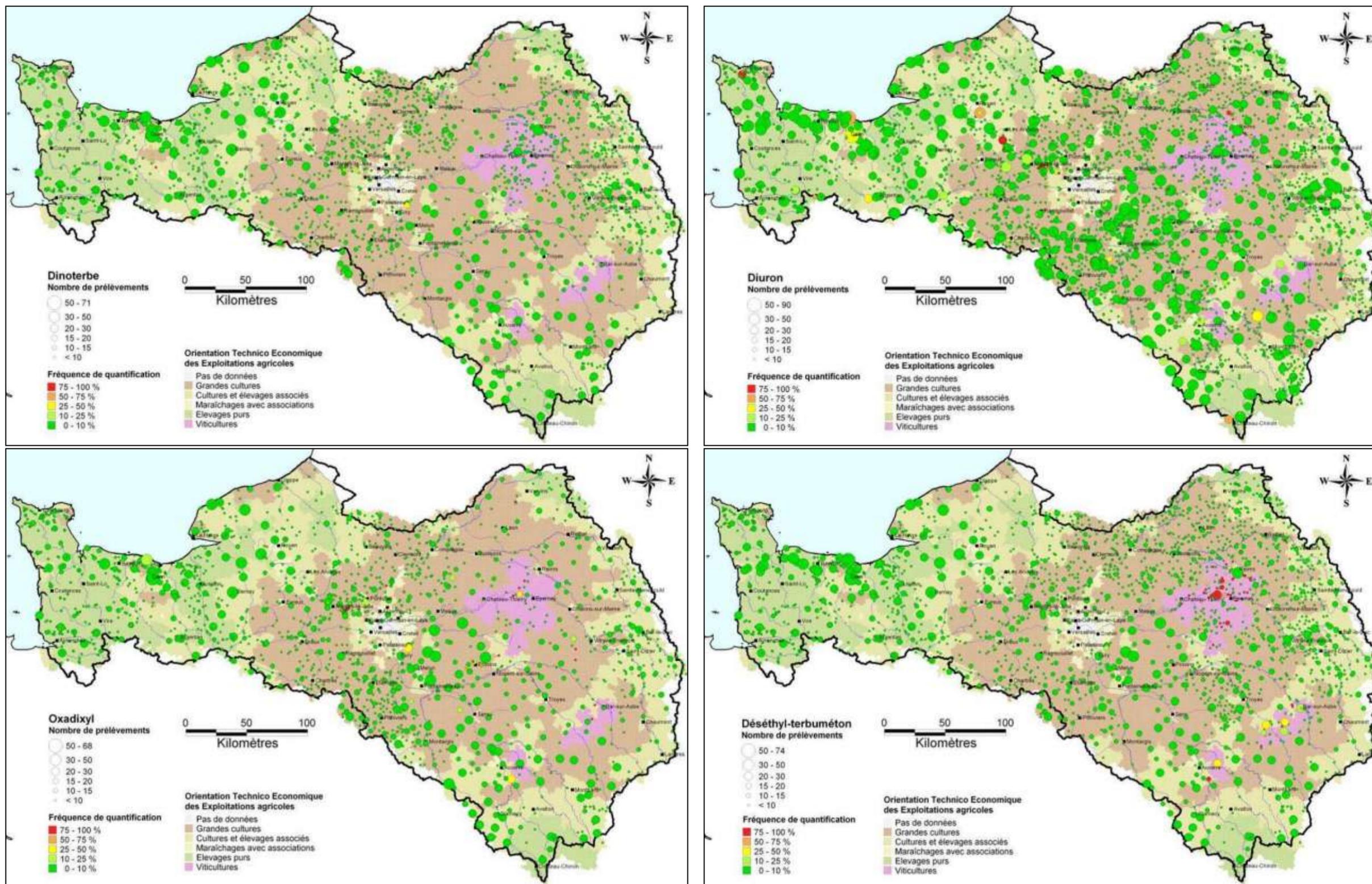


Illustration 95 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis d'herbicides interdits (ou de métabolites d'herbicides interdits) et croisement avec les données OTEX

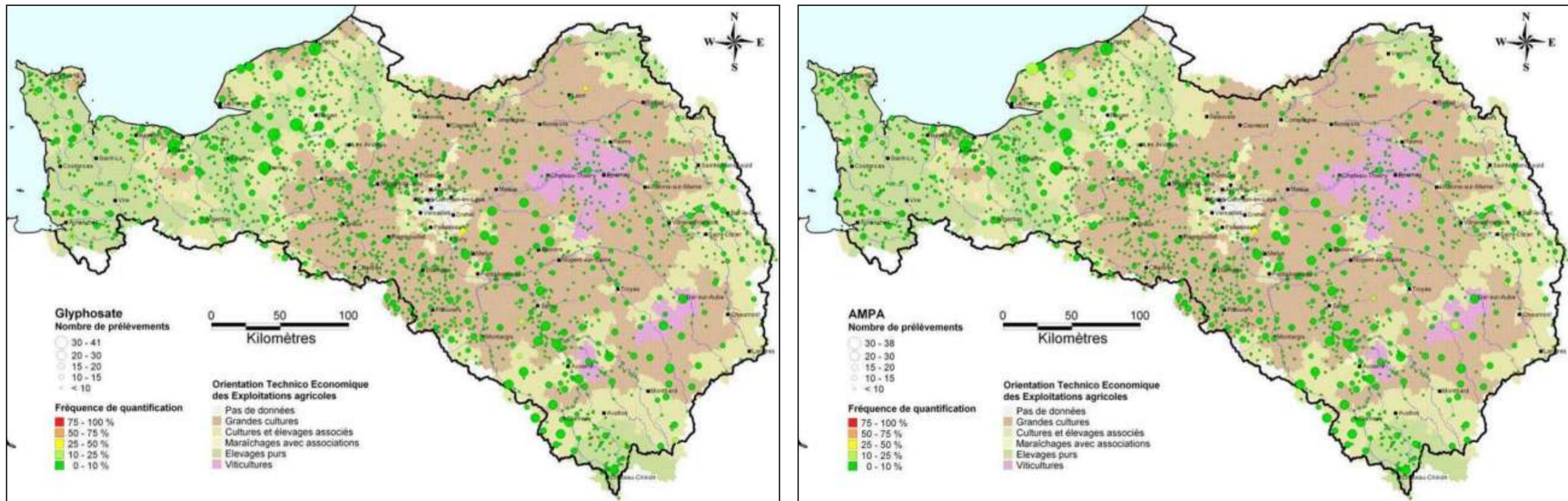


Illustration 96 : Fréquence de quantification et nombre de prélèvements par point d'eau vis-à-vis du Glyphosate et de l'AMPA et croisement avec les données OTEX

7.1.1. Etat de contamination des eaux souterraines par les triazines

D'une manière générale, de toutes les substances phytosanitaires étudiées sur le bassin Seine-Normandie, l'Atrazine et son métabolite déséthylatrazine sont les molécules les plus quantifiées dans les eaux souterraines. L'illustration 91 montre une contamination généralisée en zones de grandes cultures, de maraîchages et de viticultures et ce, quel que soit le contexte géologique considéré. 35 masses d'eau disposent d'au moins un point de prélèvement à 10 analyses ou plus dont la fréquence de quantification en Atrazine est égale ou supérieure à 50%. 41 masses d'eau disposent d'au moins 1 point de prélèvement à 10 analyses ou plus de la déséthylatrazine dont la fréquence de quantification est égale ou supérieure à 50%. Les zones épargnées par cette contamination correspondent généralement à une pression de type élevage pur caractéristique des contextes de socle.

La contamination en Simazine est moins généralisée qu'en Atrazine. 15 masses d'eau sur les 51 que contient le bassin Seine-Normandie possèdent au moins 1 point de prélèvement à 10 analyses ou plus dont la fréquence de quantification en Simazine est égale ou supérieure à 50%. Les zones les plus impactées par la Simazine correspondent au sud de la masse d'eau 3103 (Brie – calcaires de Brie/Champigny/Grossier/Sables Soissonais), à la masse d'eau 3402 (Trias du Cotentin et Suisse normande) ainsi que les alluvions de la Seine à l'aval de Paris.

Les points où la terbuthylazine est fréquemment quantifiée (Illustration 92) sont essentiellement localisés en zone de viticultures, notamment en Bourgogne (alentours d'Auxerre et sud-ouest de Bar-sur-Aube) et dans le Champenois. Cette contamination correspond à l'usage historique spécifique de cet herbicide pour l'entretien des sols viticoles. 10 points de prélèvements à 10 analyses ou plus montrent une fréquence de quantification de la terbuthylazine égale ou supérieure à 50%. 9 points sont soumis à une pression de type viticulture expliquant la contamination observée. 1 point significativement impacté (9 quantifications sur 14 analyses au point 01248X0424/PZ7) capte les alluvions de la Seine sur la commune de Gaillon en amont de Les Andelys. A l'échelle de travail actuelle, le lien entre pression et impact en ce point ne peut être établi. Le métabolite déséthylterbuthylazine, moins recherché que son parent, est quantifié sur les mêmes points, ce qui paraît donc tout à fait cohérent.

Les triazines sont interdites d'utilisation depuis septembre 2003 avec dérogation jusqu'en juin 2004 pour la terbuthylazine. Or, ces molécules sont aujourd'hui encore quantifiées dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie. On montre ici la persistance de ces molécules dans l'environnement. L'occurrence de la déséthylatrazine et de la déséthylterbuthylazine est un exemple de la problématique supplémentaire posée par la dégradation de certaines substances en métabolites autant voire plus persistants et/ou mobiles que les parents dont ils sont issus.

7.1.2. Etat de contamination des eaux souterraines par certains herbicides autorisés

L'analyse des fréquences de quantification aux points de prélèvement de 6 herbicides autorisés montre des contaminations plus localisées qu'en triazines (Illustration 93 et Illustration 94).

Parmi les herbicides autorisés étudiés, la bentazone est la substance la plus fréquemment quantifiée sur le bassin, notamment dans le Bajocien-Bathonien de la plaine de Caen et du Bessin ainsi qu'au sud de la masse d'eau 3103 déjà caractérisée par une occurrence forte de la Simazine. D'autres points, en nappe de Beauce, dans les formations tertiaires de l'Eocène supérieur à l'est de Paris et dans la craie de Champagne et de Thiérache (est et nord de Reims), montrent des fréquences de quantification en bentazone significatives. D'une manière générale, ces points sont localisés en zones de grandes cultures où cet herbicide est préférentiellement utilisé pour le traitement des céréales de printemps et d'hiver, des légumineuses et des pois notamment.

Sur les points du bassin à 10 analyses au moins, les fréquences de quantification de l'aminotriazole dépassent 10% en nappe de Beauce principalement et, dans une moindre mesure, aux alentours de Pontoise, à l'ouest de Paris. Ces points sont localisés en zones de grandes cultures.

Les autres herbicides autorisés étudiés sont globalement moins quantifiés sur le bassin. Le chlortoluron apparaît sur quelques points en nappe de Beauce, à l'ouest et au nord de Provins ainsi que dans la vallée de la Seine à l'aval de Paris. L'isoproturon est quantifié à des taux supérieurs à 10% essentiellement dans des contextes de craie : 4 points au sud de la masse d'eau 3210 (craie du Gâtinais), 3 points en craie normande (Gauchois et estuaire de la Seine) et 1 point en craie champenoise au nord de Reims. Comme pour l'aminotriazole, un secteur particulier apparaît dans la vallée de la Seine avec deux points de plus de 10 analyses où les fréquences de quantification en isoproturon dépassent 75%. Le 2,4-MCPA, moins recherché que les herbicides précédents, est rarement quantifié dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie. Il a été quantifié dans plus de 25% des analyses sur un point au sud de Paris, et à une fréquence de plus de 10% dans les environs de Saint-Dizier.

6 points de prélèvements localisés sur la commune de Gaillon figurent un secteur restreint où les alluvions de la Seine apparaissent très impactés par la présence d'herbicides. Ce secteur, déjà relevé en raison des taux de quantification important de terbuthylazine, montre des taux de quantification de l'aminotriazole proche de 100%. Sur les mêmes points, les taux de quantification de mécoprop atteignent aussi 100% alors que cet herbicide n'est pratiquement jamais quantifié ailleurs sur le bassin Seine-Normandie (seul un point dans les alluvions de la Seine en amont de Paris montre un taux de quantification en mécoprop supérieur à 25%). Ce secteur est aussi celui dans lequel les taux de quantification du 2,4-MCPA sont les plus importants du bassin, supérieur à 50%.

7.1.3. Etat de contamination des eaux souterraines par certains herbicides interdits

Les fréquences de quantification par point de prélèvements de 3 herbicides interdits (dinoterbe, diuron et oxadixyl) et d'un métabolite d'herbicide interdit (déséthylterbuméton métabolite du terbuméton) sont représentées sur l'illustration 95.

Le diuron, récemment interdit d'utilisation en décembre 2008, est quantifié à des fréquences significatives sur quelques points seulement du bassin Seine-Normandie. 19 points de prélèvements sur 585 ayant 10 analyses au moins de la concentration en diuron montrent une fréquence de quantification égale ou supérieure à 50%. Les plus fortes contaminations en diuron sont relevées sur des points localisés dans les alluvions de la Seine à l'aval de Paris. Les fréquences de quantification du diuron sur les 6 points de la commune de Gaillon sont proches de 100%. Le diuron est aussi présent en quelques points captant les eaux souterraines de la plaine de Caen, en un point de la pointe du Cotentin, sur un point au nord de Reims et à des fréquences de quantification plus faible en Beauce et dans les calcaires kimméridgiens au sud-est du bassin. Notons que le diuron a, en plus des usages agricoles, d'importants usages non agricoles.

Le dinoterbe, interdit d'utilisation depuis 1997, est très rarement quantifié dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie. Toutefois, deux points à 10 analyses ou plus présentent des fréquences de quantification supérieures à 25%. Ce points ne sont pourtant suivis que depuis 2005. Ils sont localisés au sud-est et à l'ouest de Paris. D'autres quantifications isolées sont relevées sur le bassin, mais le nombre d'analyses sur lequel est fait le calcul de la fréquence de quantification est trop faible pour apparaître significatif (<10).

L'oxadixyl, interdit en 2003, était essentiellement utilisé, en association avec d'autres substances, sur les vignes (traitement du mildiou) et ponctuellement sur les laitues, les tomates et les pommes de terre. Cet herbicide est quantifié à des fréquences supérieures à 25% sur 3 points seulement du bassin sur les 424 disposants d'au moins 10 analyses en oxadixyl. 2 sont localisés en zone de viticultures (Bourgogne et Champenois). Le troisième point, où du dinoterbe est aussi fréquemment quantifié, est localisé au sud-est de Paris.

La molécule mère du déséthylterbuméton, le terbuméton, est interdite d'usage depuis 1999. Cet herbicide, utilisé pour le traitement de la vigne, se dégrade par voie biotique en déséthylterbuméton que l'on retrouve dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie en zones de viticultures uniquement. Les fréquences de quantification les plus élevées sont observées dans la région Champagne, autour de Reims, et en Bourgogne dans une moindre mesure.

7.1.4. Etat de contamination des eaux souterraines par le Glyphosate et l'AMPA

Le glyphosate étant un herbicide non sélectif, il est utilisé à la fois en milieu agricole pour le traitement des cultures, mais aussi en milieu urbain pour le désherbage des espaces publics et plus largement en zones non agricoles (bord de route, voies ferrées, jardins particuliers...). Cet herbicide peut se dégrader partiellement en AMPA notamment, métabolite de plus en plus recherché dans les eaux souterraines.

L'illustration 96 montre les faibles fréquences de quantification du glyphosate et de l'AMPA sur les points de prélèvements du bassin Seine-Normandie. Sur les 336 points disposant de 10 analyses ou plus des concentrations en glyphosate, seuls 2 montrent des fréquences de quantification supérieure à 25%. Ces points sont localisés à Gizy, au nord de Reims et à Périgny au sud-est de Paris, où du dinoterbe et de l'oxadixyl ont aussi été quantifiés.

Sur ce même point toujours, l'AMPA est quantifié à une fréquence supérieure à 25% alors qu'il n'a été quantifié qu'une fois à Gizy (sur 11 analyses). D'autres quantifications isolées d'AMPA sont observées en contexte de craie normande aux alentours de Rouen ainsi que dans les calcaires jurassiques qui affleurent en bordure est du bassin sédimentaire de Paris. Néanmoins, ces molécules sont recherchées depuis peu de temps dans les eaux souterraines de sorte qu'il est difficile de statuer sur l'état de contamination des eaux souterraines par le glyphosate et l'AMPA.

7.1.5. Limites de l'analyse des fréquences de quantifications

Les fréquences de quantification des substances phytosanitaires semblent, en première approche, être une bonne représentation de l'état de contamination des eaux souterraines par ces molécules. Toutefois, les limites de quantification à partir desquelles sont calculées les fréquences ne sont pas nécessairement uniques pour une substance. Elles peuvent différer entre les laboratoires (procédés analytiques mis en œuvre) et, pour un même laboratoire, évoluer dans le temps en fonction de l'évolution des capacités analytiques. Ceci peut alors biaiser l'analyse des fréquences de quantification, une même concentration réelle dans les eaux souterraines pouvant être au-dessous ou au-dessus de la valeur de la limite de quantification. Il est ainsi possible que l'analyse réalisée précédemment contienne des informations qui ne pourraient, en toute rigueur, pas être comparées. Néanmoins, le nombre très important d'analyses pris en compte et leur bonne répartition spatiale permet de compenser ce biais potentiel. Dans le cas d'une analyse sur un nombre restreint de points ou bien de l'évolution de la fréquence de quantification d'une molécule en un point, il est nécessaire de transformer les données en prenant comme valeur référence la limite de quantification maximale rencontrée. Toutes les fréquences, exprimées par rapport à cette valeur unique, peuvent alors être comparées.

7.1.6.Limites pour une approche temporelle

L'approche proposée à l'échelle du bassin Seine-Normandie repose sur une analyse « photographique » de l'état de contamination des eaux souterraines par les substances phytosanitaires. Pour certaines substances, un lien avec un type spécifique d'occupation des sols peut être identifié (viticulture par exemple). Pour d'autres substances, la contamination apparaît généralisée sur le bassin quel que soient les occupations des sols.

Pour aller plus loin dans l'analyse, il pourrait être intéressant de comparer l'évolution des teneurs en substances phytosanitaires dans les eaux souterraines du bassin avec l'évolution des quantités appliquées sur les sols. A ce titre, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie a fourni un extrait de la Banque Nationale des Ventes-Distributeurs (Onema et Agence de l'Eau Seine Normandie - Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques réalisées par les distributeurs agréés (BNV-D)) afin de vérifier, en l'état actuel des données disponibles, la faisabilité d'une telle analyse.

L'illustration 97 montre en exemple les quantités vendues des 22 substances phytosanitaires les plus distribuées sur l'ensemble du bassin. Les données de vente ne concernent néanmoins que les années 2008, 2009 et 2010. La majorité des substances quantifiées à l'heure actuelle dans les eaux souterraines étant interdites, elles ne sont pas référencées dans la BNV-D. La comparaison des évolutions conjointes des concentrations dans les eaux souterraines et des quantités vendues n'est donc pas envisageable dans ce cas. Le glyphosate est une des seules substances quantifiée dans les eaux souterraines encore utilisée et parmi les 22 substances les plus vendues à l'heure actuelle. Toutefois, au regard des temps de transfert souvent important des produits phytosanitaires vers les eaux souterraines et compte tenu de l'importance des substances aujourd'hui interdites dans la contamination des aquifères par les phytopharmaceutiques, les données de vente 2008, 2009 et 2010 issues de la BNV-D ne peuvent malheureusement être aujourd'hui pleinement exploitées.

Toutefois, la BNV-D se révélera un outil précieux dans les années à venir pour l'interprétation des états de contamination des eaux souterraines par les substances phytosanitaires et surtout de leurs évolutions. De plus, la vente de substances différentes et/ou en quantités différentes suivant les secteurs du bassin pourront aider à comprendre les variabilités spatiales de contamination des eaux souterraines par les substances phytosanitaires. Une agrégation des quantités vendues disponibles à l'heure actuelle par régions administratives permet d'illustrer cet état de fait. L'illustration 98 montre par exemple que l'acétochlore est la molécule la plus distribuée en Basse-Normandie (plus de 60 t en 2008, 2009 et 2010) alors qu'elle n'est que la cinquième substance en quantité vendue en 2008 et 2009 dans la région voisine de Haute-Normandie (environ 20 t). A l'inverse, en Haute-Normandie, le chlortoluron est la substance phytosanitaire la plus distribuée alors qu'elle est vendue en quantité moindre que l'actéchlorure et l'isoproturon en Basse-Normandie. Si ces différences peuvent s'expliquer par des pratiques culturales différentes entre les régions et même si les données de ventes ne traduisent pas directement les quantités appliquées sur chacune des parcelles cultivées (un produit vendu une année n'est pas

nécessairement appliqué la même année et la commune dans laquelle se trouve la parcelle n'est pas nécessairement celle du distributeur), ces données constitueront à terme une aide précieuse à la recherche des facteurs explicatifs des états et des évolutions des contaminations observés.

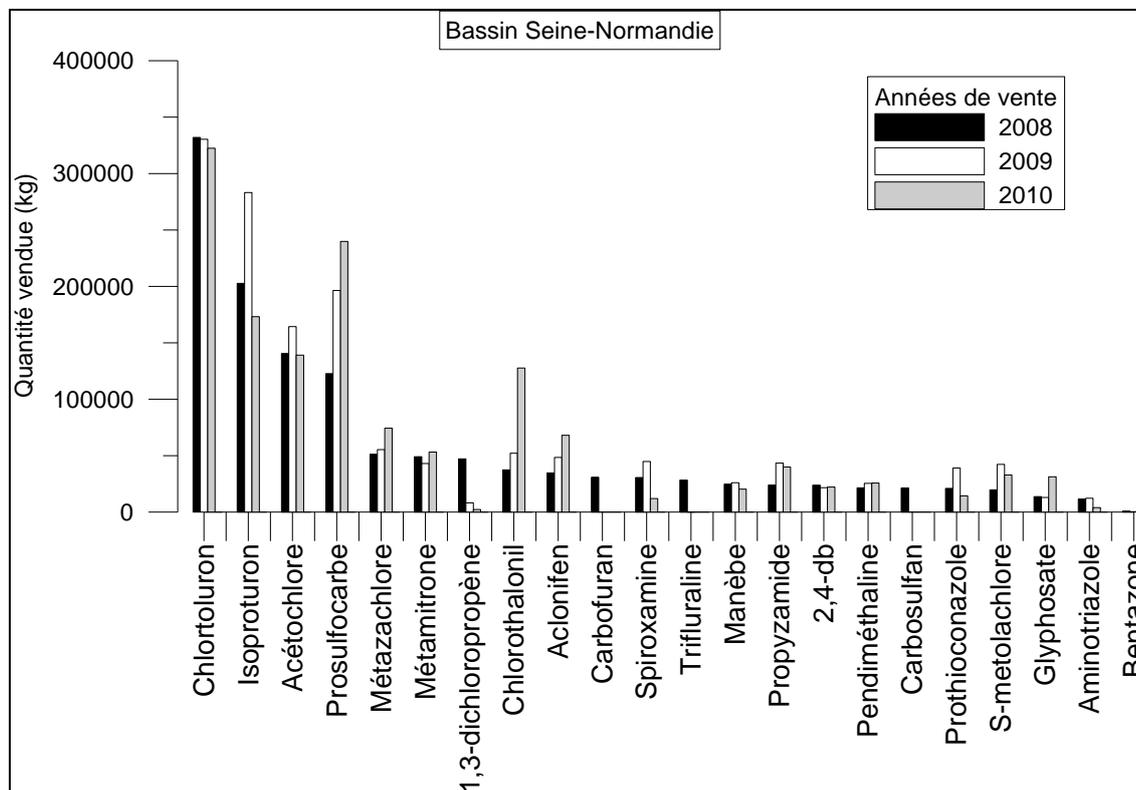


Illustration 97 : Quantités vendues en 2008, 2009 et 2010 sur le bassin Seine-Normandie des 22 substances phytosanitaires les plus distribuées. Les données sont extraites de la Banque Nationale des Ventes Distributeurs (BNV-D) et les substances classées par ordre décroissant de vente pour l'année 2008 (Source : Onema et Agence de l'Eau Seine Normandie - Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques réalisées par les distributeurs agréés (BNV-D)).

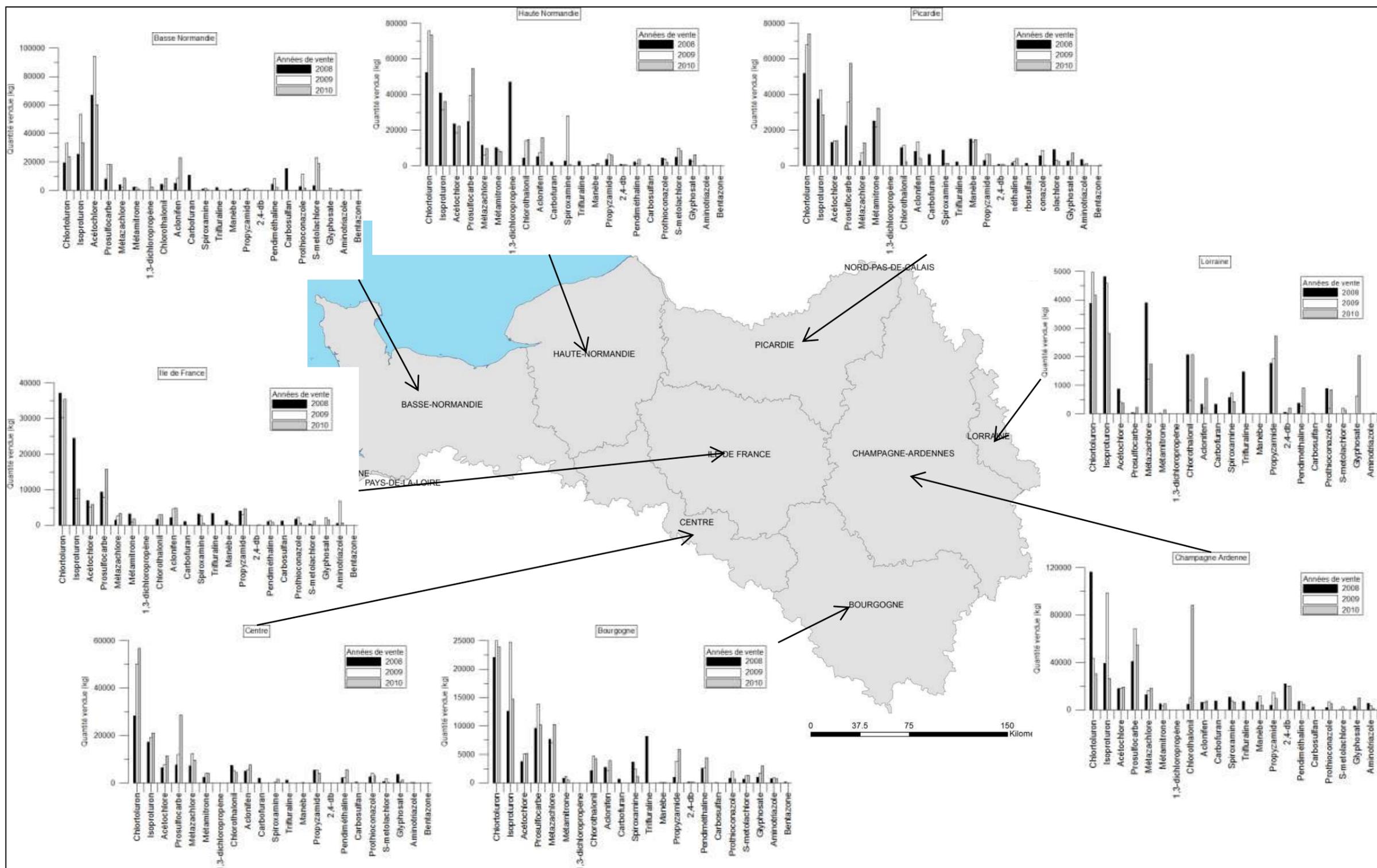


Illustration 98 : Quantités vendues en 2008, 2009 et 2010 par régions administratives des 22 substances phytosanitaires les plus distribuées sur le bassin Seine-Normandie. (Source : Onema et Agence de l'Eau Seine Normandie - Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques réalisées par les distributeurs agréés (BNV-D))

7.2.TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN SUBSTANCES PHYTOSANITAIRES DANS LES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN SEINE-NORMANDIE

A l'instar de ce qui a été fait pour les nitrates, **les tendances d'évolution des concentrations en produits phytosanitaires ont été estimées par boîte à moustache** dans un premier temps.

Compte-tenu du jeu de données, seules l'atrazine et la déséthylatrazine sont considérées pour cet exercice car elles présentent des chroniques longues avec une fréquence de quantification importante.

Par analogie avec le traitement des données « nitrate » les dates de ruptures des chroniques d'évolution des concentrations en atrazine et en déséthylatrazine sont calculées par la méthode CUSUM modifiée. Seules les chroniques ayant un taux de quantification supérieur à 90% sont prises en compte (170 pour la DEA, 152 pour l'atrazine). Ces dates de rupture servent à déterminer les périodes pertinentes pour l'établissement des boîtes à moustache après ajustement des limites à celles des années hydrologiques. 10 périodes, reportées sur l'illustration 99, sont ainsi définies de 1995 à 2009.

Période	du	au
P0	01/10/1995	30/09/1998
P1	01/10/1998	30/09/2000
P2	01/10/2000	30/09/2001
P3	01/10/2001	30/09/2002
P4	01/10/2002	30/09/2003
P5	01/10/2003	30/09/2004
P6	01/10/2004	30/09/2005
P7	01/10/2005	30/09/2006
P8	01/10/2006	30/09/2007
P9	01/10/2007	30/09/2009

Illustration 99 : Périodes définies pour l'établissement des boîtes à moustaches représentant l'évolution des concentrations en atrazine et déséthylatrazine dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie.

Pour toutes les périodes, il apparaît des données aberrantes (50 µg/L en LQ, données reportées inférieures à un seuil de détection par exemple). Ces données sont extraites des bases initiales et exclues de l'analyse. Un retour auprès des producteurs permettra de corriger a posteriori les erreurs bancarisées en base.

7.2.1. Evolution des concentrations en atrazine et DEA à l'échelle du bassin Seine-Normandie

Dans la mesure où les limites de quantification des substances évoluent au cours du temps pour un laboratoire donné ou parce que différents laboratoires ont été sollicités au fil des années, il paraît pertinent de considérer, en plus de la fréquence de quantification, d'une part l'évolution de la limite de quantification et, d'autre part, de regarder la fréquence de quantification au-delà d'une valeur. Le seuil a été fixé à 0.1µg/L qui correspond aux objectifs DCE et des obligations eau potable. Outre ces aspects réglementaires, cette valeur est pertinente dans la mesure où elle est largement supérieure à la limite de quantification la plus élevée sans toutefois être trop élevée (ce qui limiterait le nombre de quantifications et ne permettrait sans doute pas d'en apprécier l'évolution au cours du temps).

Par analogie avec les traitements réalisés pour les données « nitrate », les boîtes à moustaches représentant l'évolution des concentrations en atrazine et en déséthylatrazine ont tout d'abord été créées en prenant en compte l'ensemble des données disponibles sur le bassin. Cette analyse regroupe donc les informations issues de tous les points du bassin qui bénéficient d'au moins une analyse en atrazine ou DEA, le nombre de points de prélèvement par période pouvant être différent. L'illustration 100 présente ainsi l'évolution des concentrations en atrazine et en DEA dans les eaux souterraines ($<LQ = LQ/2$) à l'échelle du bassin Seine-Normandie en considérant tous les points qui disposent d'au moins une analyse en ces substances entre 1995 et 2009. Les fréquences de quantification, de dépassement du seuil de 0,1 µg/L et l'évolution de la limite de quantification pour l'atrazine et la DEA sont figurées sur la même illustration.

Les concentrations en atrazine les plus importantes sont mesurées pour la période P2 (2000-2001). Elles diminuent ensuite régulièrement jusqu'en P8 (2006-2007), période à partir de laquelle les concentrations semblent se stabiliser. Les limites de quantification moyennes par période étant relativement stables, les fréquences de quantification suivent globalement la même évolution. Elles augmentent néanmoins entre les périodes P8 et P9 (2006-2007 et 2007-2009) alors que les concentrations ne semblent pas suivre cette tendance. L'évolution de la fréquence de dépassement du seuil 0,1 µg/L représente quant à elle une bonne image de l'évolution des concentrations moyennes en atrazine sur la période totale 1995-2009.

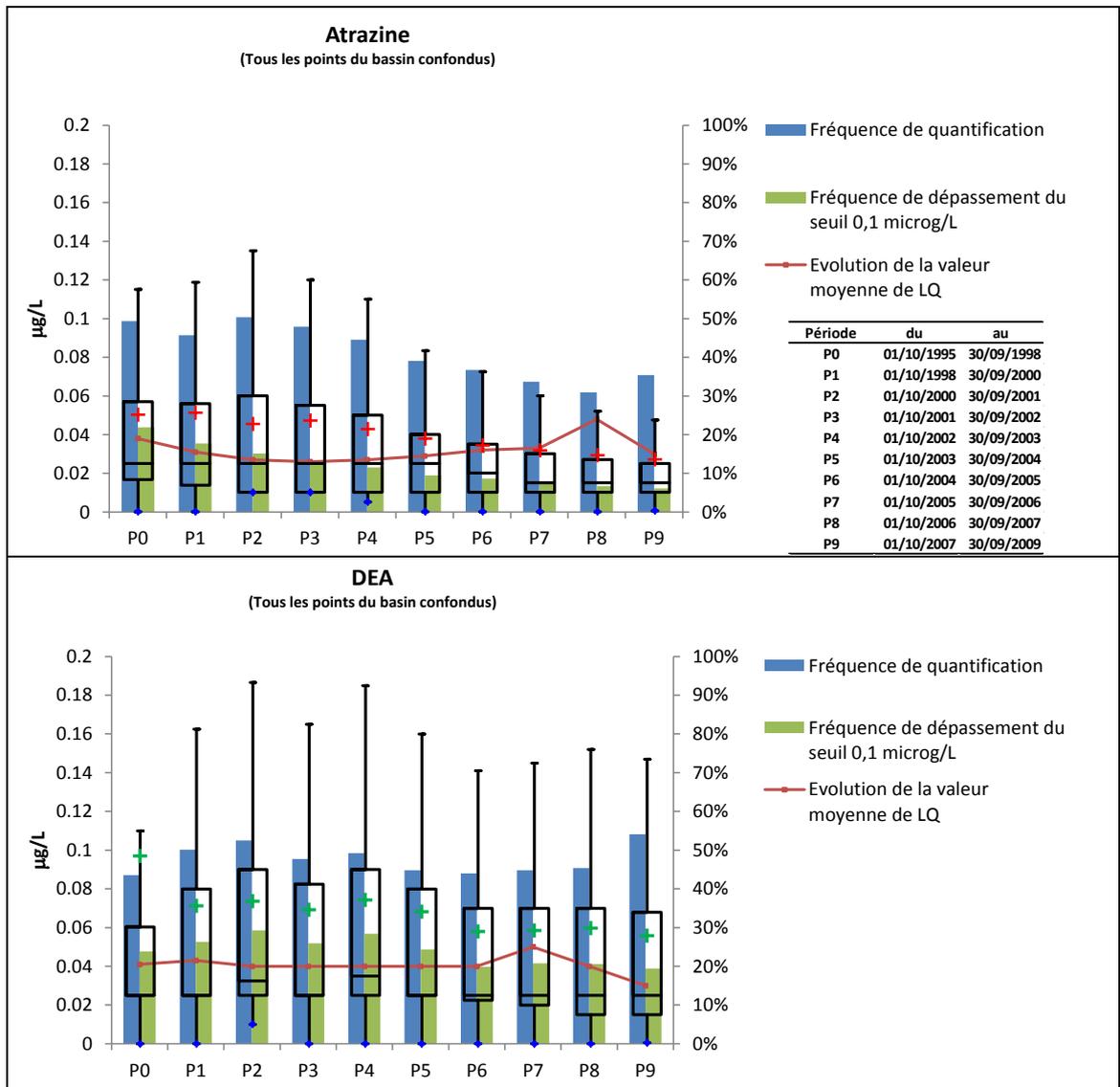


Illustration 100 : Evolution des concentrations, des fréquences de quantification, des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L et évolution de la limite de quantification moyenne de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009 et pour tous les points d'eau ayant au moins une analyse en atrazine et en DEA.

Les concentrations en DEA, étudiées à l'échelle du bassin par la prise en compte de tous les points ayant au moins une analyse sur la période totale 1995-2009, évoluent différemment de l'atrazine. Les concentrations moyennes en DEA par périodes sont plus élevées que celles en atrazine et leur évolution est plus changeante. Un pic est toutefois observé sur la même période P2 (2000-2001) mais, contrairement à l'évolution des concentrations en atrazine, suivi d'un autre mode en P4 (2002-2003). Après cette période, les concentrations moyennes en DEA diminuent jusqu'en P7 (2005-2006) où la tendance semble s'inverser. Comme pour l'atrazine, l'évolution des

fréquences de dépassement du seuil 0,1 µg/L est une meilleure image de l'évolution des concentrations en DEA que ne l'est l'évolution des fréquences de quantification.

L'illustration 101 montre les mêmes représentations mais en ne considérant que les points d'eau ayant au moins une mesure dans chacune des périodes considérées (254 points de prélèvement en atrazine et 233 points de prélèvement en DEA)

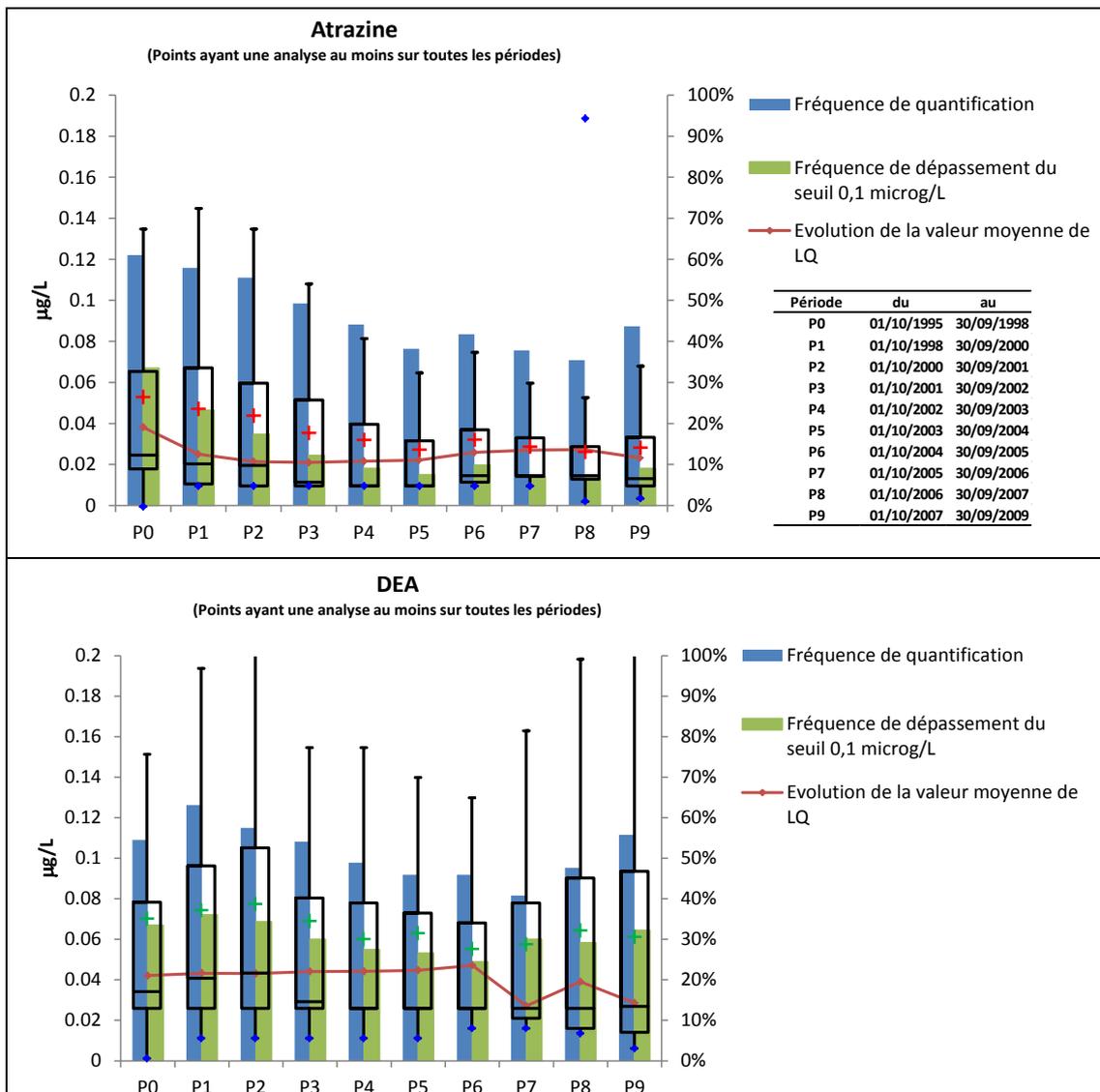


Illustration 101 : Evolution des concentrations, des fréquences de quantification, des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L et évolution de la limite de quantification moyenne de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009 et pour les points d'eau ayant au moins une mesure dans chaque période considérée.

Les grandes tendances d'évolution des concentrations en atrazine et en DEA sur l'ensemble du bassin dégagées par cette nouvelle analyse sont cohérentes avec conclusions précédemment exposées. L'étude des fréquences de quantification comme approximation des concentrations moyennes en pesticides apparait, comme précédemment, moins pertinente que l'étude des fréquences de dépassement du seuil 0,1 µg/L. Dans le détail toutefois, il est à noter que les différences entre les périodes sont plus marquées lorsque seuls les points ayant au moins une analyse par période sont pris en compte. Cette sélection de points permet aussi d'exacerber la différence de comportement entre l'atrazine et son métabolite DEA dans les eaux souterraines. Depuis 2005-2006 en effet, les concentrations en DEA ont tendance à remonter pour atteindre par endroit des concentrations comparables aux maxima observés en 2000-2001. L'atrazine ne suit pas cette tendance, les concentrations les plus faibles étant observées de 2005 à 2009.

7.2.2. Corrélations des évolutions des teneurs en atrazine et en DEA à l'échelle du bassin avec les pluies efficaces

L'illustration 102 montre, selon une représentation par boîtes à moustaches, l'évolution de 1995 à 2009 des pluies efficaces par maille du modèle développé au sein du PIREN-SEINE agrégées en 10 périodes précédemment définies. Les évolutions des concentrations moyennes par période de l'atrazine et de la DEA sont représentées sur la même illustration.

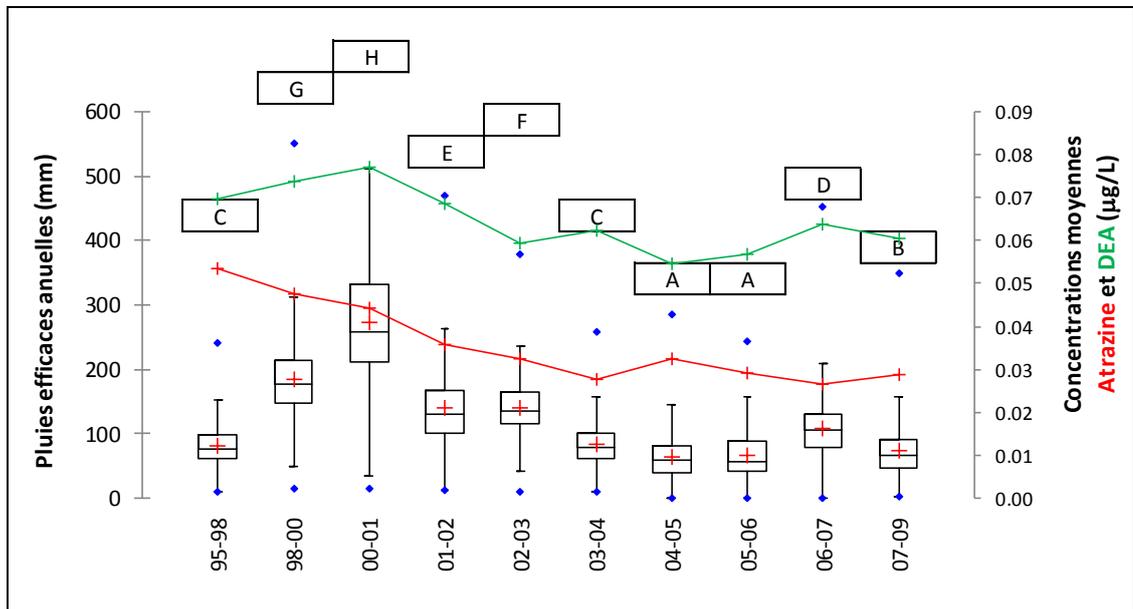


Illustration 102 : Représentation par boîtes à moustache de l'évolution des pluies efficaces annuelles de 1995 à 2009 sur le bassin de la Seine. Données issues des travaux de modélisation STICS-MODCOU dans le cadre du projet PIREN-SEINE. Les lettres majuscules représentent le résultat du test de Kruskal-Wallis. Moyennes des concentrations en atrazine (rouge) et en DEA (vert).

