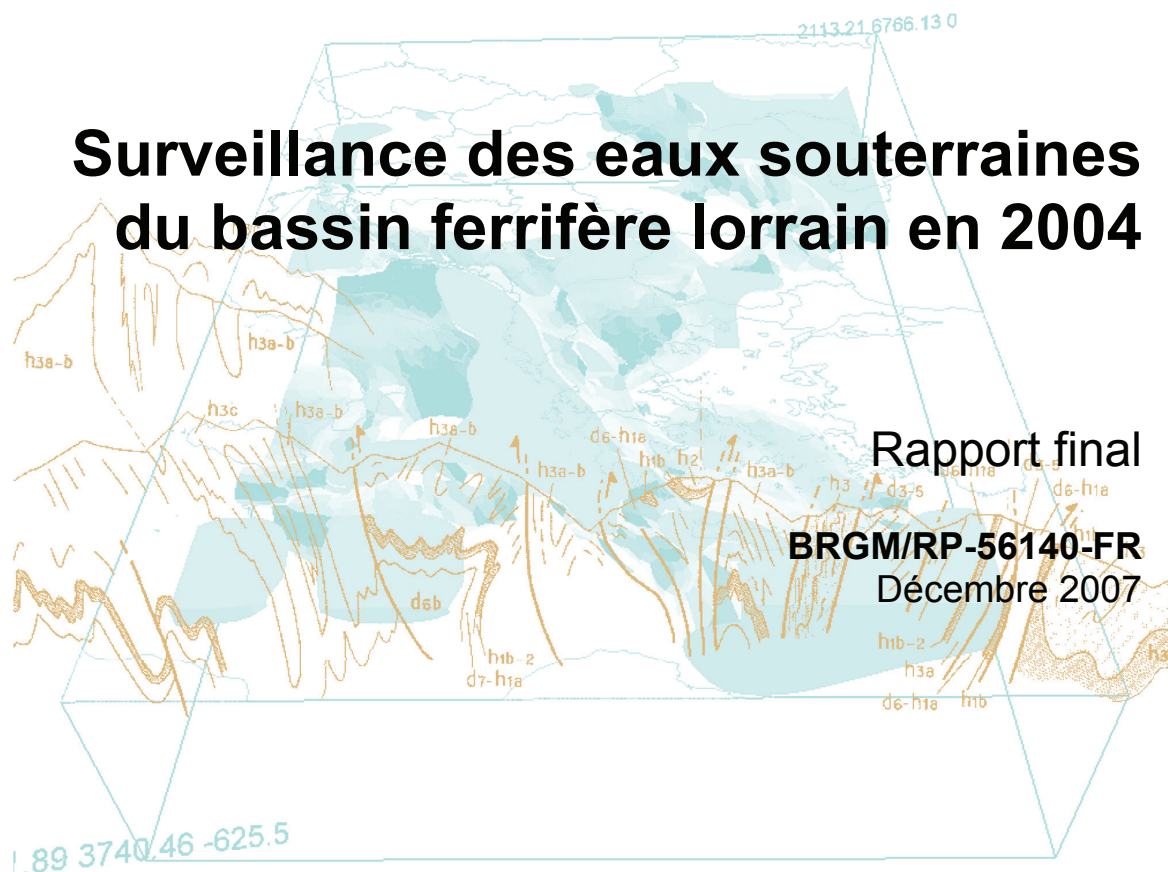




Surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain en 2004



Rapport final
BRGM/RP-56140-FR
Décembre 2007

Surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain en 2004

Rapport final

BRGM/RP-56140-FR
Décembre 2007

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM 04DEPA02

L. Vaute
avec la collaboration de
B. Durendeau et J. Thonnon

Vérificateur :

Nom : R. Fabriol

Date : 20/12/2007

Signature :

Original signé le 20/12/2007

Approbateur :

Nom : M. Aguilhaume

Date : 21/12/2007

Signature :

Original signé le 21/12/2007

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.

Mots clés :

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

Vaute L., Durendeau B., Thonnon J. (2007) – Surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain en 2004. Rapport BRGM/RP-56140-FR, 162 p., 97 fig., 4 ann. sur CD-ROM joint.

Synthèse

La fermeture des exploitations du minerai de fer lorrain, entre les vallées de la Moselle et de l'Othain, et l'arrêt généralisé des pompages d'exhaure au niveau du bassin ferrifère de Briey (parties Centre et Sud) sont à l'origine de l'ennoyage progressif des terrains et de la minéralisation importante de l'eau souterraine. La remontée du niveau de l'eau s'est poursuivie jusqu'à ce qu'un équilibre soit trouvé entre les apports d'eau (la pluie) d'une part, et les débits de débordement (galeries aménagées), de fuite et de drainage (sources) d'autre part.

Cet équilibre est différent de celui qui existait avant l'exploitation minière, car la création de galeries et de drains, ainsi que la fracturation de l'écran imperméable qui séparait la formation ferrifère et les calcaires du Dogger, ont considérablement modifié la perméabilité locale de la roche, la nature et les axes de circulation de l'eau souterraine. Par ailleurs, l'immersion des parois laissées au contact de l'air pendant des décennies a entraîné une forte minéralisation de l'eau qui s'est chargée, entre autres éléments, du sulfate issu de l'oxydation de la pyrite des interbanco marneux.

L'ennoyage des deux réservoirs miniers Sud et Centre du bassin ferrifère lorrain (bassin de Briey) est terminé respectivement depuis octobre 1998 et mars 1999. On dispose actuellement de 6 années d'observations – niveaux piézométriques, débits et qualité des eaux souterraines – depuis cet événement majeur. Les principaux résultats sont présentés chaque mois dans la chronique d'information « Bassin ferrifère : Surveillance Eau », disponible sur le site Internet de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse. Le présent rapport annuel est destiné à faire une synthèse détaillée de l'ensemble des observations recueillies en 2004, en les replaçant dans leur contexte géographique et historique.

Au total, 43 points ont fait l'objet d'un suivi quantitatif et/ou qualitatif en 2004, dont 19 pour les réservoirs miniers, 18 pour les calcaires du Dogger et 6 pour la formation ferrifère non exploitée entre les réservoirs Centre et Sud. Les 4 annexes à ce rapport (4 tableaux de données) sont fournies au format numérique Excel 97 sur un cd-rom joint.