L'évolution globale sur la période 1995-2009 des concentrations en DEA dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie peut être rapprochée de l'évolution globale des pluies efficaces agrégées à l'échelle du bassin (Illustration 102). Les deux paramètres augmentent de manière concomitante de 1995 à 2000-2001, diminuent ensuite jusqu'en 2004-2005 où une nouvelle inversion de tendance engendre l'augmentation de la recharge et des concentrations en DEA dans les eaux souterraines. Les concentrations moyennes en atrazine décroissent quant à elles depuis la période 1995-1998 avec une accélération du phénomène depuis 2001-2002 suivie d'une stabilisation des teneurs depuis 2004-2005. Depuis cette dernière période, le nombre de quantification est largement réduit, la concentration moyenne en atrazine se rapprochant alors de la valeur LQ/2. Ainsi à l'échelle du bassin Seine-Normandie, si l'évolution des concentrations en DEA semble corrélée à celle des pluies efficaces, il n'en est pas de même pour la molécule mère : l'atrazine.

L'illustration 103 confirme cette hypothèse par la représentation des concentrations moyennes annuelles en atrazine et en DEA sur l'ensemble des points du bassin Seine-Normandie en fonction des pluies efficaces annuelles agrégées à la même échelle : la corrélation est en effet faible entre les concentrations en atrazine et les pluies efficaces ($R^2=0,19$) avec une forte dispersion des points pour les pluies efficaces comprises entre 50 et 150 mm. A l'inverse, les concentrations en DEA augmentent de manière linéaire avec les pluies efficaces, d'approximativement 0,01 $\mu\text{g/L}$ tous les 100 mm de pluies efficaces supplémentaires ($R^2=0,63$).

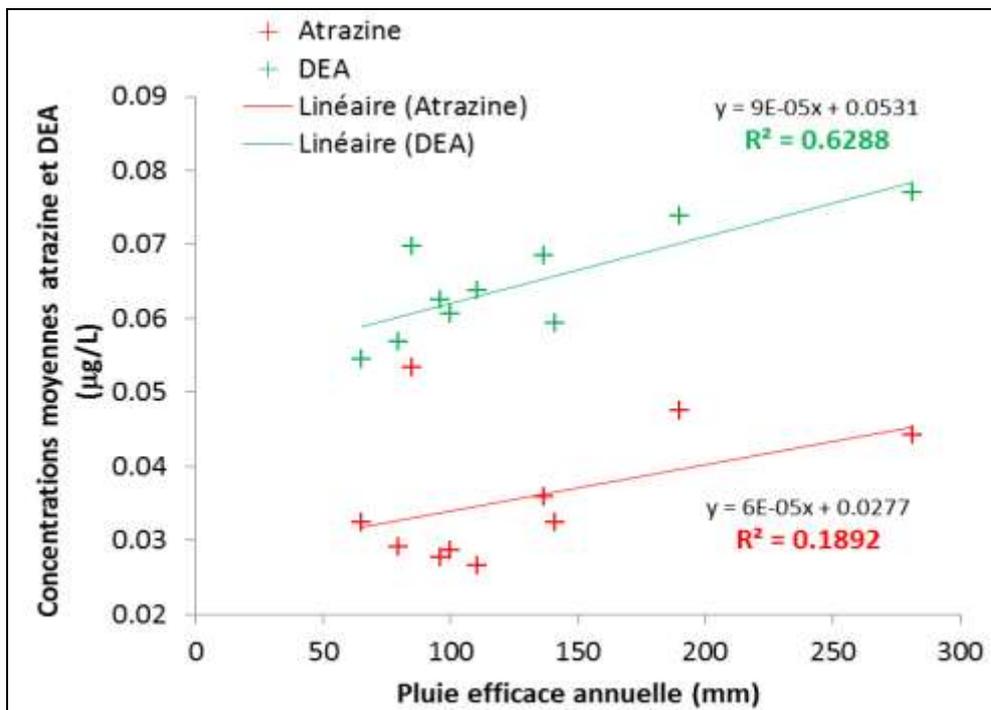


Illustration 103 : Concentrations moyennes annuelles en atrazine (rouge) et en DEA (vert) sur l'ensemble des points du bassin Seine-Normandie en fonction des pluies efficaces annuelles agrégées à l'échelle du bassin.

Dans le détail néanmoins, l'évolution des concentrations en atrazine dans les eaux souterraines semblent tout de même corrélées à l'évolution des pluies efficaces sur les premières périodes d'observation, c'est-à-dire de 1995 à 2003-2004. Ensuite, la remontée des pluies de recharges n'engendre pas d'augmentation significative des concentrations en atrazine dans les eaux souterraines. Or, l'utilisation de l'atrazine fut interdite en 2003. Il est donc possible de penser que, tant que l'atrazine était appliquée sur les sols, son transfert vers les eaux souterraines était principalement influencé par la recharge des aquifères et donc par les phénomènes d'infiltration d'eau dans les sols et la zone non saturée. Depuis l'arrêt de son utilisation, la quantité d'atrazine mobilisable est moindre expliquant pourquoi la corrélation entre les pluies efficaces et les concentrations n'est plus observée.

Comme cela a été fait pour les nitrates, il est intéressant de regarder si les observations faites à l'échelle du bassin se retrouvent ou non à l'échelle plus locale des zones issues du travail de sectorisation.

7.2.3. Evolution des concentrations en atrazine et DEA à l'échelle de zones « homogènes »

Le travail réalisé à l'échelle du bassin Seine-Normandie a permis de dégager les grandes tendances d'évolution des concentrations en atrazine et en DEA. Néanmoins, il est apparu lors du traitement des données nitrate que de travailler à l'échelle du bassin avait tendance à lisser les résultats.

Un travail par zones (définies sur la base du travail préalable de sectorisation et couvrant 3 lithologies prédominantes du bassin) est donc aussi proposé pour l'analyse des substances phytosanitaires. Les zones concernées sont présentées dans l'illustration 104. 5 zones dans les formations tertiaires, 5 zones de craie et 2 zones dans les formations jurassiques ont été sélectionnées. Il s'agit des mêmes zones sur lesquelles un travail a été réalisé pour représenter les tendances spatialisées d'évolution des concentrations en nitrate (chapitre 5.3.1).

La pluie efficace semblant pouvoir influencer le transfert d'atrazine et de DEA vers les eaux souterraines, les données fournies par l'INRA (programme scientifique PIREN-SEINE) agrégées à l'échelle des zones sélectionnées et par période d'analyse par boîtes à moustaches, sont présentées en complément des évolutions des concentrations et des fréquences de dépassement du seuil 0,1 µg/L. Les Illustration 105, Illustration 106 et Illustration 107 présentent les résultats respectivement pour les zones de craie, les zones dans les formations tertiaires et les zones dans les formations jurassiques du bassin Seine-Normandie.

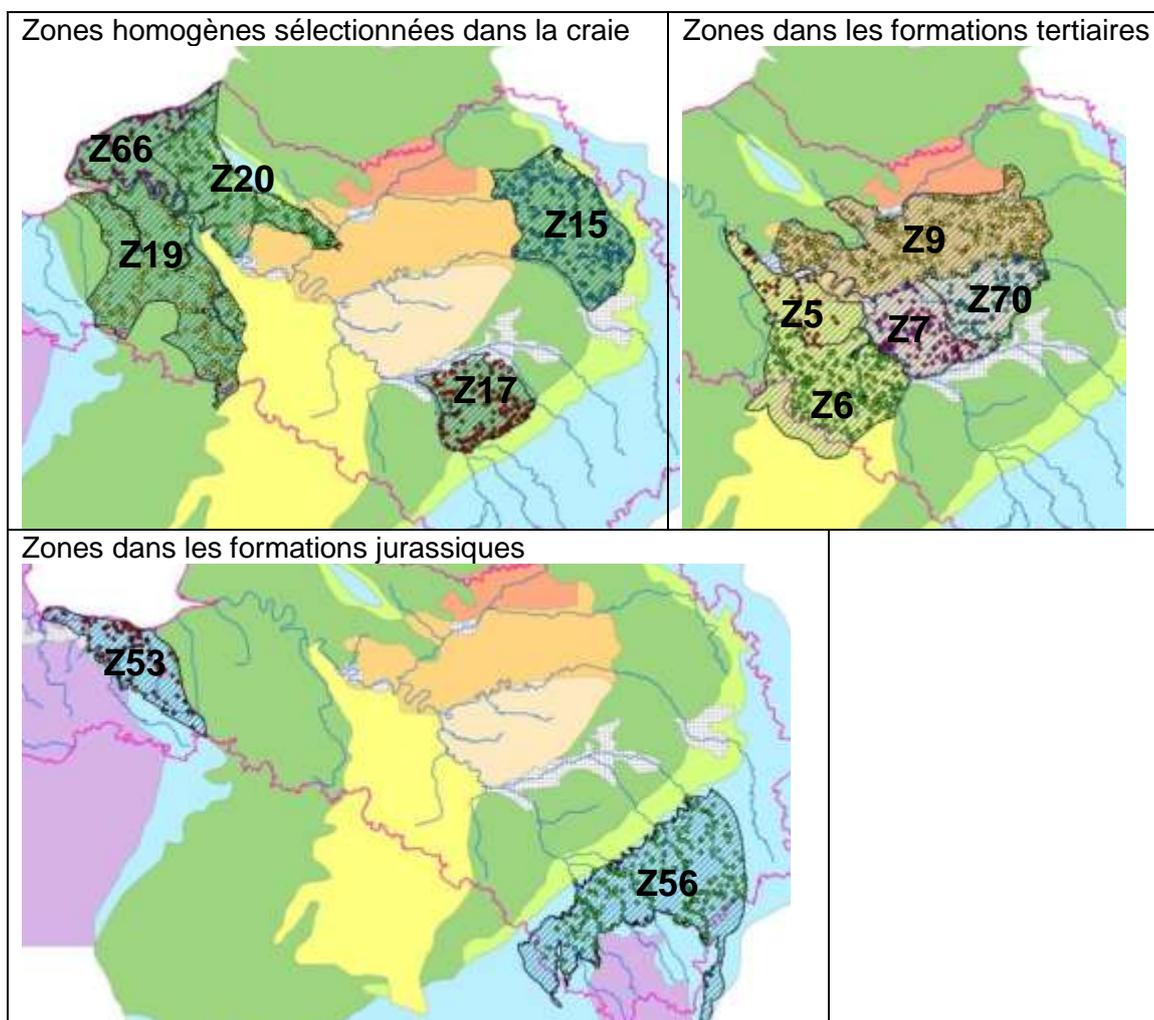


Illustration 104 : Localisation des zones « homogènes » retenues pour la détermination des boîtes à moustache dans les formations crayeuses, tertiaires et jurassiques du bassin Seine-Normandie.

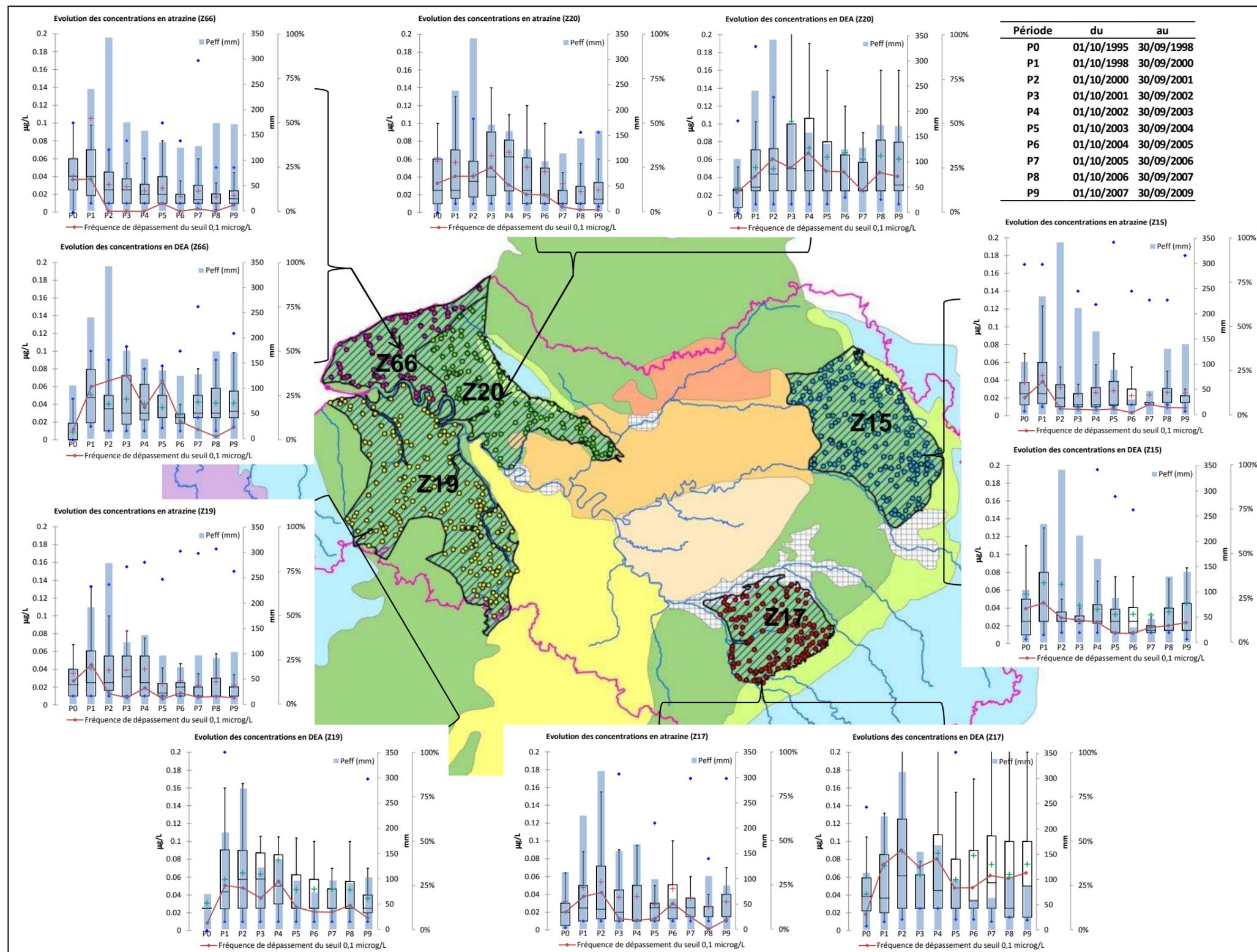


Illustration 105 : Evolution des concentrations et des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009, pour tous les points d'eau présents dans chaque zone et comparaison avec les pluies efficaces pour 5 zones de craie.

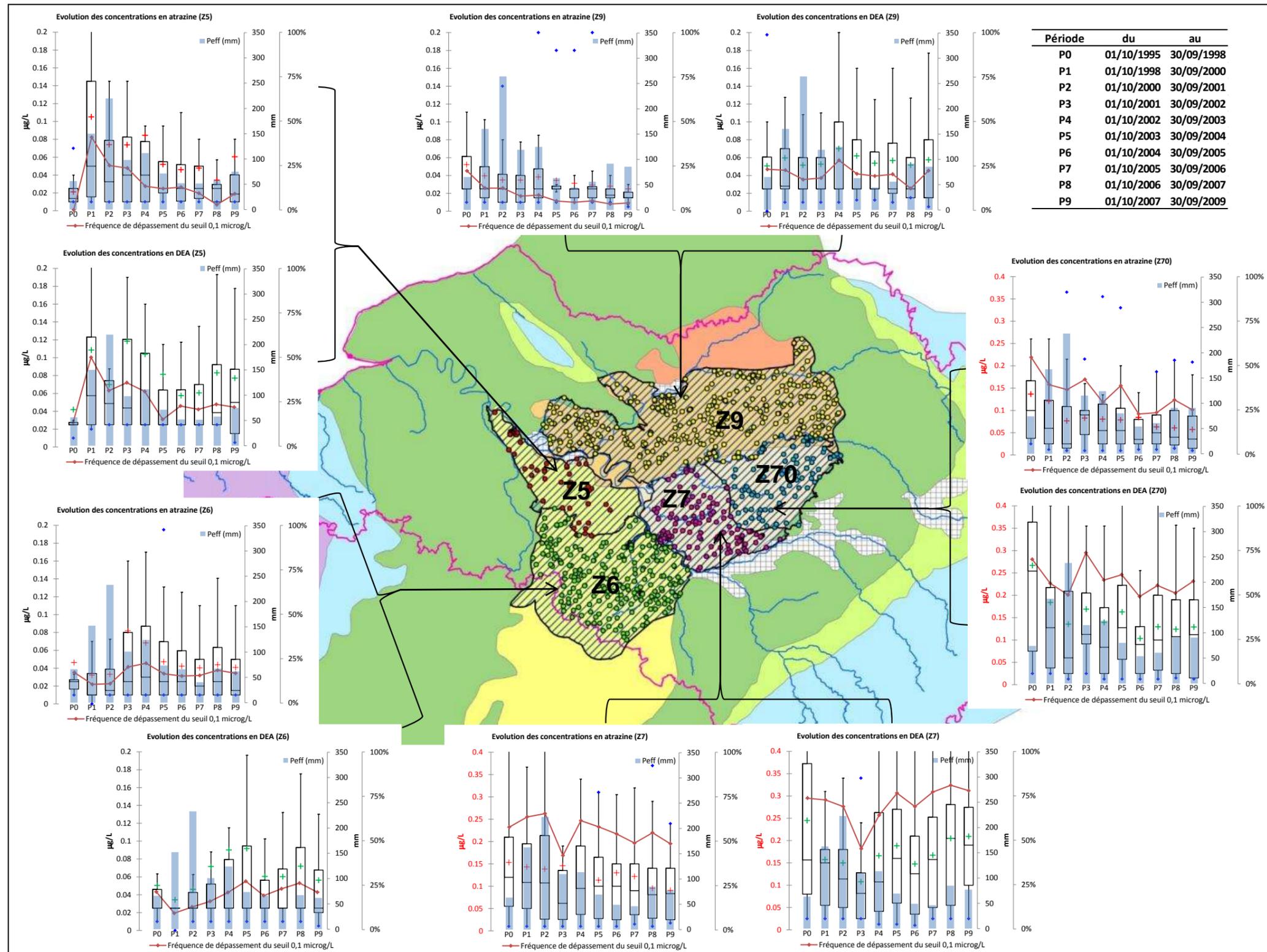


Illustration 106 : Evolution des concentrations et des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L de l'atrazine et de la DEA pour 10 périodes de 1995 à 2009, pour tous les points d'eau présents dans chaque zone et comparaison avec les pluies efficaces pour 5 zones tertiaires.

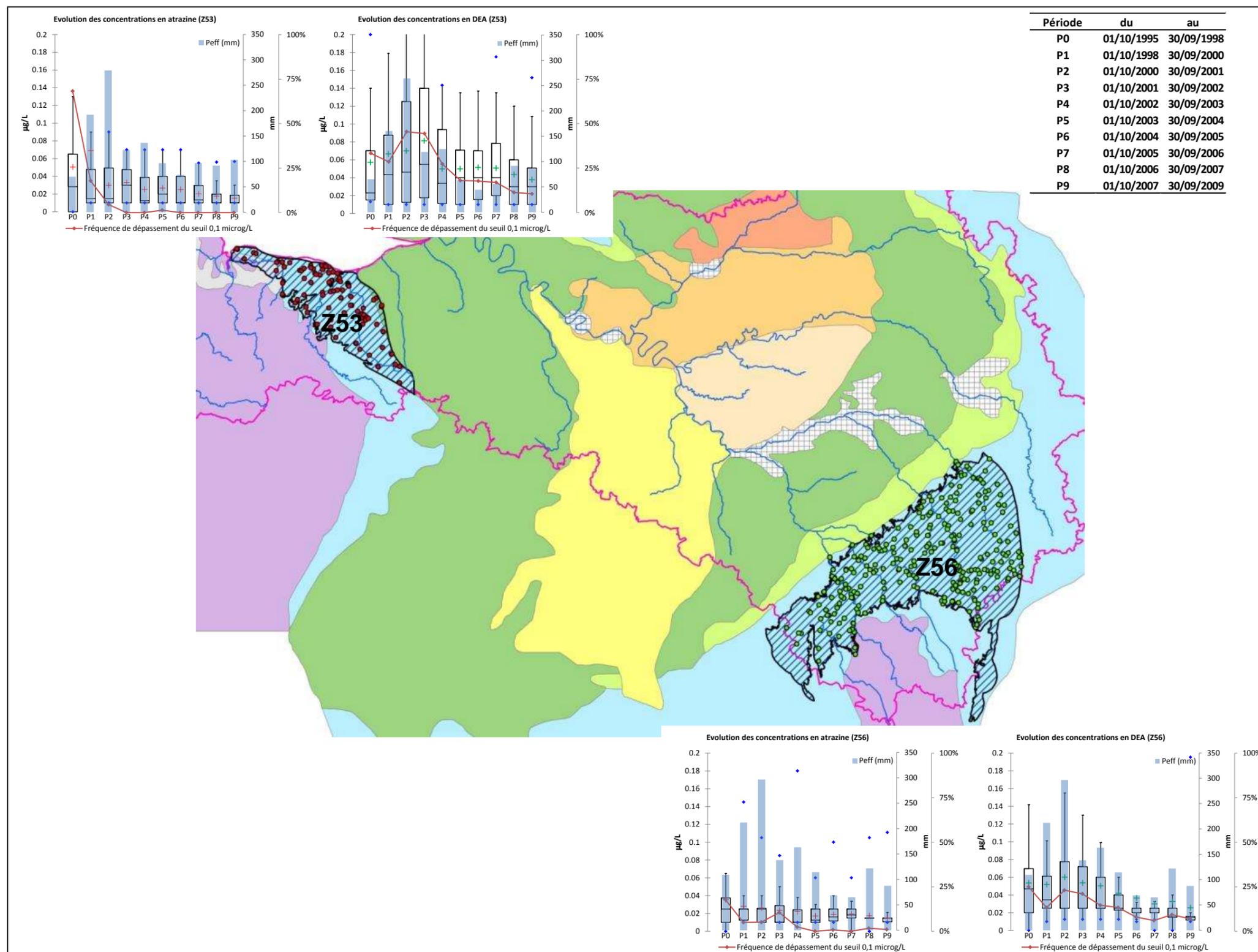


Illustration 107 : Evolution des concentrations et des fréquences de dépassement de la valeur 0,1 µg/L de l'atrazine et de la DEA, pour 10 périodes de 1995 à 2009, pour tous les points d'eau présents dans chaque zone et comparaison avec les pluies efficaces pour 2 zones jurassiques.

Si l'approche par zones « homogènes » permet de nuancer des comportements par rapport à une approche plus globale sur l'ensemble du bassin, il apparaît nécessaire de travailler sur l'ensemble des points d'eau. En effet, ne garder que les points d'eau ayant une mesure pour chaque période est trop restrictif, induisant un nombre de données à traiter trop faible sur certaines zones.

Pour les 5 zones sélectionnées dans la craie (Illustration 105), les résultats montrent des évolutions en atrazine et en DEA différentes. A l'est du bassin, en zone 15, les concentrations en atrazine et en DEA dans les eaux souterraines sont maximales pour la période 1998-2000. Ensuite, les évolutions des concentrations de la molécule mère et de son métabolite sont identiques (à l'exclusion peut être de la dernière période) et relativement indépendantes de l'évolution des pluies efficaces sur la zone. On observe un comportement cyclique des concentrations en ces deux éléments, avec une baisse des concentrations de 2000 à 2002, une remontée jusqu'en 2004 quand une nouvelle inversion de tendance intervient. La nouvelle diminution des concentrations dure jusqu'en 2006, date depuis laquelle une augmentation des teneurs en atrazine et en DEA est observée dans les eaux souterraines. Dans ce secteur de craie, les concentrations en atrazine et en DEA sont comparables et évoluent de la même manière. Les évolutions climatiques ne semblent pas influencer de manière prépondérante les évolutions des concentrations dans les eaux souterraines. D'autres processus (hydrogéologiques, agronomiques ou physico-chimiques) seraient donc à rechercher pour expliquer les tendances observées.

Au sud-est du bassin, en zone 17, les concentrations en atrazine et en DEA dans les eaux souterraines ainsi que leurs évolutions sont, à l'inverse des observations faites en zone 15, très différentes. En effet, si les deux graphiques montrent une augmentation conjointe des concentrations de 1995 à 2001, corrélées à une augmentation des pluies efficaces, les teneurs sont significativement plus élevées en DEA qu'en atrazine. De plus, après 2001, les deux signaux évoluent de façon différente, et indépendamment de l'évolution des pluies efficaces. Sur toute la durée de l'analyse, les concentrations en DEA sont environ deux fois supérieures aux concentrations en atrazine.

Au nord-ouest du bassin, en zone 20, les concentrations maximales en atrazine et en DEA apparaissent plus tard que pour les autres zones, durant la période 2002-2003. Ensuite, si les concentrations en atrazine diminuent régulièrement indépendamment de l'évolution des pluies efficaces sur la zone, il n'en est pas de même pour les concentrations en DEA. Celles-ci suivent les évolutions des pluies efficaces, avec une diminution de 2003 à 2006 puis des concentrations plus élevées en 2006, 2007, 2008 et 2009, lorsque les pluies efficaces repartent à la hausse. Les mêmes types de comportements sont observés plus à l'est, avec toutefois des concentrations en atrazine et en DEA moindres, et des pics de concentrations plus anciens, sur la période 1998-2000. Enfin, au sud-ouest du bassin, en zone 20, les évolutions des concentrations en atrazine et en DEA sont comparables et pas nécessairement corrélées aux évolutions des pluies efficaces.

Parmi les 5 zones sélectionnées dans les formations tertiaires (Illustration 106), 2 zones en particulier présentent des concentrations moyennes en atrazine et en DEA dans les eaux souterraines significativement plus élevées que sur le reste du bassin. Il s'agit des zones 7 et 70 (calcaires de Champigny) où les concentrations en atrazine dépassent souvent le seuil réglementaire de 0,1 µg/L et celles en DEA sont proches voire supérieures à 0,2 µg/L. Les concentrations maximales sont observées pour la première période 1995-1998, et diminuent ensuite régulièrement pour l'atrazine. Pour la DEA, les signaux sont plus perturbés, avec toutefois des concentrations élevées et des fréquences de dépassement du seuil 0,1 µg/L en augmentation depuis 2002-2003 en zone 7. Dans ces deux zones présentant donc des évolutions différentes, les pluies efficaces ne semblent pas influencer les évolutions des concentrations en pesticides dans les eaux souterraines.

Dans les calcaires de Beauce (zone 6) les concentrations en atrazine et en DEA dans les eaux souterraines semblent suivre les évolutions des pluies efficaces mais avec un retard de 2 à 3 années. Néanmoins, depuis 2004, les concentrations en atrazine semblent stabilisées alors que celles en DEA augmentent de 2004 à 2007 puis diminuent entre les périodes 2006-2007 et 2007-2009.

A l'ouest et au nord des formations tertiaires, en zones 5 et 9, les évolutions des concentrations en atrazine et en DEA apparaissent plus aléatoires. Dans les formations du Lutétien-Yprésien (zone 9) les concentrations en atrazine sont faibles et les fréquences de dépassement du seuil 0,1 µg/L sont presque nulles depuis l'interdiction d'usage en 2003. C'est au contraire à partir de cette date que les concentrations moyennes en DEA sont les plus importantes, sans toutefois que leur évolution puisse être rapprochée de celle des pluies efficaces. Le comportement de l'atrazine et de la DEA en zone 9 (ouest des formations tertiaires) est quant à lui proche de celui correspondant à l'analyse globale réalisée à l'échelle du bassin Seine-Normandie.

Sur les 2 zones sélectionnées dans les formations jurassiques (Illustration 107), les tendances d'évolution des concentrations en DEA semblent suivre, avec un déphasage plus ou moins important, celles de l'atrazine. Au sud-est du bassin, en zone 56, les concentrations en atrazine ont toujours été faibles dans les eaux souterraines. Les concentrations en DEA ont suivi les évolutions des pluies efficaces entre 1995 et 2003 et sont depuis en diminution régulière. Il en est de même à l'ouest avec toutefois des concentrations en atrazine et en DEA globalement plus élevées que dans les formations jurassiques à l'est. Pour les deux zones sélectionnées, les évolutions des concentrations en DEA dans les eaux souterraines semblent corrélées à celles des pluies efficaces tant que l'usage de l'atrazine est autorisé.

En résumé, plusieurs comportements sont mis en évidence dans les différentes formations du bassin Seine-Normandie, en fonction des zones considérées. Le comportement global défini lors du travail à l'échelle du bassin Seine-Normandie ne qualifie en effet pas systématiquement toutes les zones du bassin. La réduction d'échelle permet donc de nuancer les conclusions établies par l'analyse des concentrations prises dans leur globalité.

Néanmoins, d'une manière générale, ce travail permet de montrer que les évolutions des teneurs en Atrazine et Déséthylatrazine ne sont pas comparables entre elles. De plus, il apparaît que pour chacune de ces 2 substances, l'évolution des teneurs est variable suivant les différents secteurs du bassin préalablement identifiés. La comparaison avec les pluies efficaces montre que si depuis 2004-2005, les teneurs en atrazine semblent toujours décroître, les années plus humides ont pu conduire à une remontée des teneurs en DEA. De la même façon pour les périodes plus récentes, les teneurs en DEA apparaissent encore très dispersées (large gamme de valeurs) alors que les teneurs en atrazine semblent moins fluctuantes.

7.3.DETERMINATION DES TENDANCES D'EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN PRODUITS PHYTOSANITAIRES PAR LE TEST DE MANN-KENDALL

A titre exploratoire, il est proposé, en complément de l'analyse par boîte à moustaches, de voir dans quelle mesure il est possible d'appliquer, sur les chroniques d'évolutions des concentrations en pesticides dans les eaux souterraines, les tests statistiques d'identification de tendance couramment utilisés sur des chroniques d'évolution des concentrations en macropolluants. Le test non paramétrique de Mann-Kendall est choisi pour réaliser ce travail.

Les données reportées inférieures à une limite de quantification n'étant pas prises en compte par le test de Mann-Kendall, seules les chroniques des points d'eau ayant plus de 90 % de quantification sont sélectionnées. L'exercice est alors mise en œuvre sur les données de concentrations en Atrazine et DEA, chroniques a priori les plus longues et molécules les plus fréquemment quantifiées dans les eaux souterraines du bassin Seine-Normandie. Sur l'ensemble du bassin, 152 chroniques d'évolution des concentrations en atrazine et 170 chroniques d'évolution des concentrations en DEA montrent des fréquences de quantification supérieures à 90 %.

Le test est appliqué une première fois sur ces chroniques prises dans leur totalité. Ensuite, et en cohérence avec les travaux réalisés sur les données « nitrate », les dates de ruptures sont calculées grâce à la méthode du CUSUM modifié. Le test de Mann-Kendall est alors appliqué une deuxième fois sur les tronçons de chroniques post-ruptures. L'illustration 108 présente les résultats d'identification des tendances d'évolution des concentrations en atrazine et en DEA sur les points de prélèvement du bassin Seine-Normandie. Les critères de significativité statistique des tendances réduit encore les informations exploitables :

- 68 et 67 tendances significatives pour l'atrazine et la DEA respectivement lorsque la totalité des chroniques est prise en compte
- 21 et 24 tendances significatives pour l'atrazine et la DEA respectivement lorsque le calcul est réalisé sur les tronçons post-ruptures.

Ainsi, si l'outil est théoriquement applicable sur ce type de chroniques, la mise en œuvre ne peut être réalisée que sur un nombre très restreint de points d'eau.

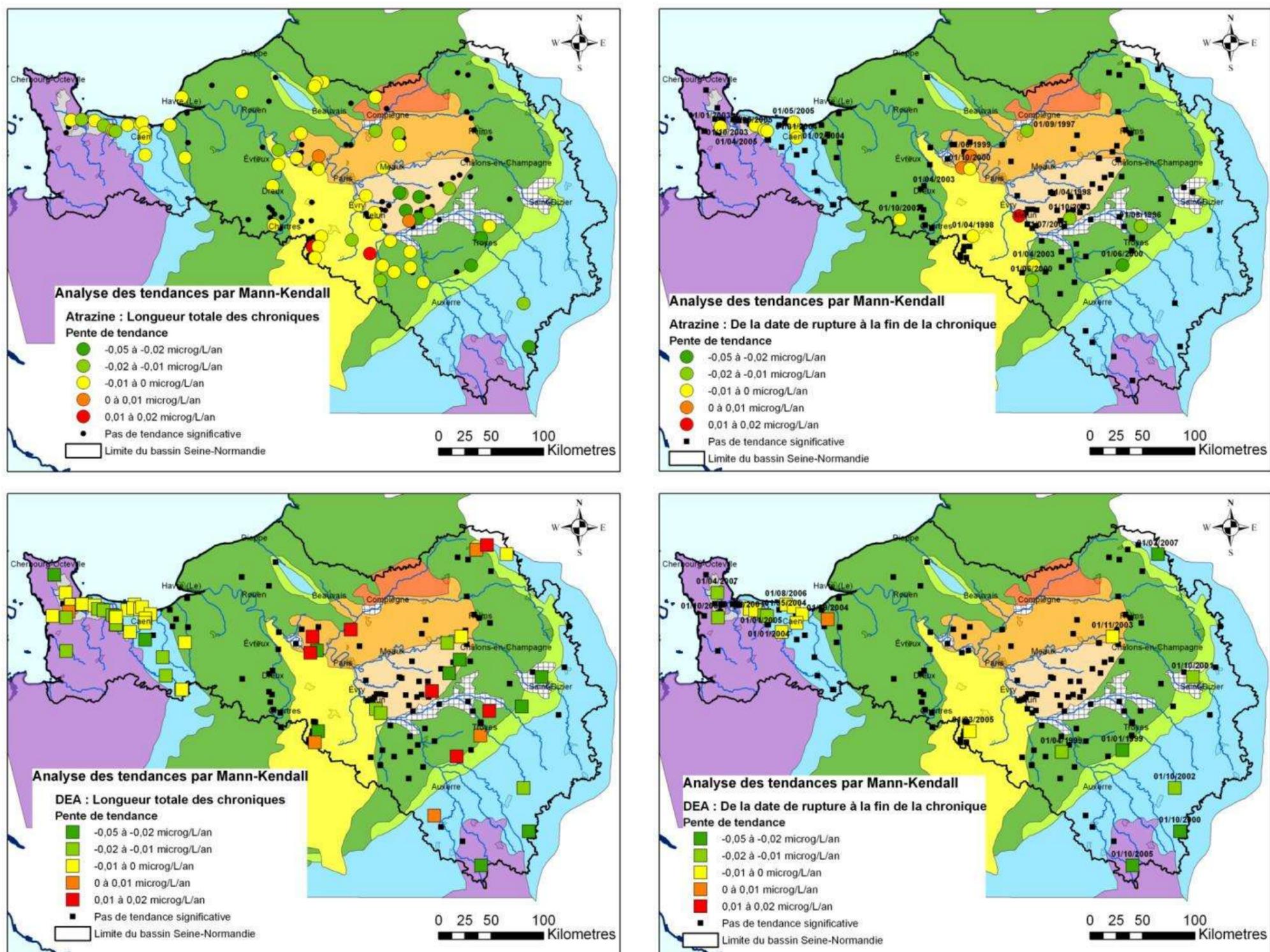


Illustration 108 : Détermination des tendances d'évolution des concentrations en atrazine (en haut) et en dééthylatrazine (en bas) grâce au test de Mann-Kendall appliqué sur l'ensemble de la chronique disponible (à gauche) ou appliqué sur la chronique postérieure à la date de rupture déterminée grâce à la méthode du CUSUM modifié.

7.4.EXPLOITATION DE CHRONIQUES A FREQUENCE DE MESURE PLUS ELEVEES

Les données issues des suivis de la qualité des eaux que réalise Eau De Paris sur les ressources en eaux souterraines exploitées pour l'alimentation en eau potable de la ville de Paris ont été récupérées. D'une manière générale, les chroniques d'évolution des concentrations en substances phytosanitaires issues de ces suivis sont plus longues et acquises avec des fréquences d'analyses plus élevées que la moyenne des chroniques disponibles dans ADES. 2 jeux de données ont été récupérés :

- Aqueduc de l'Avre : 7 points ; 16 substances ; suivi 1996 – 2011 ; 13996 analyses ; fréquences d'analyses élevées
- Suivi DDASS75 : 108 points ; 106 substances ; date min = 16/02/2005 – date max = 25/02/2011 ; 70144 analyses

7.4.1.Comparaison des fréquences de quantification des substances phytosanitaires suivies pour Eau de Paris avec celles issues d'ADES pour l'ensemble du bassin Seine-Normandie

Le premier objectif de l'exercice est de comparer les fréquences de quantification calculées à partir des données Eau de Paris avec celles provenant des données extraites d'ADES (extraction du 1/12/2010) sur les 17 substances identifiées dans l'étude (recherchées sur au moins 2000 points d'eau du bassin Seine-Normandie et à $FQ > 1\%$; + 2 substances d'intérêt pour l'Agence). A cet effet, l'illustration 109 et l'illustration 110 permettent de comparer les fréquences de quantification des substances phytosanitaires suivies dans les ressources alimentant l'aqueduc de l'Avre et suivies par la DDASS75 pour Eau de Paris respectivement avec celles issues des données disponibles dans ADES au 1/12/2010.

Concernant les ressources alimentant l'aqueduc de l'Avre, certains points de prélèvement montrent des fréquences de quantification en certaines substances plus élevées qu'en moyenne sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie. Ces fréquences de quantification sont notées en rouge dans l'illustration 109. Il s'agit du diuron, du chlortoluron et de l'isoproturon aux points Chene, Ganderolle et Blaou et de l'atrazine et DEA aux points Breuil (Mélange, Amont et 2^{ème}) et Montreuil pour la DEA uniquement. Toutefois, en faisant la moyenne des fréquences de quantification sur les 7 points qui alimentent l'aqueduc de l'Avre, les différences avec les fréquences de quantification moyennes sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie sont minimales. Ainsi, l'intégration de ces données dans le jeu utilisé pour l'étude ne viendrait pas modifier les conclusions faites à l'échelle du bassin.

	Atrazine		Déséthyl- atrazine		Terbutylazine		Desethyl- terbutylazine		Simazine		Diuron		Chlortoluron		Isoproturon	
	N	FQ	N	FQ	N	FQ	N	FQ	N	FQ	N	FQ	N	FQ	N	FQ
CHENE	160	13,75	129	44,18	160	0	28	0	160	0	130	0	125	21,6	158	17,09
GANDEROLLE	158	12,03	128	46,87	158	0	28	0	158	0	129	0	125	24,8	155	18,06
BLAOU	162	9,26	132	47,73	161	0	28	0	162	0	132	0	127	23,62	160	18,75
BREUIL MELANGE	238	76,89	210	100	234	0	59	0	239	0	211	0	207	0	237	0
BREUIL AMONT	150	87,33	123	100	149	0	26	0	150	0	123	0	119	0	149	0
BREUIL 2 ^{aire}	152	79,61	124	100	151	0	26	0	152	0	124	0	120	0	151	0
MONTREUIL	241	14,52	207	96,14	235	0	52	0	240	0	208	0	203	0	232	1,29
Total ADES SN		39,75		48,19		1,98		2,94		7,55		4,40		1,81		1,86

Illustration 109 : Comparaison des fréquences de quantification des substances phytosanitaires suivies dans les ressources alimentant l'Aqueduc de l'Avre avec celles issues des données disponibles dans ADES au 1/12/2010 (N = nombre de données ; FQ = fréquences de quantification).

De la même façon, les fréquences de quantification notées en rouge sur l'illustration 110 correspondent aux molécules plus fréquemment quantifiées lors du suivi DDASS75 pour Eau de Paris qu'en moyenne sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie. Toutefois, les différences réellement significatives ne concernent que la DEA qui est 2 fois plus quantifiées sur les points spécifiquement suivis par la DDASS75 qu'en moyenne sur le bassin. Néanmoins, étant donné le nombre important de points du bassin Seine-Normandie sur lesquels une donnée de concentration en DEA est disponible, l'intégration des données DDASS75 dans le jeu de données utilisé pour l'étude ne changerait pas les interprétations faites à l'échelle du bassin.

Paramètres	Nombre d'analyses		Nombre de quantifications		Fréquence de quantification	
	DDASS75	ADES SN	DDASS75	ADES SN	DDASS75	ADES SN
2,4-MCPA	773	10686	9	178	1.16%	1.67%
Aminotriazole	0	7420		316		4.26%
AMPA	907	10733	52	163	5.73%	1.52%
Atrazine	906	27066	482	10758	53.20%	39.75%
Atrazine déséthyl	905	25731	760	12400	83.98%	48.19%
Bentazone	906	11933	136	882	15.01%	7.39%
Chlortoluron	904	21216	35	384	3.87%	1.81%
Déséthyl terbuméton	0	12752		325		2.55%
Dinoterbe	904	13153	9	195	1.00%	1.48%
Diuron	904	22434	25	988	2.77%	4.40%
Glyphosate	903	10880	20	205	2.21%	1.88%
Isoproturon	905	22270	43	414	4.75%	1.86%
Mécoprop	890	12476	17	254	1.91%	2.04%
Oxadixyl	903	11363	82	210	9.08%	1.85%
Simazine	905	26792	63	2023	6.96%	7.55%
Terbutylazine	906	26330	2	521	0.22%	1.98%
Terbutylazine déséthyl	906	12137	2	357	0.22%	2.94%

Illustration 110 : Comparaison des fréquences de quantification des substances phytosanitaires suivies par la DDASS75 pour Eau de Paris avec celles issues des données disponibles dans ADES au 1/12/2010.

7.4.2.Exemple d'analyse des tendances d'évolution des concentrations en phytosanitaires à partir de chroniques extraites des données Eau de Paris

Il a été montré que s'il est en théorie envisageable d'appliquer les approches utilisées pour l'analyse des tendances d'évolution des concentrations en nitrate sur les données de concentrations en substances phytosanitaires, les caractéristiques actuelles des chroniques issues d'ADES, en termes de longueurs et de fréquences d'analyses notamment, ne sont pas favorables à l'analyse statistique. Or, les suivis réalisés pour Eau de Paris permettent de disposer de chroniques longues (plus de 10 ans) à fortes fréquences de prélèvements (mensuels). C'est par exemple le cas des concentrations en atrazine et en DEA suivies depuis 1999 au pas de temps mensuel au point Breuil Mélange alimentant l'aqueduc de l'Avre.

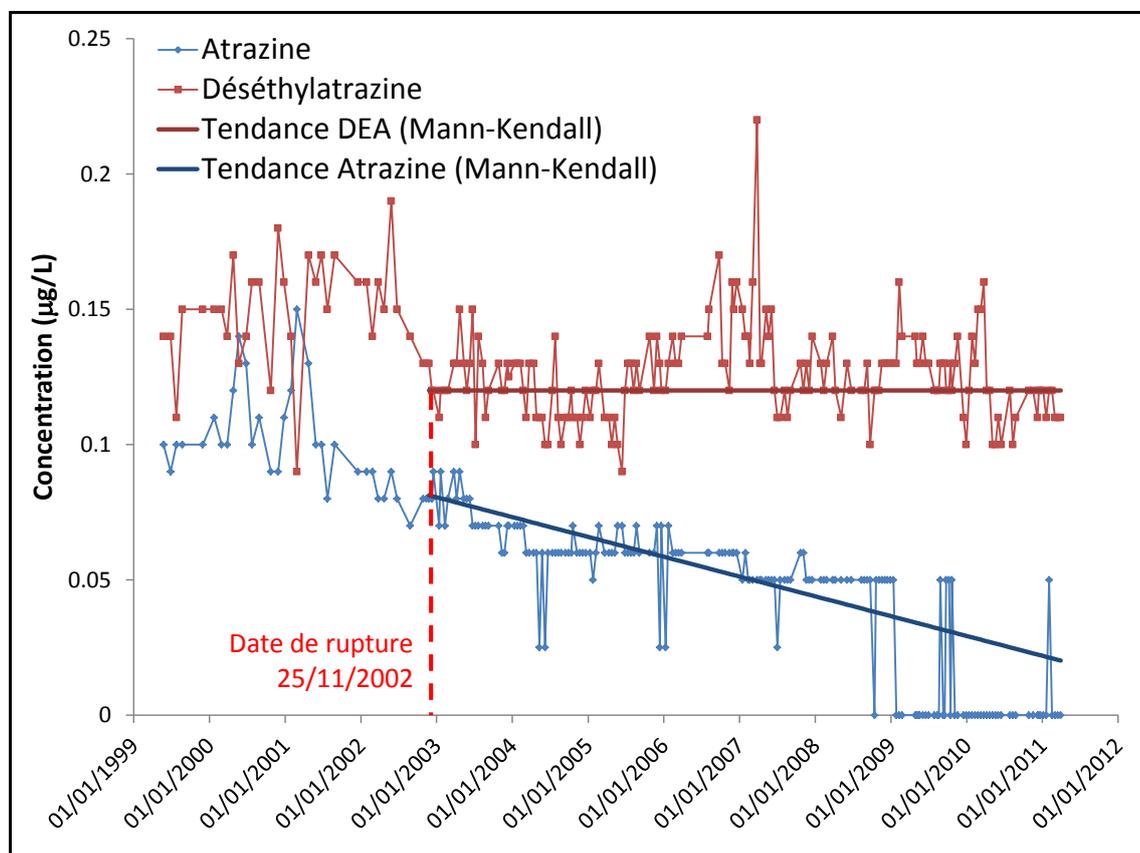


Illustration 111 : Tendances récentes d'évolution des concentrations en Atrazine et DEA au point BREUIL MELANGE par application du test de rupture CUSUM modifié et du test de tendance Mann-Kendall

Ces chroniques reportées sur l'illustration 111 présentent des caractéristiques qui permettent l'identification des tendances récentes selon la même approche statistique appliquée aux concentrations en nitrate. La rupture de pente des chroniques est recherchée par application du test CUSUM modifié, la tendance étant calculée par le

test Mann-Kendall sur les tronçons de chronique post ruptures. Il est ainsi clairement montré que si les concentrations en atrazine diminuent de manière significative depuis l'interdiction d'usage en 2003, il n'est pas de même pour la DEA dont l'évolution des concentrations est stable depuis cette date. De plus, le suivi à cours pas de temps des concentrations révèle un comportement cyclique pluriannuel de la DEA au point Breuil Mélangé. Or ce comportement ne peut être mis en évidence par le test de Mann-Kendall de sorte que l'application d'une méthode spécifique pourrait être envisagée dans ce cas particulier. Ainsi, la réduction des pas de temps d'analyse, si elle augmente les possibilités de traitement statistique des chroniques, peut dans certains cas particulier faire émerger de nouveaux problèmes dont les solutions nécessitent d'adapter les méthodes d'analyses. Le caractère cyclique pluriannuel de l'évolution des concentrations en DEA (avec des cycles irréguliers) laisse supposer un lien fort avec l'évolution de la piézométrie et donc de la recharge des aquifères. Ceci serait d'ailleurs cohérent avec les observations réalisées précédemment, tant à l'échelle du bassin que pour de nombreux secteurs, d'une étroite relation entre la recharge et l'évolution des concentrations en DEA. Un approfondissement des connaissances locales permettrait de vérifier cette hypothèse pour les sites spécifiques de Eau de Paris.

7.5.CONCLUSIONS SUR L'ANALYSE DE LA CONTAMINATION DES EAUX SOUTERRAINES DU BASSIN SEINE-NORMANDIE PAR LES SUBSTANCES PHYTOSANITAIRES

Sur la base des données extraites d'ADES tous points confondus, en considérant les molécules quantifiées sur au moins 2000 points d'eau et ayant les fréquences de quantification les plus élevées, 15 molécules ont été pré-sélectionnées pour l'étude. Compte-tenu de la problématique de l'Agence de l'Eau identifiée lors du traitement des données spécifiques aux réseaux Agence, 2 molécules ont ajoutées. Une analyse « photographique » de l'état de contamination des eaux souterraines a tout d'abord été menée à l'échelle du bassin Seine-Normandie. Le couplage avec les OTEX (Orientations Technico-économiques des Exploitants) montre que pour certaines substances à usages spécifiques, un lien avec un type précis d'occupation des sols peut être identifié (viticulture par exemple). Pour d'autres substances, la contamination apparaît plus généralisée sur le bassin quelques soient les assolements.

Les données de la Banque Nationale de Ventes-Distributeurs (BNV-D), qui recense les quantités de substances vendues par année civile, pourraient, en théorie, être exploitées afin d'apporter une dimension temporelle à l'analyse. Toutefois, les données ne sont actuellement disponibles que pour les années 2008, 2009 et 2010 et les molécules les plus quantifiées correspondent en grande partie à des molécules d'usages interdits ou présentant des restrictions d'usage, et à leurs métabolites. Aujourd'hui donc, en l'absence de données précises sur les usages anciens de phytosanitaires, il est difficile de faire une étude fine des relations pressions/impact sur la qualité de l'eau. A terme néanmoins, les données de la BNV-D permettront vraisemblablement la mise en œuvre d'autres approches pour caractériser les relations pression/impact à l'échelle du bassin ou à une échelle plus régionale.

L'analyse des tendances d'évolution des concentrations en substances phytosanitaires dans les eaux souterraines peut, en théorie, être menée en utilisant les mêmes outils que ceux déclinés pour la caractérisation des tendances nitrate. Toutefois, les caractéristiques des jeux de données actuels (longueur des chroniques, nombre de données, limites de quantification) limitent les applications possibles. Seules l'atrazine et son métabolite DEA semblent à l'heure actuelle suffisamment quantifiés et suivis depuis assez longtemps pour envisager une analyse « classique » des tendances. Ainsi sur ces deux molécules, l'approche boîtes à moustache/test de Kruskal-Wallis permet de décrire la situation à l'échelle du bassin. Sur des zones plus restreintes, il apparaît nécessaire de travailler sur l'ensemble des points d'eau et pas uniquement ceux qui ont une mesure à chaque période afin de garder un nombre de données suffisant. L'application des tests Mann-Kendall et Kendall régional ne peut se faire que sur un nombre de points extrêmement faible, ne permettant pas d'avoir une vision complète à l'échelle du bassin.

Les pluies efficaces et l'occupation des sols/pression « phytosanitaire » sont deux facteurs explicatifs majeurs qui permettent de comprendre les situations ou les évolutions constatées des concentrations en atrazine et DEA dans les eaux souterraines. La comparaison de l'évolution des concentrations avec les pluies

efficaces montre que si depuis 2004-2005, les teneurs en atrazine semblent toujours décroître, les années plus humides ont pu conduire à une remontée des teneurs en DEA. Les évolutions des teneurs en Atrazine et DEA ne sont pas comparables entre elles, notamment pour les années plus récentes à l'échelle du bassin ou selon différentes zones du bassin.

L'exploitation des données issues de suivis relativement longs à fréquences de prélèvements élevées (ressources Eau de Paris) montre que leur intégration dans le jeu de données global utilisé pour l'étude ne viendrait pas modifier les conclusions tirées à l'échelle du bassin. Toutefois, sur des chroniques longues à suivis très fins des concentrations en atrazine et DEA, l'identification des tendances récentes est envisageable selon la même approche que pour les nitrates. La longueur importante des chroniques et l'augmentation des fréquences d'analyses bénéficient grandement à l'exploitation statistique des données. Néanmoins, ces caractéristiques font émerger d'autres problèmes liés notamment à la cyclicité ainsi révélée des évolutions et aux besoins de connaissances plus détaillées des contextes hydrogéologiques.

8. Comparaison eaux de surface/eaux souterraines

Compte tenu de la plus grande difficulté d'acquérir des données sur la qualité des eaux souterraines que pour les eaux superficielles, les fréquences de mesure pour ces dernières étant généralement bien supérieures à celles dans les nappes, il est proposé de regarder, sur un nombre limité de situations, si les données de qualité des eaux de surface (ESU) peuvent ou non et dans quelles limites être utilisées pour appréhender la qualité des eaux souterraines (ESO) et son évolution. Cette approche exploratoire est axée sur les données de concentration en nitrate. Il s'agit en effet de juger de l'intérêt ou non de pousser plus avant ce type d'approche et non pas de réaliser l'analyse sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie.

8.1.METHODOLOGIE

En 2008, Asfirane et al. ont mené une étude sur le bassin Seine-Normandie visant à évaluer les volumes exploitables de 38 bassins versants. Pour chaque sous bassin, l'estimation des volumes exploitables reposait sur la prévision conjointe du débit du cours d'eau à l'exutoire du sous bassin et d'un niveau piézométrique à l'aide d'un logiciel (TEMPO) développé par le BRGM. TEMPO appartient à la catégorie des modèles globaux de type « boîte noire » : à partir d'une chronique de débit à l'exutoire d'un bassin versant et d'un piézomètre « représentatif » du comportement de l'hydrosystème qui soit situé dans ou au voisinage du bassin, il permet, après calage, de faire de la prédétermination de niveaux, de débits, de volumes.

En corollaire aux modélisations des débits des rivières et des niveaux des nappes, une décomposition des débits mensuels moyens des rivières est proposée sur chaque bassin. Trois composantes sont utilisées pour reconstituer les débits mensuels moyens : une composante rapide, une composante intermédiaire et une composante lente. En assimilant la composante dite lente aux écoulements souterrains, il est possible de calculer la contribution théorique des eaux souterraines aux débits mensuels moyens des rivières. Il est ainsi possible de s'affranchir de la recherche d'un « traceur » des relations entre la nappe et la rivière celles-ci étant identifiées par déconvolution des signaux de débits. L'analyse peut alors se concentrer sur le comportement des nitrates dans ces deux milieux aux relations hydrodynamiques connues. C'est en période d'étiage (juillet-août-septembre généralement) que les eaux souterraines contribuent le plus aux débits des rivières. C'est donc dans ces périodes que les eaux superficielles peuvent potentiellement rendre compte de la qualité des eaux souterraines.

Pour vérifier cette hypothèse, l'analyse conjointe de la qualité des eaux superficielles et souterraines et de leur évolution sur un bassin versant nécessite tout d'abord de rechercher les stations de mesures adaptées. La localisation, sur le bassin Seine-Normandie, des points de prélèvements en eaux de surface et dans les eaux

souterraines qui disposent d'analyses des concentrations en nitrate est reportée sur l'illustration 112. Pour l'analyse, les stations ESU et ESO doivent en effet être les plus proches possibles spatialement et doivent disposer d'un nombre suffisant d'analyses acquises sur la même période. Il est aussi nécessaire que la station de mesure de la qualité des eaux souterraines capte la nappe d'accompagnement de la rivière dont on veut étudier la qualité.

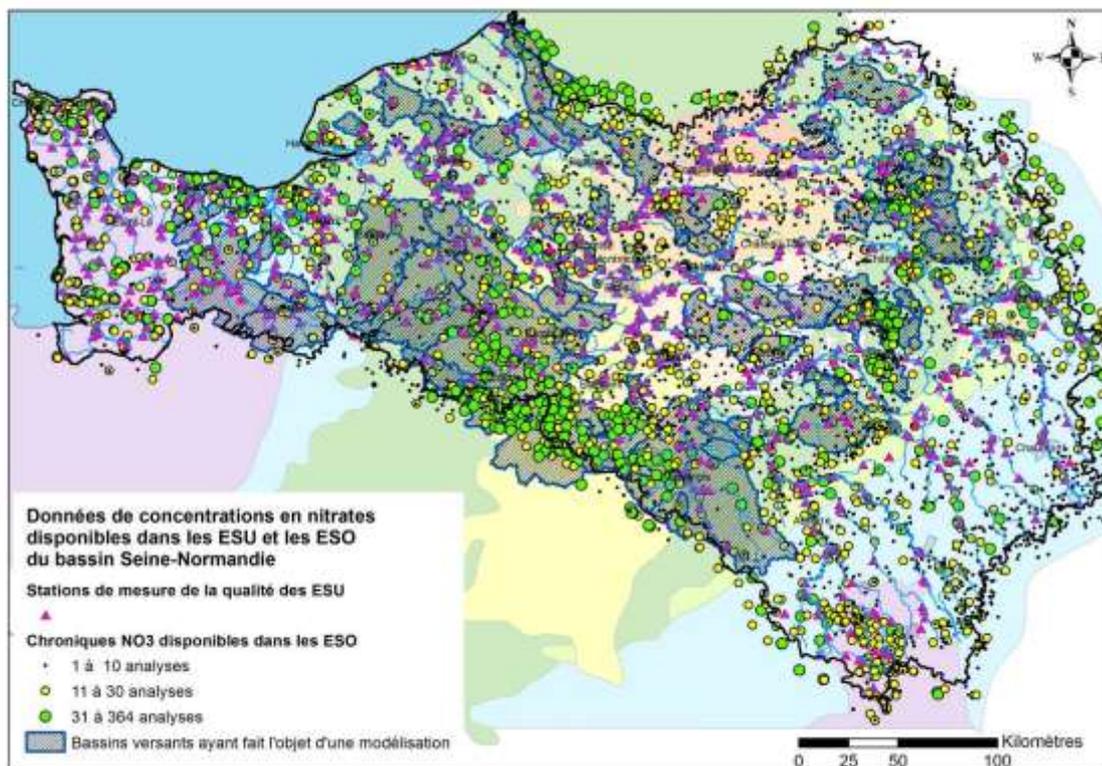


Illustration 112 : Localisation sur le bassin Seine-Normandie des points de prélèvements en eaux de surface (ESU) et dans les eaux souterraines (ESO) disposant d'analyses des concentrations en nitrate.

Ainsi, parmi les 38 bassins versants ayant fait l'objet d'une modélisation, 13 ont été présélectionnés car ils répondaient aux critères mentionnés ci-avant. Ils sont repérés sur l'illustration 113. 3 bassins versants (La Bezonde, l'Avre et le Grand-Morin) montrent des contributions des eaux souterraines aux débits d'étiages des rivières faibles (<35%). 5 bassins sont caractérisés par une contribution moyenne des eaux souterraines aux débits des rivières en basses eaux (l'Aure, la Mauldre, la Voulzie, la Retourne et la Bresle ; contribution entre 60 et 85%). 2 bassins ont une forte contribution, estimée supérieure à 85% (l'Essonne et l'Austreberthe). Enfin, sur trois bassins (l'Eure, l'Esche et la Vesle), cette information n'est pas mentionnée dans le rapport Asfirane et al. (2008).

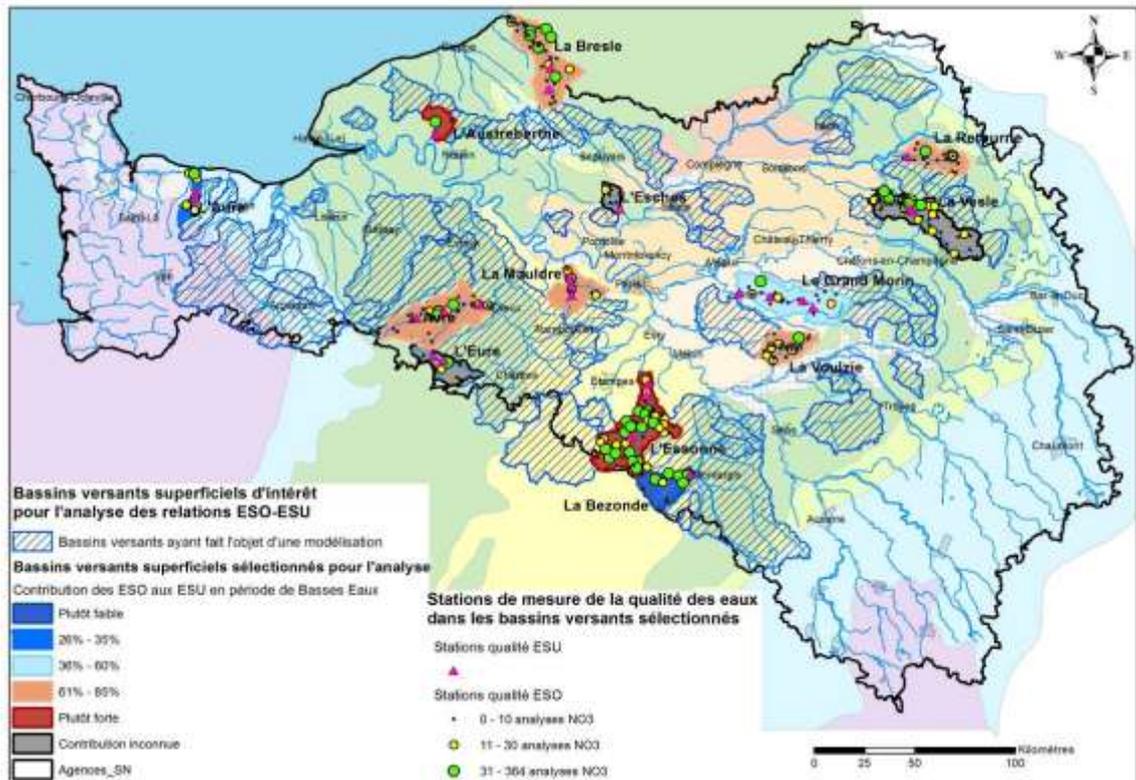


Illustration 113 : Localisation des bassins versants présélectionnés pour l'analyse des relations eaux de surface/eaux souterraines.

Pour chacun des 13 bassins ainsi présélectionnés, les données de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines sont comparées, sur la période totale d'analyse ainsi que sur les périodes de basses et hautes eaux uniquement. Les moyennes dites de « basses eaux » et de « hautes eaux » sont en réalité calculées sur les trois mois de fin de chacune des périodes, c'est-à-dire sur les mois de janvier février mars pour les hautes eaux et de juillet août septembre pour les basses eaux. Pour l'analyse des évolutions, les chroniques sont centrées et réduites avant d'être analysées. Les niveaux de concentrations ne sont ainsi plus comparables, seules les variations au cours du temps étant mises en perspective par cette méthode. Bien que la contribution des eaux souterraines aux eaux de surface soit potentiellement la plus importante en périodes de basses eaux, la comparaison des évolutions des concentrations en nitrate est réalisée en gardant l'ensemble des données disponibles (sur toutes les périodes du cycle hydrologique). En effet, en raison des fréquences de prélèvement généralement faibles dans les eaux souterraines, ne garder que les données des périodes de basses eaux supprime un nombre trop important d'analyses des concentrations en nitrate pour pouvoir comparer les évolutions conjointes des signaux en eaux de surface et souterraines. Le détail de l'exercice est présenté pour les bassins de la Bresle, de l'Austreberthe, de l'Essonne, du grand Morin et de l'Aure. Cette sélection rend ainsi compte de la diversité géologique du bassin Seine-Normandie et de la diversité de contribution des eaux souterraines aux débits des rivières rencontrée lors des travaux de modélisation.

Remarque : L'estimation de la contribution des eaux souterraines aux débits d'étiages des rivières est issue d'une modélisation globale qui présente, par définition, plusieurs solutions possibles. Ces informations sont donc utilisées avec précautions, l'intérêt résidant plus dans la comparaison des ordres de grandeur entre bassins que dans les valeurs réelles de contribution. Les limites d'utilisation du modèle TEMPO et de ses résultats sont détaillées dans Asfirane et al. (2008).

8.2.BASSINS VERSANTS A FORTE CONTRIBUTION DES EAUX SOUTERRAINES AUX DEBITS D'ETIAGE DES EAUX SUPERFICIELLES

8.2.1. L'Essonne

La rivière Essonne, affluent rive gauche de la Seine, prend naissance en forêt d'Orléans, à Chilleurs-aux-Bois, commune du Loiret. Elle sépare le département de Seine-et-Marne du département du Loiret et pénètre dans le département de l'Essonne où elle se jette en Seine (à Corbeil-Essonnes). Le bassin versant de l'Essonne à Boulancourt s'étend sur 609 km² (source : banque HYDRO). L'illustration 114 localise le bassin versant de l'Essonne à Boulancourt.

D'un point de vue géologique, le bassin est caractérisé par la présence du Calcaire d'Étampes dans la partie Est et Nord-Ouest du bassin. On trouve le Calcaire de Beauce et les Molasses du Gâtinais dans la partie Ouest et les Sables et marnes de l'Orléanais à la limite Sud du bassin. Au fond des vallées, la formation des Sables de Fontainebleau sont à l'affleurement.

Ce bassin fait partie du système aquifère multicouche du Calcaire de Beauce constitué par le Calcaire de Beauce, les Sables de Fontainebleau et le Calcaire de Brie.

Deux points de suivis de la qualité des eaux, Dadonville sur l'Essonne et le piézomètre 03281X0045/F dans la nappe de Beauce, séparés de 3,7 km environ, ont été choisis pour comparer les concentrations en nitrate et leurs évolutions. La station de mesure Dadonville dispose d'une chronique d'évolution des concentrations en nitrate comprenant 217 analyses de janvier 1971 à mars 2006. Dans les eaux souterraines, la chronique au point 03281X0045/F est constituée de 95 analyses d'avril 1991 à octobre 2007.

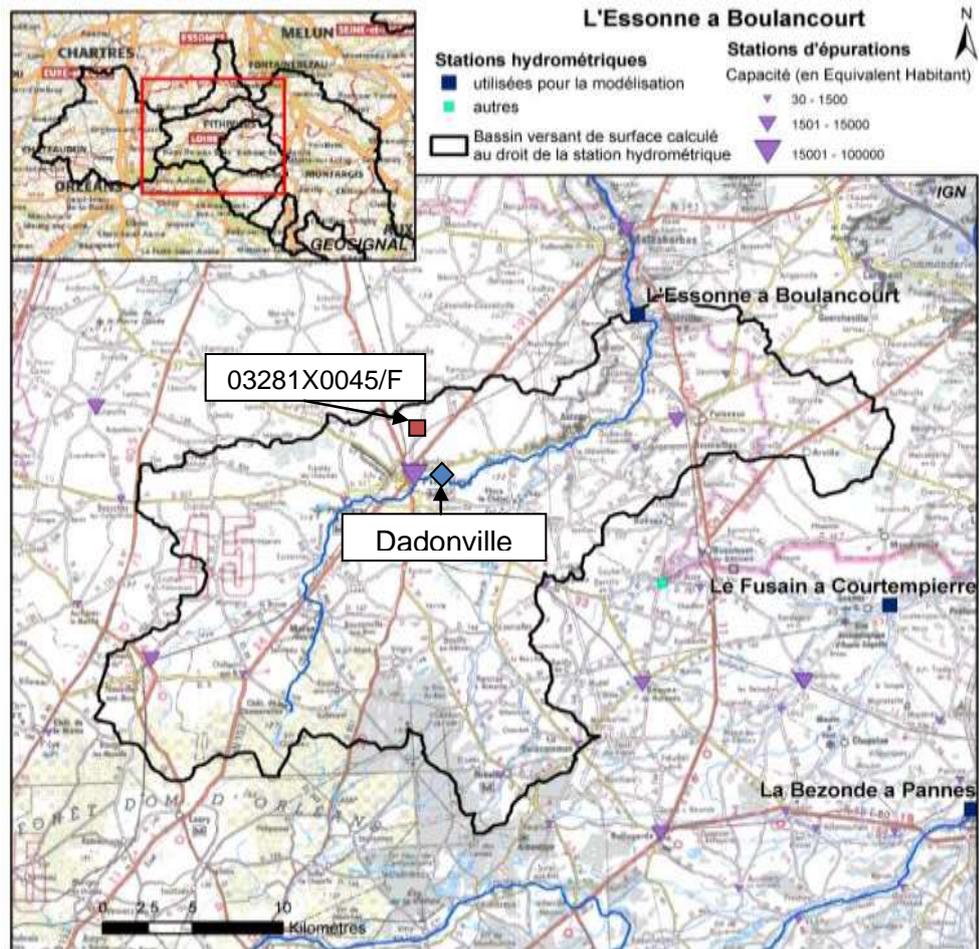


Illustration 114 : Localisation du bassin versant de l'Essonne à Boulancourt (d'après Asfirane et al., 2008)

Les résultats de la modélisation montrent qu'en période d'étiage les eaux souterraines contribuent à hauteur de plus de 95% des débits de l'Essonne (Illustration 115). En période de hautes eaux cependant, les écoulements lents ne sont plus la composante majoritaire. Ils représentent en effet moins de 50% des débits totaux, les écoulements rapides et intermédiaires (assimilables aux ruissellements et aux écoulements hypodermiques respectivement) prenant le pas sur la contribution des eaux souterraines.

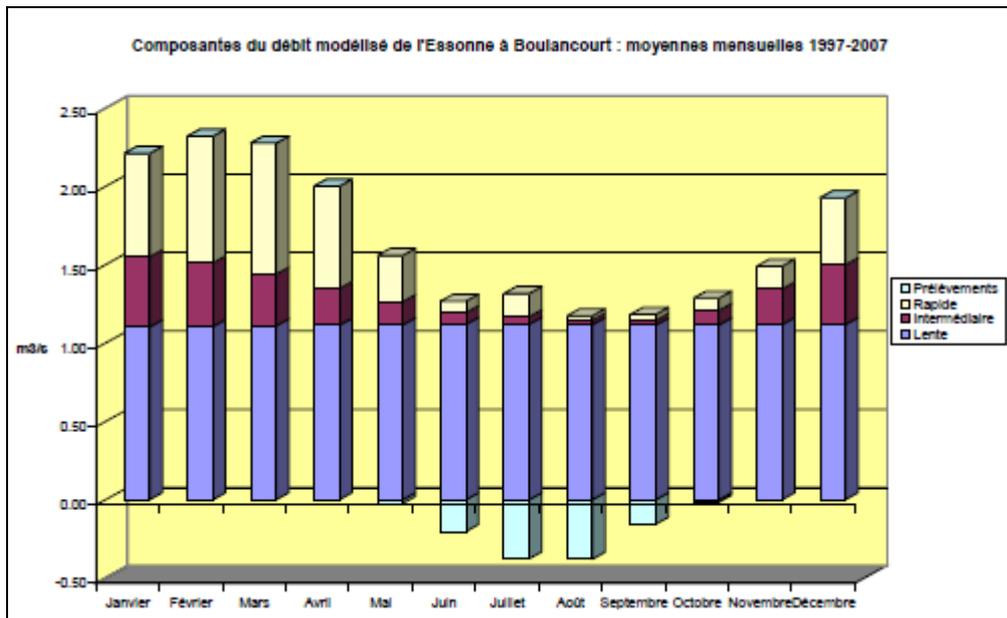


Illustration 115 : Composantes du débit moyen mensuel de l'Essonne modélisé à Boulancourt (d'après Asfirane et al., 2008).

Ces résultats pourraient suggérer des qualités d'eaux superficielles et souterraines similaires en période de basses eaux qui deviendraient différentes en période de hautes eaux. Or, l'analyse des concentrations moyennes en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines en périodes de hautes eaux et de basses eaux sur la période 1991-2006 (Illustration 116) ne permet pas de valider cette hypothèse. Les concentrations moyennes en nitrate dans les eaux superficielles sont en effet globalement plus faibles de 5 mg/L en période d'étiage qu'en période de hautes eaux alors que les concentrations moyennes dans les eaux souterraines pour ces mêmes périodes sont comparables.

<i>BV de l'Essonne</i>	Toutes les données	Données des périodes basses eaux	Données des périodes de hautes eaux
ESU	26,8 mg/L	24,3 mg/L	29,7 mg/L
ESO	36,4 mg/L	35,6 mg/L	35,4 mg/L

Illustration 116 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de l'Essonne sur la période 1991 – 2006

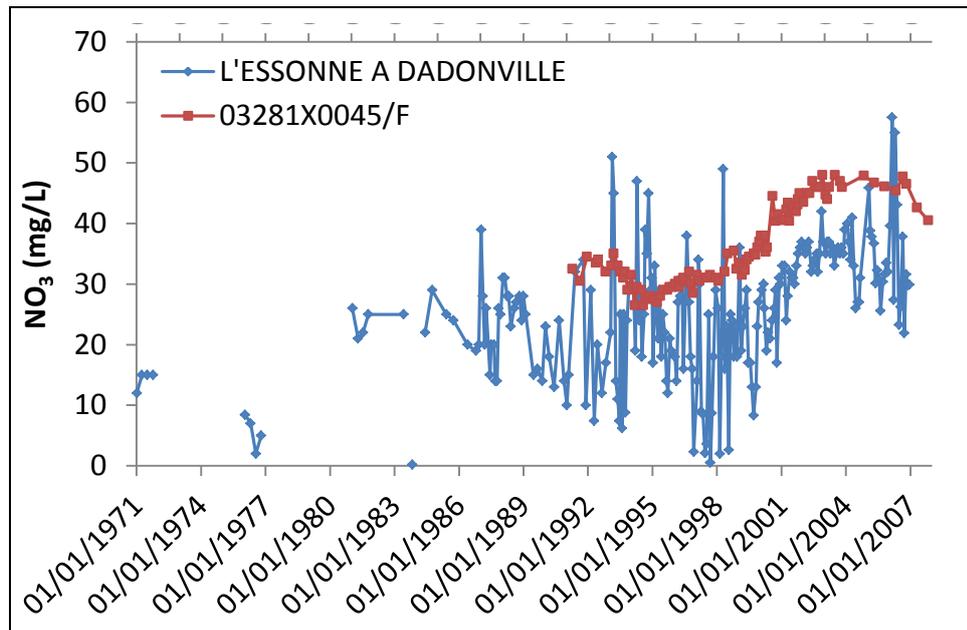


Illustration 117 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Dadonville) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03281X0045/F) du bassin versant de l'Essonne.

La comparaison des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate sur les deux stations (Illustration 117) révèle en effet un signal beaucoup plus amorti dans les eaux souterraines que dans les eaux de l'Essonne. Les variations saisonnières sont faibles dans la nappe alors que les concentrations en nitrate dans la rivière peuvent varier de près de 40 mg/L dans un même cycle hydrologique.

Les variations à plus longs termes, sur des cycles pluriannuels semblent, quant à elles, suivre les mêmes évolutions dans les eaux superficielles et souterraines. La comparaison en données centrées réduites sur la période d'acquisition commune 1990-2007 (Illustration 118) confirme cette observation en révélant un déphasage entre les signaux : les concentrations en nitrate dans les eaux souterraines diminuent jusqu'en 1995 où une inversion de tendance est observée. Dans les eaux superficielles, cette inversion survient 2 à 3 ans plus tard environ. Dans les eaux souterraines, les concentrations augmentent de façon régulière de 1995 à fin 2004 où une nouvelle orientation à la baisse semble se dessiner. Le signal d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles suit ce même comportement avec deux à trois années de déphasage ce qui pourraient expliquer l'absence de tendance à la baisse sur les dernières années de mesure. Ainsi, dans le contexte hydrogéologique particulier du bassin versant de l'Essonne à Dadonville, la qualité des eaux superficielles ne reflète pas celle des eaux souterraines, et ce, dans aucune période de l'année hydrologique. Toutefois, il semblerait que l'analyse de l'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles puisse donner des indications sur les grandes tendances d'évolution à venir des concentrations dans les eaux souterraines, à l'échéance de 2 ou 3 années environ.

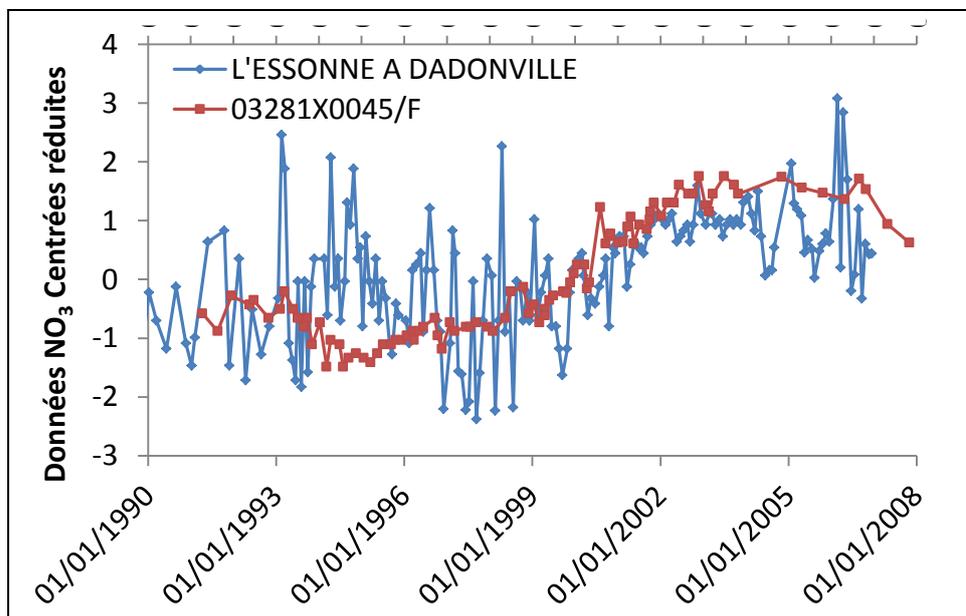


Illustration 118 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Dadonville) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03281X0045/F) du bassin versant de l'Essonne.

8.2.2.L'Austreberthe

L'Austreberthe prend sa source un peu au Nord du village de Sainte-Austreberthe pour se jeter en rive droite de la Seine à Duclair. Le bassin versant de l'Austreberthe à la station de Saint-Paër, Illustration 119, s'étend sur une surface de 157 km² (source : banque HYDRO).

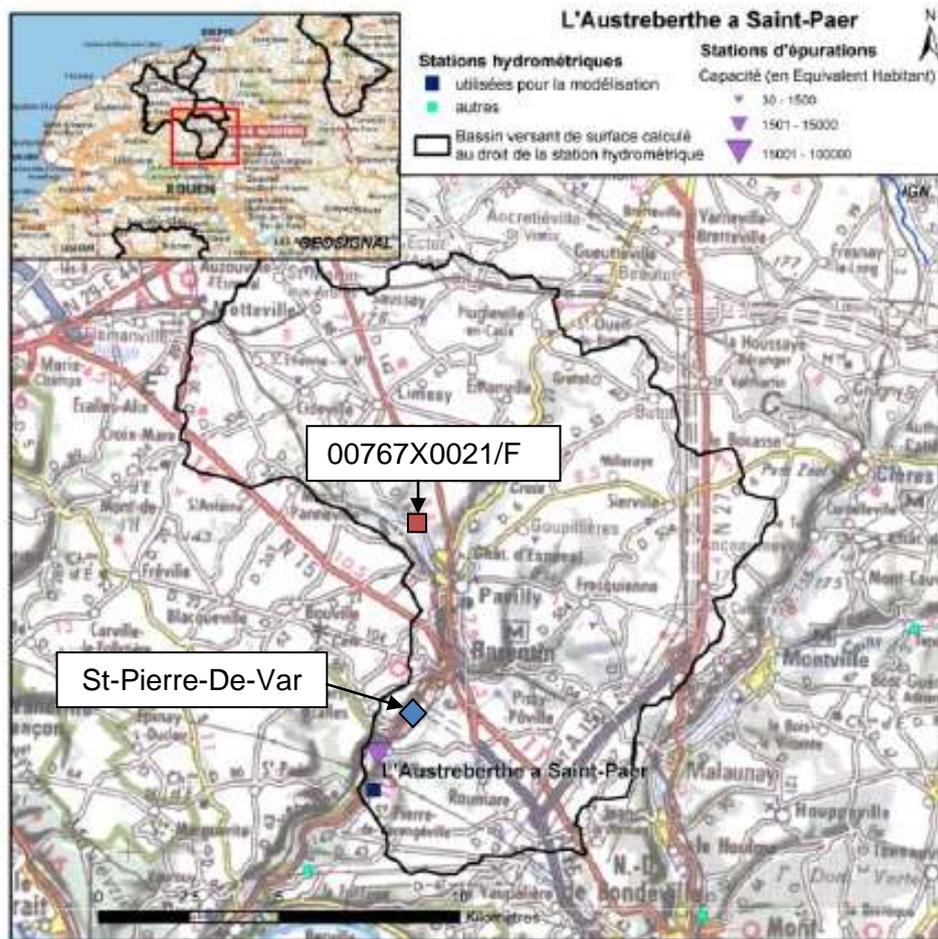


Illustration 119 : Localisation du bassin versant de l'Austreberthe à Saint-Paër (d'après Asfirane et al., 2008).

Le sous-sol du bassin versant de l'Austreberthe est composé d'une superposition de plusieurs formations, avec du sommet vers la base :

- les limons indifférenciés couvrant les sommets des plateaux ;
- les Argiles à Silex provenant de l'altération de la craie sous-jacente. Ils affleurent en tête des vallons secs du bassin versant ainsi que sur les différents versants ;
- un substratum composé de craies (de la craie blanche du Santonien à la craie grise glauconieuse à silex du Cénomanién). Pour différentes raisons géologiques (tectoniques, variations climatiques...), la craie a été affectée par de nombreux accidents (failles, fissures...) et soumise à des altérations dont l'un des résultats est le développement de réseaux karstiques. En Haute-

Normandie, la craie est ainsi un milieu mixte : poreux, fissuré et « karstique ». Des résurgences karstiques sont ainsi observées dans le fond de vallée.

La station de mesure de la qualité des eaux superficielles Saint-Pierre-de-Var et le piézomètre 00767X0021/F distants de 7,9 km ont été choisis pour comparer les concentrations en nitrate dans les eaux et leurs évolutions. La chronique d'évolution des concentrations en nitrate disponible pour l'Austreberthe à Saint-Pierre-De-Var est longue de 11 ans (de janvier 1995 à février 2006) et comporte 59 analyses. Sur le piézomètre 00767X0021/F, 31 analyses des concentrations en nitrate sont disponibles de mars 1990 à avril 2007.

L'Austreberthe et son affluent principal le Saffimbec drainent la nappe et sont très fortement alimentés par les écoulements souterrains, plus particulièrement en période d'étiage. La décomposition des débits moyens mensuels de l'Austreberthe à Saint-Paër, Illustration 120, montre en effet une large prépondérance des écoulements lents assimilés à une très forte contribution des eaux souterraines aux écoulements des eaux superficielles. La contribution simulée est proche de 100% en période d'étiage et reste élevée tout au long de l'année.

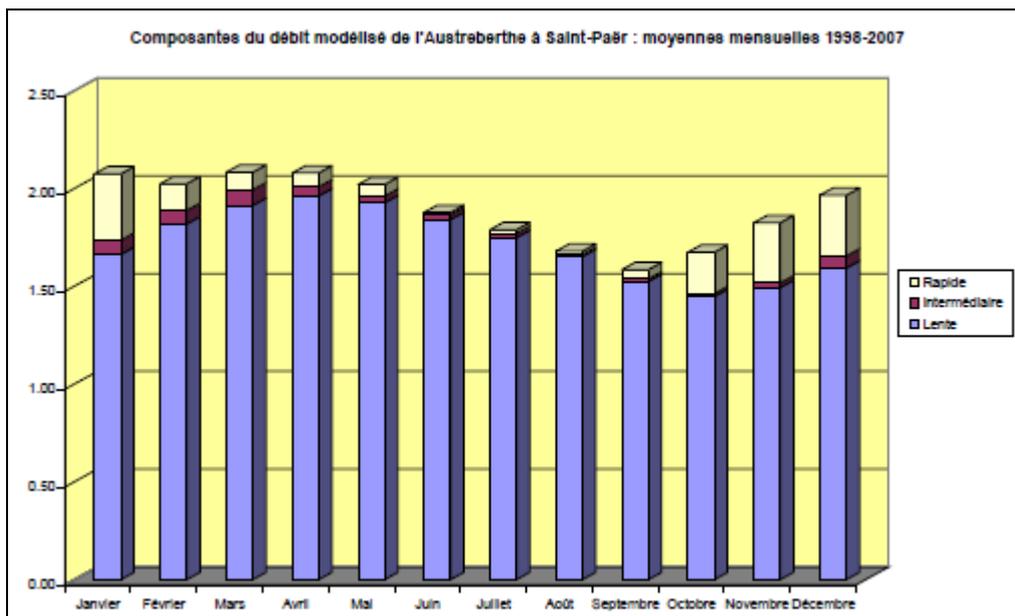


Illustration 120 : Composantes du débit moyen mensuel de l'Austreberthe à Saint-Paër (d'après Asfirane et al., 2008).

De part ces caractéristiques, il est possible d'émettre l'hypothèse d'une forte concordance entre les niveaux de contaminations des eaux souterraines et de surface par les nitrates et d'une évolution fortement corrélée. Il est en effet possible de penser, au vue de la très forte contribution simulée des eaux souterraines aux écoulements superficiels tout au long de l'année, que la qualité des eaux de l'Austreberthe est le reflet de la qualité des eaux de la nappe de la craie qui la soutient.

Or, le calcul des concentrations moyennes en nitrate sur la période 1995-2006 commune aux deux chroniques eaux souterraines et eaux de surface (Illustration 121) montre une différence significative du niveau de contamination. Les concentrations relevées dans les eaux superficielles sont en effet moins élevées de près de 10 mg/L. En ne regardant que les analyses effectuées en périodes de hautes eaux, le constat est le même. Il n'a pas été possible de faire la comparaison en période d'étiage, aucune analyse des concentrations en nitrate n'étant disponible dans les eaux souterraines en période de basses eaux sur la période considérée.

<i>BV de l'Austreberthe</i>	Toutes les données	Données des périodes basses eaux	Données des périodes de hautes eaux
ESU	23,2 mg/L	23,6 mg/L	23,1 mg/L
ESO	30,7 mg/L	Non disponibles	28,8 mg/L

Illustration 121 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de l'Austreberthe sur la période 1995 – 2006

La comparaison des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines acquises sur les stations sélectionnées (Illustration 122) montre une différence significative des concentrations, plus importante depuis 2001 environ. Avant cette date, quelques analyses dans les eaux souterraines montrent des concentrations inférieures à la moyenne de la série, se rapprochant ainsi des valeurs dans les eaux de l'Austreberthe. Ces analyses sont toutefois trop isolées pour définir des périodes durant lesquelles la qualité des eaux superficielles serait le reflet de la qualité des eaux souterraines. L'hypothèse précédemment émise par la simple analyse des résultats de modélisation se trouve donc ici infirmée. La distance relativement importante entre les stations sélectionnées pourrait peut-être expliquer ces constatations, la craie en Normandie étant un aquifère souvent hétérogène et discontinu.

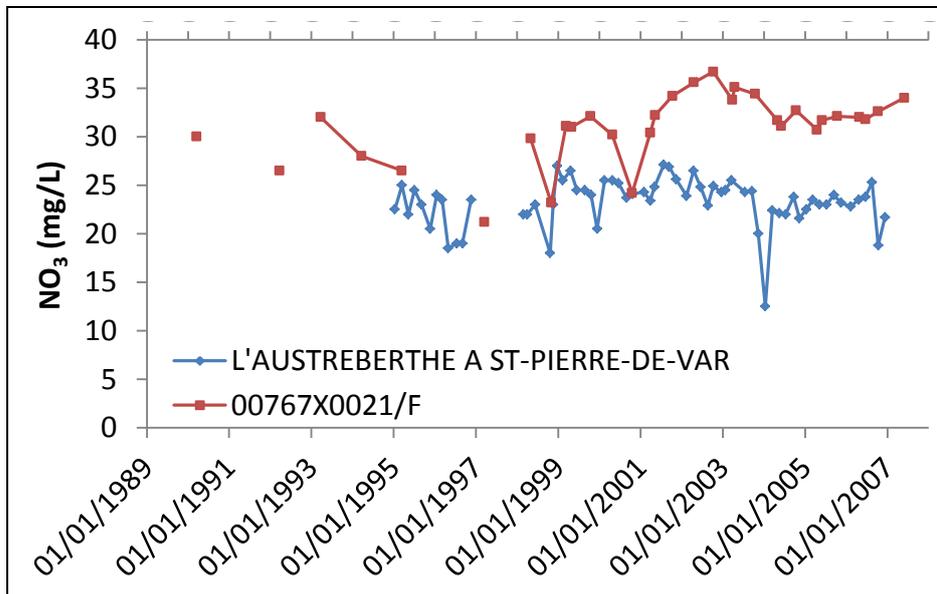


Illustration 122 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Saint-Pierre-De-Var) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00767X0021/F) du bassin versant de l'Austreberthe.

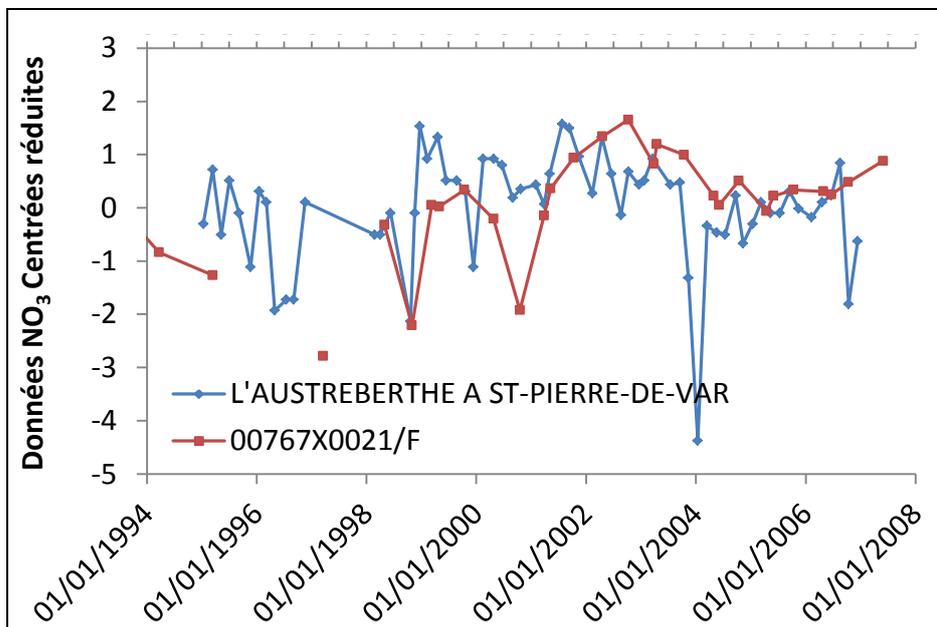


Illustration 123 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Saint-Pierre-De-Var) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00767X0021/F) du bassin versant de l'Austreberthe.

Néanmoins, en ne se concentrant que sur les évolutions des concentrations en nitrate (données centrées réduites, Illustration 123), la corrélation des signaux est mise en évidence. Les teneurs augmentent en effet à la fois dans les eaux superficielles et souterraines de 1998 à 2001, diminuent ensuite jusqu'en 2004 où une stagnation est observée dans les deux milieux. Ainsi, même si les valeurs de concentrations en nitrate sont différentes, les évolutions dans les eaux superficielles et souterraines sont identiques sur le bassin de l'Austreberthe.