Sommaire

1. Introduction	13
2. Contexte général	15
2.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE	15
2.2. CADRE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE	15
2.2.1. Morphologie du gisement	15
2.2.2. Nature des niveaux géologiques	18
2.3. RAPPELS SUR LA PRATIQUE DES EXHAURES	21
2.3.1. Conditions de mise en œuvre	21
2.3.2. Conséquences des exhaures	21
2.4. PRESENTATION DU PHENOMENE D'ENNOYAGE	23
2.4.1. L'arrêt des exhaures	23
2.4.2. La stabilisation de l'ennoyage	23
2.4.3. Les conséquences de l'ennoyage	25
2.4.4. Les mesures d'accompagnement	26
3. Le réseau de surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère	29
3.1. SURVEILLANCE DES RESERVOIRS MINIERS.....	29
3.1.1. Les points d'observation	29
3.1.2. Le problème de la représentativité des échantillons	31
3.2. SURVEILLANCE DES CALCAIRES DU DOGGER.....	34
3.3. SURVEILLANCE DE LA FORMATION FERRIFERE NON EXPLOITEE ENTRE LES RESERVOIRS CENTRE ET SUD.....	35
3.4. DIAGRAPHIES CONDUCTIVITE-TEMPERATURE	35
3.4.1. Les puits	35
3.4.2. Les piézomètres	39
4. Evolution des débits et des niveaux piézométriques	51
4.1. RESERVOIR SUD	51
4.1.1. Evolution du niveau du réservoir Sud	51
4.1.2. Evolution du débit de débordement à la galerie de Moyeuve	52

4.1.3. Estimation du débit de fuite du réservoir Sud	54
4.1.4. Estimation des volumes d'eau mis en jeu	54
4.2. RESERVOIR CENTRE	60
4.2.1. Evolution du niveau piézométrique du réservoir Centre	60
4.2.2. Evolution des débits de débordement.....	61
4.2.3. Estimation du débit de fuite du réservoir Centre	61
4.2.4. Estimation des volumes d'eau mis en jeu	63
4.3. CALCAIRES DU DOGGER DU BASSIN SUD.....	63
4.3.1. Ouvrages dont le niveau est mesuré depuis 1995.....	63
4.3.2. Ouvrages créés en 1999.....	69
4.4. CALCAIRES DU DOGGER DU BASSIN CENTRE.....	71
4.4.1. Ouvrages dont le niveau est mesuré depuis 1995.....	71
4.4.2. Nouveaux ouvrages créés en 1999	71
4.4.3. Source de Mance	72
4.5. GALERIES DE FONTOY ET DE BURBACH	72
4.6. ETUDE DES RELATIONS RESERVOIR CENTRE – RESERVOIR SUD.....	73
5. Surveillance de la qualité des eaux souterraines	77
5.1. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET IONS MAJEURS	77
5.1.1. Réservoirs miniers	77
5.1.2. Calcaires du Dogger	81
5.2. ELEMENTS INDESIRABLES.....	120
5.2.1. Réservoirs miniers	120
5.2.2. Calcaires du Dogger	123
5.3. ELEMENTS TOXIQUES – NICKEL (FIGURE 94).....	152
6. Conclusion.....	157
7. Bibliographie	161

Liste des figures

Figure 1	– Contexte géographique et hydrogéologique.	16
Figure 2	– Coupe géologique ouest-est du bassin ferrifère lorrain	17
Figure 3	– Coupe stratigraphique schématique	19
Figure 4	– Schéma conceptuel des écoulements souterrains dans les calcaires du Dogger et le réservoir minier (d'après SCM et AERM, modifié).	22
Figure 5	– Points de débordement, de soutien d'étiage et d'exhaure minière.	24
Figure 6	– Le réseau de surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère.	33
Figure 7	– Diagraphies conductivité-température du puits Auboué I.	40
Figure 8	– Diagraphies conductivité-température du puits Paradis V.	41
Figure 9	– Diagraphies conductivité-température du puits Droitaumont II..	42
Figure 10	– Diagraphies conductivité-température du puits de Roncourt.	43
Figure 11	– Diagraphies conductivité-température du puits Andernay II.	44
Figure 12	– Diagraphies conductivité-température du puits Amermont III.	45
Figure 13	– Diagraphies température du doublet de piézomètres Paradis aval M1 et M2.	46
Figure 14	– Diagraphies conductivité du doublet de piézomètres Paradis aval M1 et M2.	47
Figure 15	– Diagraphies température du doublet de piézomètres St Pierremont P1 et P2.	48
Figure 16	– Diagraphies conductivité du doublet de piézomètres St Pierremont P1 et P2.	49
Figure 17	– Evolution comparée des niveaux piézométriques dans les réservoirs Sud et Centre depuis le début de l'ennoyage (et agrandissement pour la période 1998-2004).	55
Figure 18	– Réservoir Sud : évolution du débit de débordement et du niveau piézométrique en 1998-2004.	56
Figure 19	– Réservoir Centre : évolution du débit de débordement et du niveau piézométrique en 1998-2004.	57
Figure 20	– Relations « débit de fuite – niveau » et « concentration en sulfate – conductivité » pour les réservoirs Sud (Moyeuivre) et Centre (fuites vers le Chevillon).	58
Figure 21	– Réservoir Centre : schéma de fonctionnement des points de débordement et des fuites du réservoir Centre.	59
Figure 22	– Principe du calcul du débit de fuite du réservoir Centre (Q_R) en aval de la confluence Conroy-Chevillon.	62
Figure 23	– Evolution des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger du bassin Sud – Comparaison à l'évolution du niveau du réservoir minier.	64