8.2.3. La Bresle

La Bresle constitue dans sa partie aval la limite entre les départements de la Somme et de Seine-Maritime. À l'amont, son bassin versant s'étend dans les départements de l'Oise et de la Seine-Maritime.

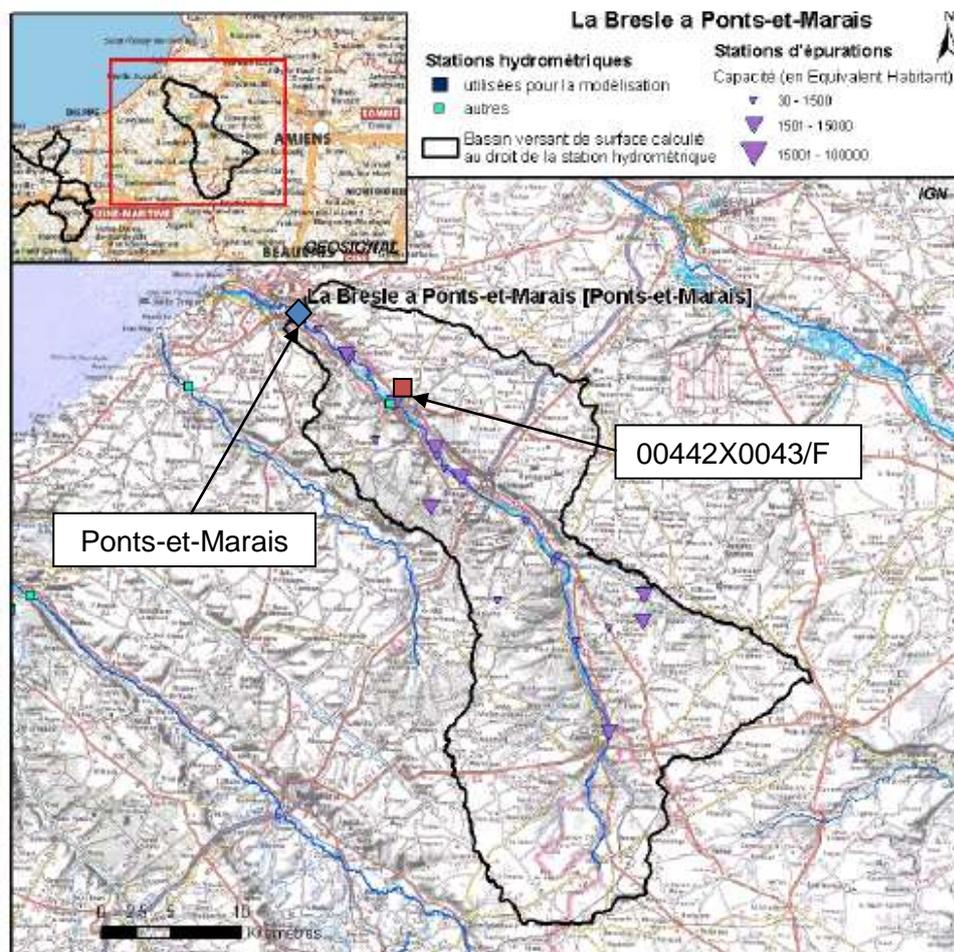


Illustration 124 : Localisation du bassin versant de la Bresle à Ponts-et-Marais (d'après Asfirane et al., 2008).

La Bresle prend sa source à Abancourt dans l'Oise. Elle reçoit les apports de plusieurs petits affluents dont :

- le Liger qui la rejoint à Senarpont ;
- la Vimeuse à Gamaches.

À partir de la confluence avec le Liger, la Bresle s'écoule du SE vers le NO. Son bassin versant à la station hydrométrique de Ponts-et-Marais couvre une superficie de 693 km² (source : Banque HYDRO).

Le bassin versant de la Bresle s'est développé dans la craie et la craie marneuse du Turonien et du Cénomaniens. Le bassin versant est dissymétrique : on rencontre majoritairement des craies marneuses en rive gauche, tandis que la rive droite est majoritairement constituée par la craie sénonienne. La craie séno-turonienne constitue un aquifère dont la nappe est en connexion avec le cours d'eau.

Deux points de suivi de la qualité des eaux, la station de Ponts-et-Marais dans la Bresle à l'exutoire du bassin versant et le piézomètre 00442X0043/F à 11 km environ en amont (Illustration 124), ont été choisis pour comparer les concentrations en nitrate et leurs évolutions. Dans les eaux superficielles, la chronique comprend 111 données de concentrations en nitrate réparties de janvier 1971 à décembre 2006. Dans les eaux souterraines, 68 analyses ont été réalisées de janvier 1980 à juillet 2007.

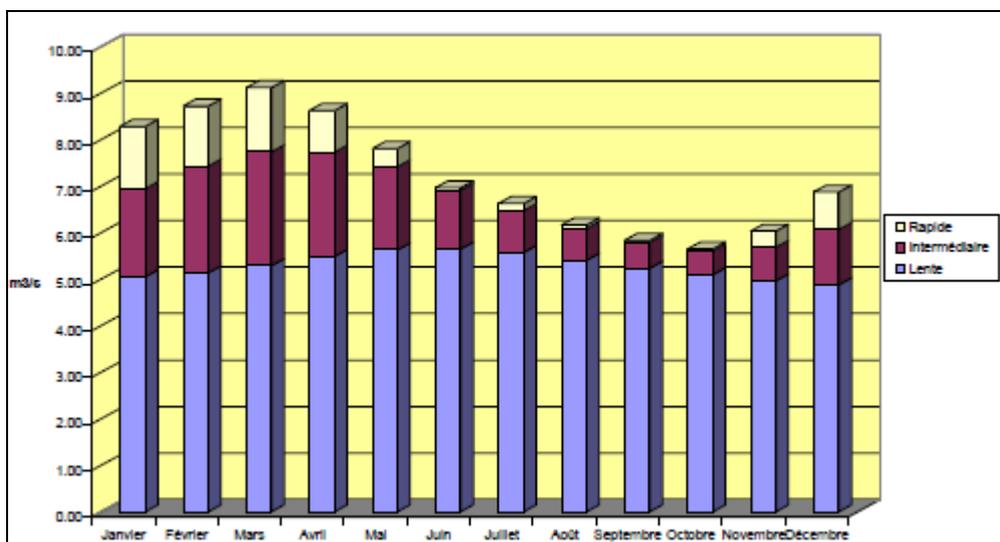


Illustration 125 : Composantes du débit moyen mensuel de la Bresle à Ponts-et-Marais (d'après Asfirane et al., 2008).

La simulation des débits de la Bresle à Ponts-et-Marais a été réalisée en imposant une contribution assez importante des eaux souterraines, notamment en période d'étiage où elle atteint près de 90% du débit totale. En période de hautes eaux, la contribution des eaux souterraines au débit de la rivière évolue entre 60 et 70%.

<i>BV de la Bresle</i>	Toutes les données	Données des périodes basses eaux	Données des périodes de hautes eaux
ESU	14,6 mg/L	13,7 mg/L	15,8 mg/L
ESO	18,1 mg/L	18,4 mg/L	17,7 mg/L

Illustration 126 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de la Bresle sur la période 1991 - 2007

L'illustration 126 montre les résultats des calculs des concentrations moyennes en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines pour différentes phases du cycle hydrologique sur la période d'acquisition commune 1991-2007. Comme sur le bassin de l'Austreberthe situé en contexte similaire de craie karstique, les concentrations en nitrate dans les eaux superficielles sont, en moyenne, plus faibles en période de basses eaux qu'en période de hautes eaux. Ce n'est pas le cas pour les eaux souterraines où les variations interannuelles des teneurs en nitrate apparaissent amorties par rapport aux observations faites dans la Bresle.

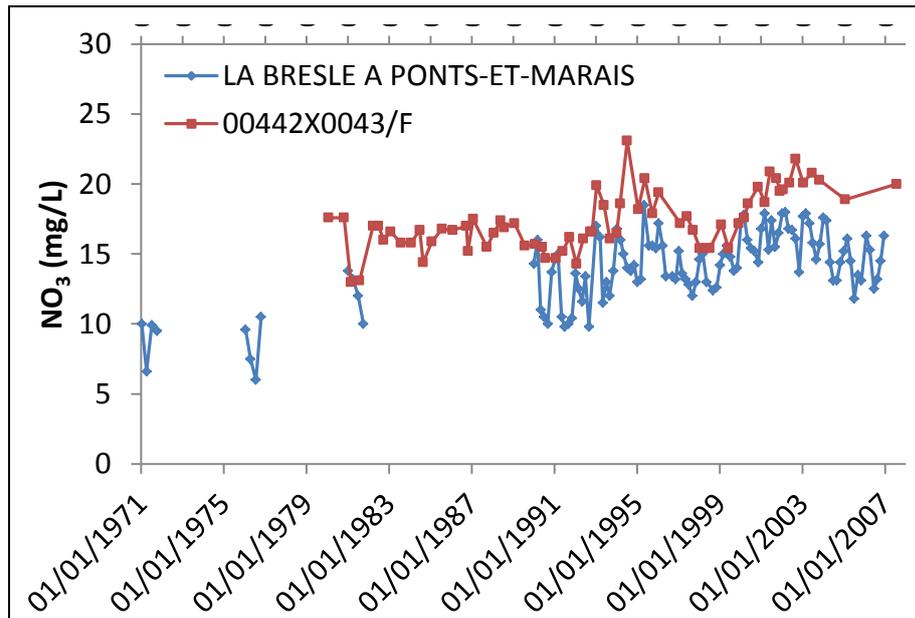


Illustration 127 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Ponts-et-Marais) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00442X0043/F) du bassin versant de la Bresle.

Toutefois, l'analyse des chroniques d'évolutions des concentrations, reportées sur l'illustration 127, révèle des niveaux de contamination proches dans les eaux superficielles et souterraines. Il semblerait aussi que les tendances d'évolution pluriannuelles suivent le même comportement.

Afin de vérifier cette hypothèse, les données de concentrations dans les eaux superficielles et souterraines sont centrées et réduites puis comparées (Illustration 128). Il apparaît dès lors une forte corrélation entre les évolutions des teneurs en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines, sans déphasage temporel entre les signaux. Depuis 1991, où les analyses sont acquises à pas de temps rapproché, les deux signaux évoluent de manière cyclique pluriannuelle, les périodes des cycles étant de 8 à 10 ans environ. Dans le détail, à l'échelle de temps du cycle hydrologique, il apparaît des évolutions similaires entre les eaux superficielles et souterraines pour certains cycles seulement (1993-1994 et 1995-1996 par exemple). Les dates de prélèvements non synchrones entre la station de Ponts-et-Marais et le piézomètre 00442X00043/F peuvent en partie expliquer les différences observées sur d'autres cycles hydrologiques.

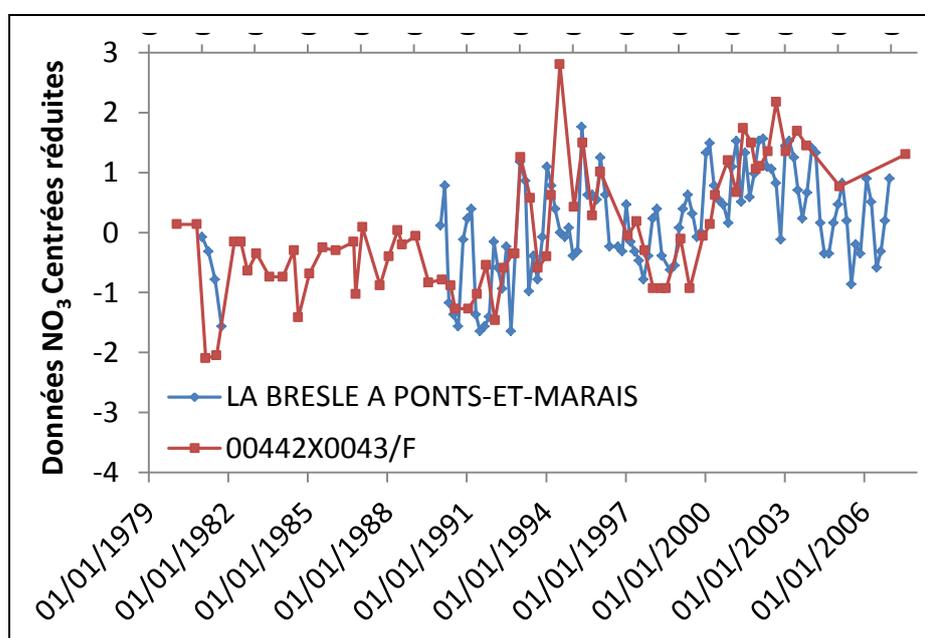


Illustration 128 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Ponts-et-Marais) et dans les eaux souterraines (piézomètre 00442X00043/F) du bassin versant de la Bresle.

A Ponts-et-Marais comme à Dadonville, les concentrations en nitrate dans la rivière peuvent difficilement être utilisées pour estimer les concentrations dans la nappe, et ce, quelle que soit la période du cycle hydrologique considérée. Néanmoins, les évolutions des teneurs suivent des comportements à longs termes similaires, non déphasés dans le temps à Ponts-et-Marais. La corrélation entre les signaux d'évolution des concentrations en nitrate peut alors être expliquée par une relation forte entre les eaux superficielles et les eaux souterraines: La forte contribution simulée des eaux souterraines aux débits des rivières peut être l'expression d'une réaction identique de la rivière et de la nappe aux sollicitations climatiques, les deux compartiments étant vraisemblablement en équilibre hydrostatique l'un avec l'autre. Il en serait de même vis-à-vis de la contamination des eaux par les nitrates, la rivière et la nappe réagissant de la même manière aux évolutions à long terme des pratiques culturales.

8.3.BASSINS VERSANTS A FAIBLE SOUTIEN DES DEBITS D'ETIAGE DES EAUX SUPERFICIELLES PAR LES EAUX SOUTERRAINES

8.3.1.Le Grand Morin

Le Grand Morin, principal affluent rive gauche de la Marne en Seine-et-Marne, prend sa source sur le territoire de la commune de Lachy dans le département de la Marne pour se jeter plus loin dans la rivière Marne. Son bassin versant à la station de la Pommeuse occupe une superficie de 770 km² (source banque HYDRO).

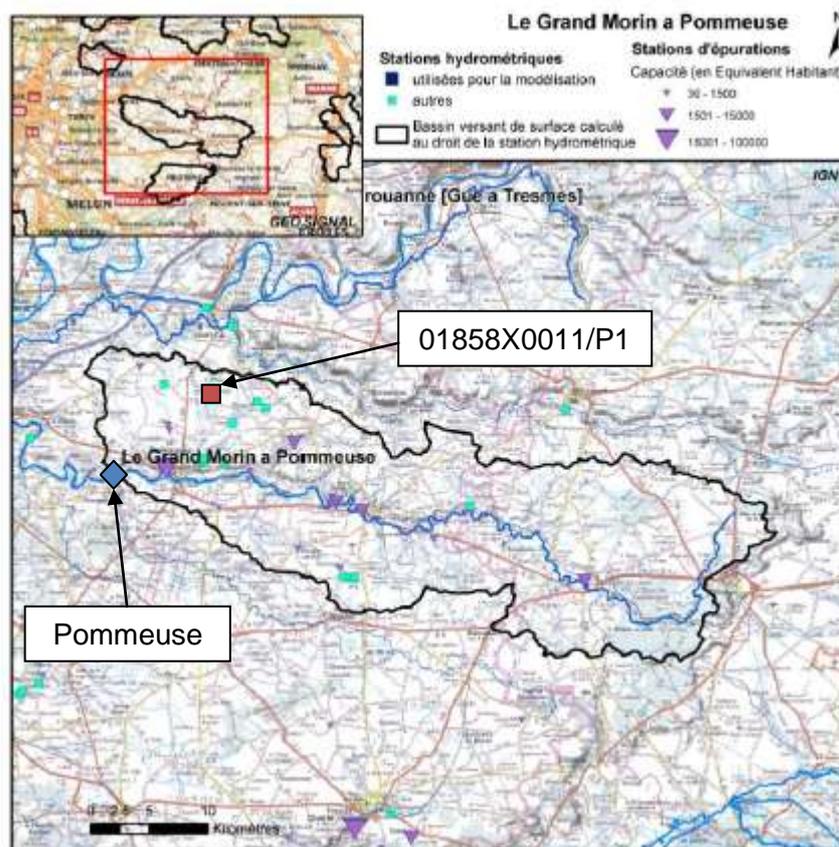


Illustration 129 : Localisation du bassin versant du Grand-Morin à Pommeuse (d'après Asfirane et al., 2008).

Les formations géologiques du tertiaire rencontrées à l’affleurement dans ce bassin, des plus récentes au plus anciennes, sont :

- Oligocène :

- Sables de Fontainebleau (Stampien),
- Calcaires de Brie (Sannoisien supérieur),

- Argiles et marnes vertes (Sannoisien inférieur) ;

- Éocène :

- Marnes supragypseuses (Ludien supérieur),
- Calcaire de Champigny et Marnes infragypseuses (Ludien inférieur),
- Calcaire de Saint-Ouen (Marinésien).

La formation prédominante correspond au Calcaire de Brie et Marnes vertes (Stampien inférieur) caractérisé par le faciès « Sannoisien », excepté dans les vallées les formations du Bartonien sont à l’affleurement : Marnes supragypseuses, Calcaire de Champigny, Sables de Monceau, Calcaire de Saint-Ouen et Sables de Beauchamp.

Trois nappes sont présentes sur le bassin versant du Grand-Morin à Pommeuse : la nappe du Calcaire de Champigny, la nappe du Soissonnais et la nappe de la Craie. L’aquifère prédominant est celui du Calcaire de Champigny.

Les points de suivi de la qualité des eaux choisis pour l’analyse des relations eaux de surface/eaux souterraines sont la station de Pommeuse sur le Grand-Morin et le piézomètre 01858X0011/P1 dans les calcaires de Champigny à 12 km environ au nord-est (Illustration 129). La chronique d’évolution des concentrations en nitrate disponible à la station de Pommeuse est longue (de janvier 1971 à décembre 2006) et comporte 236 données. Au piézomètre 01858X0011/P1, 33 données seulement se distribuent de juin 1997 à décembre 2007.

L’Illustration 130 montre les composantes simulées des débits mensuels moyens du Grand-Morin à Pommeuse. En période d’étiage, la contribution des eaux souterraines au débit de la rivière est estimée à 60% environ. En période de haute, cette contribution baisse très significativement à 15-20%.

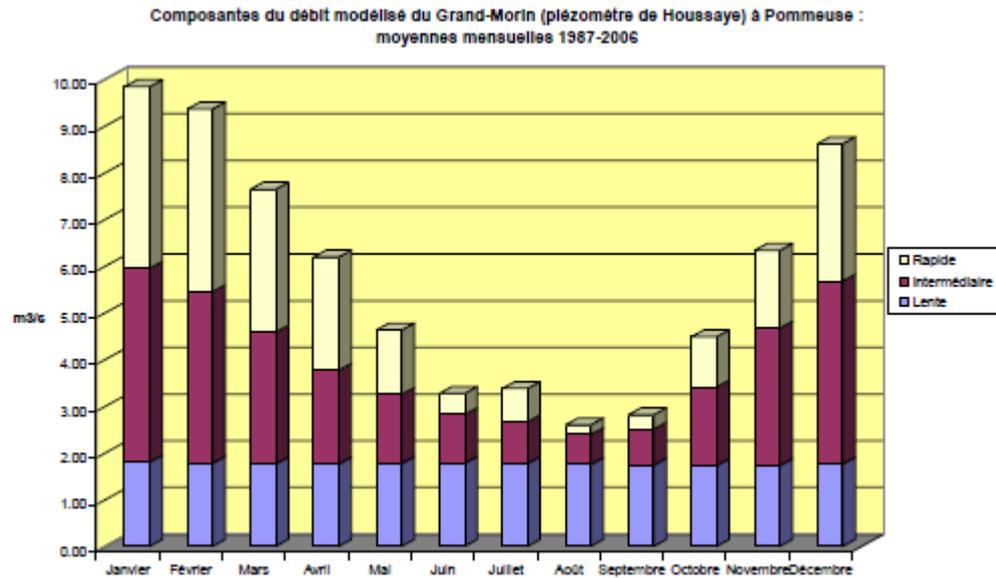


Illustration 130 : Composantes simulées du débit moyen mensuel du Grand-Morin à Pommeuse (d'après Asfirane et al., 2008).

<i>BV du Grand-Morin</i>	Toutes les données	Données des périodes basses eaux	Données des périodes de hautes eaux
ESU	32,7 mg/L	29,1 mg/L	37 mg/L
ESO	64,5 mg/L	65 mg/L	Non disponibles

Illustration 131 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin du Grand-Morin sur la période 1997 - 2006

La comparaison des moyennes de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines sur la période d'acquisition commune 1997-2006 (Illustration 131) révèle des teneurs deux fois plus importantes dans la nappe que dans la rivière. Il est toutefois difficile de faire la comparaison des concentrations moyennes en périodes spécifiques d'étiage et de hautes eaux car pas ou peu de données sont disponibles dans les eaux souterraines.

L'analyse des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate sur les deux stations sélectionnées (Illustration 132) confirme néanmoins la déconnexion des contaminations. Dans la rivière, les concentrations en nitrate varient de manière importante au sein des cycles annuels avec des amplitudes pouvant atteindre 40 à 50 mg/L. Les périodes de basses eaux sont celles où les concentrations sont les plus faibles ce qui ne semble pas être le cas dans les eaux souterraines.

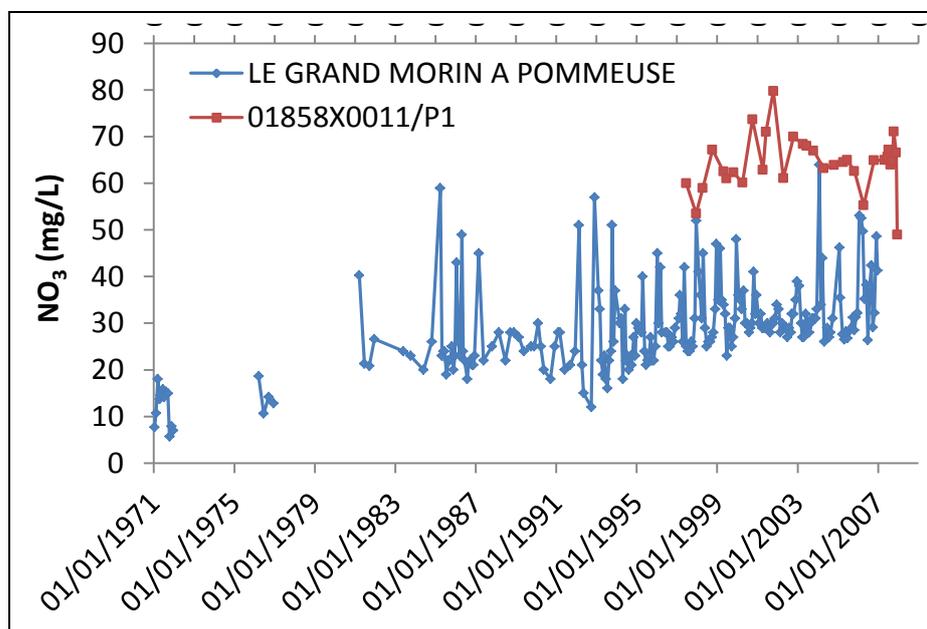


Illustration 132 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pommeuse) et dans les eaux souterraines (piézomètre 01858X0011/P1) du bassin versant du Grand-Morin.

Au-delà des niveaux de contamination, les grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate ne semblent pas non plus être corrélées. L'illustration 133, qui dessine les évolutions des concentrations en nitrate dans le Grand-Morin et la nappe en données centrées réduites, montre en effet des signaux indépendants sur la période 1997-2006 : les concentrations sont relativement stables sur le long terme à Pommeuse alors qu'au piézomètre, elles augmentent de 1997 à 2003 et diminuent par la suite.

Sur le bassin versant du Grand-Morin à Pommeuse, en contexte géologique tertiaire des calcaires de Champigny, il ne semble pas y avoir de relation entre les eaux superficielles et souterraines, aussi bien en terme de débits, qu'en terme de niveau de contamination par les nitrates et qu'en terme d'évolution de la qualité des eaux. Il n'est donc pas possible, dans ce contexte, d'utiliser les eaux superficielles pour estimer la qualité des eaux souterraines de la nappe associée et son évolution temporelle.

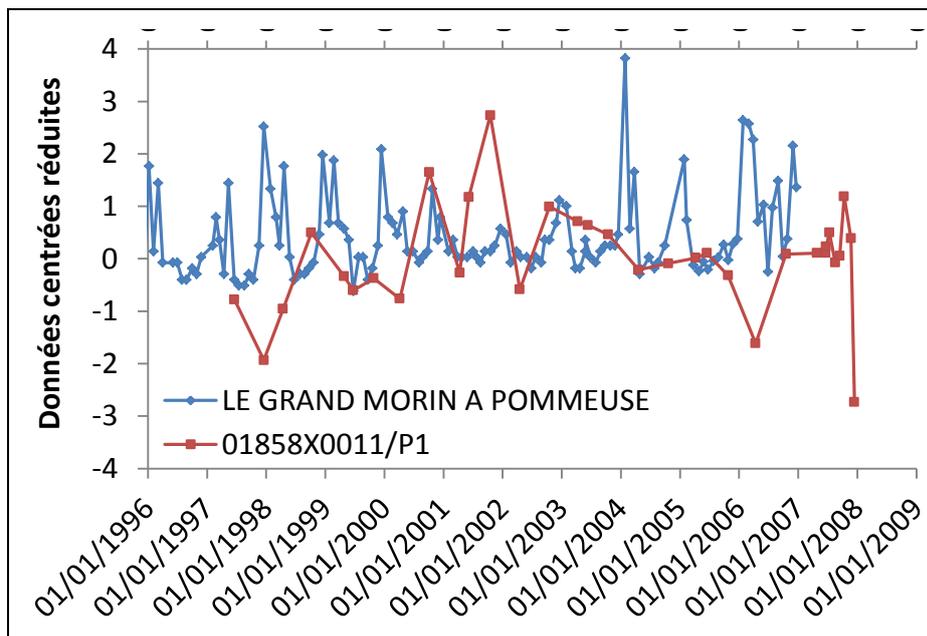


Illustration 133 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pommeuse) et dans les eaux souterraines (piézomètre 01858X001/P1) du bassin versant du Grand-Morin.

8.3.2. La Bézonde

La Bézonde est un affluent en rive gauche du Loing qui prend sa source dans le département du Loiret, un peu à l'ouest de Nespley. Son bassin versant à la station hydrométrique de Pannes s'étend sur 339 km² (source : Banque HYDRO).

La formation rencontrée principalement à l'affleurement dans le bassin versant est la molasse du Gâtinais. Elle est sous-jacente aux calcaires de Beauce sensu-stricto et recouvre les calcaires du Gâtinais. La molasse du Gâtinais est une formation peu perméable, engendrant généralement plus le ruissellement que l'infiltration des eaux de pluie.

Au niveau de la station de Pannes, la formation des calcaires du Gâtinais affleure. Cette formation appartient aux calcaires de Beauce sensu lato (à savoir par exemple au sens du découpage des unités hydrogéologiques de la BDRHF version 2, niveau régional).

Deux points de suivis de la qualité des eaux ont été sélectionnés sur ce bassin versant : la station de Pannes sur la Bezonde et le piézomètre 03652X0136/F2 implanté dans les calcaires du Gâtinais à 1 km environ à l'ouest de la station (Illustration 134). La chronique d'évolution des concentrations en nitrate dans la Bezonde dispose de 146 analyses réalisées entre septembre 1977 et décembre 2006. Dans les eaux souterraines, 44 analyses des concentrations en nitrate sont réparties sur la période mars 1991 – avril 2008.

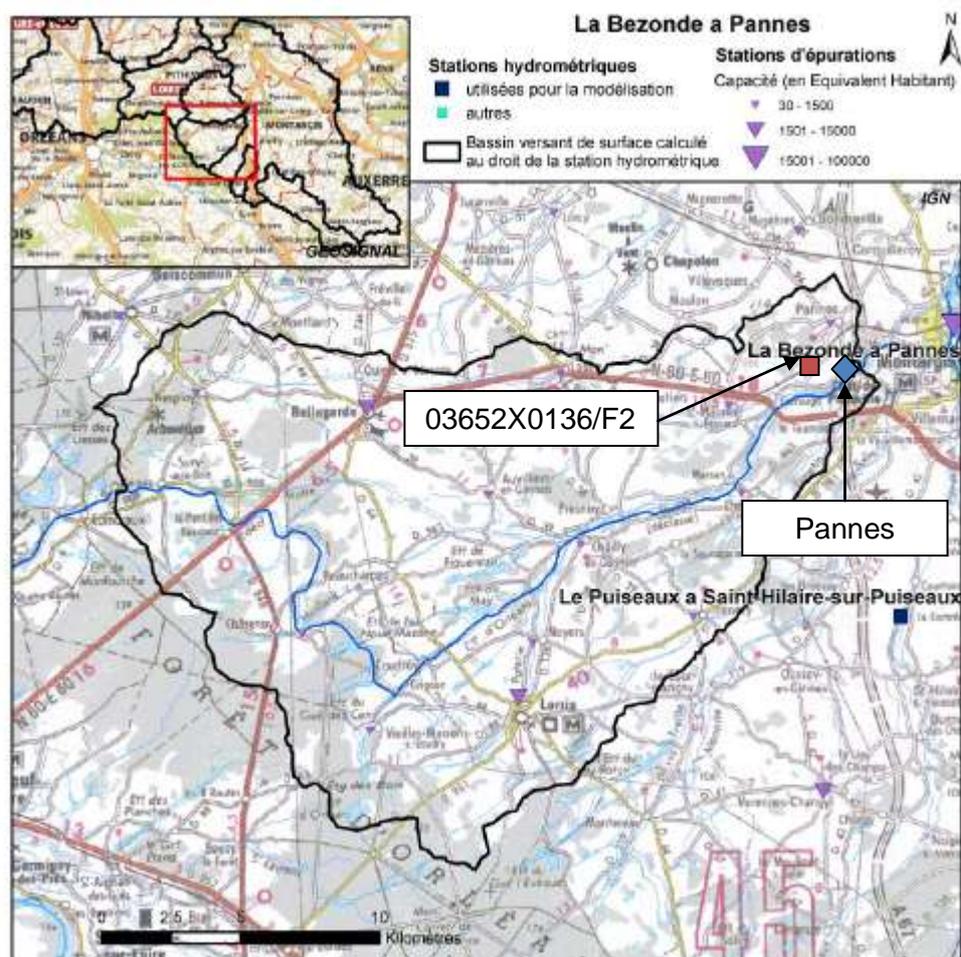


Illustration 134 : Localisation du bassin versant de la Bezonde à Pannes (d'après Asfirane et al., 2008).

Les simulations des débits de la rivière à l'aide du logiciel TEMPO sont réalisées en imposant une contribution très faible des écoulements lents assimilés aux écoulements de la nappe (Illustration 135). La contribution estimée des eaux souterraines aux débits de la rivière est inférieure à 20% en période d'étiage et est presque nulle en période hautes eaux.

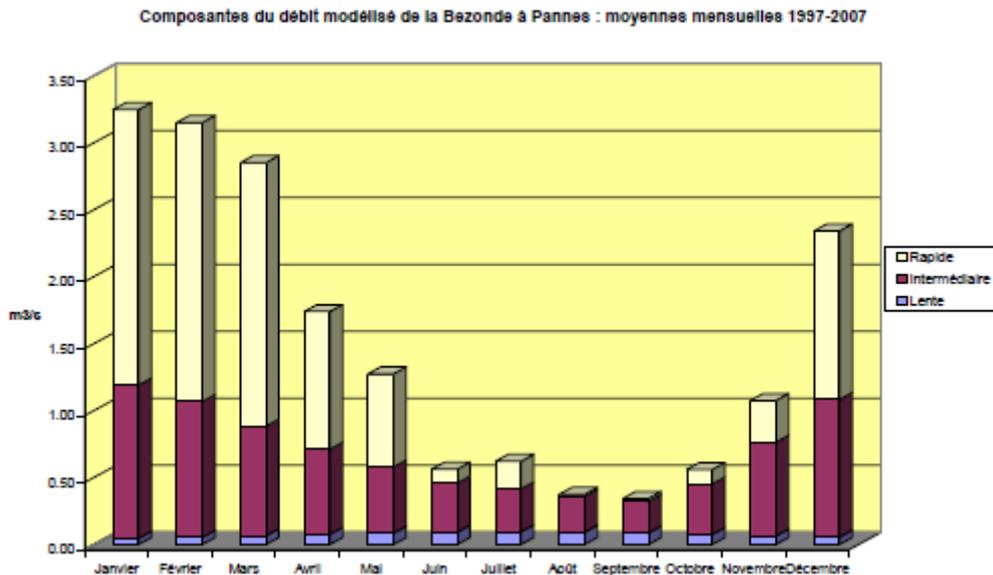


Illustration 135 : Composantes simulées du débit moyen mensuel de la Bezonde à Pannes (d'après Asfirane et al., 2008).

Curieusement, les concentrations moyennes en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines sur la période d'acquisition commune 1991-2006 sont très proches, autour de 24 mg/L (Illustration 136).

<i>BV de la Bezonde</i>	Toutes les données	Données des périodes basses eaux	Données des périodes de hautes eaux
ESU	23,5 mg/L	8,3 mg/L	43,2 mg/L
ESO	24,3 mg/L	24,8 mg/L	23 mg/L

Illustration 136 : Moyenne des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines du bassin de la Bezonde sur la période 1991 - 2006

Cette égalité n'est toutefois plus vérifiée lorsque sont comparées les concentrations moyennes en nitrate en période de hautes et de basses eaux. Dans les eaux superficielles, la teneur en nitrate moyenne en période d'étiage est plus de 4 fois inférieure à la concentration moyenne en période de hautes eaux. Cette grande différence ne s'observe pas dans les eaux souterraines, où les concentrations moyennes en périodes de basses eaux et de hautes eaux sont comparables. L'analyse des chroniques d'évolutions des concentrations en nitrate dans les deux matrices, reportées dans l'illustration 137, confirme ces différences.

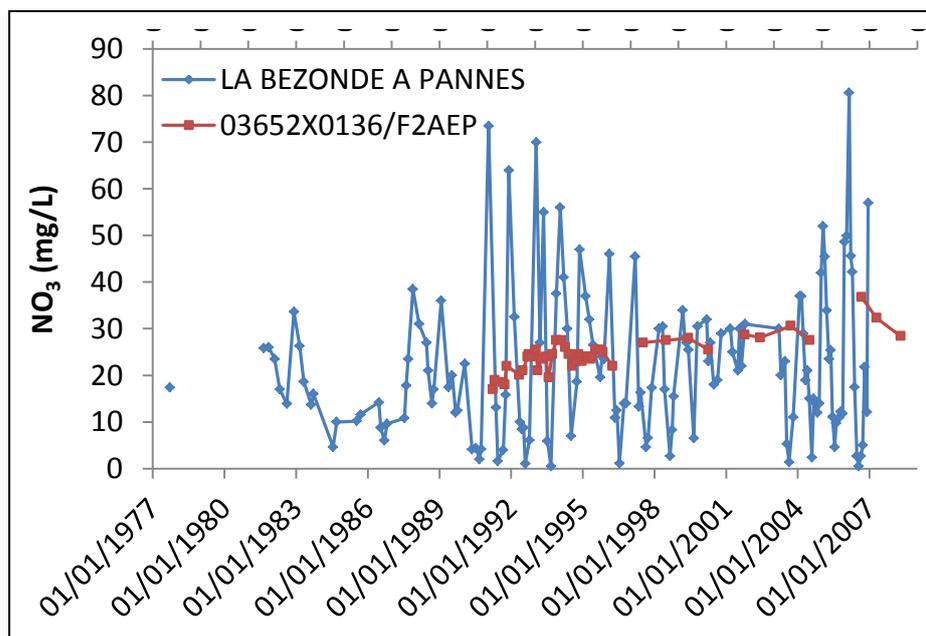


Illustration 137 : Chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pannes) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03652X0136/F2AEP) du bassin versant de la Bezonde.

Les concentrations en nitrate dans les eaux de la Bezonde sont très variables, évoluant sur une amplitude qui peut atteindre près de 80 mg/L lors d'un cycle hydrologique. Le signal dans les eaux souterraines est quant à lui amorti, les variations importantes observées dans les eaux superficielles n'étant pas répercutées sur les eaux de la nappe.

En données centrées réduites, Illustration 138, les cycles annuels d'évolution des concentrations en nitrate sont bien mis en évidence. A plus long terme, il ne semble pas y avoir de tendance nette d'évolution des concentrations en nitrate dans la Bezonde. Dans les eaux souterraines, l'évolution des teneurs en nitrate est inverse : les variations annuelles sont très peu prononcées alors qu'une tendance générale à l'augmentation semble se dessiner depuis 1991. Cette tendance à la hausse n'est pas observée dans les eaux de la Bezonde.

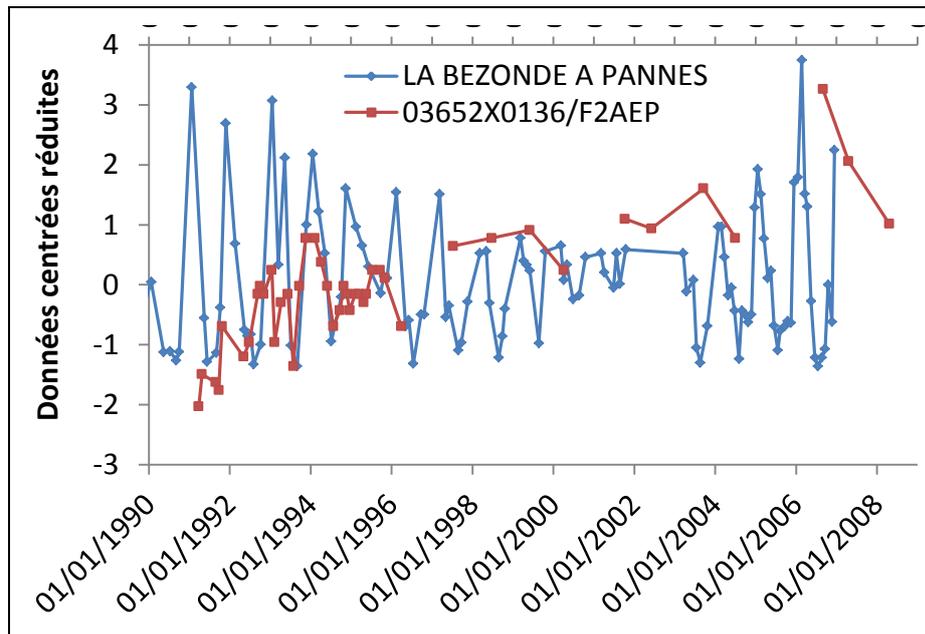


Illustration 138 : Comparaison de l'évolution des données centrées réduites de concentrations en nitrate dans les eaux superficielles (Station de Pannes) et dans les eaux souterraines (piézomètre 03652X0136/F2AEP) du bassin versant de la Bezonde.

Dans le contexte du bassin versant de la Bezonde, caractérisé par des formations tertiaires du type calcaires du Gâtinais, les teneurs en nitrate et leurs évolutions respectives dans les eaux superficielles et souterraines ne sont pas corrélées. L'analyse de la qualité des eaux superficielles ne peut dès lors pas renseigner sur la qualité des eaux souterraines, et encore moins sur son évolution.

8.4.CONCLUSIONS DE L'ANALYSE EXPLORATOIRE DES RELATIONS EAUX DE SURFACE/EAUX SOUTERRAINES

L'analyse des relations entre les concentrations en nitrate dans les eaux superficielles et dans les eaux souterraines a été réalisée sur trois contextes géologiques différents, représentatifs de la diversité rencontrée sur le bassin Seine-Normandie.

En contexte de craie karstique normande, les relations entre les eaux de surface et les eaux souterraines ont été analysées et comparées sur deux bassins : la Bresle et l'Austreberthe. Dans les deux cas, la contribution estimée des eaux souterraines aux débits des rivières est importante, et maximale en période de basses eaux. En rivière, les teneurs en nitrate sont plus faibles en période de basses eaux qu'en période de hautes eaux, alors que c'est l'inverse dans les eaux souterraines. Sur les deux bassins versants, les concentrations en nitrate sont plus élevées dans les eaux souterraines que dans les eaux superficielles. Il est ainsi difficile, en contexte de craie karstique, d'estimer le niveau de contamination des eaux souterraines par la simple analyse de la qualité des eaux superficielles. Toutefois, sur les deux sites, les grandes tendances d'évolution des teneurs en nitrate dans les eaux superficielles et souterraines sont fortement corrélées. Or, ces deux bassins versants hydrologiques sont situés dans des secteurs où les comportements hydrodynamiques des nappes, les dates de ruptures et les tendances d'évolution des chroniques d'évolutions des concentrations en nitrate (Illustration 81) apparaissent homogènes. Il est donc possible d'émettre l'hypothèse d'une relation étroite entre les ESU et les ESO de ces secteurs, quel que soit la distance du piézomètre à la rivière. Ainsi, s'il n'est pas possible d'utiliser la contamination des eaux des rivières par les nitrates pour estimer le niveau de contamination des eaux souterraines, il paraît néanmoins possible d'utiliser les variations pluriannuelles des concentrations en nitrate dans les eaux superficielles pour rendre compte des possibles évolutions (de long terme) dans les eaux souterraines et inversement.

Les deux bassins versants retenus **dans la nappe de Beauce** (l'Essonne et la Bezone) proposent des comportements bien différents vis-à-vis des relations eaux de surface/eaux souterraines. Ces deux zones ont déjà révélées des comportements hydrodynamiques différents lors de l'analyse par variogrammes des chroniques piézométriques (cf. chapitre 3.1.2, Illustration 7). Le bassin versant de l'Essonne se situe dans une zone où les évolutions des niveaux piézométriques suivent des longs cycles pluriannuels à périodes de plus de 20 ans alors que le bassin versant de la Bezone est caractérisé par une nappe très réactive d'un point de vu hydrodynamique, avec des niveaux piézométriques qui évoluent rapidement selon des cycles saisonniers bien marqués. La simulation des débits des rivières sur ces deux bassins versants est cohérente avec les résultats des traitements des niveaux piézométriques par variogrammes. Les eaux souterraines apparaissent en effet fortement contributives aux débits de l'Essonne et faiblement contributives à ceux de la Bezone. L'analyse conjointe des concentrations en nitrate et de leurs évolutions dans les eaux superficielles et souterraines montre que dans le premier cas, sur le bassin versant de l'Essonne, les grandes tendances d'évolution des teneurs en nitrate dans les eaux souterraines sont corrélées avec les évolutions dans les eaux de la rivière. A l'inverse,

sur le bassin de la Bézonde, il n'est pas possible d'utiliser les observations faites en rivière pour estimer les tendances d'évolutions des concentrations en nitrate dans la nappe.

Enfin, sur le bassin versant du Grand-Morin, **en contexte aquifère des calcaires de Champigny**, les niveaux de contaminations et les évolutions des concentrations en nitrate apparaissent différents dans les eaux de surface et les eaux souterraines. La modélisation des composantes des débits moyens mensuels du Grand-Morin indique en effet une faible contribution des eaux souterraines aux débits de la rivière. De plus, ce secteur montre une forte hétérogénéité à la fois des comportements hydrodynamiques, des dates de ruptures et des tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines (Illustration 78). Le choix du point dans les eaux souterraines à partir duquel est réalisée la comparaison avec les eaux de la rivière peut ainsi influencer grandement l'interprétation des relations potentielles. Il devient alors impossible de n'estimer de façon sûre, ni le niveau de concentration, ni les évolutions des teneurs en nitrate dans la nappe à partir des analyses réalisées dans la rivière dans ce contexte particulier hétérogène vis-à-vis de la contamination par les nitrates.

De manière synthétique, si l'utilisation des chroniques dans les eaux superficielles et/ou souterraines pour décrire les tendances d'évolution des concentrations en nitrate semble envisageable dans certains contextes hydrologiques et hydrogéologiques, la comparaison des données brutes de concentrations en nitrate est plus délicate. Dans les exemples traités, les concentrations en nitrate sont en effet apparues toujours supérieures à celles mesurées dans les eaux de surface mais il resterait à vérifier la véracité de ces observations sur un plus grand nombre de sites. Rappelons toutefois la difficulté de trouver des piézomètres avec suffisamment de données de concentrations en nitrate (acquises sur des périodes similaires ESO/ESU) à proximité des stations de mesure en eaux de surface. Compte tenu de la variabilité des concentrations en nitrate parfois importante au sein de nombreux aquifères du bassin Seine-Normandie, il est en effet peu surprenant d'observer des différences entre les eaux de surface et les eaux souterraines. De plus, des processus comme la dénitrification ne sont pas à exclure pour expliquer ces différences de concentrations. Plus généralement, la contribution aux débits des rivières d'eaux de ruissellement et d'écoulements hyporéïques, aux qualités différentes de celles des eaux souterraines, peut expliquer les écarts de concentrations en nitrate observés.