Figure 24	– Evolution des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger du bassin Centre – Comparaison à l'évolution du niveau du réservoir minier.	65
Figure 25	– Evolution des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger au droit des zones exploitées des bassins Sud et Centre (1998-2004).	66
Figure 26	– Evolution du débit et de la conductivité électrique de la source de Mance, des galeries de Fontoy et Burbach,.	67
Figure 27	– Coupe schématique du bassin Sud.	70
Figure 28	– Evolution comparée des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger et la formation ferrifère non exploitée entre les réservoirs Centre et Sud.	75
Figure 29	– Carte piézométrique de la formation ferrifère non exploitée entre les réservoirs Centre et Sud.	76
Figure 30	– pH : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	84
Figure 31	– Evolution du pH pour les réservoirs miniers.	85
Figure 32	– Evolution du pH pour la nappe des calcaires du Dogger.	86
Figure 33	– Evolution du pH pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	87
Figure 34	– Concentration en sulfate : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	88
Figure 35	– Evolution de la concentration en sulfate pour les réservoirs miniers.	89
Figure 36	– Evolution de la concentration en sulfate pour la nappe des calcaires du Dogger.	90
Figure 37	– Evolution de la concentration en sulfate pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	91
Figure 38	– Concentration en sodium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	92
Figure 39	– Evolution de la concentration du sodium pour les réservoirs miniers.	93
Figure 40	– Evolution de la concentration en sodium pour la nappe des calcaires du Dogger.	94
Figure 41	– Evolution de la concentration en sodium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	95
Figure 42	– Concentration en magnésium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	96
Figure 43	– Evolution de la concentration en magnésium pour les réservoirs miniers.	97
Figure 44	– Evolution de la concentration en magnésium pour la nappe des calcaires du Dogger.	98
Figure 45	– Evolution de la concentration en magnésium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	99
Figure 46	– Concentration en calcium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	100

Figure 47	– Evolution de la concentration en calcium pour les réservoirs miniers.	101
Figure 48	– Evolution de la concentration en calcium pour la nappe des calcaires du Dogger.	102
Figure 49	– Evolution de la concentration en calcium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	103
Figure 50	– Concentration en bicarbonate : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	104
Figure 51	– Evolution de la concentration en bicarbonate pour les réservoirs miniers.	105
Figure 52	– Evolution de la concentration en bicarbonate pour la nappe des calcaires du Dogger.	106
Figure 53	– Evolution de la concentration en bicarbonate pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	107
Figure 54	– Concentration en chlorure : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	108
Figure 55	– Evolution de la concentration en chlorure pour les réservoirs miniers.	109
Figure 56	– Evolution de la concentration en chlorure pour la nappe des calcaires du Dogger.	110
Figure 57	– Evolution de la concentration en chlorure pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	111
Figure 58	– Concentration en potassium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	112
Figure 59	– Evolution de la concentration en potassium pour les réservoirs miniers.	113
Figure 60	– Evolution de la concentration en potassium pour la nappe des calcaires du Dogger.	114
Figure 61	– Evolution de la concentration en potassium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	115
Figure 62	– Conductivité électrique : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	116
Figure 63	– Evolution de la conductivité pour les réservoirs miniers.	117
Figure 64	– Evolution de la conductivité pour la nappe des calcaires du Dogger.	118
Figure 65	– Evolution de la conductivité pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	119
Figure 66	– Concentration en fer : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	124
Figure 67	– Evolution de la concentration en fer pour les réservoirs miniers.	125
Figure 68	– Evolution de la concentration en fer pour la nappe des calcaires du Dogger.	126
Figure 69	– Evolution de la concentration en fer pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	127
Figure 70	– Concentration en manganèse : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	128

Figure 71	– Evolution de la concentration en manganèse pour les réservoirs miniers.	129
Figure 72	– Evolution de la concentration en manganèse pour la nappe des calcaires du Dogger.	130
Figure 73	– Evolution de la concentration en manganèse pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	131
Figure 74	– Concentration en bore : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	132
Figure 75	– Evolution de la concentration en bore pour les réservoirs miniers.	133
Figure 76	– Evolution de la concentration en bore pour la nappe des calcaires du Dogger.	134
Figure 77	– Evolution de la concentration en bore pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	135
Figure 78	– Concentration en ammonium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	136
Figure 79	– Evolution de la concentration en ammonium pour les réservoirs miniers.	137
Figure 80	– Evolution de la concentration en ammonium pour la nappe des calcaires du Dogger.	138
Figure 81	– Evolution de la concentration en ammonium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	139
Figure 82	– Concentration en nitrate : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	140
Figure 83	– Evolution de la concentration en nitrate pour les réservoirs miniers.	141
Figure 84	– Evolution de la concentration en nitrate pour la nappe des calcaires du Dogger.	142
Figure 85	– Evolution de la concentration en nitrate pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	143
Figure 86	– Indice « hydrocarbures totaux » : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	144
Figure 87	– Evolution de l'Indice « hydrocarbures totaux » pour les réservoirs miniers.	145
Figure 88	– Evolution de l'Indice « hydrocarbures totaux » pour la nappe des calcaires du Dogger.	146
Figure 89	– Evolution de l'Indice « hydrocarbures totaux » pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	147
Figure 90	– Indice « phénols » : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	148
Figure 91	– Evolution de l'indice « phénols » pour les réservoirs miniers.	149
Figure 92	– Evolution de l'indice « phénols » pour la nappe des calcaires du Dogger.	150
Figure 93	– Evolution de l'indice « phénols » pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	151

Figure 94	– Concentration en nickel : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1 ^{er} et 3 ^{ème} quartiles, maximum).	153
Figure 95	– Evolution de la concentration en nickel pour les réservoirs miniers.	154
Figure 96	– Evolution de la concentration en nickel pour la nappe des calcaires du Dogger.	155
Figure 97	– Evolution de la concentration en nickel pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.	156

1. Introduction

Pendant plus d'un siècle, les mines de fer de Lorraine ont exploité une couche minéralisée riche en minerai de fer (Aalénien) entre les vallées de la Moselle et de la Meuse, notamment dans le bassin de Briey. Le minerai était extrait de la manière suivante : des galeries étaient percées (traçage), puis le minerai était extrait entre les galeries jusqu'à ne laisser que de minces piliers, enfin les piliers étaient détruits à l'explosif (dépilage). L'effondrement des galeries abandonnées a provoqué la fracturation du calcaire sus-jacent (calcaires du Dogger).