Plus largement, la généralisation de cette approche à l'échelle du bassin Seine-Normandie semble difficile. Il n'existe en effet pas, à l'heure actuelle, des modélisations de tous les bassins versants hydrologiques. De plus, il a été souligné la grande difficulté de composer des couples piézomètre/station ESU à faible distance l'un de l'autre et disposant de suffisamment de données acquises sur des périodes identiques. Ainsi, dans l'approche exploratoire présentée, la disponibilité des données a été favorisée, parfois au dépend de la proximité des ouvrages sélectionnés. En revanche, localement, cette approche pourrait être pertinente. L'intérêt réside surtout dans l'étude des tendances plutôt que celle des concentrations absolues. L'utilisation d'autres

paramètres plus conservatifs que les nitrates, comme les chlorures par exemple, pourrait alors fournir un éclairage sur l'hypothèse de dénitrification dans la zone hyporéïque. Toutefois, seules des études plus poussées permettraient de statuer définitivement sur les processus mis en jeu.

9. Représentativité des points des réseaux de mesures vis-à-vis de la contamination par les nitrates

Sur le bassin Seine-Normandie, les dispositions de suivi de la qualité des eaux souterraines pour l'application de la Directive Cadre sur l'Eau incluent :

- 464 points de prélèvements constituant le Réseau des Contrôles de surveillance (RCS)** destiné à évaluer les incidences de l'activité humaine et les évolutions à long terme de l'état des masses d'eau,
- 394 points de prélèvements constituant le Réseau des Contrôles Opérationnels (RCO)** destiné à évaluer l'état et l'évolution des masses d'eau présentant un risque de ne pas atteindre les objectifs environnementaux pour un paramètre spécifique.

Il est à noter que de nombreux points de prélèvements sont communs aux deux réseaux de contrôle de la qualité des eaux souterraines. Néanmoins, les points du RCS ont été sélectionnés pour permettre d'évaluer la qualité des eaux et son évolution sur l'ensemble des masses d'eau souterraines du bassin Seine-Normandie, quel que soit leur état qualitatif. Leur répartition sur le bassin, et surtout au sein des masses d'eau, doit donc être la plus homogène possible. Les points du RCO étant quant à eux destinés à suivre l'état qualitatif et son évolution des masses d'eau dites « à risque », leur localisation ne doit pas nécessairement, par définition, être répartie de façon homogène sur le bassin Seine-Normandie. Dans la mesure où ces réseaux répondent à des objectifs différents, les stratégies d'échantillonnage diffèrent tant sur les paramètres mesurés que sur la fréquence d'analyse. Ainsi en nappes libres, les points du RCS font généralement l'objet de 2 analyses par an au minimum (hautes eaux et basses eaux) alors que les points du RCO sont suivis à une fréquence de 4 analyses par an qui peut être augmentée en contexte de karst libre.

Si ces réseaux sont effectifs depuis 2005 (Gourcy et al., 2006), il convient de noter que certains des points sélectionnés faisaient déjà l'objet de mesures (suivi de la qualité du point de vue santé, ancien réseau patrimonial etc.), d'autres au contraire sont plus récemment suivis.

Il apparaît intéressant de comparer les résultats acquis sur les seuls points des réseaux RCS et RCO avec les informations apportées par l'analyse de l'ensemble des points de prélèvements disponibles sur le bassin Seine-Normandie tel que traité dans cette étude. Compte-tenu de l'échelle de travail de l'étude, cette comparaison est réalisée à l'échelle du bassin Seine-Normandie dans un premier temps, puis à l'échelle de quelques unités spatiales sélectionnées, issues de la sectorisation du bassin. Il ne s'agit pas de regarder au cas par cas chacun des points mais d'avoir une vision critique globale des réseaux mis en place. En effet cette analyse ne permet pas de

créer des indicateurs de la représentativité des points des réseaux de contrôle de la qualité des eaux souterraines. Elle permet néanmoins d'apporter des éléments de réponses sur la question de la pertinence du choix des points de suivi et d'évaluer l'intérêt de poursuivre les efforts de suivi.

9.1. ANALYSE A L'ECHELLE DU BASSIN SEINE-NORMANDIE

Deux masses d'eau ne disposent d'aucun point du RCS : la masse d'eau 1017 « Bordure du Hainaut » située à l'extrême nord du bassin Seine-Normandie et la masse d'eau 2007 « Plateau Lorrain » en bordure est. Néanmoins, ces deux masses d'eau sont rattachées au bassin Artois-Picardie et Rhin-Meuse respectivement. Ainsi, toutes les masses d'eau rattachées au bassin Seine-Normandie disposent d'au moins un point de prélèvement appartenant au RCS.

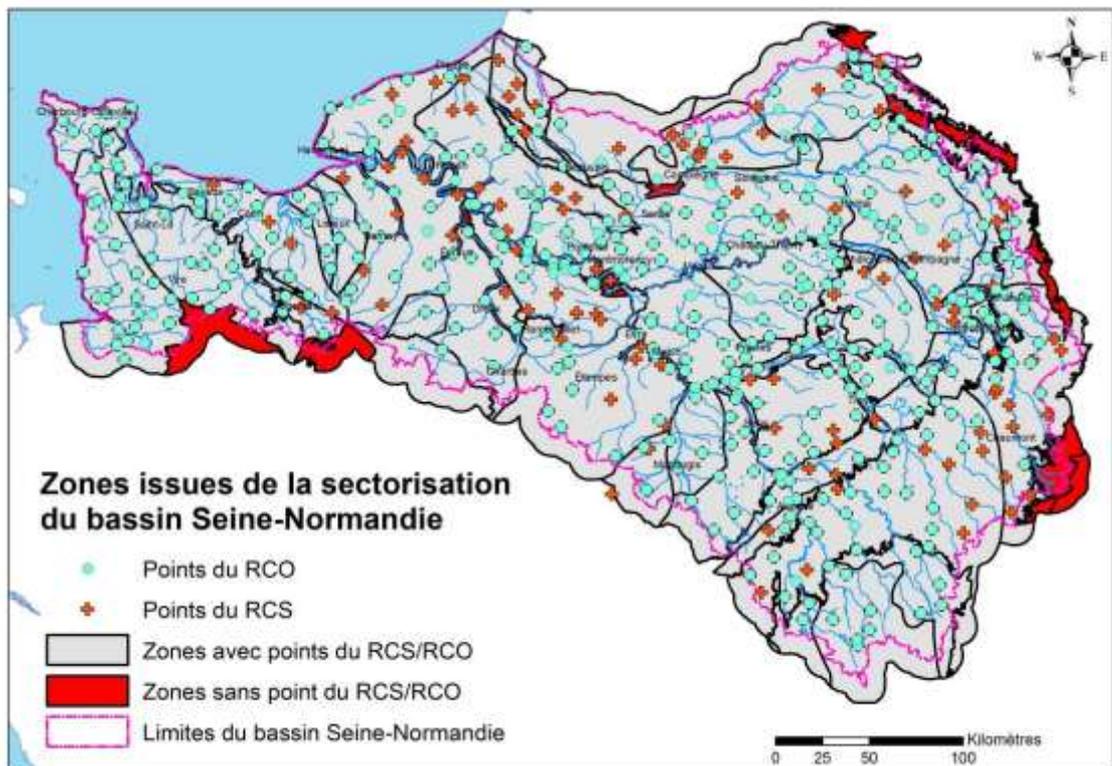


Illustration 139 : Répartition des point du RCS et du RCO au sein des zones issues de la sectorisation du bassin Seine-Normandie

A l'échelle des zones créées lors de la sectorisation du bassin réalisée dans le cadre de cette étude, peu d'unités spatiales ne disposent pas de point du RCS et/ou du RCO comme le montre l'illustration 139. Les unités qui ne possèdent ni point du RCS ni point du RCO sont essentiellement localisées en bordure est et sud du bassin et au niveau des deux masses d'eau précédemment citées. De plus, deux unités de faibles dimensions dans les alluvions de la Seine et une dans les alluvions de l'Oise, créées en raison de comportements hydrodynamiques particuliers, ne disposent pas non plus de point du RCS et du RCO. Enfin, dans les affleurements jurassiques de la boutonnière du pays de Bray, seul un point du RCS permet de suivre la qualité des eaux souterraines.

L'illustration 140 permet de comparer le nombre de points des réseaux RCS et RCO à ruptures de pente et tendances d'évolutions des concentrations en nitrate identifiées grâce aux tests statistiques par rapport au nombre total de points qui les constituent. Il est aussi possible de comparer ces valeurs aux nombres totaux de points qui ont donné des résultats significatifs à partir du jeu de données constitué par l'ensemble des points disponibles sur le bassin et tels que traités dans l'étude (extraction ADES du 27 juillet 2009). Les contributions des points des réseaux RCS et RCO à l'interprétation globale des ruptures de pente et des tendances d'évolution des concentrations en nitrate peuvent ainsi être extraites de l'illustration 140. Il en est de même pour le nombre de points qui ont été datés par l'analyse des concentrations en CFC et/ou SF6.

	Total sur le bassin	RCS	RCS/Bassin	RCO	RCO/Bassin
Nombre de points	5862	464	7,8%	394	6,7%
Points à ruptures de pente significative	1987 (33,9%)	300 (64,7%)	15,1%	269 (68,3%)	13,5%
Points à tendances MK identifiées	728 (12,4%)	103 (22,2%)	12,2%	90 (22,8%)	12,2%
Nombre de points datés (CFC/SF6)	259 (4,4%)	203 (43,8%)	78,4%	182 (46,2%)	70%

Illustration 140 : Comparaison des nombres de points totaux sur le bassin Seine-Normandie, appartenant au RCS et au RCO à ruptures de pentes et tendances Mann-Kendall (MK) d'évolution des concentrations en nitrate identifiées et des nombres de points datés par les CFC/SF6. Les valeurs en italique correspondent aux pourcentages par rapport au nombre total de points du bassin ou des réseaux, les autres pourcentages donnant la contribution des points des réseaux RCS et RCO à l'interprétation globale des tendances et des âges apparents des eaux.

Il est intéressant de constater qu'à l'échelle du bassin Seine-Normandie, si les points des réseaux RCS et RCO ne représentent en nombre qu'une faible partie de l'ensemble des points disponibles (7,8 et 6,7% respectivement), la proportion des points des réseaux à ruptures de pente identifiées est beaucoup plus importante qu'en considérant l'ensemble des points du bassin Seine-Normandie. En effet, près de 65% des points du RCS et plus de 68% des points du RCO montrent un changement significatif dans l'évolution des concentrations en nitrate, cette proportion étant réduite à 34% environ pour l'ensemble des 5862 points de prélèvement disponibles sur le bassin. Ce constat traduit probablement la meilleure qualité des chroniques de données issues des réseaux de suivi de la qualité des eaux souterraines comparée à l'ensemble des chroniques disponibles. On entend par « qualité des chroniques » le nombre de données, la longueur de la période d'acquisition ainsi que la régularité des

fréquences de prélèvements qui influent grandement sur la capacité des tests statistiques à fournir des résultats significatifs.

La même observation est réalisée en ce qui concerne le calcul des tendances « actuelles » (post-ruptures) d'évolution des concentrations en nitrate par le test Mann-Kendall à l'échelle des points de prélèvements. La proportion des tendances identifiées aux points des réseaux RCS et RCO (22,2 et 22,8% respectivement) est pratiquement le double de la proportion des tendances significatives sur l'ensemble des points du bassin (12,4%). Ici encore, la meilleure qualité des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate (au sens des caractéristiques des données) issues des réseaux RCS et RCO par rapport à l'ensemble des chroniques disponibles sur le bassin est mise en évidence. Il convient aussi de souligner que, par définition, les points des réseaux RCS et RCO bénéficient de mesures « récentes », un critère retenu pour l'application des tests de tendances dites « actuelles ».

Ainsi donc, à l'échelle du bassin Seine-Normandie, il est montré que les points des réseaux de suivis de la qualité des eaux souterraines RCS et RCO possèdent des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate nettement plus favorables à l'application des tests statistiques qu'en moyenne sur l'ensemble des chroniques disponibles. En terme de gestion, ce constat signifie que l'analyse des données issues de ces réseaux permet de dégager plus d'informations sur les changements et les évolutions de la contamination des eaux souterraines par les nitrates comparé aux autres points de prélèvement où des analyses ont été réalisées. **Ainsi, au-delà de la répartition spatiale de ces points, il semblerait que l'existence des stations RCS et RCO et des programmes de suivis permet d'améliorer la connaissance des évolutions des contaminations des eaux souterraines par les nitrates aux points de prélèvements. Toutefois, les efforts de suivis doivent être poursuivis comme le suggère la proportion importante de points des réseaux RCS et RCO, proche de 80% dans les deux cas, sur lesquels aucune tendance post-rupture n'a pu être identifiée.**

De façon arbitraire mais argumentée par les résultats d'études antérieures (Baran et al., 2009 ; Lopez et Leynet, 2011), les résultats du test Mann-Kendall ne sont considérés que s'ils résultent d'une application sur au moins 10 données. Il faut donc distinguer, dans le nombre de chroniques qui ne proposent pas de tendance, celles dont la tendance n'est pas significative d'un point de vue statistique et celles dont le nombre de données après rupture de pente (tronçon sur lequel est calculée la tendance) est inférieure à 10. Dans ce second cas, il est vraisemblable que la poursuite du suivi de la qualité des eaux permettra l'application du test de Mann-Kendall dans un avenir plus ou moins proche.

Ainsi, sur les 464 points que comporte le RCS, 361 ne disposent pas actuellement de tendance Mann Kendall. Or, parmi ces points, 149 montrent une tendance non significative d'un point de vue statistique et sur 212 points, le calcul n'est pas réalisé en raison d'un nombre de données post-rupture inférieur à 10. Sur les 361 points qui ne montrent pas de tendance, le test de Mann-Kendall n'est donc pas significatif sur 41,2% des points et n'est pas applicable sur 58,8% des points. Parmi les 212 points où le nombre de données post-rupture est insuffisant, 54 ont un nombre de données post-

rupture de 8 ou 9 données. Pour ces points, un an de suivi supplémentaire selon le programme mise en œuvre dans le RCS (2 analyses par an) permettrait vraisemblablement d'appliquer le test de Mann-Kendall. Après deux ans de suivi, ce sont 99 points du RCS qui possèdent actuellement entre 6 et 9 données post-rupture, sur lesquels l'application du test Mann-Kendall deviendrait possible. Il n'est toutefois pas garanti que les tendances ressortent significatives d'un point de vue statistique.

De la même manière, sur les 394 pts du RCO, 304 ne montrent pas d'information sur les tendances d'évolution des concentrations en nitrate après application du test Mann-Kendall. Ce manque d'information provient d'une non significativité statistique des tendances pour 126 points (environ 40% des points sans tendance) et, pour les 178 autres points de prélèvement, d'un nombre de données post-rupture inférieur à 10 (soit 60% environ des points où le test n'est pas applicable). Toutefois, la poursuite sur une année du suivi selon le programme minimum du réseau RCO (4 analyses par an) permettra l'application du test Mann-Kendall sur les tronçons de chroniques post-ruptures de 88 points qui possèdent actuellement entre 6 et 9 données sur cette période. L'extraction des données d'ADES réalisée pour l'étude datant de juillet 2009 (données extraites les plus récentes datant de fin 2008), **il est vraisemblable que le même exercice réalisé sur des données de concentrations en nitrate issues d'une extraction plus récente aboutisse à l'identification d'un nombre significativement plus important de tendances sur les points des réseaux RCS et RCO.**

L'analyse de la proportion des points des réseaux RCS et RCO qui ont été datés est quant à elle biaisée par le fait que ces points ont été choisis en priorité pour cet exercice. En effet pour des questions de logistique et de coûts, il a été choisi de faire les prélèvements nécessaires à la datation des eaux lors des campagnes de surveillance. Néanmoins, il ressort que **près de la moitié des points du RCS et du RCO ont pu être datés au moins une fois grâce à l'analyse des concentrations en différents CFC et/ou en SF6**. La datation par CFC/SF6 est aussi favorisée dans cette étude par le fait que les nappes captives ont été exclues de l'analyse, privilégiant ainsi des « eaux a priori plus récentes » (> 1950) et donc contenant les éléments recherchés.

9.2.ANALYSE A L'ECHELLE D'UNITES SPATIALES SELECTIONNEES

Après avoir comparé, à l'échelle globale du bassin Seine-Normandie, les résultats acquis sur les points des réseaux RCS et RCO avec ceux provenant de l'analyse de l'ensemble des points disponibles, il est proposé de réduire l'échelle d'analyse aux unités spatiales définies lors de la sectorisation du bassin. L'objectif est ici de voir comment les résultats de l'étude des âges apparents, des ruptures de pente et des tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines peuvent être utilisés pour qualifier la représentativité des points des réseaux RCS et RCO. Il est aussi intéressant d'appréhender dans quelle mesure les points des réseaux représentent l'ensemble des contextes rencontrés au sein des unités spatiales, en termes de pressions actuelles en azote et de comportements des eaux souterraines vis-à-vis de la contamination par les nitrates.

La méthodologie appliquée pour cet exercice repose sur une analyse qualitative à la fois de la répartition spatiale des points des réseaux au sein des unités spatiales « homogènes » vis-à-vis de la contamination des eaux souterraines par les nitrates et des résultats des tests statistiques acquis sur les points des réseaux par rapport aux autres points voisins disponibles. Aussi, les résultats de cette analyse seront d'autant meilleurs qu'ils reposent sur une bonne connaissance locale des différents contextes rencontrés. Il est ainsi proposé de sélectionner quelques unités spatiales afin de présenter la méthode mise en œuvre, qui pourra être étendue et affinée par la suite grâce à l'apport d'expertises plus locales. Les unités spatiales sélectionnées appartiennent aux grands types lithologiques « formations tertiaires » et « craie à l'ouest du bassin » présentés dans le chapitre 7. L'illustration 141 et l'illustration 142 permettent de comparer les points des réseaux RCS et RCO avec les résultats acquis en prenant en compte l'ensemble des points disponibles en contexte de « formations tertiaires » et de « craie à l'ouest du bassin » respectivement.

9.2.1.Comparaison des résultats en contexte de « formations tertiaires »

Dans les formations tertiaires du centre du bassin Seine-Normandie, si la répartition des points du RCS semble homogène au premier abord (Illustration 141) il apparaît dans le détail que la densité des points est moins importante dans la nappe de Beauce (au sud) et dans les sables de Bracheux au nord. Or, dans le secteur de la nappe de Beauce, les tendances d'évolution des concentrations en nitrate diffèrent entre le sud-ouest de la nappe et le sud-est (où les pressions sont moins fortes) et le centre. Ainsi, si quelques points du RCS permettent de rendre compte des tendances à la hausse identifiées au sud-ouest de la nappe de Beauce, très peu de points renseignent sur les faibles évolutions et les tendances à la baisse au centre et au sud-est de la nappe. Il en est de même en ce qui concerne les dates de rupture de pente qui apparaissent plus anciennes au sud-ouest de la nappe de Beauce qu'au centre et au nord-est. L'identification des dates des changements majeurs d'évolution des concentrations en nitrate dans la nappe de Beauce par la seule analyse des données issues du réseau RCS aboutirait alors à l'omission d'une partie de celle-ci au comportement singulier. L'unité spatiale issue de la sectorisation qui correspond à la nappe de Beauce, déjà

divisée une première fois en raison de variogrammes des chroniques nitrates différents au sud-est, pourrait être subdivisée une nouvelle fois selon une ligne nord-ouest/sud-est à la vue des résultats des traitements statistiques. Dans cette perspective, la nouvelle zone au nord de la nappe de Beauce montrerait clairement un déficit de points de prélèvement du réseau RCS. Il est plus difficile de statuer sur la répartition des points du réseau RCO car ils n'ont pas vocation à couvrir l'ensemble des contextes rencontrés sur le bassin. Il est néanmoins important de noter que ces points permettent d'identifier les tendances d'évolutions des concentrations en nitrate à la hausse indiquant une dégradation de la qualité des eaux souterraines. En nappe de Beauce, les points du RCO sont effectivement localisés dans les secteurs où des augmentations des teneurs en nitrate sont observées (est et sud-est). Il n'y a toutefois pas de point du RCO au centre de la zone où les évolutions des concentrations en nitrate montrent des comportements très contrastés d'un point à l'autre. **Globalement dans le secteur de la nappe de Beauce, la répartition et la densité des points du RCS et du RCO apparaissent trop faibles au regard de la diversité des comportements vis-à-vis de la contamination des eaux souterraines par les nitrates mise en évidence par les traitements statistiques.**

Les sables de Bracheux constituent le deuxième secteur en contexte de « formations tertiaires » du bassin Seine-Normandie où la répartition et la densité des points de prélèvements du RCS et du RCO apparaissent faibles au premier abord. Les points du RCS sont en effet pratiquement tous groupés dans le tiers sud-ouest de la zone comme le sont les points du RCO. Peu de points ont toutefois permis d'identifier des tendances et des ruptures de pentes significatives sur cette unité spatiale de sorte qu'il est difficile de statuer sur la représentativité des points des réseaux vis-à-vis de la contamination des eaux souterraines par les nitrates. Toutefois, un point hors réseau (00648X0020/F) montre une tendance d'évolution à la forte hausse au nord des sables de Bracheux. L'intégration de ce point dans les réseaux permettrait de rendre compte de la dégradation de la qualité des eaux souterraines dans ce secteur où peu d'information sont disponibles.

Sur les autres zones en contexte de « formations tertiaires » la répartition et la densité des points du réseau RCS apparaissent suffisamment homogène et importante respectivement pour décrire l'ensemble des comportements identifiés en terme d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines. A ce stade, le traitement des données disponibles pour les différents points du réseau n'a pas permis d'obtenir des tendances significatives pour tous les points. Mais à terme, si l'acquisition des données se poursuit, il est légitime de penser que le test de Mann-Kendall sera applicable sur un plus grand nombre de chroniques (sans présumer de la significativité du test). Les points du RCO permettent d'identifier la plupart des tendances d'évolution des concentrations en nitrate à la hausse et montrent la quasi-totalité des âges apparents des eaux les plus récents. Le futur rapportage des tendances à partir des points du RCO indiquera a priori une dégradation avérée de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis du paramètre nitrate en contexte de « formations tertiaires ». Ces résultats pourraient néanmoins être nuancés par la prise en compte des données de 2009 et 2010, non disponibles au moment de l'extraction d'ADES réalisée pour l'étude.

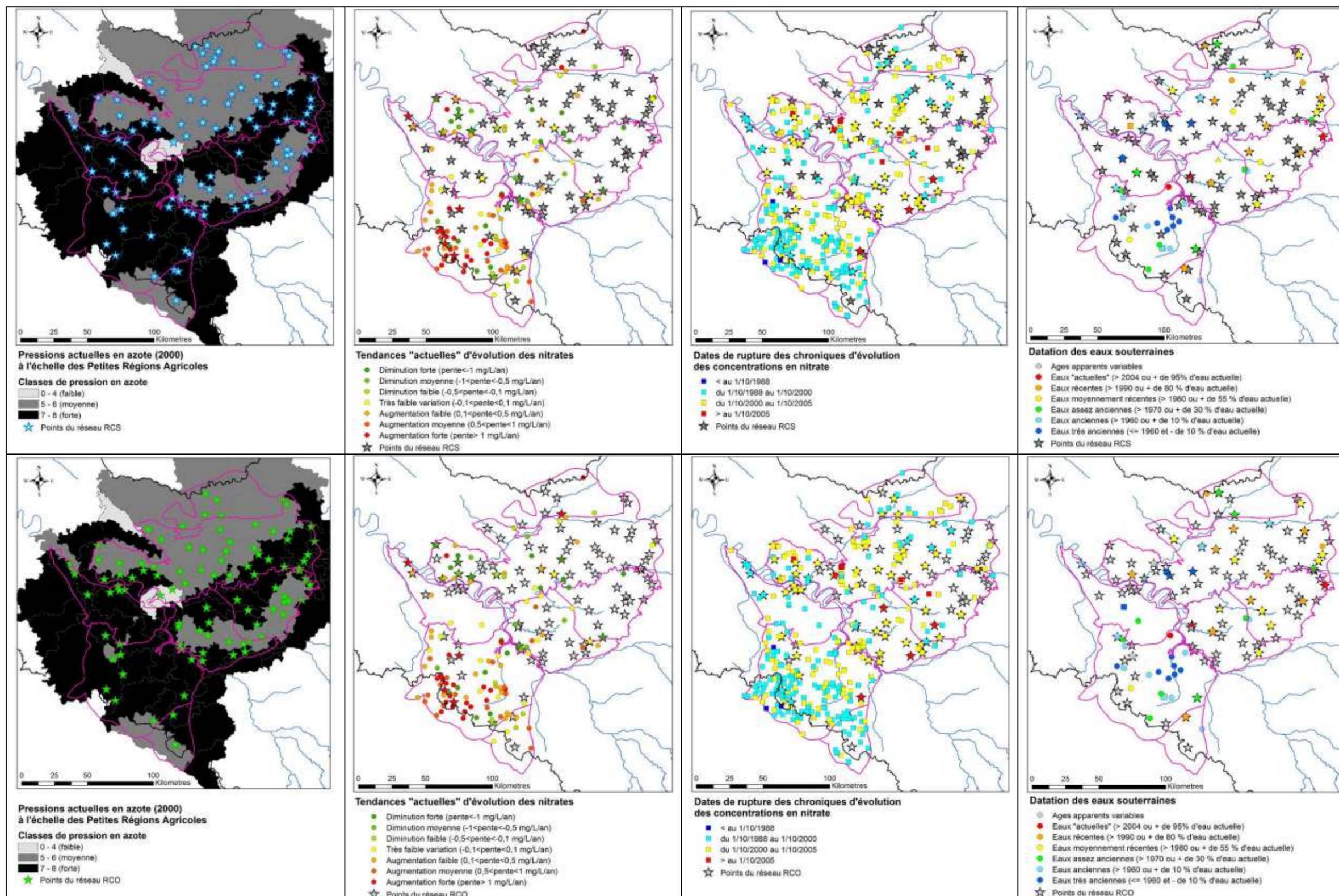


Illustration 141 : Comparaison des points des réseaux RCS (en haut) et RCO (en bas) avec les résultats acquis sur l'ensemble des points disponibles en contexte de « formations tertiaires ».

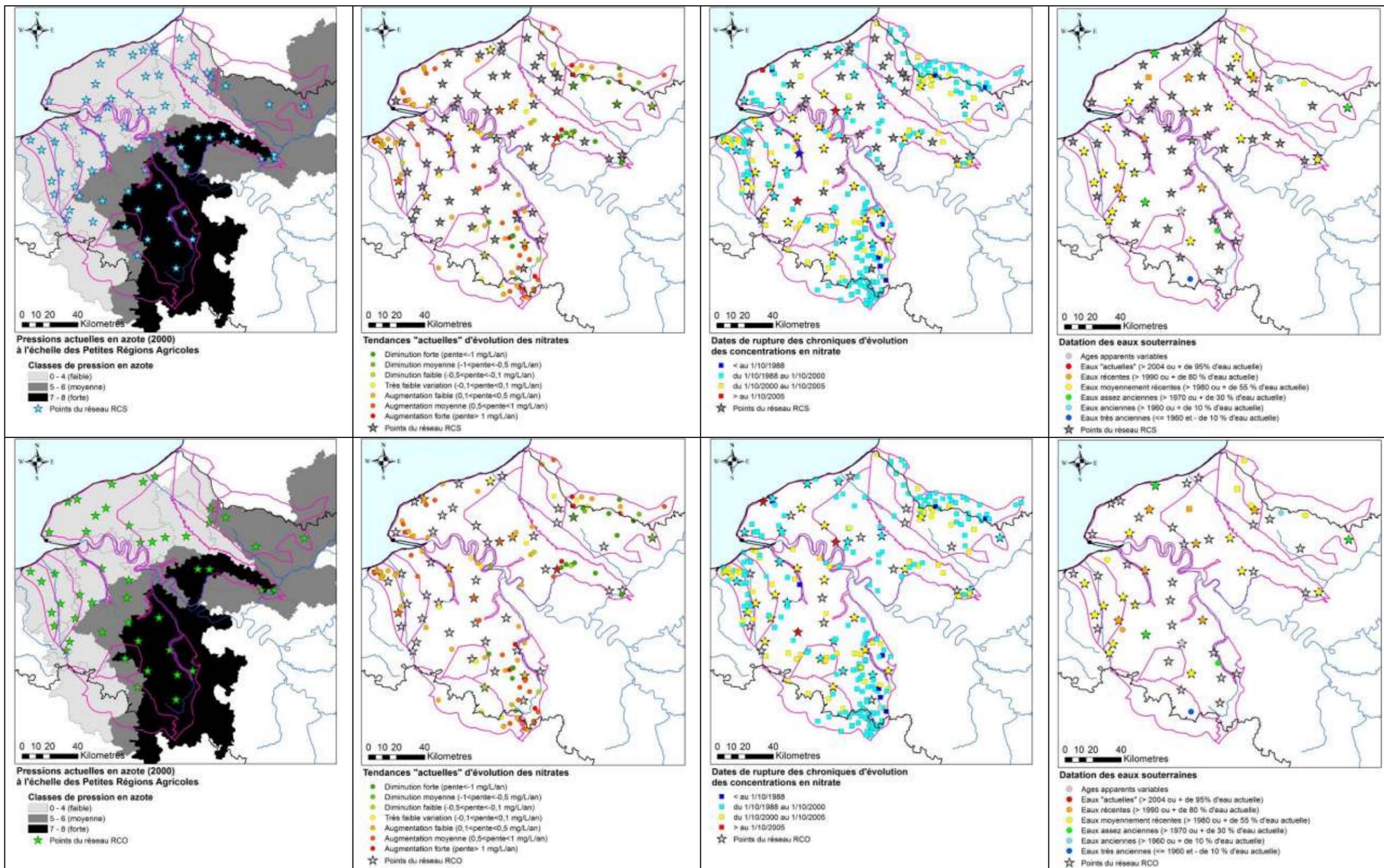


Illustration 142 : Comparaison des points des réseaux RCS (en haut) et RCO (en bas) avec les résultats acquis sur l'ensemble des points disponibles en contexte de « craie à l'ouest du bassin ».

9.2.2. Comparaison des résultats en contexte de « craie à l'ouest du bassin »

En contexte de « craie à l'ouest du bassin », qui constitue le deuxième exemple d'analyse de la représentativité des points des réseaux RCS et RCO (Illustration 142), la densité globale de points apparaît moins importante que dans les « formations tertiaires ». Au sud-est de ce grand secteur, dans la zone délimitée à l'est et au nord par l'Eure, où les pressions en azote sont les plus fortes et les tendances d'évolutions des concentrations en nitrate clairement identifiées à la hausse, peu de points du RCS et du RCO sont disponibles. De plus, dans cette zone, une seule tendance significative d'un point de vue statistique a pu être identifiée à partir d'un point appartenant aux deux réseaux RCS et RCO (02168X0002/PFAEP). De plus, la pente de cette tendance est moins forte que celles identifiées sur d'autres points alentours. **Ainsi, au sud et à l'ouest de l'Eure, en contexte de craie où les pressions en azotes sont fortes, un seul point appartenant au RCS et au RCO montre une tendance à la hausse par ailleurs clairement mise en évidence par l'analyse d'autres chroniques disponibles.** Les autres points du secteur sur lesquels l'identification d'une tendance fut possible montrant eux aussi une tendance à la hausse des teneurs en nitrate, on pourrait penser que le point du RCS/RCO est représentatif des évolutions dans la zone. Toutefois, les pentes des tendances sont généralement plus fortes sur les autres points disponibles qu'au point appartenant aux deux réseaux de sorte que sa seule analyse engendre une sous-estimation de la dégradation de la contamination des eaux souterraines par les nitrates dans ce secteur particulier.

Plus à l'ouest, où la pression en azote est « moyenne », seuls deux points du RCS localisés en limites sud et nord respectivement des petites régions agricoles sont disponibles. Or, si une date de rupture de pente a pu être identifiée à partir des deux chroniques issues de ces points, elles n'ont toutefois pas permis de calculer des tendances d'évolutions des concentrations en nitrate significatives (4 données seulement après la rupture de pente pour le point situé le plus au sud de la PRA et tendance non significative d'un point de vue statistique au nord). Néanmoins, un point du réseau RCO (01493X0016/F2) localisé entre ces deux points RCS et montrant une tendance d'évolution à la hausse, permet de renseigner cette zone au contexte particulier. Il est de plus à noter qu'aucun point de ce secteur n'a été daté. Comme précédemment en nappe de Beauce (contexte « formations tertiaires ») il pourrait être envisagé, à la vue des résultats de l'étude, un redécoupage de la grande unité spatiale issue de la sectorisation du bassin qui contient les deux zones à pressions en azote différentes qui viennent d'être mentionnées. Dans cette perspective, en suivant approximativement les limites des PRA, il apparaîtrait une zone à pression faible localisée entre la Seine et la Risle sans point du RCS et du RCO.

Dans la nappe de craie normande, les points du RCS sont essentiellement localisés dans la moitié est de l'unité créée lors de la sectorisation du bassin. On ne trouve en effet pas de points du RCS proche du littoral où des tendances d'évolution des concentrations en nitrate à la hausse ont été identifiées. Or, sur les points du RCS en craie normande, seule une tendance correspondant à des faibles variations (proche de la stagnation des teneurs) a été identifiée près de la Béthune. Cette tendance ne

semble pas représentative de l'évolution des teneurs en nitrate dans cette zone de sorte que **l'analyse des seules chroniques provenant des points du RCS ne peut rendre compte du comportement de la nappe de craie normande vis-à-vis de la contamination par les nitrates**. Deux points du RCO localisés dans la même zone, mais proche du littoral, permettent néanmoins de compenser ce manque. Le point le plus au nord (00575X0137/HY) met par exemple en évidence la dégradation de la qualité des eaux souterraines dans ce secteur à travers la tendance à la hausse des concentrations en nitrate identifiée en ce point.

Au nord de la boutonnière du pays de Bray, de nombreux points du RCS sont regroupés dans l'unité spatiale issue de la sectorisation du bassin à pression en azote faible. En revanche, aucun point du RCO n'est disponible dans cette même zone, probablement en raison de teneurs en nitrate dans les eaux souterraines actuellement faibles. Or, aucune information sur les évolutions des concentrations en nitrate n'a pu être apportée par l'analyse statistique des chroniques de données du RCS (moins de 10 données post-ruptures) ni d'ailleurs par le traitement de l'ensemble des données du bassin. Le nombre de données post-rupture étant faible sur ces points du RCS (entre 2 et 7), seule une extension de 2 à 4 années de suivi permettra d'appliquer le test Mann-Kendall sur les tronçons post-rupture. Aussi, les fréquences de mesure plus fortes prévues dans le programme RCO pourraient peut-être favoriser l'application des tests statistiques et ainsi apporter plus rapidement des informations sur les évolutions de la qualité des eaux souterraines dans ce secteur aujourd'hui non renseigné sur ce point. Plus à l'est en revanche, où les pressions sont plus fortes (pressions moyennes), les trois points du RCS disponibles révèlent des tendances d'évolution des concentrations en nitrate à la baisse en cohérence avec les résultats obtenus pour d'autres points d'eau de cette même zone. Ils suffisent donc vraisemblablement à appréhender le comportement de la nappe de craie dans cette zone.

La capacité des points des réseaux RCS et RCO à décrire les comportements de la nappe de craie à l'ouest du bassin vis-à-vis de l'évolution de la contamination par les nitrates est différente d'un secteur à l'autre. Quelques zones apparaissent trop peu renseignées (sud de l'Eure, entre Seine et Risle, littoral normand par exemple) alors que dans d'autres secteurs où la densité des points est importante, les caractéristiques actuelles des chroniques ne favorisent pas l'application des tests statistiques (nord-ouest de la boutonnière du pays de Bray).

9.2.3. Comparaison des tendances déterminées sur les points des réseaux RCS et RCO avec les tendances spatiales issues du test Kendall Régional

En complément de la comparaison des résultats acquis aux points des réseaux RCS et RCO avec ceux provenant de l'ensemble des points disponibles sur le bassin Seine-Normandie, il est proposé de mettre en perspective les tendances indiquées par les points du RCS et du RCO avec les tendances calculées par le test Kendall Régional à l'échelle des unités spatiales issues de la sectorisation. L'illustration 143 représente ainsi les tendances d'évolution des concentrations en nitrate aux points du RCS et du RCO calculées selon le test Mann-Kendall sur fond de tendances régionales calculées par le test Kendall-Régional. Ne sont représentés que les points des réseaux sur

lesquels une tendance significative a pu être identifiée (exclusion des points à nombre de données post-rupture inférieur à 10 et à tendance non significative). Les points dont les chroniques ont été utilisées pour le calcul des tendances régionales sont représentés en bleu sur l'illustration 143. L'analyse consiste à identifier les unités spatiales où les tendances identifiées aux points des réseaux RCS et RCO sont cohérentes avec la tendance régionale et celles où une contradiction apparaît. Dans ce dernier cas de figure, si la tendance régionale est calculée par la prise en compte d'un nombre important de points répartis de façon homogène sur l'unité spatiale étudiée, il est possible que le point du réseau ne soit pas représentatif du comportement des eaux souterraines vis-à-vis de la contamination par les nitrates dans le secteur au sein duquel il est localisé.

A titre d'exemple, au nord de Chalons en Champagne, 4 points du RCS et/ou du RCO montrent une tendance d'évolution des concentrations en nitrate à la baisse alors que la tendance régionale, calculée à partir de 79 points bien répartis sur l'unité spatiale, indique une augmentation générale des teneurs en nitrate. Le constat est le même au nord de Paris où les tendances identifiées à partir des seuls points des réseaux sont clairement en contradiction avec les résultats de l'application du test Kendall Régional : la tendance régionale est une augmentation moyenne alors qu'une diminution moyenne à forte des concentrations en nitrate émane de l'analyse aux points des réseaux. Ce cas de figure se répète à l'extrême est du bassin, dans les formations jurassiques qui affleurent dans le secteur de Bar-Le-Duc et dans une unité spatiale localisée au nord de Beauvais. Sur toutes ces unités spatiales où la tendance régionale est calculée à partir d'un nombre important de points bien répartis, il est possible de remettre en cause l'aptitude des points des réseaux à représenter l'évolution générale de la contamination des eaux souterraines par les nitrates (en partant de l'hypothèse que la définition des secteurs est optimale et que ces unités spatiales correspondent bien à une échelle pertinente de travail). La prise en compte des données issues uniquement du RCS et du RCO conduirait, dans ces zones spécifiquement, à rapporter une tendance d'évolution des concentrations à la baisse alors que, spatialement, elle augmente vraisemblablement.

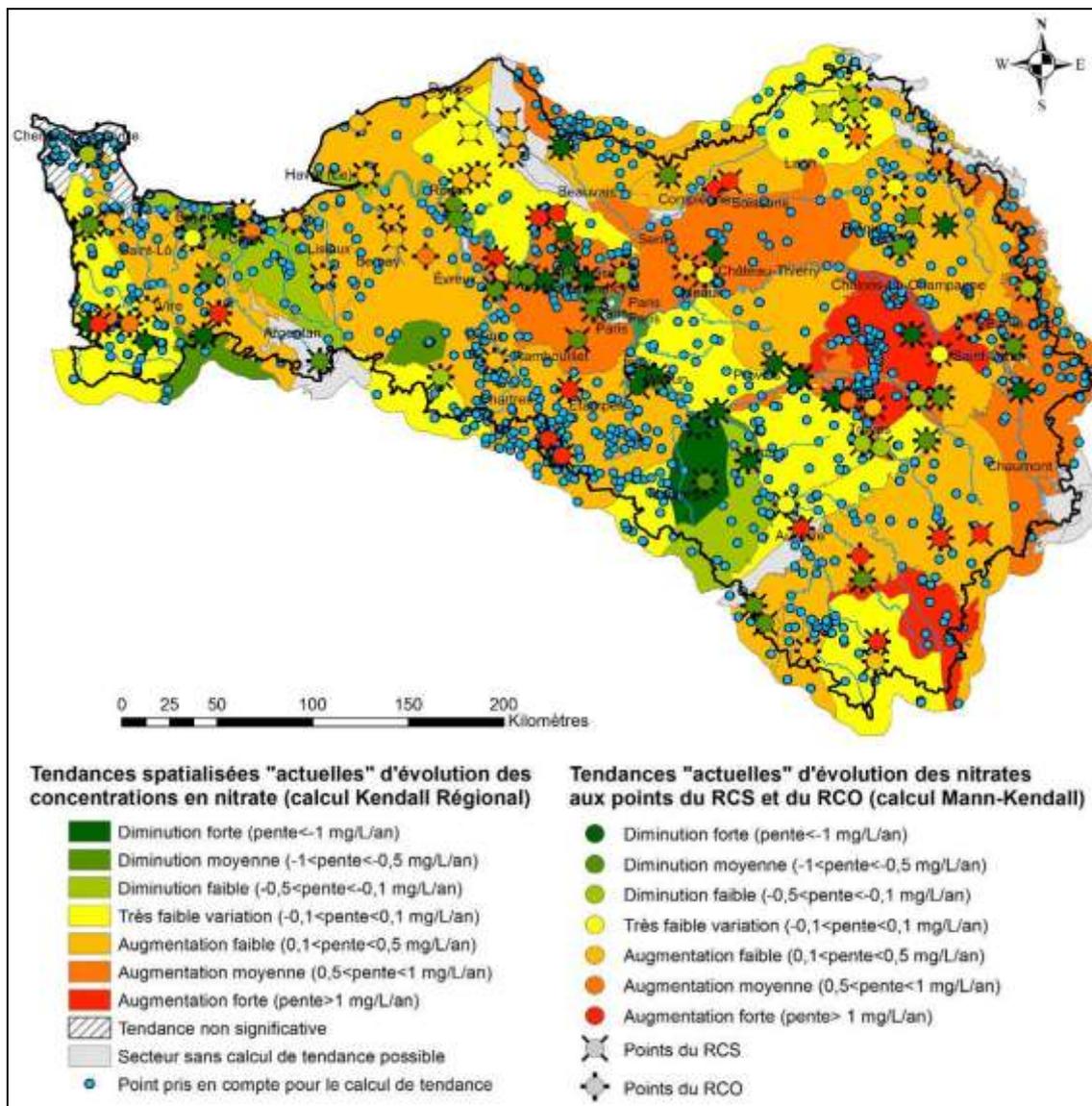


Illustration 143 : Comparaison des tendances d'évolution des concentrations en nitrate calculées par le test Kendall Régional à l'échelle des unités spatiales avec les tendances calculées aux points des réseaux RCS et RCO par le test Mann-Kendall.

Le cas de figure inverse peut être observé. Dans l'unité correspondant aux formations de socle du Massif Central et dans l'unité à l'ouest de Vire dans l'Isthme du Cotentin par exemple, les tendances d'évolution des concentrations en nitrate aux points des réseaux sont souvent à l'augmentation alors que les tendances régionalisées montrent une stagnation des teneurs à l'échelle des unités spatiales. Néanmoins, sur les 6 points des réseaux localisés à l'ouest de Vire dans les formations de l'Isthme du Cotentin sur lesquels une tendance significative est identifiée, deux montrent une tendance à la baisse des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines (4 montrent une augmentation). Dans cette zone très accidentée d'un point de vue

géologique (nombreuses discontinuités hydrauliques induites par un système complexe de failles) il n'y a pas de nappe homogène bien identifiée. La variabilité spatiale de l'évolution des teneurs en nitrate est donc importante et la représentativité spatiale des points de prélèvements très réduite.

Il apparaît d'autres secteurs où les tendances identifiées aux points des réseaux RCS et RCO montrent des évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines différentes alors que les points, situés dans une même unité spatiale, sont proches les uns des autres. C'est par exemple le cas dans les calcaires jurassiques karstifiés au nord de Caen où 6 points appartenant au RCS et/ou au RCO montrent des tendances très différentes. Le caractère karstique des calcaires jurassiques induit probablement des différences de comportements en termes de contamination des eaux souterraines par les nitrates, certains points de prélèvements pouvant être plus influencés que d'autres par des écoulements préférentiels et des venues d'eaux récentes dans le système. **La représentativité des points des réseaux est ainsi très conditionnée par le contexte hydrogéologique dans lequel ils sont positionnés**, les variabilités spatiales des terrains géologiques et les discontinuités hydrauliques abaissant de façon importante l'aptitude des points de prélèvement à représenter les évolutions de la contamination des eaux souterraines sur des zones importantes. Il convient de rappeler que **les pratiques agricoles locales peuvent impacter fortement les évolutions des concentrations en nitrate**. Or à cette échelle de travail il n'est pas possible de compiler ce type d'information qui pourrait probablement, dans certains cas, expliquer les disparités observées entre les points voisins et/ou entre les points et les secteurs dans lesquels ils sont localisés.

Sur tous les autres secteurs du bassin Seine-Normandie, les tendances identifiées aux points des réseaux RCS et/ou RCO sont en cohérence avec les tendances spatialisées issues du calcul Kendall Régional. C'est ainsi le cas dans les secteurs de craie à l'est et à l'ouest du bassin, dans les différents secteurs en nappe de Beauce ou bien dans les affleurements jurassiques au sud-est de Troyes par exemple. Les pentes des tendances (à l'augmentation ou à la diminution) peuvent toutefois être plus importantes aux points de prélèvements qu'en moyenne sur l'unité spatiale considérée. Ceci peut être expliqué par la prise en compte de plusieurs chroniques d'évolution des concentrations en nitrate dans le calcul des tendances spatialisées, avec pour conséquence le lissage des variations observées aux points et donc la réduction des amplitudes des tendances d'évolution.

9.3.CONCLUSIONS SUR LA REPRESENTATIVITE DES POINTS DES RESEAUX RCS ET RCO

A ce stade de l'étude, il ne s'agissait pas de critiquer un à un chaque point des réseaux RCS et RCO mais d'avoir une vision critique sur les informations qu'ils apportent aujourd'hui et d'évaluer l'intérêt de poursuivre l'effort d'acquisition des données.

De façon générale sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie, il est montré que plus de chroniques du RCS et du RCO ont pu être exploitées par application de méthodes statistiques par rapport aux autres données du bassin. Ceci souligne a priori la meilleure qualité des chroniques issues des réseaux (nombre de données, longueur des chroniques, importance et régularité des fréquences de prélèvements) par rapport aux points qui n'y sont pas affiliés. Toutefois, 80% n'ont pas pu donner une indication de tendances comme 88% de tous les points du bassin Seine-Normandie. Ce faible nombre de points exploitables par des méthodes statistiques serait aussi problématique dans le cadre d'un travail sur la recherche des facteurs explicatifs des tendances observées. La constitution de couples piézomètres/points des réseaux, nécessaire au calcul de la covariance, serait par exemple difficile à réaliser aujourd'hui.

A l'heure actuelle, il est aussi difficile de dire si les tendances identifiées par les points des réseaux sont cohérentes avec les observations faites sur les points voisins. Seule une reprise de ce type d'approche avec des chroniques plus longues pourra fournir des indications sur ce point. En effet, le traitement statistique a été fait sur des chroniques s'arrêtant fin 2008. On peut alors estimer que la prise en compte des données du suivi 2009 permettra de rattraper 15% des chroniques du RCS et 30% des chroniques du RCO qui ne montrent pas de tendances actuellement (non significatives ou test non applicable). La prise en compte des données des 2 années de suivis 2009 et 2010 permettrait d'exploiter 99 chroniques du RCS supplémentaires soit près de 30% des chroniques qui ne montrent pas de tendance actuellement. Pour le RCO, deux années de suivi correspondant à 8 analyses, la quasi-totalité des chroniques non exploitables actuellement pourraient être analysées. Il est néanmoins impossible de savoir à l'avance si les résultats seront significatifs d'un point de vue statistique.

Il est aussi nécessaire de rappeler que les fréquences d'acquisition (2 et 4 mesures par an pour le RCS et le RCO respectivement) ne sont pas optimales pour discriminer les éventuels cycles saisonniers. Il s'agit bien ici de travailler sur les grandes tendances d'évolution des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines à l'échelle temporelle de plusieurs années.

L'analyse qualitative des résultats de l'étude montre la bonne couverture spatiale des points des réseaux RCS et RCO sur l'ensemble du bassin, mais aussi par rapport aux zones déterminées lors de la sectorisation, zones dans lesquelles les points d'eau présentent, a priori selon les critères de sectorisation essentiellement hydrogéologiques et hydrodynamiques, des évolutions vis-à-vis de la contamination par les nitrates de même type. Dans le détail néanmoins, chaque expert régional peut regarder ses points en reprenant les traitements effectués à l'échelle globale du bassin Seine-Normandie. L'apport d'une connaissance locale des contextes permettrait par

exemple de mieux juger de la cohérence entre les tendances identifiées aux points des réseaux, sur les autres points disponibles et sur des secteurs « homogènes » après application du test Kendall Régional. Ce travail paraît nécessaire en raison notamment du déficit de points disponibles dans certains secteurs présentés en exemple. A l'inverse, étant donné que la proportion de points sur lesquels une tendance a pu être déterminée (incluant la stagnation des concentrations) est faible par rapport au nombre de points disponibles, il est difficile de savoir aujourd'hui si des points des réseaux pourraient être supprimés car redondants.

L'exercice de comparaison des résultats de l'application du test Mann-Kendall sur les points des réseaux RCS et RCO avec les résultats du test Kendall Régional a permis de montrer certaines incohérence entre les tendances aux points et par secteurs. Toutefois, très peu de données issues des réseaux RCS et RCO étaient exploitables au moment de l'étude de sorte qu'une mise à jour des données traitées permettrait vraisemblablement de porter un regard nouveau sur la représentativité des tendances aux points. Cette comparaison des résultats aux points par rapport aux secteurs pose aussi la question de la pertinence des unités spatiales pour l'application du test Kendall Régional.

Environ 1 point des réseaux RCS et/ou RCO sur 2 a fait l'objet d'une datation par l'analyse des concentrations en CFC/SF6. Ces résultats apportent ainsi des informations sur les temps de transfert des eaux souterraines ce qui améliore bien évidemment la connaissance sur le bassin.

Il est enfin important de noter que le raisonnement est fait en terme de tendances d'évolutions des concentrations en nitrate dans les eaux souterraines et non pas en concentrations absolues. Une tendance peut être à l'augmentation forte sans que les concentrations atteintes ne dégradent l'état chimique (au sens de la DCE) de la nappe. Il en est de même dans les secteurs où les tendances sont à la baisse avec des concentrations en nitrate atteintes toujours au-dessus du seuil 50 mg/L. Le rapportage DCE doit prendre en compte ces considérations. De la même manière seuls les résultats concernant le paramètre nitrate ont été analysés de sorte qu'il n'est pas possible de présumer de la pertinence des réseaux RCS et RCO vis-à-vis d'autres paramètres, et notamment les pesticides.

10. Conclusions et perspectives

Le principal objectif fixé par la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE) est que les masses d'eau présentent d'ici 2015 un bon état quantitatif et qualitatif. La Directive impose ainsi aux Etats Membres non seulement de caractériser le niveau de la contamination des eaux souterraines mais aussi d'étudier les tendances d'évolution des concentrations des polluants. En ce qui concerne le bassin Seine-Normandie, l'état des lieux réalisé en 2004 a montré que 46 masses d'eau souterraines sur les 53 rattachées au bassin ont un risque de non atteinte du bon état chimique, dont 15% pour le paramètre nitrate seul, 15 % pour le paramètre phytosanitaires seul et 70 % pour les deux paramètres associés.

L'objectif de la présente étude menée conjointement par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie et le BRGM, est de mieux caractériser les pollutions diffuses (nitrates, produits phytosanitaires) à l'échelle du bassin Seine-Normandie en travaillant à la fois sur l'état actuel de contamination mais aussi en valorisant et interprétant les données historiques de qualité. Le travail effectué dans cette étude vient en complément des outils développés dans le cadre du SEEE soutenu par l'ONEMA. Il intègre notamment des aspects relatifs à l'article 5 de la Directive Eau Souterraine portant sur les tendances qui ne sont pas inclus dans le SEEE.

La contrainte principale de ce projet provient de l'échelle de travail, celle du bassin, impliquant le traitement d'un jeu de données très important avec une répartition des informations disparates. Les méthodologies mises en œuvre pour répondre aux objectifs de caractérisation de pollutions diffuses ont effectivement permis de travailler à cette échelle et de donner des clés d'étude pour l'amélioration de la connaissance des modalités de transfert des contaminants et plus spécifiquement des nitrates.

Le projet se décompose en 9 tâches principales suivant 3 volets : i) revue bibliographique sur les études antérieures menées sur le bassin Seine-Normandie visant à caractériser les temps de transfert et/ou l'existence de stocks de solutés (essentiellement les nitrates) dans la zone non saturée, ii) l'étude des tendances d'évolution de la contamination et la recherche de facteurs explicatifs à cette contamination des eaux souterraines et, iii) l'estimation des âges de l'eau (ou temps de résidence).

Le premier volet de l'étude correspond donc à **une revue bibliographique** (tâche 1) portant sur les travaux menés dans le bassin sur les temps de transfert et/ou la détermination de stocks de solutés dans la zone non saturée. Elle montre que l'estimation des vitesses de transfert de l'eau et des solutés dans la zone non saturée est une préoccupation ancienne. Le tritium a ainsi été utilisé à plusieurs reprises (et notamment dans les aquifères crayeux) pour estimer la vitesse de l'eau et indirectement celles des nitrates (en intégrant des données agronomiques). Toutefois, la décroissance radioactive du tritium rend cet outil de plus en plus délicat à utiliser. Plus récemment, de nouveaux outils de datation sont utilisés pour estimer les temps de

résidence de l'eau souterraine (CFC et SF₆). Il convient de rappeler que ces outils apportent des informations différentes, l'un (le tritium) intégrant la globalité du temps de transfert depuis l'infiltration de la molécule d'eau en surface alors que les autres (CFCs et SF₆) vont donner l'information depuis la date d'arrivée de la goutte d'eau dans la nappe. Si le tritium peut être utilisé pour des établir des profils dans la zone non saturée (après récupération de l'eau de la matrice solide) ou directement pour des échantillons d'eau de nappe, les CFC et SF₆ ne sont à ce jour utilisés que pour des échantillons d'eau de nappe.

En ce qui concerne les profils de concentration de solutés dans la zone non saturée, les données existantes concernent presque exclusivement les nitrates. En effet, les difficultés analytiques (effet de matrice notamment) rendent la détermination sur les solides (matériaux géologiques notamment) des concentrations en phytosanitaires, avec des seuils de quantification bas et compatibles avec l'approche envisagée, délicate. La présence d'un stock de nitrate dans la zone non saturée est clairement démontrée.

L'étude des tendances d'évolution des concentrations en nitrate et la recherche de facteurs explicatifs de la contamination et de son évolution, deuxième volet de cette étude, sont menées en s'appuyant sur un travail initial de sectorisation du bassin. Cette sectorisation est réalisée en fonction de critères hydrogéologiques, hydrodynamiques et d'évolution temporelle des concentrations en nitrate (tâches 2, 3, 4 et 5). Ainsi, les données piézométriques disponibles dans la base ADES ont été exploitées (1 750 431 mesures pour 558 piézomètres disponibles en juillet 2009). Les variogrammes expérimentaux ont été déterminés puis ajustés suivant 7 types de variogrammes théoriques se distinguant notamment par la présence ou non de cycles intra-annuels et/ou pluriannuels, de leurs amplitudes et leur dérive à long terme. Si cette approche est nécessairement biaisée par la longueur de la chronique disponible (les cycles pluriannuels ne sont visibles que sur des chroniques longues de plus de 10 ans) et par la classification à dire d'expert dans une des 7 classes de variogrammes théoriques, elle a toutefois permis de montrer une répartition non aléatoire des comportements hydrodynamiques à l'échelle du bassin. Cette classification couplée à des critères géologiques, a permis de proposer un premier découpage du bassin en unités de travail. Outre l'éventuel biais généré par la longueur des chroniques piézométriques disponibles, il convient aussi de noter que certains secteurs comme l'aquifère du Jurassique à l'Est du bassin ou globalement le département de la Manche sont nettement moins renseignés que le reste du bassin. L'acquisition de données piézométriques complémentaires dans ces secteurs et/ou à terme la réinterprétation des chroniques piézométriques qui auront par définition une longueur plus importante permettra d'affiner cette première sectorisation.

Les résultats obtenus montrent la disparité des comportements piézométriques à l'échelle du bassin. Bien que moins bien renseigné, le jurassique de l'Est du bassin semble caractérisé par des cycles annuels de forte amplitude et l'absence de cycles pluriannuels. Les différents aquifères crayeux montrent clairement des différences de comportements avec du côté occidental du bassin des chroniques piézométriques ayant des cycles annuels de faibles amplitudes et des cycles pluriannuels marqués et du côté Est du bassin des cycles annuels marqués et l'absence de cycles pluriannuels.

La nappe de Beauce quant à elle présente les cycles interannuels (pluriannuels) les plus longs (plus de 20 ans).

Ce premier travail de sectorisation qui a conduit à l'identification de 54 zones s'appuie donc sur le croisement des données piézométriques et de la lithologie. Afin d'affiner ce découpage, les chroniques de concentrations en nitrate ont également été prises en compte. A l'instar du travail fait sur la piézométrie, des variogrammes expérimentaux ont été calculés à partir des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate, ajustés par la suite sur des variogrammes théoriques (441 variogrammes théoriques déterminés). La principale limite de l'exercice réside dans le fait que les fréquences de mesure sont parfois faibles (quelques mesures par an contre généralement une donnée par jour pour la piézométrie) et ne permettent donc pas de mettre en lumière les éventuels cycles intra-annuels. Seule une modification de la fréquence de mesures permettait d'affiner la classification. Globalement du fait du nombre de données plus restreints et d'une fréquence de mesure moins importante, le degré de confiance à accorder aux résultats obtenus par cette approche pour les nitrates est moindre que celui accordé aux résultats obtenus pour la piézométrie. Enfin, comme pour la piézométrie, des secteurs sont apparus beaucoup moins bien caractérisés que d'autres. Néanmoins, l'examen des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate a conduit à redécouper certaines zones préalablement identifiées sur la base de la lithologie et du comportement piézométrique. **Au final, 64 zones ont été définies, au sein desquelles un comportement type du point de vue hydrodynamique et vis-à-vis des nitrates peut être schématisé** ; ces 64 zones servent d'**unités spatiales de référence** pour le reste de l'étude.

L'étude des tendances d'évolution des concentrations d'un soluté s'appuie sur la mise en œuvre de différents outils statistiques (boîtes à moustache, test de Mann-Kendall, Kendall régional, régressions linéaires) **soit point d'eau par point d'eau, soit par des approches spatialisées**. En ce qui concerne les produits phytosanitaires, la nature des jeux de données disponibles à ce jour réduit dans de nombreux cas la possibilité d'appliquer ces mêmes outils statistiques. **En ce qui concerne les nitrates et l'étude point d'eau par point d'eau**, préalablement à la mise en œuvre de la détermination des tendances, **le test du CUSUM modifié a été appliqué afin de déterminer, si elle existe, la date de changement de comportement au sein d'une chronique donnée** (sur 5862 chroniques de concentrations en nitrate, 1987 ont une rupture de pente significative). Le test de Mann-Kendall, non paramétrique et robuste, a pu être appliqué sur 1247 chroniques (soit 21% des points du bassin disposant d'au moins 10 données de concentrations en nitrate) dont 1096 possèdent une date de rupture (ainsi 151 points n'ont pas de rupture statistiquement identifiable). Couplé au test de Sen, le test de Mann-Kendall a permis de déterminer des tendances à la hausse ou à la baisse voire une stabilité des teneurs et de les quantifier. A nouveau, bien que la répartition spatiale des chroniques traitées soit hétérogène au niveau du bassin, les tendances identifiées ne semblent pas aléatoirement distribuées à l'échelle des zones sectorisées. Ainsi, au niveau de la Beauce, les tendances dites « récentes » (c'est-à-dire postérieures à la date de rupture) sont à l'augmentation alors que le Jurassique Est présente plutôt une diminution des teneurs. Les informations obtenues grâce au test de Mann-Kendall ont été comparées aux tendances déterminées par régression linéaire par moindres carrés (appliquée sur la même période que le test

Mann Kendall). Pour les 641 chroniques ayant pu être traitées suivant ces 2 approches, la différence moyenne de pente est de 0,5 mg de nitrate/L/an avec, pour 341 chroniques (53 % des cas), une pente plus forte déterminée par la régression linéaire (en valeurs absolues). Des pentes inverses ont été décrites sur 59 chroniques (9% des cas). Un examen détaillé de quelques chroniques permet de comprendre dans quelles situations l'un des tests est préférable à l'autre ou dans quels cas les informations sont tout à fait similaires. Ainsi, pour des séries de données distribuées suivant une loi normale et sans valeur « aberrante », la régression linéaire est à privilégier alors que pour des séries à données non normalement distribuées et/ou avec des valeurs « aberrantes », le test de Mann-Kendall sera le plus approprié. Mais, **dans des situations telles que celles de l'étude** c'est-à-dire avec de nombreuses chroniques de données ne pouvant pas être examinées au cas par cas (pour vérifier la distribution normale ou non des données, valeurs extrêmes à filtrer qui pourraient correspondre à des erreurs de saisie, influence d'un pompage ou autre), **le test de Mann-Kendall est à privilégier pour déterminer les tendances car il est robuste quelles que soient les conditions initiales d'application** du test. Si l'application du test de Mann-Kendall ne nécessite pas en théorie un nombre minimal de données, il est toutefois suggéré de travailler avec des chroniques ayant 10 données ou plus.

Au niveau du bassin, les points où les tendances à la hausse les plus fortes ont été identifiées sont localisés principalement dans la nappe de Beauce et en bordure nord-est du bassin, avec néanmoins des valeurs de pentes moins élevées. Les points situés en nappe de craie normande montre aussi des tendances à la hausse des concentrations en nitrate, alors que les tendances dans les aquifères de socle du Cotentin sont plus hétérogènes. Les points qui montrent les tendances d'évolution des concentrations en nitrate les plus à la baisse sont localisés au centre et au sud-est du bassin Seine-Normandie, dans les formations tertiaires à l'ouest de Paris et au sein de quelques zones particulières de craie. Si une certaine structuration apparaît à l'échelle de quelques zones du bassin, plus localement peuvent se côtoyer des points indiquant des tendances différentes. Seul un changement d'échelle avec une intégration de données plus locales, agronomiques notamment, mais aussi un examen détaillé des coupes géologiques afin de déterminer avec précision quels aquifères sont captés permettrait d'expliquer ces différences, tout ou partie.

Toujours pour l'examen des tendances d'évolution des concentrations en nitrate mais cette fois suivant une approche spatialisée, 2 approches sont proposées : la détermination des boîtes à moustache pour différentes périodes couplée à l'application du test statistique Kruskal-Wallis pour les comparer et le test statistique Kendall régional. La boîte à moustache est un moyen rapide de figurer le profil essentiel d'une série statistique quantitative (médiane, quartiles, minimum, maximum et valeurs extrêmes). Au préalable, il a été nécessaire de définir les périodes pour lesquelles ces statistiques sont déterminées. La compilation des données sur les dates de rupture déterminées grâce à l'application du test du CUSUM modifié, a permis de proposer un découpage en périodes pertinentes. Pour chaque période ainsi fixée, les statistiques ont été calculées soit en prenant toutes les données disponibles, soit en ne considérant que les points d'eau ayant au moins une donnée dans chacune des périodes considérées. Si cette deuxième approche est a priori plus rigoureuse, elle entraîne une diminution importante du nombre de données traitées. Enfin, si l'approche

a d'abord été appliquée à l'échelle du bassin, une déclinaison par grands types lithologiques a été réalisée. Ce changement d'échelle permet d'identifier des secteurs avec des évolutions temporelles de la contamination en nitrate variables et donc de mieux représenter l'impact des spécificités régionales (contexte hydrogéologique, évolution des pratiques agricoles, pluie efficace etc.) sur l'évolution de la qualité des eaux souterraines vis-à-vis des nitrates.

Le principe du test Kendall régional est identique à celui du Mann-Kendall mais il s'applique sur un qualitomètre virtuel, pour lequel l'ensemble des mesures existantes dans le secteur choisi pour la spatialisation sont considérées. Les pentes entre chaque couple de données appartenant à une même chronique sont calculées, la tendance spatialisée correspondant à la médiane de l'ensemble de ces pentes. Les 64 unités spatiales préalablement définies sont considérées pour l'application de ce test. A l'instar du travail fait par point d'eau, une éventuelle date de rupture de tendance de la chronique ainsi reconstituée est recherchée avant la mise en œuvre du test de tendance. A défaut de préconisation dans la littérature, la date de rupture de tendance considérée a été la moyenne des dates de rupture obtenues pour chacune des chroniques prises indépendamment pour chaque unité spatiale. Sur l'ensemble du bassin à l'exception de surfaces très restreintes (Cotentin, boutonnière du pays de Bray), il a ainsi été possible de mettre en évidence des augmentations, des diminutions ou des variations très limitées des concentrations en nitrate.

La confrontation des résultats obtenus par secteur (Kendall régional) et point d'eau par point d'eau (Mann-Kendall) révèle des similarités mais aussi quelques disparités qui s'expliquent aisément. La différence fondamentale entre le test du Kendall régional et le test de Mann-Kendall est de compiler l'ensemble des données disponibles sans critère de nombre de données, de longueur de chronique ou de fréquence de mesures. Dans notre étude, le choix a été fait d'estimer les tendances par le test Mann-Kendall pour les points d'eau ayant au moins 10 mesures. Ainsi, il est clair que le jeu de données pris en compte diffère d'un test à l'autre pouvant donc générer des interprétations différentes surtout si, au final, les chroniques non considérées par le test Mann-Kendall ont un poids important dans le test de Kendall régional. De plus, si la répartition spatiale des tendances ne semble pas complètement aléatoire, elle n'est pas non plus parfaitement structurée : localement des points indiquant des tendances différentes (résultant par exemple de pratiques agricoles différentes) peuvent être voisins ou, au sein d'une zone, des secteurs différents peuvent apparaître de manière plus ou moins évidente. Le test du Kendall régional agrège ces informations sans distinction. En conséquence, si le test de Kendall régional paraît approprié pour spatialiser l'examen des tendances, il convient d'une part, de sélectionner le secteur de manière très attentive (par exemple suivant le mode de sectorisation appliqué ici voire suivant un sous-ensemble qui paraît plus pertinent) et d'autre part, d'avoir un regard critique sur les données qui sont compilées notamment si on cherche à établir une relation entre les résultats des 2 tests (garder des périodes communes par exemple). En revanche, le test du Kendall régional offre la possibilité de valoriser des données pour des chroniques ayant peu de données.

Les différentes approches statistiques mises en œuvre ont permis de mettre en évidence des évolutions temporelles des concentrations en nitrate variables à l'échelle

du bassin. De façon à comprendre ces évolutions passées et à expliciter l'état actuel de contamination, **plusieurs facteurs explicatifs ont été compilés**. Il s'agit i) des pressions en azote déterminées à l'échelle des Petites Régions Agricoles (PRA) pour les années 1970, 1979, 1988 et 2000 dans le cadre du projet PIREN-Seine, ii) de la pluie efficace de 1988 à 2007 extraites des travaux de modélisation réalisés également dans le cadre du projet PIREN-Seine, iii) des comportements hydrodynamiques des aquifères déterminés dans cette étude par l'examen des variogrammes piézométriques et iv) des âges apparents des eaux souterraines déterminés dans le cadre de cette étude. Il convient de noter que ces facteurs explicatifs ne sont pas nécessairement connus sur l'ensemble du bassin. En complément, sur quelques secteurs restreints, le calcul de la covariance entre les chroniques piézométrique et de concentrations en nitrate a été effectué (après définition de couples qualitomètre-piézomètre pertinents). Cet exercice a révélé dans certains secteurs une influence prépondérante de la recharge sur la qualité de l'eau (fluctuations piézométriques et variations des teneurs fortement corrélées).

La représentativité des points des réseaux de surveillance DCE a été discutée suite à la compilation des données obtenues dans le cadre de cette étude. En effet, tous les traitements effectués dans le cadre de cette étude ont été réalisés sur l'ensemble des données disponibles dans la base ADES sans distinction des réseaux de l'Agence. Si, globalement, les chroniques issues des réseaux sont plus propices à l'application des tests statistiques, l'estimation des tendances reste possible sur un nombre limité de points. L'actualisation des données après quelques années supplémentaires de suivi permettra d'évaluer plus finement la pertinence de l'ensemble des points des réseaux RCS et RCO.

En ce qui concerne les produits phytosanitaires et leurs métabolites, une sélection des substances à étudier plus précisément a été effectuée sur la base des fréquences de quantification sur le bassin, sur le nombre de points d'eau, pour lesquelles elles sont recherchées et suivant l'exploitation des réseaux de l'Agence qui mettent en exergue d'autres molécules. Au final, 17 molécules ont été retenues. Il s'agit d'herbicides (ou de leurs produits de dégradation) toujours utilisés ou non. Un premier travail de cartographie a été réalisé pour chacune des substances permettant pour chaque point d'eau de visualiser le nombre de recherche et le taux de quantification. Ces cartes permettent de visualiser des disparités de natures diverses : substances globalement moins recherchées que d'autres, substances inégalement recherchées sur l'ensemble du bassin, taux de quantification distribués de façon homogène ou non au sein du bassin etc. De manière très triviale, **la représentation de l'OTEX en fond de carte permet, pour certaines molécules, de faire un lien direct entre la contamination et les usages**. C'est le cas de la terbuthylazine, de la déséthylterbuthylazine ou du déséthyl-terbuméton quantifiés dans de plus de 50 % des recherches au niveau des zones de viticulture (et plus faiblement quantifiés ailleurs dans le bassin), terbuthylazine et terbuméton ayant été utilisés spécifiquement sur la vigne.

Pour l'évaluation des tendances d'évolution des concentrations en phytosanitaires, par analogie avec le travail effectué pour les nitrates, **2 approches ont été proposées** : le traitement des données par boîtes à moustache et le test de

Mann-Kendall. Compte-tenu du faible nombre de chroniques disponibles, le test Kendall régional n'a pas été appliqué. Compte-tenu des jeux de données disponibles à ce jour et du grand nombre de résultats inférieurs à la limite de quantification pour de nombreuses substances, le travail s'est porté exclusivement sur l'atrazine et la dééthylatrazine (DEA). En effet ces 2 molécules ont les chroniques les plus longues, le nombre de mesures et la fréquence de quantification les plus élevés. Pour la mise en œuvre des boîtes à moustache, il est rapidement apparu que i) l'application à l'échelle du bassin lisse les résultats alors que l'application par secteurs permet de décrire des évolutions et ii) par secteur, il est préférable de garder toutes les données disponibles même si les points d'eau considérés peuvent être différents d'une période à une autre (plutôt que de ne garder que les points d'eau ayant une mesure dans chacune des périodes considérées). D'une manière générale à l'échelle du bassin, il apparaît que les évolutions des teneurs en atrazine et DEA ne sont pas comparables entre elles. De plus, il apparaît que pour chacune de ces 2 substances, l'évolution des teneurs est variable suivant les différents secteurs du bassin préalablement identifiés. La comparaison avec les pluies efficaces (obtenues par modélisation dans le cadre du Piren Seine) montre que si depuis 2004-2005, les teneurs en atrazine semblent toujours décroître, les années plus humides postérieures ont pu conduire à une remontée des teneurs en DEA. De la même façon pour les périodes plus récentes, les teneurs en DEA apparaissent encore très dispersées (large gamme de valeurs) alors que les teneurs en atrazine semblent moins fluctuantes. La recharge apparaît ainsi dans certains secteurs comme un facteur explicatif majeur de l'évolution des teneurs en DEA.

L'application du test Mann-Kendall sur les chroniques de concentrations en atrazine et DEA après détermination des dates de rupture de tendances (méthode CUSUM modifié comme pour les nitrates), si elle est théoriquement applicable, a également rapidement montré ces limites. En effet, ayant fait à nouveau le choix de ne conserver que les chroniques ayant au moins 10 données et prenant en compte les points d'eau pour lesquels le taux minimum de quantification a été arbitrairement fixé à 90%, seules 152 et 170 chroniques pour l'atrazine et la DEA, respectivement, ont pu être traitées. Réparties sur l'ensemble du bassin, il est aisé d'imaginer combien l'information est éparse et donc difficilement exploitable d'un point de vue plus spatial que le point d'eau lui-même.

A ce jour, compte-tenu des caractéristiques des chroniques de concentration en phytosanitaires contenues dans ADES, l'application de tests type Mann-Kendall n'apparaît pas comme la méthode à privilégier. L'examen des données statistiques de base (moyenne, médiane, quartiles, valeurs extrêmes) comme celles décrites dans l'approche boîtes à moustache couplé à l'examen des fréquences de quantification et des fréquences de dépassement d'un seuil pour différentes périodes permet d'avoir une vision de l'évolution temporelle de la contamination des eaux souterraines. Cette approche nécessite de travailler par secteurs (et non pas point d'eau par point d'eau) et donc de s'interroger sur la pertinence de l'agrégation des données issues des différents points d'eau. **A terme** (chroniques plus longues) ou aujourd'hui peut être pour l'atrazine et la DEA disposant de chroniques longues et avec des fréquences de quantification très élevées, l'application du test Mann-Kendall pourrait être

reconsidérée. Enfin, d'autres pistes restent probablement à explorer pour exploiter ce type de données.

L'exploitation de chroniques de concentrations en atrazine et DEA acquises à un pas de temps fin (mensuel) et sur une longue période (données Eau de Paris) a été réalisée. Si, dans l'absolu, l'augmentation des fréquences de mesures augmente la possibilité d'appliquer les tests statistiques, elle a aussi montré que les données peuvent être structurées suivant des cycles pluriannuels irréguliers (cas de la DEA). La question de la pertinence du test de Mann-Kendall se pose alors puisqu'il ne peut identifier et décrire que des tendances monotoniques. Le même problème de cyclicité pourrait aussi se poser pour des chroniques d'évolution des concentrations en nitrate à hautes fréquences de mesures.

Le troisième grand axe de l'étude concerne **la datation des eaux souterraines** (estimation des temps de résidence) avec d'une part la réalisation d'une vaste campagne de datation à l'échelle du bassin (données synchrones) et d'autre part, la datation à différentes périodes d'un cycle hydrologique (2009-10) de quelques points d'eau en vue notamment de juger de la significativité des données obtenues lors de la vaste campagne (tâche 6). Parmi les 258 points d'eau prélevés, 16 n'ont jamais pu être datés du fait d'un problème de contamination de l'échantillon ou de l'air au moment de la recharge. Autrement dit 242 points d'eau souterraine ont été datés au moins une fois sur l'ensemble du bassin Seine-Normandie. L'utilisation des CFC (éventuellement couplés au SF₆) suivant une approche simplifiée (pas de connaissance détaillée des altitudes de recharge du point d'eau par exemple) s'avère pertinente à cette échelle de travail puisque des différences majeures entre secteurs hydrogéologiques ont pu être mises en évidence. L'étude de la variabilité saisonnière des âges apparents a permis également de valider que le prélèvement unique sur l'année donne globalement une information représentative à ce point et pour l'année considérée. Les prélèvements d'eau en milieu alluvial, supposé les plus variables dans le temps, n'ont pas été considérés dans cette étude. A cette échelle de travail la relation entre âges apparents et contamination (par les nitrates ou les phytosanitaires) est plus difficile à appréhender. De la même façon, la datation d'un même point d'eau a plusieurs reprises au cours d'un cycle hydrologique a donné des résultats disparates. Certains points d'eau ne montrent pas d'évolution temporelle ce qui pourrait signifier que l'aquifère a plutôt un comportement inertiel alors que d'autres montrent des fluctuations importantes qui pourraient être attribuées à des arrivées d'eau plus récentes au cours du cycle. Le croisement des données de datation et de qualité (teneurs en nitrate) montrent que pour certains points d'eau il n'y a pas de fluctuations importantes des 2 paramètres au cours du cycle hydrologique alors que pour d'autres points un des facteurs peut varier sans que l'autre ne fluctue de manière significative. Ce cas de figure reste difficile à interpréter. Un suivi à pas de temps plus fin sur certains points d'eau pourrait s'avérer pertinent de façon à appréhender les dynamiques de transfert. De la même façon, l'application de ces techniques sur des bassins hydrogéologiques de taille plus modeste en travaillant, soit sur les sources constituant les exutoires de bassins, soit sur des ensembles de points d'eau répartis sur le bassin permettrait d'améliorer la connaissance de l'hydrodynamique d'un système.

A l'issue de la réalisation de ces 3 grands axes (revue bibliographique, étude des tendances et datation), une approche exploratoire a été proposée afin d'obtenir des premiers éléments de réponse quant à la pertinence d'utiliser les données d'eau de surface, disposant généralement d'une fréquence de mesure plus élevée que les eaux souterraines, pour caractériser la qualité des eaux souterraines (tâche 8). Sur la base de la modélisation réalisée antérieurement à l'étude et qui visait à évaluer les volumes exploitables de 38 bassins versants, la contribution des eaux souterraines aux débits des cours d'eau a été estimée. Parmi les 38 bassins versants ayant fait l'objet d'une modélisation, sur la base notamment de la disponibilité de données eaux de surface (ESU) et eaux souterraines à proximité de la station ESU et de façon à couvrir des contextes hydrogéologiques différents mais aussi des contributions des eaux souterraines aux ESU variables, 5 bassins ont été plus spécifiquement étudiés. Pour chacun des bassins, les concentrations absolues en nitrate observées dans les eaux souterraines et les eaux de surface ne sont pas directement comparables. En revanche, la comparaison des données après les avoir centrées et réduites donne des résultats intéressants sur certains secteurs. En effet, dans certains cas, les tendances décrites dans les eaux souterraines et les eaux superficielles sont tout à fait comparables. En revanche, dans d'autres secteurs les évolutions ne semblent pas liées. L'approche apparaît donc intéressante mais ne peut pas être déclinée sur l'ensemble du bassin : pas de modélisation disponible pour tous les sous-bassins, absence de couples station de mesure ESU et qualitomètre peu éloigné ou lorsqu'ils existent, ils ne disposent pas nécessairement de périodes communes de mesures suffisamment longues. De plus, en toute rigueur, un travail sur les périodes d'étiage pendant lesquelles les contributions des eaux souterraines sont a priori maximales serait plus rigoureux, mais il conduit à réduire drastiquement le nombre de données.

La présente étude visait à tester la pertinence de l'application de tests statistiques pour la détermination des tendances d'évolution des concentrations dans les eaux souterraines des contaminants nitrate et phytosanitaires à l'échelle du bassin Seine-Normandie et de donner une vision de la situation à cette même échelle. L'intérêt et les limites de chacun des outils ont été discutés. Les résultats obtenus pour l'estimation des tendances sont par définition à actualiser régulièrement puisque l'acquisition des données se poursuit. C'est pourquoi, de façon à permettre l'exploitation des données postérieurement à l'étude après d'éventuelles mises à jour de la base de données, **des utilitaires pour le traitement d'outils statistiques ont été développés**. Ils ont été couplés à un **SIG/BDD** de façon à proposer une visualisation et représentation cartographique aisées.

L'échelle de travail initiale est celle du bassin Seine-Normandie mais les différents traitements statistiques proposés ont montré qu'il est parfois pertinent de changer d'échelle (zones telles que définies dans l'étude et/ou grands types lithologiques) pour illustrer les disparités à l'échelle du bassin. L'application des méthodes proposées est envisageable à une échelle régionale mais nécessitera une sélection en amont encore plus poussée des jeux de données. En effet, si au niveau du bassin, le grand nombre de données permet de masquer le cas particulier et donc de s'affranchir d'un tri très strict des données, à une échelle plus fine en revanche, le regard critique des experts locaux sur le choix des données et de l'interprétation des résultats obtenus sera primordial.

11. Bibliographie

Asfirane F., Wulleumier A., Allier D., Verjus P. (2008) – Bassin Seine-Normandie : estimation des volumes disponibles pour les prélèvements. Rapport final. BRGM/RP-56690-FR. 443 p.

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

Baran N., Mouvet C., Négrel P., (2007). Hydrodynamic and geochemical constraints on pesticide concentrations in the groundwater of an agricultural catchment (Brévilles, France). *Environmental Pollution*, 148:729-738

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

Busenberg, E., Plummer, L.N. (1992) - Use of Chlorofluoromethanes (CCl_3F and CCl_2F_2) as hydrologic tracers and age-dating tools: Example- The alluvium and terrace system of Central Oklahoma, *Water Resour. Res.* 28, 2257-2283.

Busenberg, E., Plummer, L.N. (2000) - Dating young groundwater with sulphurhexafluoride – Natural and anthropogenic sources of sulphurhexafluoride, *Water Resour. Res.* Vol. 36, 3011-3030.

Busenberg, E., Weeks, E.P., Plummer, L.N., Bartholemey, R.C. (1993) - Age dating groundwater by use of chlorofluorocarbons (CCl_3F and CCl_2F_2) and distribution of chlorofluorocarbons in the unsaturated zone, Snake River Plain aquifer, Idaho National Engineering Laboratory, Idaho. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations 93-4054, 47 p.

Chiesi F., (2006). Protection des captages d'alimentation en eau potable. Impact des mesures agri-environnementales sur la qualité des eaux de la zone non saturée crayeuse en Champagne. Rapport Adequat Environnement. 53 p.

Cook, P.G., Solomon, D.K. (1995) - The transport of atmospheric trace gases to the water table: Implications for groundwater dating with chlorofluorocarbons and Krypton-85. *Water Resour. Res.*, Vol. 31, 263-270.

Cook, P.G., Solomon, D.K. (1997) - Recent advances in dating young groundwater: chlorofluorocarbons, $^3\text{H}/^3\text{He}$ and ^{85}Kr , *J. Hydrol.* 191, 245-265.

Cook, P.G., Solomon, D.K., Plummer, L.N., Busenberg, E., Schiff, S.L. (1995) - Chlorofluorocarbons as tracers of groundwater transport processes in a shallow, silty sand aquifer, *Water Resour. Res.*, Vol. 31, No. 3, 425-434.

Darling, W.G., Gooddy, D.C. (2007) – Assessing the applicability of global CFC and SF6 input functions to groundwater dating in the UK. *Science of the Total Environment*, in press.

Frans L.M., Helsel D.R., (2005) – Evaluating regional trends in ground water nitrate concentrations of the Columbia Basin Ground Water management Area, Washington. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2005-5078, 7p.

Frans L., (2008) – Trends of pesticides and nitrate in ground water of the Central Columbia Plateau, Washington, 1993-2003. *J. environ. Qual.*, 37 : 273-280.

Gourcy L., Vernoux J.F., Allier D., Malon J.F., (2006). Elaboration des réseaux de surveillance des masses d'eau souterraine en Seine-Normandie. Rapport final. Rapport BRGM RP-55053-FR, 89p.

Gourcy L., Winckel A., Baran N., Brenot A., Gutierrez A. (2007). Impact sur la qualité de la ressource en eaux souterraines du surstockage dans la plaine alluviale de la Bassée. Rapport intermédiaire. BRGM/RP-55918-FR.

Gourcy L., Salquebre D. (2008). Aquifère miocène du bassin de Carpentras : compréhension des échanges entre nappes et des transferts d'eau et de solutés. BRGM/RP-56401-FR, 55 p

Gourcy L., Pettenati M., Gutierrez A., Baran N., Brenot, A., Crouzet C., Lopez B., Winckel A., (2008). Impact sur la qualité de la ressource en eaux souterraines du surstockage dans la plaine alluviale de la Bassée. Rapport BRGM/RP-56695-FR, 174 p., 94 ill., 2 ann.

Gourcy L., Lions J., Wyns R., Dictor M.C., Brenot A., Crouzet C., Ghestem J.P., (2011). Origine du sélénium et compréhension des processus dans les eaux du bassin Seine-Normandie. Rapport final. BRGM/RP-59445-FR, 180 p.

Heaton, T.H.E., Vogel, J.C., (1981) - "Excess air" in groundwater, *J. Hydrol.*, Vol. 50, 201-216.

Ho, D.T., Schlosser, P., Smethie, W.M., Jr., and Simpson, H.J. (1998) - Variability in atmospheric chlorofluorocarbons (CCl₃F and CCl₂F₂) near a large urban area: Implications for groundwater dating, *Environ. Sci. and Technol.*, Vol. 32, No. 16, 2377-2382.

IAEA (2005) – Isotopic composition of precipitation in the Mediterranean basin in relation to air circulation patterns and climate. IAEA TECDOC 1453.

IAEA (2006) – Use of Chlorofluorocarbons in hydrology: A guidebook. STI/PUB 1238, IAEA, Vienna. 277p.

IAEA/WMO (2005) - Global Network of Isotopes in Precipitation. The GNIP Database. Accessible at: <http://isohis.iaea.org>

INRS. (2000). "Fiche toxicologique de l'hexafluorure de soufre." 2005, from <http://www.inrs.fr/>.

Kazemi G.A., Lehr J.H., Perrochet P. (2006) - Groundwater age. Ed. Wiley-Interscience, 303p.

Lopez B., Leynet A., (2010) - Evaluation des tendances d'évolution des concentrations en polluants dans les eaux souterraines. Revue des méthodes statistiques existantes et recommandations pour la mise en œuvre de la DCE. BRGM/RP-59515-FR, 166p.

Lopez B., (2011) - Evaluation des tendances d'évolution des concentrations en polluants dans les eaux souterraines. Guide méthodologique. BRGM/RP-59931-FR, 38p.

Lopez B., Baran N., (2011) - Etude de faisabilité pour l'estimation des tendances d'évolution de la qualité des eaux souterraines du bassin Rhin-Meuse. Rapport BRGM/RP-60649-FR, 138 p.

MacCarthy R.L., Bower F.A., Jesson J.P. (1977) – The fluorocarbon-ozone theory, 1. production and release – world production and release of CCl_3F and CCl_2F_2 (fluorocarbons 11 and 12) through 1975. Atmospheric Environment, 11, 491-497.

MacDonald, A.M., Darling, W.G., Ball, D.F., Oster, H. (2003) – Identifying trends in groundwater quality using residence time indicators: an exemple from the Permian aquifer of Dumfries, Scotland. Hydrogeology Journal, vol. 11, N.4, pp. 504-517.

Maloszewski, P., Zuber, A. (1982) - Determining the turnover time of groundwater systems with the aid of environmental tracers. 1. Models and their applicability, J. Hydrol., Vol. 57, 207-231.

Maiss, M., C. A. M. Brenninkmeijer (1998). Atmospheric SF₆: Trends, sources and prospects. Environmental Science & Technology 32: 3077-3086.

Maiss, M., L. P. Steele, et al. (1996). Sulfur hexafluoride - a powerful new atmospheric tracer. Atmospheric Environment 30(10/11): 1621-1629.

Mazor, E. (1972) – Paleotemperatures and other hydrological parameters deduced from noble gases dissolved in groundwater: Jordan Rift Valley, Israel. Geochimica Cosmochimica Acta, vol. 36, pp.1321-1336.

Oster, H., Sonntag, C., Munnich, K.O., (1996) - Groundwater age dating with chlorofluorocarbons, Water Resour. Res., Vol. 32, No. 10, 2989-3001.

Plummer, L.N., Busenberg, E. (2000) - Chlorofluorocarbons: Tools for dating and tracing young groundwater. In: Environmental Tracers in Subsurface Hydrology (P. Cook and A. Herczeg, eds.), Kluwer Academic Publishers, Boston, Chapter 15, 441-478.

Prinn, R.G., R.F. Weiss, P.J. Fraser, et al., (2000) - A History of Chemically and Radiatively Important Gases in Air deduced from ALE/GAGE/AGAGE. J. Geophys. Res., 105, 17,751-17,792.

Santella, N., Ho, D.T., Schlosser, P., Stute, M. (2003) - Distribution of atmospheric SF₆ near a large urban area as recorded in the vadose zone. *Environmental Sciences and Technologie*, Vol. 37, pp. 1069-1074.

Schultz, T.R., Randall, J.H., Wilson, L.G., Davis, S.N. (1976) – Tracing sewage effluent recharge – Tucson, Arizona. *Groundwater*, 14, pp.463-470.

Theil, H., (1950) – A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis, 1, 2, and 3: *Ned. Akad. Wentsch Proc.*, 53, 386-392, 521-525, and 1397-1412.

Turkey J. W., (1977) – *Exploratory Data Analysis*. Addison-Wesley Pub., Reading MA, 506 p.

Vernoux J.F., Buscarlet E., Gourcy L., Wuilleumier A. (2010) – Champs captant de Montreuil-sur-Eure et Vert-en-Drouais (28) : délimitation de captages et des zones vulnérables. Rapport final. BRGM/RP-58587-FR, 119 p.

Vittecoq B., Gourcy L., Baran N. (2007). Datation des eaux souterraines de Martinique par l'analyse conjointe des CFC, SF₆ et tritium et relation avec les concentrations en nitrate et produits phytosanitaires. Rapport final. BRGM/RP-55844-FR.