Ainsi, l'extraction du minerai de fer, qui s'est effectuée sous la vaste nappe des calcaires du Dogger, a mis en communication hydraulique ces deux niveaux et a causé le dénoyage progressif de la nappe du Dogger par vidange dans les galeries minières. Pendant toute la durée de l'exploitation, cette eau a donc été pompée (exhaure) et rejetée massivement dans les cours d'eau, conduisant à leur artificialisation. En outre, la quasi-totalité de l'alimentation en eau potable ou industrielle de la région était effectuée grâce à cette ressource abondante et facile d'accès.

L'arrêt de l'extraction du minerai depuis une dizaine d'années, et surtout celui des pompages d'exhaure à partir de 1993 pour le réservoir Centre, et 1995 pour le réservoir Sud, a entraîné l'ennoyage du réseau de galeries minières et de la base des calcaires du Dogger. Les principales conséquences de l'ennoyage sont :

- La modification du régime des nappes d'eau souterraine et des rivières.
- La détérioration de la qualité de l'eau souterraine par augmentation de la minéralisation.
- L'arrêt de la fourniture d'eau d'exhaure pour l'alimentation en eau potable des collectivités et l'alimentation en eau industrielle.

Face à ces problèmes d'ampleur régionale, l'Agence de l'eau Rhin-Meuse et la DIREN Lorraine ont engagé des actions de prévention et de protection de la ressource. Ces actions doivent s'appuyer sur un contrôle précis de l'évolution du phénomène dans le temps et l'espace. A cette fin, l'Agence de l'eau et la DIREN Lorraine ont demandé au BRGM (Service Géologique Régional Lorraine) d'assurer, dans le cadre de ses actions de Service Public, le suivi d'un réseau de surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère.

Ce rapport présente les moyens de surveillance mis en place par l'Agence de l'eau dans le bassin ferrifère depuis 1994, et résume les événements survenus pendant l'année 2004. Les données fournies par la société Lormines, l'ancien exploitant minier (niveaux piézométriques et résultats d'analyse jusqu'à la fin de l'année 2000), par la société Bail Industries (niveaux piézométriques), et par les DDASS de Meurthe-et-

Moselle et de Moselle (résultats d'analyse d'eau brute), sont aussi présentées et interprétées. Les 4 annexes à ce rapport (4 tableaux de données) sont fournies au format numérique Excel 97 sur un cd-rom joint.

2. Contexte général

2.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE

Les exploitations minières de fer en Lorraine se situent sous le plateau du revers occidental de la côte de Moselle, à l'ouest d'une ligne Thionville - Metz - Nancy. Les bassins concédés s'étendent ainsi sur environ 100 km du nord au sud, entre la frontière franco-luxembourgeoise et Nancy, pour une largeur qui varie entre 10 et 30 km. Ils intéressent trois départements qui sont, d'est en ouest, la Moselle, la Meurthe-et-Moselle et, pour une faible part, la Meuse.

Le gisement, qui affleure en particulier le long de la côte de Moselle, s'interrompt sur près de 25 km en son centre, entre Pagny-sur-Moselle et Pont-à-Mousson. Cette discontinuité partage la région en deux zones distinctes :

- le bassin ferrifère de Nancy au sud,
- le bassin ferrifère de Briey - Longwy au nord.

Le réseau de surveillance mis en place se rapporte aux nappes d'eau souterraine présentes dans ce dernier bassin (Figure 1), dont l'extension globale est d'environ 50 km du nord au sud pour 30 km de large.

D'un point de vue hydrographique, ce même bassin de Briey se divise en trois bassins versants principaux : l'Orne au sud et la Fensch au nord-est, qui sont des affluents de la Moselle, et l'Othain au nord-ouest, qui se jette dans la Meuse.

2.2. CADRE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE

2.2.1. Morphologie du gisement

La couche de minerai de fer est d'âge aalénien. Elle affleure à l'est, au niveau des escarpements qui bordent la vallée de la Moselle, puis s'enfonce vers l'ouest avec un pendage moyen de l'ordre de 3 %, pour atteindre une profondeur d'environ 300 m à l'aplomb des limites de la zone exploitable et concédée.

Sa structure s'inscrit dans celle de l'est du bassin parisien : de la sorte, la couche minéralisée aalénienne repose en conformité sur l'étage terminal du Lias, le Toarcien.

D'autre part, elle est progressivement recouverte d'est en ouest par la succession des formations calcaires et marneuses du Jurassique moyen, constituant ainsi la série sédimentaire complète du Dogger (Figure 2).

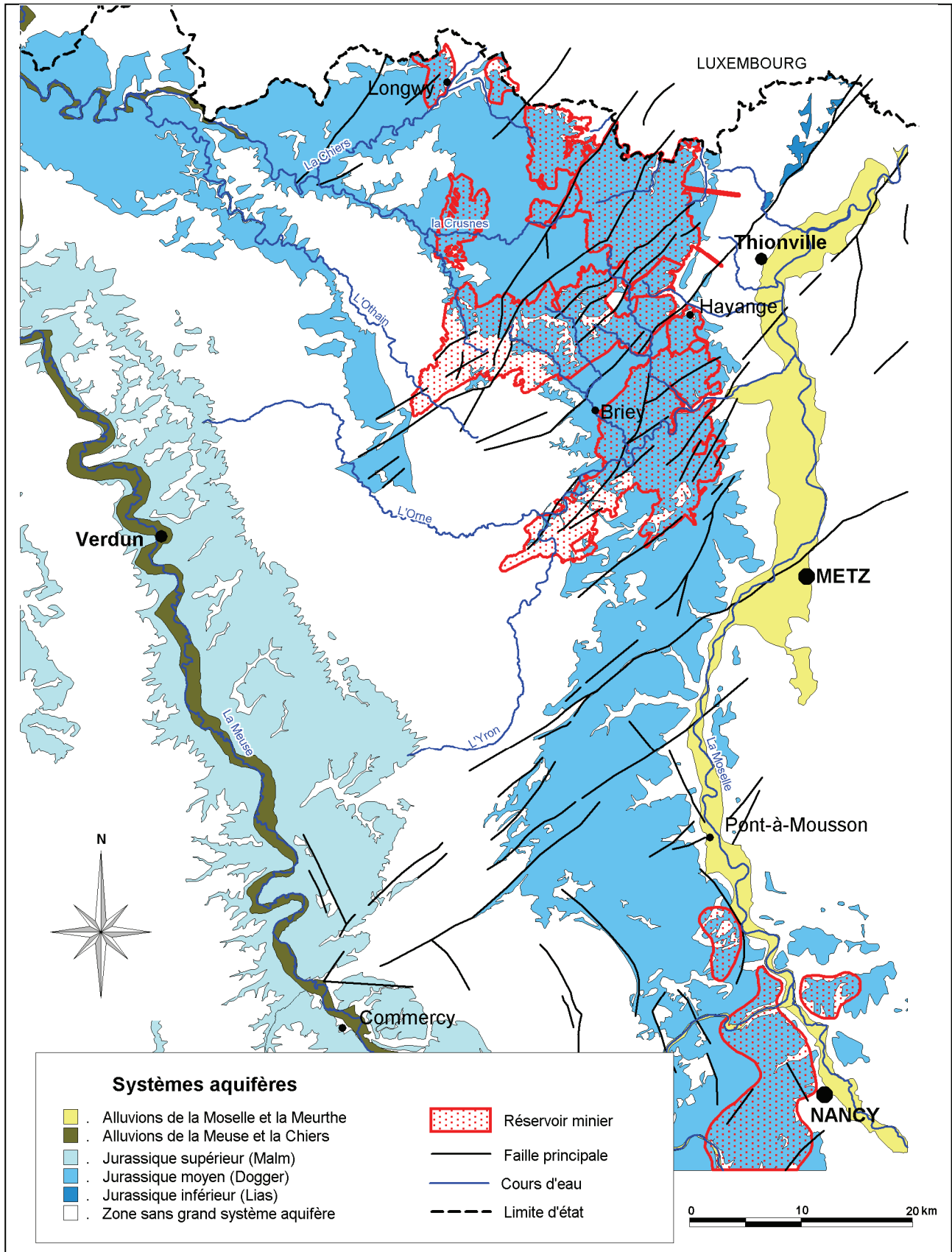


Figure 1 – Contexte géographique et hydrogéologique.

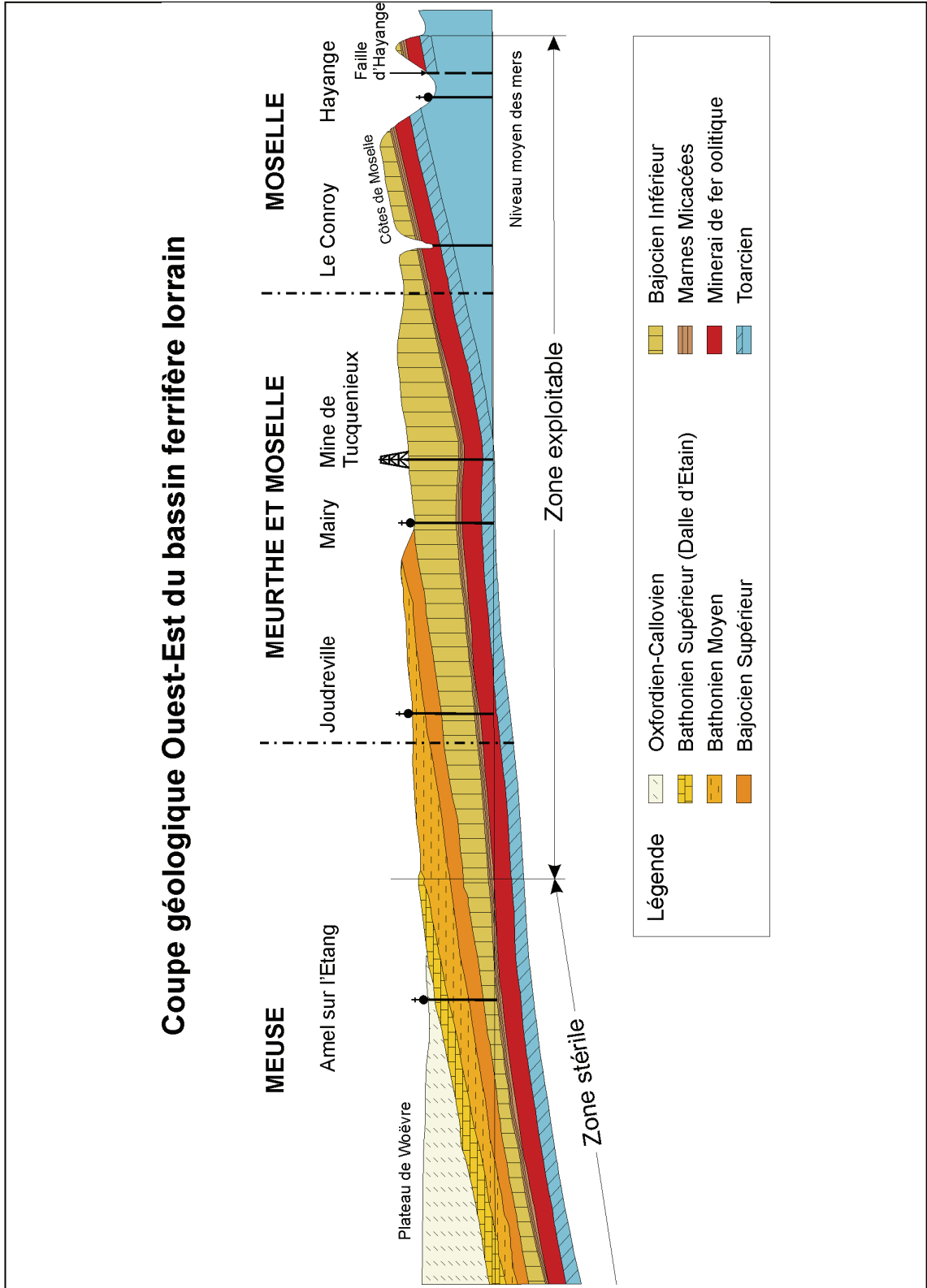


Figure 2 – Coupe géologique ouest-est du bassin ferrifère lorrain

Par ailleurs, la formation ferrifère est affectée par de nombreux accidents tectoniques orientés principalement nord-est / sud-ouest. Les principales failles qui en découlent subdivisent le bassin de Briey en trois zones géographiques de taille plus restreinte, dans lesquelles la plupart des concessions ont été fusionnées (Figure 5) :