Annexe 1

Piézomètres « à problèmes »

• **Statistiques sur la profondeur de la nappe**

5 puits avec PNAP < -1m :

01234X0297/F2	Profondeur nappe passe soudainement de +16m à -16m du 19 au 26 juin 2007 (pint qual=1 puis qual=4), puis -13m en 2008 (qual revient à 1)
01511X0188/F	Profil piézo plus que douteux : contacter le producteur
01517X0003/F	Piézomètre très long (1982 à 2009). Vérifier si pas inversion Pnap et ZNAP. Tous les points en Qual4
02951X0049/S1	Piézomètre très long (1969 à 2009). Vérifier si pas inversion Pnap et ZNAP. Mélange de périodes à Qual=1 et qual=4
03275X0074/S	Piézo de 1994 à 2007. Commence à Pnap=+4, monte à +8, descend progressivement à -3, puis remonte à +5

• **Vérification ZSOL**

A	K	L	M	N
NumBSS	XL2E	YL2E	ZSol	Commune
01082X0049/PZ	728870	2497880	62.65	ASFELD; ZBSS=6265
00326X0142/PZ2BIS	543273	2566423	75	Friville_Escarbotin
00326X0143/PZ9	543296	2566565	71	Friville_Escarbotin
00326X0144/PZ5	542465	2569277	58	Bourseville
00442X0060/PZ3	543842	2554451	28	Gamaches
00732X0032/P	338096	2521473	10	Anneville-en-saire
00945X0064/F	328438	2490510	2	Cretteville
01168X0065/P	320571	2475380	11	Lessay
01176X0061/F	336285	2475565	4	Saint Andre de Bohon
01186X0007/P	361335	2471563	85	Cerisy La Forêt
02101X0044/P	352637	2420020	185	Lingard
02473X0037/P	334793	2402926	125	Saint Laurent de Terregatte
04987X0022/P	768292	2247637	434	Meilly sur Rouvres

Piézo avec Zsol non défini ou incohérent → ont été modifiés manuellement d'après scan IGN ou fiches piézo BSS (consult BSS)

- **Piézomètres avec cotes piézo mars < cote piézo septembre (avec delta <-1m)**

4 piézo avec Znap_mars < Znap_Septembre avec delta > 1m

00581X0016/S1 ; 00753X0030/S1 ; 01511X0188/F ; 01837B0380/F1

- **Autres erreurs**

00574X0053/S1 : 4 cotes à 200 au lieu de 2 (erreur décimale) (sigm=7.5) → corrigé manuellement

00445X0008/S1 : très variable (sigm=11.9)

00958X0056/S1 : idem (sigm=10.2)

01511X0188/F : pnap = -15 ; sigm=8.9

01517X0003/F : pnap toujours négatif

Annexe 2

Formulation de l'analyse de tendance Mann-Kendall et Kendall Régional

Le test statistique Mann-Kendall S est calculé pour tous les $n(n - 1)/2$ paires de données appartenant à une même série chronologique :

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{Sgn}(X_j - X_i)$$

Où X_j et X_i sont les données séquentielles, n est le nombre de données dans la série chronologique, et

$$\text{Sgn}(\theta) = \begin{cases} +1 & \theta > 0 \\ 0 & \theta = 0 \\ -1 & \theta < 0 \end{cases}$$

L'hypothèse nulle de non présence de tendance est rejetée quand S est significativement différent de zéro (on prendra $|S| > 1,65$). Pour $n > 10$ le test S est approximativement normalement distribué avec une moyenne égale à 0 et une variance du type :

$$\sigma_s = \sqrt{\frac{n}{18}(n-1)(2n+5)}$$

Pour $n > 10$ une approximation des grands ensembles est utilisée pour tester cette hypothèse :

$$Z_s = \begin{cases} \frac{S-1}{\sigma_s} & S > 0 \\ 0 & S = 0 \\ \frac{S+1}{\sigma_s} & S < 0 \end{cases}$$

L'hypothèse nulle est rejetée à un niveau de significativité $\alpha = 0,05$ si $Z_s > Z_{\text{crit}}$ où Z_{crit} est la valeur de la distribution normale standard avec une probabilité de dépassement de $\alpha/2$. $Z_{\text{crit}} = 1,96$ pour $\alpha = 0,05$.

La pente de la tendance et l'intervalle sont calculés en utilisant la méthode de la ligne robuste de Kendall-Theil (Theil, 1950). La pente β est calculée comme la médiane de toutes les $\frac{n(n-1)}{2}$ pentes entre chaque paire de données (X, Y) :

$$\beta = \frac{(Y_j - Y_i)}{(X_j - X_i)} \text{ pour tout } i < j \text{ et}$$

$$i = 1, 2, \dots, (n-1) \text{ et } j = 2, 3, \dots, n$$

Le coefficient de corrélation τ (Tau) du test Kendall est une mesure robuste de la corrélation avec une bonne résistance aux biais dus à quelques valeurs exceptionnelles ou incohérentes. Le coefficient de corrélation τ (Tau) égale (Helsel and Hirsch, 1992):

$$\tau = \frac{S}{n(n-1)/2}$$

L'illustration 144 permet de comparer les tendances déterminées par régression linéaire et par la méthode Kendall-régional sur une chronique nitrate qui présente des valeurs dites « extrêmes » (le 5/11/84 par exemple sur l'illustration 144). Ces valeurs n'ont que très peu d'influence sur la tendance lorsqu'elle est déterminée par la méthode de Mann-Kendall alors qu'elles ont beaucoup de poids dans le calcul de la régression linéaire.

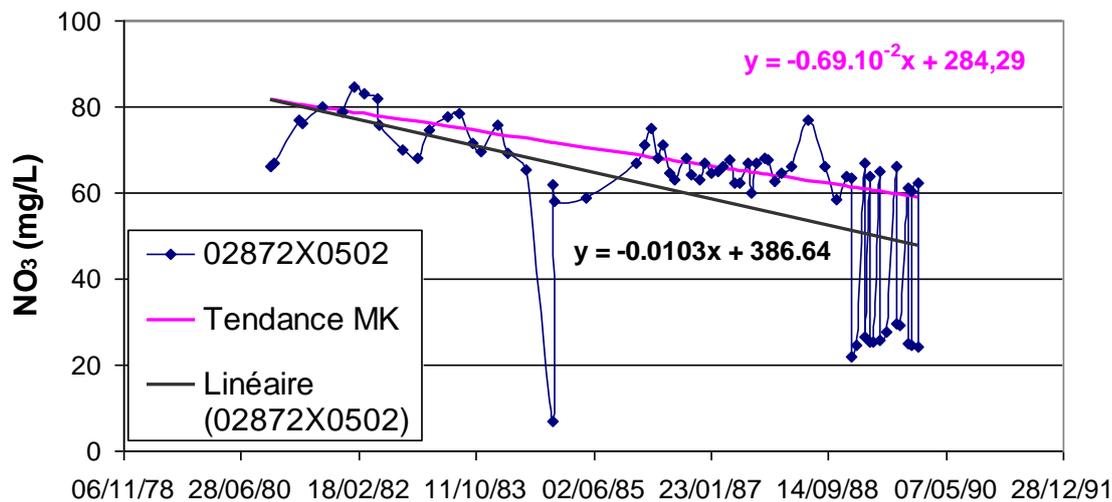


Illustration 144 : Comparaison de la détermination de tendance par point (qualitomètre 02872X0502) à l'aide d'une régression linéaire ou par la méthode Mann-Kendall (MK).

Pour la détermination des tendances régionales par la méthode Kendall régional (KR), on calcule les mêmes paramètres que pour la méthode Mann-Kendall calculés sur le nuage de points formé par le regroupement des moyennes annuelles des concentrations en nitrate de chacun des points de mesure de la zone. Ce nuage de points constitue une chronique nitrate d'un « qualitomètre virtuel » caractéristique de la zone homogène étudiée. L'illustration 145 montre un exemple de détermination de tendance régionale par la méthode Kendall Régional (KR) sur la zone homogène 127 (formations cristallines et métamorphiques du Massif Armoricain). La régression linéaire du nuage de points figure sur la même illustration.

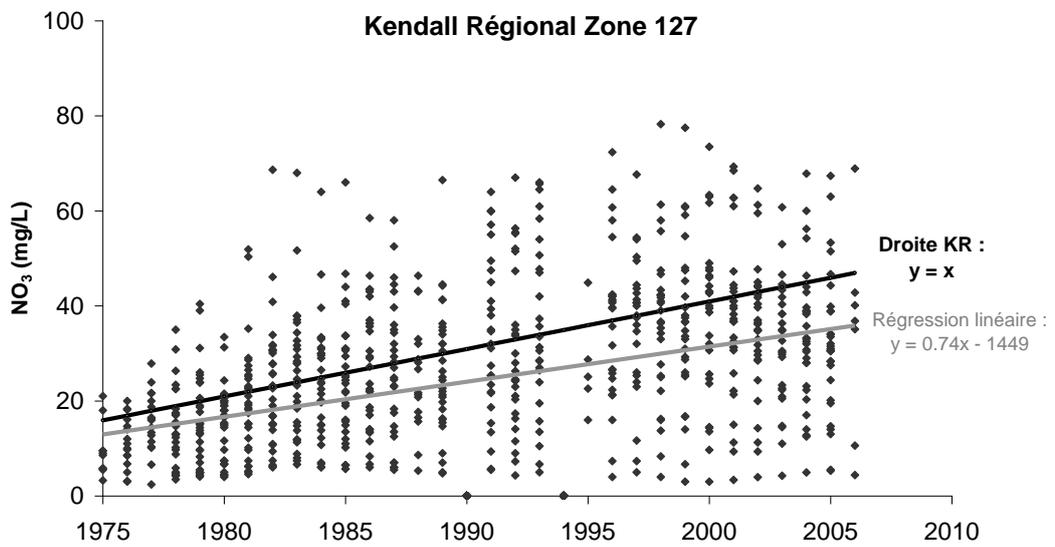


Illustration 145 : Détermination de la tendance régionale d'évolution des concentrations en nitrate par la méthode régionale de Kendal (KR) et par régression linéaire pour la zone 127 (formations cristallines et métamorphiques du Massif Armoricain).

Annexe 3

Formulation du test de stabilité CUSUM (cumulative Sum)

La libre distribution CUSUM (ou somme cumulée) est une méthode non paramétrique qui permet de tester si les moyennes de deux parties d'une série chronologique sont différentes (pour une date de changement inconnue).

Etant donné une série chronologique $(x_1, x_2, x_3, \dots, x_n)$, le test statistique est défini par :

$$V_k = \sum_{i=1}^k \text{sgn}(x_i - x_{\text{median}}) \quad k = 1, 2, 3, \dots, n$$

$$\text{où} \begin{cases} \text{sgn}(x) = 1 & \text{pour } x > 0 \\ \text{sgn}(x) = 0 & \text{pour } x = 0 \\ \text{sgn}(x) = -1 & \text{pour } x < 0 \end{cases}$$

x_{median} est la valeur médiane de la série x_i

La distribution de V_k suit une loi statistique de Kolmogorov-Smirnov à deux échantillons ($KS = (2/n) \cdot \max|V_k|$) avec les valeurs critiques de $\max|V_k|$ données par :

$$\alpha = 0.10 \quad 1.22\sqrt{n}$$

$$\alpha = 0.05 \quad 1.36\sqrt{n}$$

$$\alpha = 0.01 \quad 1.63\sqrt{n}$$

Une valeur négative de V_k indique que la dernière partie de la série chronologique (partie la plus récente) a une moyenne plus grande que la partie plus ancienne et inversement.

Remarque : L'Agence de l'Eau Rhin-Meuse a développé une méthode permettant d'estimer les tendances d'évolution des séries chronologiques à partir du test de

CUSUM. Le principe de cette méthode modifiée est présenté dans la note « *Tendances d'évolution des polluants dans les eaux souterraines : éléments de méthode* » disponible directement auprès de l'organisme. Cette méthode nommée « CUSUM modifié » dans la suite du rapport est celle utilisée pour les tests de faisabilité.

Annexe 4

Valeurs des dates de rupture de pente des chroniques NO₃ du bassin Seine-Normandie à changement de moyenne significatif

Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente
00325X0205/F3	01/11/2000	01248X0044/F	01/01/1993	02084X0013/HY	01/06/1993	02935X2001/F	01/04/2003
00385X0021/P1	01/10/1998	01248X0258/F	01/12/1995	02084X0014/HY	01/02/1993	02936X2001/PFAEP	01/01/1998
00395X0002/F1	01/05/1996	01248X0324/F	01/03/1995	02084X0033/F2	01/04/1995	02936X2007/PFAEP	01/08/1999
00395X0196/F2	01/07/1989	01253X0008/F	01/11/1999	02084X0036/S2	01/09/1990	02936X2008/PFAEP	01/07/1998
00396X0258/F3	01/10/1988	01254X0070/F	01/07/2002	02091X0001/S1	01/06/1993	02936X2009/FAEP	01/02/1998
00426X0001/F	01/12/1995	01254X0256/F	01/09/2003	02091X0002/S2	01/11/1997	02936X5009/F1	01/04/2002
00428X0036/F	01/01/1995	01254X0257/P	01/04/2003	02091X0005/S5	01/11/1994	02937X0003/PZ2	01/03/1998
00436X0151/P	01/04/1994	01255X0001/F	01/04/1992	02091X0033/C1	01/03/2000	02937X1029/PAEP	01/11/2000
00442X0002/P	01/03/1997	01257X1009/F1	01/09/2003	02091X0034/C2	01/09/2003	02937X1039/FAEP	01/06/1994
00442X0043/F	01/09/1992	01257X1031/HY	01/09/1999	02092X0004/S1	01/04/1985	02937X2001/FAEP	01/01/1998
00443X0002/P	01/01/1994	01258X0072/F	01/04/2002	02092X0005/S4	01/07/1999	02937X2002/PFAEP	01/09/1998
00444X0018/PC	01/11/1999	01264X0044/P	01/11/2000	02092X0006/C1	01/01/1995	02938X0003/PF1	01/04/2003
00447X0020/P1	01/11/1992	01265X0005/PC	01/04/2002	02092X0007/S6	01/07/1999	02938X0004/PF1	01/04/2003
00447X0040/F2	01/07/1995	01265X1006/HY	01/08/2000	02092X0008/S2	01/04/1993	02938X0025/PZ1	01/07/2000
00495X0066/F	01/04/2003	01265X1019/HY	01/10/2004	02092X0009/S3	01/01/1994	02938X0026/PZ3	01/08/2002
00496X0033/HY	01/04/2004	01266X0026/P	01/12/2000	02092X0020/F1	01/07/1999	02938X0027/PZ4	01/06/2002
00501X0038/HY	01/11/2000	01266X1003/P	01/01/2007	02092X0022/S1	01/01/2001	02943X0004/PF2	01/01/2001
00504X0112/F4	01/10/2005	01266X1012/F	01/11/2003	02093X0004/S6	01/12/1994	02945X0024/PF1	01/10/1999
00505X0013/F	01/10/2000	01266X1022/P2	01/01/2007	02093X0005/S4	01/11/1993	02947X0014/PF1	01/06/2000
00568X0045/P	01/09/2007	01268X0016/HY	01/10/2000	02093X0006/S5	01/02/1993	02947X0039/P2	01/02/1999
00568X0061/P	01/12/2005	01268X0032/S	01/10/2003	02093X0007/S3	01/02/1993	02947X0042/THOMAS	01/11/1997
00575X0048/F	01/02/1988	01276X1101/F	01/07/2000	02093X0031/C1	01/09/1993	02948X0072/F1	01/09/2003
00575X0122/HY	01/05/1995	01277X0181/F	01/05/2000	02093X0034/S2	01/01/1998	02951X0033/F3	01/12/2004
00575X0137/HY	01/10/1986	01277X1009/FA	01/03/2001	02093X0035/S2	01/02/1995	02951X0040/F12	01/06/2005
00575X0165/F	01/08/1992	01277X1011/F2	01/07/2000	02093X0037/F1	01/12/1996	02952X0124/P2	01/10/2002
00578X0007/HY	01/05/2001	01277X1012/F3	01/03/2001	02093X0040/F3	01/12/1996	02952X0154/F2	01/04/2004
00581X0004/F	01/10/1998	01277X1013/F4	01/10/2001	02094X0019/C2	01/06/1994	02952X1006/AEP	01/02/2003
00588X0009/F	01/12/1993	01281X0093/F	01/10/2003	02096X0030/C1	01/09/1998	02953X0108/F	01/10/1999
00591X0007/F	01/01/1989	01281X0094/F	01/03/2002	02096X0042/S1-91	01/03/2002	02954X1001/F	01/10/1993
00596X0030/F	01/04/2000	01281X0115/P	01/12/2002	02097X0010/C1	01/02/1999	02958X0041/P-9	01/05/2004
00597X0015/HY	01/03/1996	01281X0149/F	01/04/2001	02097X0018/C1	01/07/2000	02958X0043/PUITS3	01/04/2004
00604X0001/P	01/11/1999	01282X0039/P	01/01/2001	02097X0045/F1	01/10/1994	02961X0001/P1	01/04/2002
00604X0201/P	01/09/1993	01282X0042/SCE	01/06/1998	02098X0018/C1	01/07/1993	02961X1001/PUITS	01/12/1998
00611X0005/P	01/08/2001	01282X0080/P	01/10/2002	02098X0019/C2	01/11/1997	02961X1005/PUITS	01/03/2004
00611X0036/P	01/11/1993	01282X0146/P2	01/08/2000	02098X0039/S2	01/02/1999	02961X1013/F	01/04/2000
00612X0003/P2	01/03/1993	01282X0158/P	01/03/2003	02102X0015/C1	01/12/1993	02962X0003/S1	01/04/2002
00612X0004/P	01/01/1991	01282X0161/P	01/06/2001	02102X0024/S6	01/04/2004	02963X0006/FAEP	01/10/2003
00612X0005/PC	01/10/1993	01282X0165/F	01/10/2004	02102X0030/FD1	01/06/2005	02965X0011/PUITS	01/04/2000
00612X0023/F2	01/06/1999	01286X0013/F	01/05/2002	02102X0031/F1	01/09/1996	02965X0101/PZ1	01/05/1997
00613X0019/F	01/11/1995	01286X0084/P	01/05/2000	02105X0010/C1	01/04/2001	02965X0102/PZ2	01/04/2002
00615X0007/P	01/04/2003	01292X0006/P	01/07/2000	02105X0012/C1-C2	01/03/1994	02965X0105/PZ5	01/09/1999
00615X0030/P	01/03/1992	01292X0011/HY	01/10/2000	02106X0009/C1	01/11/1994	02966X0008/PUITS	01/10/1992
00616X0005/PC	01/02/1997	01292X0024/HY	01/09/2002	02106X0010/C1	01/06/1993	02971X0016/PAEP	01/12/2000
00616X0016/PC	01/08/1999	01292X0101/P	01/05/2004	02106X0011/C1	01/05/1990	02974X0018/PAEP	01/10/1998
00616X0022/HY	01/09/1999	01293X0021/F	01/10/2000	02106X0017/C1	01/03/1984	02975X0015/SAEP	01/07/2002
00617X0001/P	01/06/1999	01293X0052/P	01/10/1999	02106X0018/C2	01/10/1994	02976X0017/FAEP	01/03/2002
00617X0012/PC	01/03/1986	01296X0033/HY	01/05/2000	02106X0019/C3	01/03/1995	02977X0022/PAEP3	01/04/2000
00617X0017/HY	01/09/1999	01296X0051/F	01/06/2001	02107X0009/C1	01/01/1994	02978X0030/SAEP	01/04/2002
00617X0025/P	01/11/2000	01296X0059/PC	01/10/2001	02107X0016/C2	01/10/1998	02981X0056/FE1	01/04/2001
00617X0038/F	01/11/2000	01296X0064/P	01/05/2001	02107X0020/FE1	01/08/1996	02982X0012/PAEP	01/08/1998
00618X0001/F	01/04/1999	01296X0085/F1	01/10/2001	02108X0002/C1	01/06/1993	02985X0032/SD1	01/04/1998
00618X0007/PC	01/04/1982	01297X0073/HY	01/11/2001	02108X0012/S2	01/06/1993	02986X0099/PAEP	01/10/2003
00621X0067/F	01/03/1998	01304X0035/SCE	01/11/2004	02111X0017/C1	01/03/2004	02997X0074/PAEP	01/06/1995
00622X0015/PC	01/08/1999	01306X0044/HY	01/07/2003	02116X0002/CA	01/09/2003	02998X0020/TRANNS	01/10/2003
00625X0003/F	01/05/1999	01306X0070/HY	01/05/2000	02123X0018/S6-DDA	01/10/2005	03008X0022/SAEPS	01/04/2004
00625X0014/P	01/02/2000	01308X0089/P	01/05/2000	02124X0014/F	01/10/2002	03011X0004/PAEP	01/04/2004
00625X0031/HY	01/06/2002	01314X0085/P3	01/03/2000	02131X0017/F1	01/04/2005	03015X0004/PFAEP	01/10/2000
00627X0005/PC	01/11/1999	01314X0103/P5	01/05/2001	02131X0029/F4BIS	01/11/2002	03018X0002/SAEP5	01/10/2003
00627X0029/PC	01/04/1983	01318X0068/P1	01/05/2002	02133X0012/F-AEP9	01/11/2005	03022X0002/F	01/09/2002
00628X0028/F	01/03/1992	01318X0071/P2	01/04/1999	02136X0001/F	01/03/2004	03023X0003/HY	01/03/1986
00638X0006/P	01/02/1999	01318X0091/P4	01/09/2002	02137X0011/S1	01/10/2003	03254X0002/F	01/03/1993
00638X0057/F AEP	01/03/1990	01321X0060/P1	01/05/2002	02141X0015/C1	01/03/2004	03254X0107/FAEP	01/09/2000
00645X0003/P	01/10/1993	01321X0110/PSUD	01/04/2003	02143X0031/F1	01/10/2002	03261X0045/P	01/09/1999
00646X0106/F	01/09/1985	01321X0111/P6	01/11/2001	02144X0006/C	01/10/2001	03261X0046/P	01/11/1998
00646X0107/F	01/12/1992	01321X0112/P7	01/09/2002	02151X0001/PC	01/03/1995	03262X0002/F	01/09/2000
00652X0053/F	01/10/2003	01321X0297/PZ1	01/04/1999	02151X0004/F	01/01/1993	03262X0004/F	01/10/2001

Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente
00656X0029/F	01/04/2002	01323X0005/FAEP	01/10/2001	02151X1018/S1	01/04/2005	03262X0009/F	01/05/2000
00657X0047/F	01/11/2000	01323X0020/PFAEP	01/06/1990	02153X0026/P	01/12/1990	03263X0004/FAEP	01/10/2003
00666X0009/P	01/10/2004	01323X0025/F2	01/12/1999	02153X0028/S	01/04/2003	03263X0104/F	01/02/2002
00668X0028/S	01/11/2000	01324X0022/F7	01/04/1996	02153X0045/SC	01/04/2003	03264X0003/F	01/08/1999
00671X0049/P-C	01/04/2002	01324X0024/T3	01/12/1997	02153X2026/HYAEP	01/08/2004	03264X0009/F	01/04/1991
00673X0087/P	01/11/2001	01324X0027/SY-N9	01/05/2000	02153X2028/HYAEP	01/05/2004	03264X0014/F	01/09/2000
00673X0096/S.GOIN	01/11/2000	01326X0067/11	01/06/1994	02153X2029/HYAEP	01/04/2003	03267X0002/F	01/11/1985
00675X0141/F.AEP	01/09/2003	01327X0001/FO	01/12/1995	02153X2030/HYAEP	01/01/2004	03268X0009/P	01/01/2002
00681X0032/SAEP2	01/05/2004	01327X0004/FAEP	01/06/1997	02153X2031/HYAEP	01/08/2005	03268X0010/F	01/02/1995
00682X0027/SAEP	01/07/2002	01327X0012/PU	01/06/1989	02153X2032/HYAEP	01/08/2004	03268X0088/FAEP	01/04/1998
00683X0023/SAEP1	01/11/2006	01327X0014/LV5	01/06/1993	02153X2033/HYAEP	01/01/2004	03271X0004/F	01/05/2003
00687X0013/PAEP	01/06/2002	01327X0016/FO	01/06/2000	02154X2001/FAEP	01/03/1996	03271X0005/F	01/06/1997
00687X0022/SAEP	01/03/2001	01327X0031/L	01/06/1989	02158X0023/PAEP	01/06/1989	03271X0006/F	01/09/2000
00695X0010/SAEP	01/05/2001	01327X0038/1N	01/04/2000	02161X2001/PC	01/01/2001	03271X0007/F	01/09/2001
00695X0138/FAEP	01/01/2001	01327X0046/B	01/12/2000	02162X0004/F	01/04/2001	03271X0013/F	01/10/1986
00714X0016/F	01/06/2000	01327X0047/C	01/06/2000	02163X0027/FAEP	01/04/2000	03271X0034/F2	01/06/1995
00714X0021/F2	01/11/1992	01327X0060/PZ	01/10/1998	02163X0042/P2AEP	01/03/2004	03271X0089/FAEP2	01/10/1999
00718X0007/C1	01/04/1993	01327X0061/3N	01/06/2001	02163X0045/P5AEP	01/03/2004	03271X0098/FAEP	01/09/1994
00718X0008/C1B	01/04/1993	01327X0062/A	01/12/2000	02164X0017/PFAEP	01/02/1995	03272X0003/F	01/11/1995
00721X0003/S	01/08/1993	01327X0064/E	01/12/1996	02164X0046/F5AEP	01/07/1998	03272X0005/PF	01/09/1999
00721X0025/F1	01/05/1991	01327X0065/H	01/06/1994	02164X0067/FAEP3	01/12/1991	03273X0002/FAEP	01/02/2001
00721X0033/C1-C7	01/04/1986	01327X0066/2N	01/06/2001	02164X0070/F4AEP	01/02/1995	03273X0069/F2	01/11/1996
00721X0036/C	01/10/1995	01328X0005/PU	01/12/1998	02164X0074/F1AEP	01/01/1994	03274X0052/FAEP2	01/04/2001
00721X0053/F12	01/11/1996	01328X0023/N4	01/06/1994	02164X0075/F2AEP	01/01/1998	03275X0025/PF	01/05/1990
00721X0054/F5B	01/05/1995	01331X0002/F8	01/02/1987	02164X0076/F3AEP	01/01/2000	03275X0037/PF	01/12/1997
00721X0061/F18	01/05/1993	01331X0013/F1	01/09/1994	02165X0020/PFAEP	01/10/1998	03276X0004/PFAEP	01/07/1997
00721X0063/F17	01/06/1991	01331X0014/F2	01/01/1993	02166X0027/FAEP	01/11/1998	03276X0005/F	01/03/1999
00721X0064/S14	01/11/1995	01331X0016/F4	01/09/1981	02167X0002/PF	01/05/2001	03276X0006/F	01/05/2003
00721X0067/F21-94	01/07/1997	01331X0021/F12	01/09/1992	02167X0003/PF	01/11/1998	03277X0001/F	01/01/1999
00722X0093/C1	01/02/1995	01331X0022/F13	01/02/1987	02167X0017/F	01/09/1996	03277X0003/FAEP	01/01/1999
00722X0097/F8W	01/09/1998	01331X0029/F16	01/09/1993	02167X0031/PF	01/03/2000	03277X0007/FAEP	01/09/1999
00722X0111/F1	01/08/1994	01331X0034/F6BIS	01/02/1999	02167X0034/F	01/03/1996	03278X0001/FAEP	01/10/2001
00723X0077/F1	01/10/2001	01331X0035/F3	01/01/1996	02167X0064/P21	01/11/2001	03278X0002/FAEP	01/01/1998
00723X0082/C1	01/04/1992	01331X1003/PAEP	01/02/1990	02167X0065/P22	01/05/2003	03278X0005/FAEP	01/01/1998
00723X0083/C1	01/09/1997	01331X1005/F14	01/09/1992	02167X0066/P23	01/11/2001	03281X0045/F	01/09/1999
00723X0084/C1	01/12/1994	01332X1010/F	01/10/2002	02167X0067/P24	01/07/2001	03282X0010/F	01/10/2001
00723X0085/C1	01/10/1993	01334X0010/SAEP	01/10/2000	02167X0068/P25	01/05/2001	03283X0003/F	01/01/1999
00723X0086/C1	01/09/1997	01335X0001/FAEP	01/04/2003	02167X0069/P26	01/03/2001	03284X0004/F	01/09/1998
00723X0088/C1	01/06/1993	01335X0011/15	01/06/1995	02167X0070/P27	01/02/2005	03284X0006/F	01/04/2001
00723X0089/C1	01/06/1996	01335X0012/16	01/12/2000	02168X0002/PFAEP	01/04/1996	03284X0007/F	01/09/1998
00723X0090/FEX	01/07/1990	01335X0013/17	01/12/1998	02171X0005/FAEP	01/05/1987	03284X0034/FAEP	01/11/2000
00723X0095/F2	01/04/1998	01335X0014/18	01/06/1995	02171X0013/FAEP	01/01/1999	03285X0003/FAEP	01/03/1999
00723X0097/F5	01/09/2001	01335X0015/20	01/12/1997	02172X0007/S	01/05/1999	03285X0007/F	01/04/2001
00723X0099/F7	01/03/1999	01336X0009/PU	01/12/1999	02173X0023/RB0008	01/10/2003	03285X0045/F	01/12/1991
00723X0101/F-EX	01/12/1994	01342X0050/FAEP	01/04/2003	02174X0028/P2	01/11/1991	03286X0003/FAEP	01/05/1999
00724X0010/C1	01/06/1984	01344X1002/HY	01/07/2005	02176X0019/S	01/04/2004	03286X0005/F	01/10/1999
00724X0011/C2	01/06/1993	01351X0308/F2	01/03/1999	02177X0027/F2	01/06/2001	03286X0006/F	01/12/2000
00724X0013/C1	01/12/1994	01352X0203/F1	01/07/2000	02177X1016/FAEP	01/04/1992	03287X0001/F	01/07/1999
00724X0014/C2	01/06/1995	01352X0238/F2	01/11/2001	02178X0025/F1	01/09/2002	03287X0027/F	01/10/1998
00724X0015/C3	01/06/1992	01355X0261/F	01/07/2007	02181X0026/P1	01/05/1999	03288X0001/F	01/06/1992
00724X0018/F1	01/12/2005	01356X0088/HY	01/07/2006	02185X0055/P7	01/01/1995	03288X0003/F	01/03/1994
00724X0020/S1	01/03/2000	01356X0099/HY	01/10/1996	02185X0059/F	01/10/2003	03288X0007/FAEP	01/02/1999
00725X0002/C4B	01/09/1993	01357X0003/F	01/10/2001	02186X0004/F	01/10/2001	03288X0008/PCAEP	01/02/1999
00725X0003/C4	01/06/1994	01357X0080/HY	01/03/2004	02191X0003/F	01/12/1999	03288X0062/FAEP	01/07/1992
00725X0004/H	01/09/1993	01424X0019/HYD	01/01/1998	02197X0073/F	01/03/2001	03292X0001/PF1	01/10/2006
00725X0005/C3	01/10/1996	01424X0021/HYD	01/04/1992	02197X0169/VLG003	01/10/2000	03292X0039/F	01/04/2002
00725X0014/F1	01/04/1996	01424X0027/C2	01/04/1992	02198X0059/HY	01/04/2003	03295X1001/F	01/10/2000
00725X0016/F3	01/10/1995	01424X0033/F1	01/02/1994	02201X0013/P1	01/01/2003	03295X1002/F	01/10/2000
00725X0018/FD1	01/03/2001	01424X0035/F1	01/07/2000	02201X0072/F2	01/03/2004	03296X0008/PZ104	01/06/2000
00725X0026/F3	01/05/1994	01433X0011/C1	01/02/1994	02201X0073/F3	01/10/2000	03296X0010/PZ107	01/03/2000
00725X0027/F1	01/10/1997	01433X0018/F1	01/12/1992	02201X0178/P2	01/12/2002	03296X0012/PZ108	01/06/2000
00725X0030/F1	01/09/2001	01436X0007/P1	01/02/2001	02204X0020/F2	01/04/2003	03296X1088/FAEP2	01/03/1994
00725X0031/F2	01/09/2001	01436X0008/P4	01/09/1999	02205X0098/P10	01/04/2000	03297X1003/F	01/04/1996
00726X0004/FE1	01/03/2004	01436X0013/F1	01/06/2002	02207X0029/F	01/10/2005	03297X1007/PCAEP	01/03/1992
00726X0005/C2	01/07/1999	01436X0016/C1	01/11/1989	02208X0005/HY	01/10/2003	03297X1120/F2	01/04/2001
00727X0003/S1	01/08/1991	01436X0017/C1	01/04/1993	02212X0006/HY1	01/04/2002	03303X0011/F	01/04/2002
00727X0009/F1	01/04/1997	01436X0020/FD	01/09/2002	02212X0020/F	01/12/2004	03304X0008/AEP	01/04/2001
00727X0012/C3	01/02/1995	01436X0021/F2	01/09/2001	02221X0004/P1	01/04/2001	03304X0009/HY	01/04/2000
00727X0013/C4	01/08/1993	01436X0023/C2	01/12/2005	02222X0019/F1	01/11/2007	03307X0003/HY	01/04/2000
00727X0014/F1	01/08/1986	01436X0024/C3	01/06/2003	02223X1001/P1	01/01/2000	03308X0001/SOURCE	01/08/1993
00728X0030/C1	01/02/1995	01436X0025/C4	01/10/1997	02225X0006/F1	01/08/2000	03312X0001/F	01/10/1993
00728X0031/C1	01/06/2001	01437X0001/C5	01/06/2003	02226X0009/F1	01/10/2003	03313X0014/ORA-4	01/02/1993
00728X0032/C2	01/06/2002	01437X0002/F2	01/12/2004	02231X0010/FAEP	01/04/2002	03313X0015/F	01/09/2004
00728X0033/C1	01/11/1999	01443X0005/P1	01/02/2001	02233X0009/S14	01/01/1993	03313X0019/SOURCE	01/04/2004
00728X0034/C2	01/10/1993	01452X0003/F1B	01/12/2000	02233X0017/F7	01/02/1990	03313X0020/SOURCE	01/03/1997
00728X0036/F1	01/09/1999	01453X0044/F5	01/08/1994	02233X0019/F12BIS	01/01/2003	03313X0021/SOURCE	01/03/1997
00728X0037/C1	01/08/1995	01453X0058/F2	01/08/2001	02234X0024/P21	01/02/1994	03315X0002/PUIITS	01/10/2002
00728X0041/F1	01/09/1995	01456X0022/F	01/02/2001	02234X0025/P22	01/01/1989	03315X0020/PUIITS	01/03/1990
00728X0042/F1	01/01/2006	01457X0015/FE1	01/06/2003	02234X0028/P25	01/10/1997	03316X0032/SOURCE	01/04/2000
00728X0046/F2	01/06/2002	01458X0028/C1	01/02/2002	02234X0029/F1	01/01/1993	03323X0001/SAEP	01/04/2003
00728X0047/F	01/11/1999	01461X0049/C1	01/08/2001	02234X0030/F2	01/01/1988	03325X1020/SOURCE	01/10/2005
00731X0004/C1	01/11/1995	01462X0132/C1	01/09/2000	02234X0031/F3	01/02/1985	03325X1022/CAVITE	01/05/2000
00731X0005/C4	01/11/1993	01463X0130/F1	01/10/2000	02234X0033/F6	01/02/1994	03327X0014/SAEP1	01/11/2002
00731X0011/F1-94	01/06/2002	01463X0141/F1	01/03/2001	02234X0034/F8	01/10/1997	03328X0005/SAEP3	01/04/2002
00731X0012/F2-94	01/11/2001	01463X0142/F2B	01/01/1996	02241X0003/H	01/01/1996	03331X0010/10	01/10/1981

Temps de transfert et tendances sur le bassin Seine-Normandie

Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente
00732X0005/C1	01/06/1994	01464X0028/FE1-94	01/03/2001	02241X0006/PAEP	01/10/1999	03331X0011/11	01/01/1990
00732X0007/C1	01/10/1993	01464X0040/FE8	01/12/2004	02241X0022/I	01/01/1992	03331X0025/25	01/06/1984
00732X0024/F1	01/10/1990	01465X0122/G	01/10/2000	02241X0024/F9	01/01/1993	03331X0028/PZ4	01/09/1985
00736X0015/P1	01/05/1998	01468X0046/FE3-94	01/11/1999	02241X0025/F10	01/02/1987	03331X0029/PAEP1	01/03/2001
00736X0016/C1	01/08/1994	01468X0047/FE5-94	01/01/2000	02241X0026/F11	01/10/1997	03331X0030/FAEP3	01/07/1998
00736X0017/C2	01/11/1984	01468X0048/FE4-95	01/10/2000	02241X0037/P1	01/05/2001	03331X0036/PZ4BIS	01/10/1998
00736X0023/C2	01/10/1995	01468X0061/FE2	01/09/2003	02241X0038/P2	01/05/2000	03331X0037/D1	01/10/1997
00736X0031/F-EXP	01/05/2000	01472X0038/C1	01/01/1993	02241X0039/L	01/05/1998	03331X0038/D2	01/02/2001
00746X0062/HY	01/08/1996	01473X0088/F1	01/01/1993	02242X0002/FAEP	01/09/1997	03332X0014/14	01/02/1998
00747X0051/HY	01/04/1991	01473X0102/111111	01/05/1997	02242X0003/L	01/10/1992	03332X0030/30	01/10/1980
00747X0143/HY	01/02/1994	01473X0107/S1	01/10/1993	02242X0012/PU	01/09/1994	03332X0049/PZ1	01/09/1996
00747X0144/F	01/11/1993	01474X0052/P1	01/04/2001	02242X0013/PU	01/10/1992	03332X0051/PZ3	01/10/1994
00747X0198/HY	01/11/1994	01475X0039/C1	01/01/1996	02242X0020/F1	01/05/1995	03332X0052/PZ5	01/02/1986
00747X0199/HY	01/11/1996	01477X0018/C1	01/05/1999	02242X0022/C	01/09/1991	03332X0054/PZ5BIS	01/02/1995
00747X0200/HY	01/05/1995	01477X0026/C1	01/08/2002	02242X0025/E	01/02/1994	03332X0055/D3	01/11/2000
00747X0201/HY	01/02/1997	01477X0036/F1-91	01/11/2001	02242X0028/PZ0	01/10/1993	03333X0014/PAEP2	01/05/1994
00748X0025/F	01/03/1995	01477X0038/F3	01/05/2004	02242X0029/PZP	01/09/1997	03333X0041/PAEP	01/10/2000
00748X0027/F	01/10/1994	01482X0001/F	01/02/2003	02243X0001/FAEP	01/05/1995	03333X0047/PZ6	01/10/1995
00748X0029/F3	01/04/1994	01483X0040/PC	01/03/1998	02243X0019/F	01/02/1996	03334X0034/PZ5	01/07/2001
00753X0014/F	01/11/1994	01483X0064/S3-93	01/10/2000	02243X0024/A	01/06/1991	03338X0008/S1	01/01/2003
00756X0040/F	01/09/1994	01485X0010/C1	01/04/2003	02243X0027/G	01/09/1988	03342X0002/PAEP1	01/10/1993
00756X0041/F	01/04/1993	01485X1009/F1	01/06/2004	02243X0033/PZB1	01/12/1991	03345X0001/PAEP	01/10/1998
00756X0042/F	01/03/1998	01485X1012/F1	01/04/1995	02243X0034/A1	01/02/1997	03345X0020/PZ1	01/08/2002
00756X0043/F	01/08/1993	01486X0002/F	01/10/2000	02243X0035/M	01/02/1996	03345X0021/F1	01/05/1997
00756X0045/F	01/03/1998	01491X0021/S	01/01/1981	02243X0036/N	01/09/1995	03345X0022/F2	01/05/2001
00756X0046/F	01/02/1996	01497X0010/P	01/03/2001	02243X0037/B2	01/06/1994	03347X0016/SAEP	01/10/2001
00756X0047/S	01/09/1995	01502X0003/F	01/10/1999	02243X1001/PZD1	01/09/1998	03351X0034/PAEP1	01/11/2006
00756X0070/HY	01/05/1994	01503X0002/F	01/01/1993	02244X0008/FAEP	01/10/2005	03357X0003/SAEP	01/04/2004
00756X0120/HY	01/02/1996	01504X0085/S	01/05/1999	02246X0001/AF	01/12/1992	03364X0011/AEP	01/11/2000
00756X0121/HY	01/10/1999	01504X0204/S	01/05/1999	02246X0016/FARCO	01/01/1995	03366X0015/2PAEP	01/04/2004
00756X0122/HY	01/10/1999	01506X0043/F1	01/04/2002	02246X0022/PZQ	01/09/1999	03368X0026/SAEP	01/08/2002
00756X0138/F	01/02/1997	01507X0002/P	01/02/1996	02246X0023/PZR	01/09/1995	03371X0002/SAEP	01/10/2004
00756X0151/F1	01/10/2000	01511X0009/HY	01/05/1997	02247X0001/FAEP1	01/04/2002	03372X0031/SAEP13	01/09/2003
00767X0021/F	01/03/2001	01511X0036/F	01/10/2003	02247X0020/D	01/03/1988	03376X0014/SAEP1	01/11/2003
00776X0087/F8	01/06/1999	01511X0165/F	01/02/2001	02247X0024/FDESHY	01/05/1993	03632X0001/FAEP	01/01/1998
00776X0088/F7	01/11/2003	01511X0187/F	01/04/2003	02247X0025/FHV1	01/04/1987	03632X0006/FAEP	01/11/2000
00783X0009/HY	01/10/2000	01511X0190/F	01/01/1994	02247X0042/ORM1	01/02/1996	03637X0010/FAEP	01/11/2002
00783X0069/F	01/12/1993	01513X0029/F3	01/04/2004	02251X0001/FAEP	01/10/2004	03642X0001/FAEP	01/11/2000
00785X0001/F	01/10/1999	01515X0001/HY1	01/09/1999	02253X0044/S1	01/06/1999	03643X0134/FAEP	01/10/2000
00785X0011/HY	01/06/1988	01515X0003/HY3	01/05/1997	02253X0045/S2	01/07/1993	03644X0102/FAEP	01/10/2000
00785X0028/F	01/06/1995	01517X0025/P1	01/10/2000	02253X0046/S3	01/09/1999	03648X0038/FAEP	01/10/1996
00791X0025/P-AEP	01/03/2002	01517X0061/F	01/06/1999	02253X0050/P.INDE	01/06/2006	03651X0001/FAEP	01/10/2000
00791X0041/F2	01/07/2000	01517X0067/F	01/09/2002	02254X0001/FAEP	01/04/2005	03651X0013/FAEP	01/11/2002
00792X0007/P	01/05/2001	01517X0069/F	01/02/1996	02254X0060/S4	01/09/2000	03652X0005/PFAEP	01/12/1998
00792X0042/P	01/09/2002	01517X0088/F5	01/04/2002	02258X0040/FAEP3	01/10/2002	03652X0008/FAEP	01/11/2002
00793X0019/F	01/08/2002	01518X0153/HY3	01/04/2000	02261X0036/FAEP	01/11/2004	03652X0135/F1AEP	01/03/1996
00801X0009/PC	01/10/2000	01518X0158/HY	01/11/1999	02261X0060/FAEP	01/03/2007	03652X0136/F2AEP	01/11/1995
00801X0019/PC	01/01/2000	01518X0196/P5	01/12/2005	02262X0013/SAEP	01/04/2001	03652X0137/F3AEP	01/12/1994
00801X0025/P	01/02/2003	01518X0197/P4	01/03/2002	02262X0044/SAEP	01/10/2000	03653X0010/F1AEP	01/04/2001
00802X0030/P	01/07/2000	01518X0200/P1	01/09/2002	02264X0036/P2	01/08/2004	03653X0150/F3AEP	01/04/2006
00803X0001/F	01/06/2000	01518X0201/P3	01/03/2001	02264X1009/P	01/10/2005	03653X0178/P2AEP	01/09/1994
00803X0002/PC	01/08/1991	01518X0202/P2	01/03/2003	02266X0011/FAEP	01/02/2005	03654X0006/F3AEP	01/09/1998
00804X0029/F	01/06/1999	01521X0026/HY	01/12/1999	02266X0064/FAEP	01/03/2005	03655X0024/FAEP	01/03/2000
00804X0044/P	01/10/1999	01522X0053/HY	01/10/2001	02267X0032/PAEP	01/04/2003	03656X0062/FAEP	01/05/1998
00806X0004/P	01/05/2000	01523X0033/S	01/06/2004	02268X1039/F	01/03/2004	03656X0134/FAEP	01/07/1998
00807X0005/F	01/01/2001	01525X0148/PZ1	01/06/2005	02271X0001/F	01/07/1999	03658X0006/PAEP	01/11/1993
00811X0009/PC	01/11/1987	01525X0149/PZ2	01/06/2005	02271X0011/P1	01/04/2002	03661X0070/PAEP	01/04/1999
00811X0013/MY	01/10/2000	01526X0017/F1	01/05/1989	02272X0052/F2	01/11/2002	03664X1018/PUITS	01/07/1995
00811X0045/F1	01/10/1995	01526X0043/F2	01/06/1999	02272X0055/FR18	01/05/2003	03664X1026/F	01/10/2003
00816X0034/P	01/04/2001	01526X0055/P3	01/11/1994	02273X0010/HY	01/11/2000	03666X0019/PAEP	01/10/1999
00816X0062/F	01/05/2000	01526X0061/F	01/10/2003	02273X0011/HY	01/04/2004	03671X0005/PUITS	01/04/1994
00825X0128/111111	01/01/2005	01526X0063/F	01/09/2001	02273X0013/HY	01/03/2002	03671X0009/FORAGE	01/08/1995
00826X0005/F	01/11/1999	01526X0089/F4	01/05/1996	02274X0009/HY	01/03/2002	03672X0012/FORAGE	01/03/2001
00837X0035/HY	01/04/2001	01526X0096/F	01/04/2001	02275X0026/HY	01/08/2004	03672X0014/FORAGE	01/04/1993
00837X0036/HY	01/04/2001	01527X0065/F1	01/04/1996	02278X0010/TR	01/11/1999	03673X0010/SOURCE	01/10/1994
00843X0060/F.AEP	01/04/2003	01528X0013/F	01/11/2000	02278X0020/P	01/11/2003	03674X0001/PUITS	01/10/2000
00845X0005/F	01/04/2003	01528X0042/PH5	01/06/1995	02278X0039/HY	01/11/2001	03675X0001/SOURCE	01/11/1999
00856X0010/FAEP	01/11/2000	01528X0062/PH6	01/06/1997	02278X0050/SCE	01/10/2001	03675X0003/SOURCE	01/04/2003
00857X0007/PAEP	01/07/1998	01528X0063/PH3	01/06/1999	02281X0009/HY	01/02/2001	03675X0006/SOURCE	01/10/2000
00858X0012/FAEP	01/07/2001	01528X0064/PH4	01/06/1995	02281X0015/HY	01/10/2000	03676X0010/PIEZO	01/04/2003
00858X0027/SAEP	01/05/2000	01528X0075/P	01/12/2002	02282X0002/HY	01/10/2000	03676X0051/PZ2	01/04/2004
00861X0001/PAEP	01/04/1999	01528X0081/P1BIS	01/06/1996	02282X0005/HY	01/09/1999	03677X0006/FORAGE	01/04/2002
00862X0007/PAEP	01/03/1999	01528X0112/P3	01/10/2000	02282X0029/HY	01/12/2007	03677X0041/AEP	01/11/2004
00868X0013/SAEP	01/07/1997	01531X0092/P	01/10/2002	02285X0039/F	01/03/2002	03677X0056/F1	01/04/2004
00871X0002/SAEP	01/02/2001	01532X0115/PZ1	01/12/2005	02286X0040/616	01/12/2005	03678X0003/SOURCE	01/06/1999
00876X0011/S1	01/03/2001	01532X0116/PZ2	01/12/2004	02287X0007/HY	01/07/2000	03678X0055/AEP	01/04/2004
00932X0020/S5	01/01/1993	01532X0117/PZ3	01/06/2004	02287X0013/HY	01/09/1999	03678X0056/AEP	01/10/1997
00935X0034/P1	01/07/1993	01532X0118/PZ4	01/06/2002	02287X0029/F	01/12/2003	03681X0019/SOURCE	01/02/1992
00935X0036/C2	01/12/1994	01532X0119/PZ5	01/06/2003	02287X0034/F1	01/02/1999	03682X0036/AEP	01/03/1999
00936X0022/F1	01/04/2000	01532X0120/PZ8	01/06/2003	02287X0036/F2	01/04/2004	03682X0061/PZ1	01/12/2005
00936X0025/F6	01/09/1996	01532X0121/PZ10	01/06/2003	02467X0007/HY	01/08/1999	03682X0062/PZ2	01/12/2004
00937X0007/111111	01/03/1993	01532X0122/PZ11	01/12/2005	02467X0063/S	01/04/1994	03682X0063/PZ3	01/06/2005
00937X0026/F	01/09/1996	01532X0123/PZ12	01/06/2003	02472X0073/P	01/04/2006	03682X0066/PZ6	01/07/2002
00938X0025/FD1	01/11/2004	01533X0104/PZ1	01/06/2006	02472X0075/FB2	01/06/2006	03685X0014/SOURCE	01/10/1992
00941X0030/F	01/12/1996	01533X0105/PZ2	01/06/2006	02474X0010/C1	01/12/1997	03686X0012/PUITS	01/12/1992

Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente
00942X0042/C1	01/08/2003	01533X0106/PZ3	01/09/2004	02474X0020/C1	01/07/1997	03687X0011/PUITS	01/05/1994
00945X0013/P1	01/10/1992	01533X0107/PZ4	01/06/2006	02474X0021/C1	01/03/1999	03688X1002/PUITS	01/11/2002
00955X0007/C1	01/10/2005	01533X0108/PZ5	01/12/2005	02474X0022/C1	01/03/2001	03688X1003/FORAGE	01/02/1995
00955X0038/F2	01/02/1995	01533X0109/PZ6	01/12/2005	02474X0023/C1	01/06/1998	03688X1004/PUITS	01/04/2000
00955X0050/F1	01/10/1999	01536X0030/P	01/05/2004	02474X0024/C1	01/06/1994	03691X0031/FAEPE4	01/10/2003
00956X0004/FD4	01/10/2000	01537X0056/F1	01/10/2003	02474X0025/S1-91	01/09/1991	03694X0011/PAEP	01/10/2004
00957X0010/E2	01/10/2005	01537X0146/F3	01/10/2002	02474X0028/SLM3	01/12/1997	03703X0001/SAEP	01/11/1999
00958X0106/111111	01/02/2004	01537X0157/F5	01/11/2005	02477X0013/P	01/06/1993	03703X0003/S1	01/03/1994
00973X0087/C1	01/06/2001	01537X0160/F1	01/04/2005	02481X0016/C1	01/10/1997	03703X0012/PAEP	01/10/1996
00976X0077/HY	01/08/1992	01537X0251/PZ1	01/08/2002	02481X0022/F	01/07/1997	03707X0009/P	01/10/2001
00976X0114/HY	01/02/2000	01537X0252/PZ2	01/08/2003	02483X0026/F2	01/07/2002	03711X0001/AEP	01/02/2002
00977X0002/P1	01/02/1994	01537X0253/PZ3	01/11/2000	02487X0505/P1	01/09/2004	03712X1001/AEP	01/04/1999
00977X0060/C1	01/05/1992	01537X0254/PZ4	01/11/1999	02502X0510/F	01/09/1995	03716X0001/F	01/12/2003
00977X0099/C1	01/12/2000	01537X0255/PUITS	01/08/1998	02503X0004/C1	01/09/2005	03723X0065/SAEP	01/09/2000
00978X0011/C1	01/10/2001	01537X0264/PZ2	01/05/2004	02504X0002/C1	01/06/2006	03725X0003/SAEPBU	01/04/2004
00978X0040/P1	01/07/1999	01537X0265/PZ3	01/10/2005	02504X0004/C2	01/10/2004	03727X0068/F2F0	01/10/2004
00983X0193/F	01/03/2003	01541X0050/P1	01/05/2001	02523X0018/AEP93	01/10/2004	03993X0001/F	01/10/2001
00986X0085/S	01/10/2000	01544X1029/P2	01/04/2004	02534X0007/F	01/11/2000	03993X0175/FAEP	01/10/1998
00986X0086/S	01/03/1996	01545X0078/F	01/10/2002	02535X0011/F2	01/10/2004	03993X0205/F	01/09/1996
00993X0072/F	01/01/2008	01545X0087/F	01/04/2001	02538X0003/F	01/10/2002	03993X0218/FAEP3	01/09/1996
00994B0006/F1	01/09/1997	01547X0109/PZ1	01/11/2002	02538X0007/PAEP	01/09/1994	03998X0006/FAEP	01/06/1997
00994B0114/F	01/11/2005	01551X0009/P	01/10/2002	02543X0015/PAEP	01/08/1990	03998X0151/FAEP	01/03/1999
00996X0002/PC	01/07/2001	01555X0067/F	01/04/2004	02543X0026/PFAEP	01/03/2000	04002X0014/PCAEP	01/01/1995
00997X0163/F	01/12/1996	01556X0113/P0	01/07/2005	02543X0030/P	01/10/2000	04002X0122/F2	01/11/1992
00997X0164/F	01/09/1995	01556X0114/P2	01/03/2006	02544X0002/PFAEP	01/11/1998	04004X0147/FAEP	01/04/2002
00998D0349/F3	01/06/2000	01556X0115/P5	01/11/2004	02544X0009/PFAEP	01/10/2000	04007X0071/FAEP	01/10/2001
00998X0586/PZ1	01/08/2001	01556X0116/P9	01/07/2005	02544X0031/PFAEP	01/05/1999	04008X0006/PAEP	01/03/1999
01001B0153/HY	01/02/2000	01556X0117/P11	01/06/2003	02544X0036/FAEP	01/11/2000	04017X0001/SOURCE	01/10/2004
01001B0154/HY	01/08/1995	01556X0118/P12	01/06/2006	02547X0012/PFAEP	01/01/1991	04021X0034/SOURCE	01/10/2004
01001B0155/HY	01/05/1996	01556X0119/P15	01/10/2003	02548X0005/PFAEP	01/10/1996	04022X0001/PUITS	01/02/1990
01001D0151/HY	01/03/1997	01556X0120/P17	01/02/2003	02548X0039/S	01/09/1998	04024X0004/PUITS	01/10/1999
01001D0152/HY	01/03/1997	01556X0121/P21	01/07/2005	02551X0016/PAEP	01/09/1997	04024X0082/PUITS	01/09/1998
01002X0058/F7	01/01/2000	01556X0122/P22	01/03/2006	02551X0017/PAEP	01/03/1998	04024X0110/PUITS	01/03/1999
01005C0554/F	01/06/2000	01556X0123/P23	01/12/2005	02551X0019/B2AEP	01/09/1996	04024X0111/PUITS	01/11/1995
01005K0047/F1	01/10/1999	01556X0124/P24	01/07/2005	02551X0021/FAEP	01/01/1988	04024X0407/PZ1	01/03/2001
01005K0052/F3	01/03/2000	01556X0125/T2	01/12/2005	02551X0022/FAEP	01/09/2002	04024X0408/PZ2	01/03/2005
01005X0049/F2	01/07/2002	01558X0049/P1	01/03/2003	02552X0014/PAEP	01/11/2000	04024X0409/PZ3	01/03/2004
01005X0704/PZ2	01/01/2000	01561X0135/P	01/04/2003	02552X0023/PAEP	01/03/2000	04024X0410/PZ4	01/09/2002
01005X0716/PO	01/11/2000	01573X0147/P0	01/04/2005	02553X0011/PFAEP	01/11/2000	04025X0023/AEP	01/10/1999
01007X0067/S1	01/03/1999	01574X0040/PAEP	01/10/2002	02553X4000/P1	01/03/2002	04025X0091/ETUDE	01/04/2001
01007X0103/F	01/10/2000	01575X0063/P52	01/02/1998	02554X1015/FAEP	01/09/1987	04028X0046/SOURCE	01/10/2003
01011X0015/F	01/10/2000	01575X0064/PP2	01/05/1997	02554X1018/PAEP	01/05/1998	04032X0024/SOURCE	01/10/2004
01015X0003/HY	01/11/1995	01575X0065/P1	01/11/1998	02554X1028/FAEP	01/11/1990	04034X0006/AEP	01/08/1998
01015X0027/F	01/07/1996	01575X0066/PP1	01/08/1999	02555X0054/PAEP	01/12/1987	04035X0019/AEP	01/01/1990
01018X0201/PC	01/10/2000	01575X0067/PS1	01/11/1996	02557X0005/FAEP	01/01/1993	04035X0040/AEP	01/01/1998
01018X0221/PC	01/08/2000	01584X0002/FAEP	01/04/2003	02557X0006/PAEP	01/01/1995	04035X0050/AEP	01/09/1999
01018X0227/P	01/06/2001	01585X0071/SS2	01/10/1995	02558X0011/PFAEP	01/07/2003	04035X0081/AEP	01/09/2004
01025X0027/P	01/01/2000	01585X0087/S3	01/05/1994	02558X0026/PAEP	01/02/2001	04036X0014/AEP	01/01/1998
01025X0047/F	01/05/2004	01585X0125/PZSOGE	01/05/1995	02558X0067/PFAEP	01/11/1998	04038X0004/AEP	01/07/1997
01026X0023/P	01/12/1999	01588X0007/PU	01/01/1999	02563X0043/F	01/06/2002	04038X0009/AEP	01/11/1998
01027X0132/PZ1BIS	01/11/2000	01588X0064/CBIS	01/05/1985	02564X0013/S	01/10/2002	04041X0003/SOURCE	01/10/2006
01032X0009/P	01/10/2000	01588X0070/FR1	01/01/2003	02565X0030/F12	01/10/1998	04042X0002/PUITS	01/09/1993
01033X0004/PC	01/06/2001	01588X0096/F6	01/10/2002	02565X1003/PFAEP	01/10/1998	04042X0006/PUITS	01/06/1997
01038X0141/P2	01/06/2003	01588X0098/F8	01/10/2002	02565X1017/F1AEP	01/12/1997	04043X0001/SOURCE	01/03/1999
01044X0155/P	01/05/2002	01588X0114/F5	01/01/2003	02565X1018/F2AEP	01/06/1998	04043X0003/SOURCE	01/04/2002
01044X0167/F	01/06/2000	01591X0002/PAEP	01/04/2002	02566X0035/F1	01/04/2001	04047X0010/AEP	01/10/1993
01046X0067/P	01/10/1999	01593X0019/FAEP	01/04/2001	02568X0034/F	01/04/2003	04051X0001/AEP	01/02/1999
01051X0166/P2	01/05/2001	01595X0007/PU	01/05/1990	02573X0040/F	01/12/2002	04053X0010/P	01/04/2000
01051X0236/PZ3	01/11/1998	01595X0020/FO	01/01/1994	02573X0048/PZB	01/06/2003	04053X0034/AEP	01/03/2002
01052X0003/P	01/10/2003	01595X0081/5	01/04/1987	02573X0050/PZB	01/09/1998	04053X0042/PUITS	01/05/1996
01053X0002/P	01/04/2004	01596X0001/PAEP	01/04/2003	02573X0051/F1	01/11/1998	04057X0003/SOURCE	01/09/2000
01053X0004/P	01/08/1999	01602X0007/PAEP1	01/04/2001	02573X0052/S1	01/11/1998	04057X0007/HY	01/10/2001
01054X0001/F	01/04/1999	01604X0044/F6	01/09/1996	02573X0172/PZMEL	01/07/2005	04062X0004/AEP	01/03/2003
01056X0215/PP6	01/05/2004	01604X1015/3	01/07/2005	02574X0064/F	01/03/2002	04066X0014/AEP	01/09/2003
01062X0081/HY	01/06/2002	01605X0002/FAEP	01/10/2000	02574X0084/F	01/02/2002	04076X0008/SO	01/03/2005
01063X0080/PZ6	01/04/2002	01611X0254/F	01/04/2003	02574X0167/F2	01/05/2001	04324X0009/FAEP1	01/10/1997
01063X0081/PZ7	01/10/2005	01612X0002/SCE	01/06/2004	02575X0049/ETY1	01/04/1999	04324X0012/FAEP2	01/10/1991
01063X0082/PZ8	01/01/2003	01612X0071/HY	01/03/2003	02576X0016/F	01/12/1997	04332X0001/SOURCE	01/10/2002
01063X0083/PZ9	01/07/2004	01612X0096/HY	01/03/2002	02576X0043/F2	01/10/1998	04332X0002/SOURCE	01/03/2002
01063X0084/PZ10	01/04/2004	01613X0019/HY	01/06/2002	02576X0045/LONRAI	01/03/1998	04333X0012/PZA	01/12/2002
01064X0001/F	01/10/2001	01614X0072/F	01/11/2003	02576X0046/F	01/11/1998	04333X0013/PZB	01/03/2005
01066X0101/P	01/04/2003	01615X0001/HY	01/04/2001	02576X0047/F2	01/10/2002	04335X1001/PAEP	01/07/1996
01067X0194/F	01/02/1997	01616X0009/HY	01/10/2001	02577X0017/F	01/04/2003	04338X0005/SOURCE	01/10/2005
01068X0211/F	01/10/2000	01618X0041/F	01/11/1999	02577X0072/S2	01/02/1999	04342X0032/AEP	01/02/2000
01074X0030/F	01/04/2005	01618X0042/F	01/11/1999	02581X0043/P1	01/10/2003	04343X0001/SOURCE	01/02/1991
01076X0097/F	01/10/1998	01723X0048/F1	01/03/2000	02581X0064/F	01/05/2001	04344X0001/SOURCE	01/10/2004
01081X0105/F	01/04/2002	01723X0049/F2	01/02/2000	02581X0080/F	01/09/2004	04344X0005/PUITS	01/04/2000
01082X0014/PAEP	01/05/2004	01727X0024/P2	01/01/1998	02581X0093/F1	01/04/2002	04344X0015/SOURCE	01/03/1996
01084X0018/F	01/12/1998	01727X0055/SD1	01/05/1998	02581X0094/F2	01/10/2002	04351X0010/AEP	01/04/2003
01087X0060/PZ7	01/12/1998	01727X0056/SD2	01/11/2003	02581X0097/F2	01/04/2002	04352X0006/SOURCE	01/01/2000
01087X0062/C4	01/02/1996	01727X0057/SD3	01/08/2004	02581X0099/F2	01/10/2002	04352X0013/AEP	01/01/1990
01087X1008/P13	01/12/1998	01727X0058/SD4	01/08/2003	02582X0005/S1	01/10/1998	04352X0015/AEP	01/09/1994
01087X1010/PZ8	01/01/1997	01727X0059/SD5	01/11/2003	02582X0012/P1	01/04/2000	04353X0019/SOURCE	01/09/1992
01087X1011/C2	01/02/1998	01728X0006/C1	01/06/1993	02582X0092/P2	01/10/1999	04353X0022/AEP	01/01/1999
01087X1013/PZ9	01/03/1996	01728X0007/C1	01/10/1999	02582X0185/S1	01/11/2001	04361X0004/SOURCE	01/04/2004

Temps de transfert et tendances sur le bassin Seine-Normandie

Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente
01087X1014/PZ2	01/12/1996	01728X0008/C1	01/02/2000	02582X0191/FCAVE	01/11/2001	04364X0030/F2	01/09/2003
01087X1016/PZ4	01/12/1997	01728X0009/C2	01/09/1998	02582X0202/F	01/09/2004	04367X1011/S1	01/09/1991
01087X1017/PZ1	01/02/1998	01732X0004/C1	01/10/1996	02586X0056/F1	01/10/2005	04373X0026/SOURCE	01/04/2004
01087X1018/PZ3	01/03/2000	01733X0002/C1	01/02/1998	02586X0069/P3	01/03/2004	04374X0030/S1	01/08/2003
01087X1019/PZ5	01/01/1994	01733X0006/S2	01/04/2007	02587X0014/P1	01/04/2000	04376X0002/PUITS	01/10/2003
01087X1020/PZ6	01/02/1995	01734X0002/GA	01/06/1993	02588X0013/HY1	01/04/2002	04376X0021/PUITS6	01/08/2003
01091X0017/F3AEP	01/09/1999	01734X0003/CB	01/09/1996	02588X0024/F2	01/10/2004	04376X0027/PUITS	01/09/2002
01092X0001/AEP	01/04/1998	01734X0004/CST	01/08/1990	02593X0008/P1	01/10/2003	04376X0028/PUITS	01/09/2002
01092X0009/PAEP	01/04/2002	01734X0008/C1	01/10/1985	02594X0011/F1	01/10/2004	04376X0030/AEP	01/01/2002
01092X0023/SDP2	01/01/1998	01734X0010/C1	01/03/1998	02594X0014/S1	01/03/2005	04377X0027/SOURCE	01/09/2002
01092X0039/F2	01/12/1997	01734X0011/C1	01/09/1998	02594X0015/S1	01/03/2004	04377X0029/SOURCE	01/10/2002
01092X0041/F.SILO	01/09/1999	01734X0019/F	01/09/1996	02594X0052/P1	01/04/2005	04381X0008/AEP	01/10/2001
01092X0042/PIEZ	01/04/1999	01735X0004/HY	01/12/1994	02597X0010/S1	01/04/2006	04381X0009/AEP	01/04/1998
01093X0003/PU	01/06/1999	01735X0005/HY	01/02/1998	02601X0025/S1	01/01/1997	04387X0013/AEP	01/10/2003
01093X0005/PAEP	01/04/2002	01736X0005/P2	01/05/2001	02601X0129/S1	01/01/1999	04643X0001/S2	01/11/2006
01093X0043/PZ1	01/01/1999	01736X0006/HY	01/02/1997	02602X0057/F2	01/05/2005	04647X0005/AEP	01/09/2006
01093X0044/PZ3	01/01/1999	01736X0023/LM1	01/09/1997	02602X0058/GI	01/10/1996	04648X0004/AEP	01/11/1995
01093X0045/PZ2	01/02/1999	01736X0025/NP1	01/10/1999	02604X0070/F1AEP	01/11/2003	04651X0002/SOURCE	01/09/2005
01095X0016/G1	01/10/1997	01736X0026/C1	01/05/2001	02604X0073/PAEP	01/09/2000	04652X0002/P1	01/02/1996
01096X0010/G2	01/02/1998	01741X0002/C1	01/02/1999	02605X0154/P1	01/04/2002	04652X0003/P	01/10/1994
01103X0062/FAEP	01/04/1999	01741X0003/C1	01/05/2002	02608X0063/SDC1	01/11/1998	04653X0004/S2	01/01/1999
01103X0065/FE2	01/11/2000	01742X0003/C1	01/05/2006	02608X0068/P1	01/05/1997	04654X0002/S1	01/10/2005
01105X0109/P2	01/05/2004	01744X0010/F1	01/04/1996	02608X0069/P2	01/11/1999	04654X0004/P	01/05/2006
01115X0110/F	01/02/2004	01745X0013/C1	01/05/2000	02608X0070/P3	01/02/2001	04655X0006/SOURCE	01/02/2000
01116X0028/SCE	01/11/2003	01748X0004/C1	01/05/2006	02608X0129/SO	01/08/1998	04655X0007/P	01/09/2006
01116X0062/HY	01/09/2000	01751X0014/F2	01/07/1998	02608X0133/P4	01/02/2001	04657X0007/AEP	01/03/2000
01116X0098/HY	01/11/1999	01751X0015/F2	01/03/1999	02608X0134/P5	01/05/1998	04658X0002/SOURCE	01/01/2002
01164X0018/HYD	01/07/1994	01752X0010/F2	01/10/1992	02612X0101/FAEP2	01/11/2002	04663X0004/AEP	01/04/1991
01164X0019/HYD	01/07/1994	01753X0001/C1	01/08/1998	02613X0071/PUITS	01/04/2007	04665X0018/SOURCE	01/07/2004
01168X0005/F1	01/03/1995	01755X0006/F1	01/07/2000	02614X0019/PAEP	01/11/2002	04665X0019/SOURCE	01/03/2004
01168X0034/F1	01/10/2001	01756X0010/F1	01/02/2002	02615X0027/PAEP	01/12/2000	04665X0020/SOURCE	01/09/2001
01168X0057/F2	01/06/2005	01756X0011/F2	01/02/2002	02617X0008/PAEP	01/04/2001	04665X0022/ETUDE	01/11/1995
01168X0063/S2	01/05/1996	01761X0033/FE1	01/02/2002	02617X0012/PAEP	01/10/1996	04665X0024/RES58	01/09/2004
01168X0064/S5	01/04/1995	01762X0045/111111	01/12/1996	02617X0030/FAEP2	01/04/2003	04666X0004/S	01/03/2004
01171X0011/HY	01/03/1993	01764X0013/C1	01/10/2004	02617X0031/FAEP2	01/07/1994	04666X0005/SOURCE	01/07/2004
01171X0031/F	01/04/2002	01772X0003/C1	01/04/1993	02621X0008/PAEP	01/04/2001	04666X0006/SOURCE	01/07/2004
01172X0008/F1	01/03/1995	01772X0009/C1	01/02/2001	02621X0025/PZ17	01/01/1994	04666X0007/AEP	01/04/2004
01172X0009/F	01/03/1996	01775X0013/C1	01/10/2004	02621X0026/PZ18	01/02/1995	04666X0018/RES58	01/11/2004
01172X0010/F	01/09/1995	01776X0026/PZ2	01/04/1997	02621X0028/PZ20	01/01/1994	04666X0019/RES58	01/06/2004
01172X0066/F2	01/12/1999	01776X0027/PZ3	01/12/2004	02622X0024/F1	01/07/1982	04667X0002/SOURCE	01/12/2006
01172X0068/FP8	01/05/1991	01782X0068/F	01/12/1995	02622X0028/AEP	01/09/1984	04667X0007/SOURCE	01/12/1986
01172X0086/F2	01/03/1999	01782X0087/F	01/10/1999	02622X0031/FO8	01/10/1991	04667X0009/SOURCE	01/11/1999
01172X0095/F4	01/03/2001	01784X0003/PC	01/09/2007	02622X0038/PZ1	01/01/1984	04667X0010/SOURCE	01/10/1993
01173X0017/C1	01/10/1994	01785X0003/P1	01/10/2003	02622X0039/PZ2	01/01/1987	04667X0015/AEP	01/04/2001
01174X0006/P1	01/04/2004	01788X0004/FAEP	01/11/1995	02622X0041/PZ5	01/02/1993	04667X1005/SOURCE	01/02/2004
01174X0021/F1	01/03/1994	01798X0006/P	01/05/2000	02622X0043/PZ8	01/09/1995	04668X0003/SOURCE	01/04/1994
01174X0025/F1	01/11/1992	01798X0034/P	01/09/1995	02622X0046/PZ10	01/09/1993	04668X0008/ETUDE	01/12/1995
01174X0036/F7	01/09/2002	01802X0011/F	01/05/1994	02622X0047/PZ12	01/01/1987	04671X0025/PZAV1	01/07/1995
01174X0037/F8	01/09/2004	01804X0002/PC	01/09/1999	02622X0048/PZ15	01/11/1990	04671X0026/PZAMON	01/07/1997
01174X0039/F1	01/09/2004	01804X0126/F	01/01/1991	02622X0049/PZ16	01/09/1990	04682X0012/AEP	01/04/2004
01174X0041/F3	01/06/2003	01807X0040/F	01/09/1992	02622X0054/F2	01/01/2001	04683X0010/AEP	01/04/2000
01174X0042/F4	01/07/2005	01808X0006/FAEP	01/10/2001	02622X0055/PZ1BIS	01/11/1992	04687X0010/PUITS	01/10/2003
01174X0043/F5	01/07/2004	01808X2001/PC	01/09/1994	02622X0056/PZ21	01/03/1991	04687X0014/SOURCE	01/10/1999
01175X0031/FP1	01/12/1999	01808X2003/HY	01/06/2001	02622X0063/ORM5	01/05/1993	04688X0001/SOURCE	01/07/2000
01175X0035/F2	01/12/1999	01811X1001/HYAEP	01/05/1998	02622X0077/PZ1TER	01/11/1997	04688X0004/SOURCE	01/10/2002
01176X0004/P	01/07/1995	01812X0006/F	01/10/1998	02622X0081/PZ40	01/12/2001	04944X0006/P	01/11/1995
01178X0008/C1	01/03/1994	01812X0031/F2	01/04/1999	02623X0046/CONTR0	01/12/1997	04951X0005/ETUDE	01/12/1998
01178X0009/FD1	01/05/1998	01814X0135/PZ1	01/12/2001	02624X0023/F1	01/04/2002	04953X0014/P1	01/09/2004
01178X0024/F2	01/11/1995	01814X0136/PZ3	01/12/2001	02625X0006/PAEP	01/10/1999	04953X0015/SOURCE	01/10/2003
01178X0033/PZ1	01/11/1999	01815X0005/FAEP	01/04/1999	02625X0017/PZ11	01/09/1988	04955X0002/ETUDE	01/05/2006
01178X0034/PZ2	01/08/1997	01815X0008/F	01/04/2004	02625X0020/PZ22	01/10/1997	04956X0001/SOURCE	01/06/1998
01178X0035/PZ3	01/05/2004	01816X1006/FAEP	01/03/1996	02625X0021/PZ23	01/10/1997	04956X0002/AEP	01/01/2000
01178X0036/PZ4	01/02/2000	01821X0012/HY	01/04/2004	02625X0022/PZ24	01/06/1997	04961X0091/F2	01/11/1995
01181X0029/FE	01/11/2003	01821X0036/S1	01/10/2000	02625X0024/PZ28	01/02/1999	04962X0012/P	01/09/2000
01181X0030/F3	01/04/2005	01821X0066/F	01/05/2001	02626X0001/PU	01/10/2000	04962X0013/RES58	01/07/2004
01182X0010/C1	01/06/1998	01822X0005/S1	01/10/2003	02626X0016/PZ14	01/01/1990	04963X0002/SOURCE	01/03/1999
01182X0040/F5B	01/11/2004	01823X0021/F1	01/12/1999	02626X0036/PZ27	01/02/1999	04963X0005/SOURCE	01/09/1999
01182X0046/C2	01/12/2000	01823X0059/F3	01/12/1994	02626X0037/PZ26	01/10/1998	04963X0007/SOURCE	01/04/2006
01183X0011/C1	01/09/1999	01823X0061/HY	01/04/2005	02626X0038/PZ25	01/10/1997	04963X0022/AEP	01/05/1999
01183X0075/F1	01/10/1999	01823X0081/F5	01/11/2000	02626X0039/PZ29	01/10/1996	04963X0026/P	01/03/1999
01184X0027/C1	01/11/2003	01824X0031/F3	01/04/2004	02627X0009/F1	01/09/2003	04964X0002/SOURCE	01/03/1997
01184X0051/F2	01/10/1997	01824X0072/P6	01/06/2006	02628X0009/FAEP	01/10/2000	04964X0006/SOURCE	01/05/1993
01185X0010/C1	01/09/2002	01824X0123/PHA2	01/05/1999	02635X0005/PAEP	01/04/2005	04964X0009/SOURCE	01/07/1999
01187X0001/C1	01/03/1998	01824X0160/P3	01/04/1990	02636X0022/PAEP	01/12/1995	04964X0013/ETUDE	01/03/1998
01188X0012/F2	01/03/2000	01824X0211/F41	01/03/2003	02637X0035/F	01/08/2000	04964X0015/ETUDE	01/03/1998
01188X0018/F2	01/06/2002	01825X0098/120	01/05/1999	02643X0016/PAEP	01/04/2004	04964X0016/ETUDE	01/07/1994
01188X0019/F	01/04/2001	01825X0099/P2	01/03/2000	02648X0027/SAEP	01/10/2002	04964X0018/AEP	01/03/1995
01191X0239/F	01/06/1995	01825X0101/P4	01/05/2000	02653X0004/F	01/09/2003	04964X0019/P	01/04/1999
01191X0251/111111	01/01/2002	01825X0102/P5	01/05/1999	02654X0006/F3	01/09/2004	04965X0015/SOURCE	01/06/2002
01191X0254/F3	01/06/2001	01827X0051/P1	01/08/1989	02654X0015/F	01/05/2000	04965X0024/AEP	01/10/2000
01192X0100/F	01/06/2004	01832B0063/P10	01/07/2005	02655X0028/P.AEP	01/04/2005	04967X0008/P	01/09/1996
01192X0213/F11	01/01/2002	01832B0065/F1	01/03/2004	02656X0010/PAEP	01/04/2003	04968X0010/AEP	01/07/2003
01193X0003/F	01/09/2002	01832B0141/F2	01/03/2005	02657X0005/SAEP	01/04/2005	04968X0011/AEP	01/07/1996
01193X0170/FA6	01/02/2000	01832C0336/B1	01/09/2000	02657X0030/F2	01/04/2004	04968X0018/P	01/06/1999
01193X0172/FA8	01/03/1999	01834A0092/F10	01/05/2001	02661X0004/F	01/12/2001	04968X0019/P	01/04/2002

Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente
01193X0187/F2	01/05/2001	01834A0095/F11	01/09/1999	02661X0021/F3	01/06/2004	04971X0007/ETUDE	01/04/1994
01194X0005/F1	01/10/2000	01843X0020/F	01/10/2000	02661X0027/F	01/10/2003	04971X0010/P	01/09/1987
01194X0007/F1	01/03/1999	01843X0073/P2	01/02/2003	02662X0003/HY	01/06/2006	04971X0011/P	01/09/1997
01194X0140/F3	01/09/1999	01843X0312/PZ2	01/11/2002	02662X0004/HY	01/03/2006	04971X0012/P	01/09/1998
01194X0142/F5	01/06/1999	01843X0313/PZ3	01/11/2002	02662X0009/F	01/10/2003	04971X0013/P	01/04/1996
01194X0145/F4	01/10/1997	01843X0314/PZ4	01/11/2002	02662X0028/F	01/06/1998	04972X0001/F	01/12/2002
01194X0148/F2	01/05/2001	01843X0315/PZ5	01/11/2002	02663X0005/HY	01/09/2003	04972X0011/ETUDE	01/10/2003
01194X0151/F2	01/09/1999	01844X0088/PF1	01/03/2000	02663X0017/G	01/09/1999	04972X0016/AEP	01/12/1998
01194X0157/F2	01/11/2000	01846X0013/F1	01/07/1997	02663X0024/P	01/09/1999	04975X0008/SOURCE	01/09/1996
01194X0168/FD-1	01/11/2002	01846X0071/F3	01/07/1997	02664X0009/P1	01/03/2001	04975X0014/ETUDE	01/06/1998
01194X0170/F2BIS	01/07/2005	01847X0010/F	01/10/2000	02665X0001/F1	01/10/2000	04975X0018/AEP	01/02/1995
01195X0193/FD3	01/03/2001	01848X0009/P	01/04/2007	02666X0003/HY	01/06/2002	04975X0021/P	01/06/1998
01195X0203/FDIBIS	01/09/2003	01853X0025/PF1	01/04/2003	02667X0002/HY	01/03/2004	04976X0008/SOURCE	01/09/1994
01195X0210/F1B	01/08/2001	01857X0028/F2	01/03/2004	02843X0006/P	01/01/2007	04976X0016/SOURCE	01/09/1997
01195X0211/F2-2	01/09/2003	01858X0011/P1	01/04/2000	02894X0019/FAEP	01/03/1995	04976X0017/ETUDE	01/04/2003
01195X0213/F2	01/12/2001	01861X0006/HYP1	01/02/2006	02897X0005/HYAEP	01/04/1994	04976X0020/AEP	01/06/1998
01195X0214/FE1	01/06/2004	01861X0019/HYP2	01/12/2005	02901X0003/PAEP	01/04/1995	04976X0022/P	01/08/1989
01197X0124/FE1	01/07/2000	01862X0006/HY	01/11/2004	02901X0015/P	01/10/2005	04977X0006/SOURCE	01/03/2001
01198X0050/PR2P1	01/11/2003	01865X0003/F1	01/06/2005	02902X0002/PAEP	01/10/2000	04977X0007/SOURCE	01/09/1997
01198X0120/F1	01/02/2003	01865X0029/F2	01/01/2002	02902X0003/P2AEP	01/07/1997	04977X0008/SOURCE	01/05/1997
01201X0002/F1	01/07/2007	01872X0047/PAEP	01/10/2004	02902X0016/PFAEP	01/10/1990	04977X0017/ETUDE	01/10/2001
01201X0021/F1	01/10/2006	01878X0021/F4	01/02/1990	02903X0002/PAEP	01/04/2000	04977X0018/ETUDE	01/05/1998
01201X0115/F1	01/12/2003	01883X0013/A	01/11/1996	02903X0004/PFAEP	01/11/1993	04981X0007/SOURCE	01/09/2003
01201X0156/F2	01/07/2007	01883X0014/F1	01/01/1988	02903X0008/PFAEP	01/05/1999	04982X0005/AEP	01/11/2003
01201X0184/F2	01/12/2003	01883X0015/F2	01/09/1981	02903X0009/PFAEP	01/03/2000	04982X0009/SOURCE	01/04/2003
01202X0003/F1	01/11/1998	01884X0002/L	01/01/1985	02904X0001/PAEP	01/05/1999	04984X0003/AEP	01/09/2001
01202X0020/F3	01/11/1998	01884X0023/FAEP	01/10/2000	02904X0007/PFAEP	01/08/1998	04984X0004/AEP	01/08/2002
01202X0086/HY	01/07/2002	01884X0026/D	01/09/1981	02904X0029/FAEP	01/09/1996	04985X0019/AEP	01/10/2003
01202X0095/F	01/03/2000	01884X0028/IBIS	01/01/1996	02904X0059/FAEP	01/06/1995	04986X0013/AEP	01/10/2002
01204X0019/C1	01/02/2001	01884X0029/DBIS	01/01/1988	02905X0001/PFAEP	01/12/1996	04988X0021/SOURCE	01/11/2001
01204X0020/C2	01/09/2005	01884X0030/O	01/09/1994	02905X0014/FAEP	01/10/1999	04991X0013/SOURCE	01/06/2003
01204X0021/C1	01/02/1993	01884X0033/PBIS	01/10/1997	02906X0002/PCAEP	01/10/1996	04995X0017/SOURCE	01/08/1998
01204X0022/C1	01/08/2000	01885X0004/B	01/05/1987	02906X0004/FAEP	01/09/1998	05223X0008/AEP	01/11/2003
01204X0032/C1	01/06/2004	01885X0024/A	01/02/1998	02907X0002/PFAEP	01/03/1999	05234X0002/SOURCE	01/04/1997
01204X0045/FE1	01/10/2001	01885X0025/C	01/10/1991	02908X0007/PAEP	01/08/1994	05234X0004/SOURCE	01/03/1994
01205X0001/F5	01/12/2000	01885X0026/D	01/02/1988	02908X0010/PFAEP	01/01/1995	05234X0007/SOURCE	01/06/2001
01205X0005/F4	01/12/2000	01885X0027/E	01/02/1994	02908X0015/PFAEP	01/04/1995	05234X0008/SOURCE	01/09/1999
01205X0109/F6	01/09/2002	01885X0028/F	01/02/1994	02908X0025/PFAEP	01/09/1999	05234X0011/SOURCE	01/09/2002
01205X0110/F7	01/02/2001	01885X0030/A2	01/11/1990	02908X0027/PFAEP	01/10/1998	05234X0012/SOURCE	01/04/1999
01205X0116/M1	01/10/2000	01885X0031/PRA	01/01/1996	02911X0007/PFAEP	01/09/1998	05234X0013/SOURCE	01/04/2006
01205X0117/M2	01/05/2006	01885X0032/PRB	01/02/1995	02911X0029/PAEP	01/12/1999	05234X0022/AEP	01/03/1994
01205X0135/C1	01/01/2007	01885X0033/J	01/09/1986	02911X0052/FAEP	01/10/1998	05234X0023/AEP	01/04/1995
01205X0321/F8	01/12/2000	01885X0034/PRC	01/02/1995	02912X0002/PAEP	01/09/1994	05234X0024/ETUDE	01/06/1998
01206X0146/FB1	01/10/2000	01885X0042/K	01/06/1997	02912X0024/F2AEP	01/04/1991	05234X0026/ETUDE	01/06/1997
01206X0154/FC6	01/07/2003	01891X0022/G	01/11/1981	02912X0053/F1AEP	01/11/2002	05234X0029/AEP	01/10/1999
01206X0206/F2	01/02/1993	01891X0046/F2	01/09/1983	02912X0065/FAEP	01/03/1987	05234X0037/P	01/09/1997
01206X0214/F1	01/11/1998	01891X0049/HBIS	01/01/1990	02913X0012/PFAEP	01/05/1998	05235X0004/F	01/10/2004
01207X0091/S1	01/11/1994	01891X0051/M	01/01/1994	02914X0001/PFAEP	01/06/2000	05235X0005/SOURCE	01/09/2000
01207X0093/F3	01/02/1998	01891X0061/N	01/09/1993	02914X0002/PAEP	01/04/2001	05238X0009/AEP	01/10/1999
01207X0096/F1	01/03/2000	01892X0007/PAEP	01/10/1994	02914X0008/FAEP	01/05/2001	05241X0001/AEP	01/05/1997
01207X0100/P1	01/01/2005	01892X0017/SR1	01/10/1995	02915X0001/PFAEP	01/09/1998	05241X0017/AEP	01/04/1994
01207X0101/P2	01/06/2001	01892X0029/PZ2	01/10/1995	02915X0003/PFAEP	01/09/2000	05241X0018/AEP	01/09/1998
01207X0102/P3	01/06/2001	01892X0053/FR3	01/12/1994	02915X0023/FAEP	01/06/2000	05241X0019/AEP	01/09/1996
01207X0103/P4	01/10/2001	01893X0005/PAEP	01/12/1992	02916X0001/PFAEP	01/03/1999	05241X0021/AEP	01/09/1996
01207X0113/P5	01/05/1999	01893X0049/FR1	01/01/1991	02916X0007/PFAEP	01/08/1999	05241X0022/AEP	01/05/1998
01207X0114/P6	01/06/2001	01893X0050/FR2	01/12/1994	02916X0034/PFAEP	01/09/2000	05241X0024/AEP	01/10/2001
01211X0027/HY	01/02/1995	01893X0051/FR4	01/05/1999	02916X0044/FAEP	01/10/1997	05241X0025/AEP	01/05/1995
01211X0053/HY	01/09/2002	01901X0001/FAEP	01/12/1994	02917X0001/F	01/10/1997	05241X0027/AEP	01/08/1999
01211X0081/HY	01/07/2002	01902X0007/FAEP	01/04/1994	02917X0003/PFAEP	01/04/1997	05241X0029/AEP	01/08/1998
01211X0095/C1	01/09/2002	01902X0012/PU	01/04/1989	02917X0075/F	01/05/2000	05241X0031/P	01/05/2000
01211X0142/HY	01/02/2002	01902X0043/N1	01/08/1991	02918X0002/PF	01/09/2000	05242X0004/SOURCE	01/08/2000
01212X0035/HY	01/01/1993	01902X0044/N3	01/07/1996	02918X0005/PF	01/09/2000	05242X0009/SOURCE	01/05/2007
01212X0077/HY	01/01/2000	01904X0046/F2	01/04/2003	02918X0013/PF	01/02/1995	05242X0010/SOURCE	01/11/1994
01212X0102/C1	01/06/1994	01904X0048/F	01/06/1999	02921X0005/PF	01/04/2000	05242X0011/AEP	01/03/1989
01212X0134/HY	01/09/2001	01905X0024/PAEP	01/10/2006	02921X0006/FAEP	01/04/2002	05242X0015/AEP	01/12/1990
01212X0187/HY	01/10/2001	01907X0016/FAEP	01/11/2003	02922X0001/F	01/05/1991	05242X0016/AEP	01/11/1988
01215X0040/C1	01/10/2000	01907X0040/FR1	01/04/2000	02922X0002/F	01/05/2000	05242X0036/AEP	01/12/1996
01215X0103/C1	01/11/1998	01907X1007/F	01/12/2003	02922X0005/P	01/07/2000	05242X0037/AEP	01/12/1996
01215X0114/C2	01/09/1992	01908X0001/F	01/03/2001	02922X0007/PC	01/06/2002	05242X0040/AEP	01/08/1994
01215X0121/C1	01/11/1999	01908X0043/F2	01/10/2002	02922X0008/PF	01/10/2000	05243X0002/SOURCE	01/05/1989
01216X0001/C1	01/04/2000	01913X0008/HY	01/09/1998	02922X0010/PF	01/04/2002	05243X0005/SOURCE	01/10/1992
01217X0074/C1	01/10/1995	01913X0013/F	01/09/1999	02922X0019/PF	01/08/1998	05243X0006/SOURCE	01/04/1991
01217X0127/C1	01/06/2004	01913X0015/F1	01/09/1997	02923X0036/F	01/10/2002	05244X0003/PUITS	01/11/1994
01221X0030/S	01/06/1998	01914X0005/HY	01/03/2002	02924X0020/F	01/04/2002	05244X0004/PUITS	01/12/1989
01223X0019/P	01/04/1997	01915X0029/F	01/03/2002	02924X0024/F	01/05/2004	05244X0005/PUITS	01/02/2000
01224X0001/P	01/05/2003	01915X0031/S2	01/04/2002	02924X0025/F3	01/04/2002	05244X0006/PUITS	01/12/1989
01224X0003/S	01/04/2003	01915X0041/F1	01/04/2002	02924X0026/F4	01/07/1999	05245X0034/AEP	01/08/1998
01225X0064/S	01/09/2001	01915X0044/F2	01/06/2002	02925X0002/F	01/04/2000	05246X0004/AEP	01/06/1985
01228X0001/S	01/12/1986	01915X0062/PE2	01/04/2004	02925X0006/PF	01/08/1998	05246X0005/AEP	01/11/1990
01233X0010/S	01/05/2001	01916X0010/S	01/10/2001	02925X0007/PF	01/02/1999	05246X0006/AEP	01/05/1985
01234X0091/F1	01/10/2000	01916X0013/HY	01/04/2002	02926X0003/P	01/02/1999	05246X0011/AEP	01/03/1997
01234X0310/F2	01/11/2001	01917X0003/HY	01/02/2003	02926X0005/F	01/12/1999	05255X0014/SOURCE	01/03/2004
01241X0373/P2	01/03/2004	01917X0007/HY	01/06/2004	02926X0021/P	01/09/2004	05255X0016/SOURCE	01/03/2004
01241X0375/P4	01/11/2003	01918X0001/F	01/03/2002	02927X0012/F	01/10/1998	05256X0014/PUITS	01/04/1985
01241X0377/P6	01/11/2003	01918X0020/HY	01/04/1999	02928X1001/F	01/10/1999	05504X0025/ETUDE	01/02/1993

Temps de transfert et tendances sur le bassin Seine-Normandie

Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente	Code BSS	Date de rupture de pente
01241X0378/PZ4	01/11/2005	01918X0023/S2	01/05/2002	02933X0005/F	01/04/2003	05511X0016/AEP	01/03/1992
01242X0521/F1.AEP	01/10/2004	01925X0001/F	01/05/2000	02934X0038/P1	01/10/2001	05511X0029/P	01/02/2002
01242X0600/PZ1	01/06/2006	01925X0016/HY	01/09/2001	02934X0045/F3	01/04/2001	05512X0005/SOURCE	01/03/1992
01242X0601/PZ2	01/01/2006	01925X0020/SCE	01/07/2003	02935X1011/PFAEP	01/10/1997	05515X0015/SOURCE	01/03/1994
01242X0602/PZ3	01/01/2006	02084X0007/HY	01/09/1994	02935X1032/F2AEP	01/01/1998	05524X0049/SOURCE	01/02/2003
01247X0220/F2	01/10/2001	02084X0009/HY	01/08/1998	02935X1037/FAEP2	01/02/1992		



**Centre scientifique et technique
Service EAU**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34