- **Le bassin Nord**, limité au sud-est par la faille de Fontoy.
- **Le bassin Centre**, développé sur la partie haute du versant occidental du bassin hydrographique de l'Orne, à l'ouest de la double faille d'Avril et de Hayange.
- **Le bassin Sud**, développé sur le bassin hydrographique de l'Orne et particulièrement son versant oriental, restreint vers le sud-est au passage de la faille d'Amanvillers et limité encore plus au sud par la fracture majeure de Metz - Gorze.

D'autres sous-bassins, de moindre importance, ont aussi été individualisés en fonction des caractéristiques du gisement ou de l'autonomie de l'exploitation, notamment au nord-ouest : Bazailles, Serrouville, Errouville, Godbrange, Moulaine et Longwy.

Ces bassins présentent des comportements hydrodynamiques relativement indépendants les uns des autres, en fonction de la nature des failles qui les limitent. Seuls les phénomènes se produisant actuellement au niveau des deux bassins Centre et Sud font l'objet de la surveillance exposée dans ce rapport.

2.2.2. Nature des niveaux géologiques

Le substratum du gisement de fer est constitué par une épaisse couche de marnes du Toarcien, imperméables.

Le minerai de fer lorrain est, lui, de type oolithique : il s'agit d'une roche formée d'une multitude de petits grains arrondis, généralement constitués d'oxydes de fer hydratés (les oolithes) et liés entre eux par un ciment de nature carbonatée ou siliceuse.

L'épaisseur de la formation ferrugineuse aalénienne oscille entre 30 et 60 m au nord et entre 30 et 40 m au sud. La minéralisation de la roche est très hétérogène et on observe des alternances d'horizons de calcarénites plus ou moins riches en oolithes ferrugineuses, lesquels ont guidé les travaux d'exploitation, et de niveaux marneux. A l'état naturel, cette formation est déjà relativement perméable et aquifère, donnant naissance à quelques sources à flanc de coteau. Toutefois, les travaux miniers par traçages et dépilages du minerai ont massivement fracturé la roche et modifié considérablement ses caractéristiques hydrodynamiques initiales.

Le Dogger surmontant la formation ferrifère, est constitué par une alternance de calcaires et de marnes, qui détermine un système de nappes d'eau souterraine superposées, séparées par des écrans imperméables.

La Figure 3 présente une coupe stratigraphique schématique de ces différentes formations. On distingue du bas vers le haut :

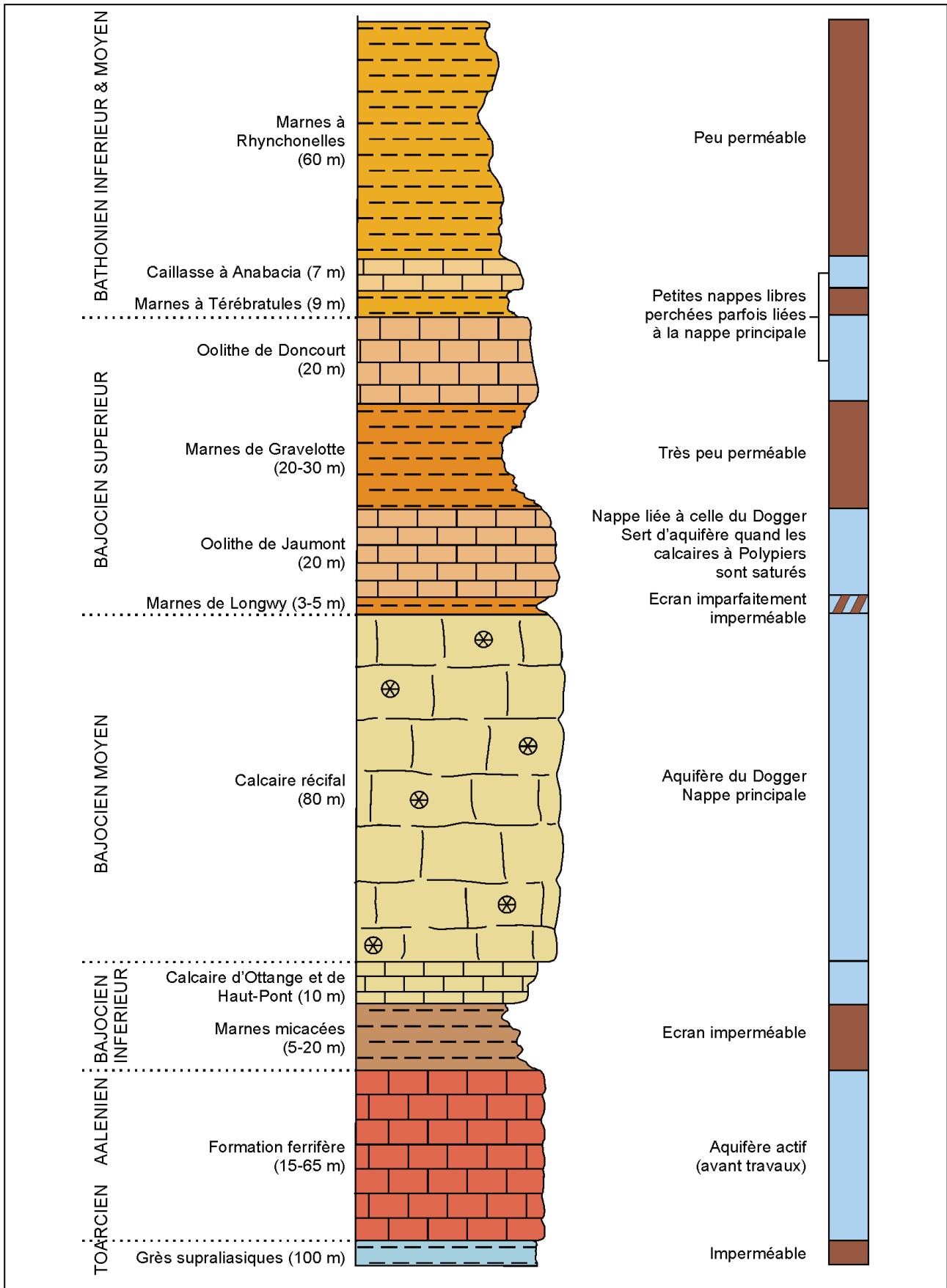


Figure 3 – Coupe stratigraphique schématique (Kimmel, 2000).

- **Les marnes micacées**, horizon très peu perméable d'argiles et de marnes gris-bleu, constituant le toit du gisement ferrifère.
- Les **calcaires d'Ottange** et de **Haut-Pont** calcaires sableux et les calcaires à entroques du Bajocien inférieur, présents sous forme de nombreux bancs s'intercalant très progressivement vers le sommet des marnes précédentes.
- **Les calcaires du Bajocien moyen, principalement représentés par les "calcaires à polypiers"**, masse puissante de calcaires oolithiques, coquilliers, cristallins, avec des récifs de polypiers, constituant l'aquifère principal du Dogger, très fissuré dans les fonds de vallée, karstifié dans les zones d'affleurement et encore assez perméable sous couverture.
- **Les marnes de Longwy**, mince horizon marnocalcaire semi-perméable et, semble-t-il, parfois discontinu, remplacées au nord par les calcaires siliceux à petits interbancs marneux du Bajocien supérieur, de forte puissance dans la vallée de l'Orne.
- **L'oolithe de Jaumont**, calcaire coquillier du Bajocien supérieur, aquifère, contenant éventuellement une nappe perchée mais pouvant aussi être localement en communication avec l'aquifère principal des calcaires à polypiers.
- **Les marnes de Gravelotte**, épais horizon très peu perméable constituant le toit de l'aquifère principal.
- **L'oolithe de Doncourt**, aussi appelée oolithe miliaire supérieure du Bajocien supérieur, contenant une nappe perchée secondaire, parfois liée à la nappe principale, et alimentant de nombreuses petites sources au contact des marnes de Gravelotte.
- **Les marnes à térébratules**, formation mince et peu perméable, inexistante au sud de bassin, qui débute la série du Bathonien.
- **Les caillasses à anabacia**, complexe peu épais de calcaires et marnocalcaires, aquifères, donnant naissance à de petites sources au dessus des marnes à térébratules.
- **Les marnes à rhynchonelles**, épaisse formation essentiellement marneuse et peu perméable, représentant l'essentiel des niveaux du Bathonien inférieur et moyen.

D'un point de vue hydrogéologique, trois niveaux aquifères superposés sont plus particulièrement différenciés :

- **Le réservoir minier** (oolithe ferrugineuse percée de galeries),
- **La nappe principale du Dogger** (calcaire à polypiers du Bajocien moyen),
- **Plusieurs petites nappes perchées et discontinues** (oolithe de Jaumont et oolithe de Doncourt) reposant sur les niveaux marneux.

2.3. RAPPELS SUR LA PRATIQUE DES EXHAURES

2.3.1. Conditions de mise en œuvre

Avant l'exploitation minière, la formation ferrugineuse constituait un aquifère indépendant, isolé de la nappe des calcaires du Dogger par l'écran imperméable composé des marnes micacées.

Par la suite, l'exploitation de la couche minéralisée par la technique du dépilage a entraîné le foudroyage de cet écran et provoqué une intense fracturation des roches sus-jacentes. La quasi-totalité de la nappe principale du Dogger était donc drainée par ces zones effondrées, et l'eau était collectée par les galeries des mines de fer (Figure 4).

Le développement de l'activité minière, particulièrement depuis le milieu du XX^{ème} siècle, n'a alors pu s'effectuer que grâce à des pompages permanents afin de neutraliser ces afflux d'eau importants. L'exhaure moyenne annuelle a ainsi été évaluée pour les dernières années entre 150 et 250 millions de mètres cubes sur l'ensemble des bassins, hors drainage gravitaire.

Ces pompages ont nécessité la mise en place de nombreux puits d'exhaure et, en fond de mine, de galeries de drainage et de réservoirs pour le stockage temporaire de l'eau collectée (les albraques). De même, des interconnexions hydrauliques entre les mines ont été créées au fur et à mesure des regroupements de sièges d'exploitation au sein de chaque bassin (Sud, Centre et Nord).

2.3.2. Conséquences des exhaures

Un tel prélèvement d'eau a considérablement bouleversé les équilibres naturels, tant pour le milieu souterrain que pour les écoulements superficiels (Ramon, 1993).

En effet, le rabattement induit du niveau de la nappe d'eau souterraine a entraîné en de nombreux endroits une déconnexion hydraulique entre la nappe principale du Dogger et les nappes des niveaux calcaires supérieurs, qui sont devenues en quelque sorte "perchées". Parmi ces petites nappes perchées, et d'autres qui existaient déjà notamment près de la bordure est des côtes de Moselle, certaines ont disparu à cause de l'intense fracturation engendrée dans leur soubassement imperméable par l'exploitation minière.

De la sorte, ces phénomènes ont fait disparaître des sources, asséchant ainsi le cours amont de certaines rivières. Ils peuvent aussi avoir causé la diminution du débit de certaines rivières par des pertes dans des orifices karstiques préexistants et devenus drainants suite à la baisse du niveau de base des nappes d'eau souterraine (Figure 4).

Par ailleurs, le rejet massif des eaux d'exhaure dans le réseau hydrographique de la région a conduit par endroits à une artificialisation des cours d'eau, déjà notablement perturbés par les changements du niveau des nappes d'eau souterraine.

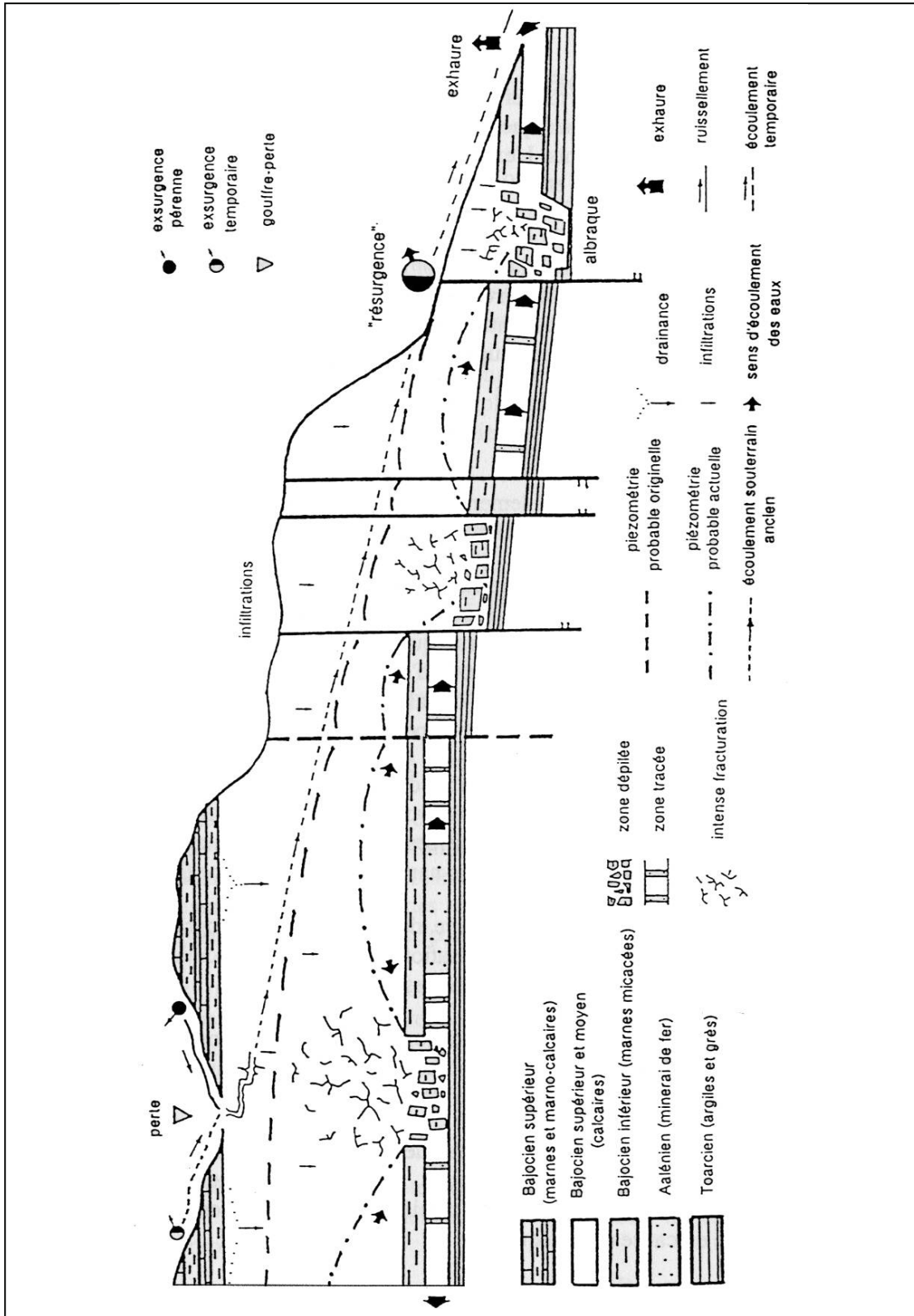


Figure 4 – Schéma conceptuel des écoulements souterrains dans les calcaires du Dogger et le réservoir minier (d'après SCM et AERM, modifié).

Une petite partie de cette considérable quantité d'eau d'exhaure facilement disponible, a aussi été utilisée pour l'alimentation en eau potable des communes du bassin ferrifère (soit environ 350 000 habitants), ainsi que pour des usages industriels.

La prolongation de cet état de fait pendant quelques dizaines d'années a rendu possible l'installation d'un nouvel équilibre, "dynamique", auquel la population s'est habituée. Cependant, la fermeture des exploitations minières entraîne également l'arrêt des exhaures et la remise en cause de cet équilibre.

2.4. PRESENTATION DU PHENOMENE D'ENNOYAGE

2.4.1. L'arrêt des exhaures

En raison de l'abandon progressif des extractions du minerai depuis une dizaine d'années, les pompages d'exhaure ont été arrêtés depuis 1993/1994 dans le bassin Centre et 1995/1996 dans le bassin Sud. Seules les exhaures minières du bassin Nord sont encore maintenues (Figure 5). L'arrêt des pompages a entraîné l'ennoyage des galeries minières et de la base des calcaires du Dogger.

Toutefois, cette remontée du niveau de la nappe d'eau souterraine ne permet pas de retrouver l'équilibre naturel antérieur à l'exploitation des mines, du fait de l'existence de points de débordement artificiels des réservoirs miniers et des profondes modifications infligées aux couches aquifères :

- création de vides relatifs aux galeries (estimés à environ 400 millions de mètres cubes) et de communications hydrauliques artificielles dans le réservoir minier ;
- intense fracturation supplémentaire dans le réservoir des calcaires du Dogger.

Par contre, la remontée du niveau a de nombreuses répercussions aboutissant à un nouvel état d'équilibre, après une phase transitoire.

2.4.2. La stabilisation de l'ennoyage

La remontée du niveau de l'eau s'effectue jusqu'à ce qu'un état d'équilibre global s'établisse entre les apports d'eau (infiltration d'eau de pluie, pertes de cours d'eau sur le plateau calcaire karstifié, écoulements souterrains transversaux entre les différents bassins d'exhaure) et les débits des sorties (sources, points de débordement des réservoirs miniers, forages et puits de pompage).

Cinq anciens ouvrages miniers ont été retenus comme points de débordement principaux dans les bassins Centre et Sud (Figure 5). Ils ont été aménagés en conséquence, ainsi que les galeries qui y aboutissent, et communiquent directement avec la nappe du réservoir minier.

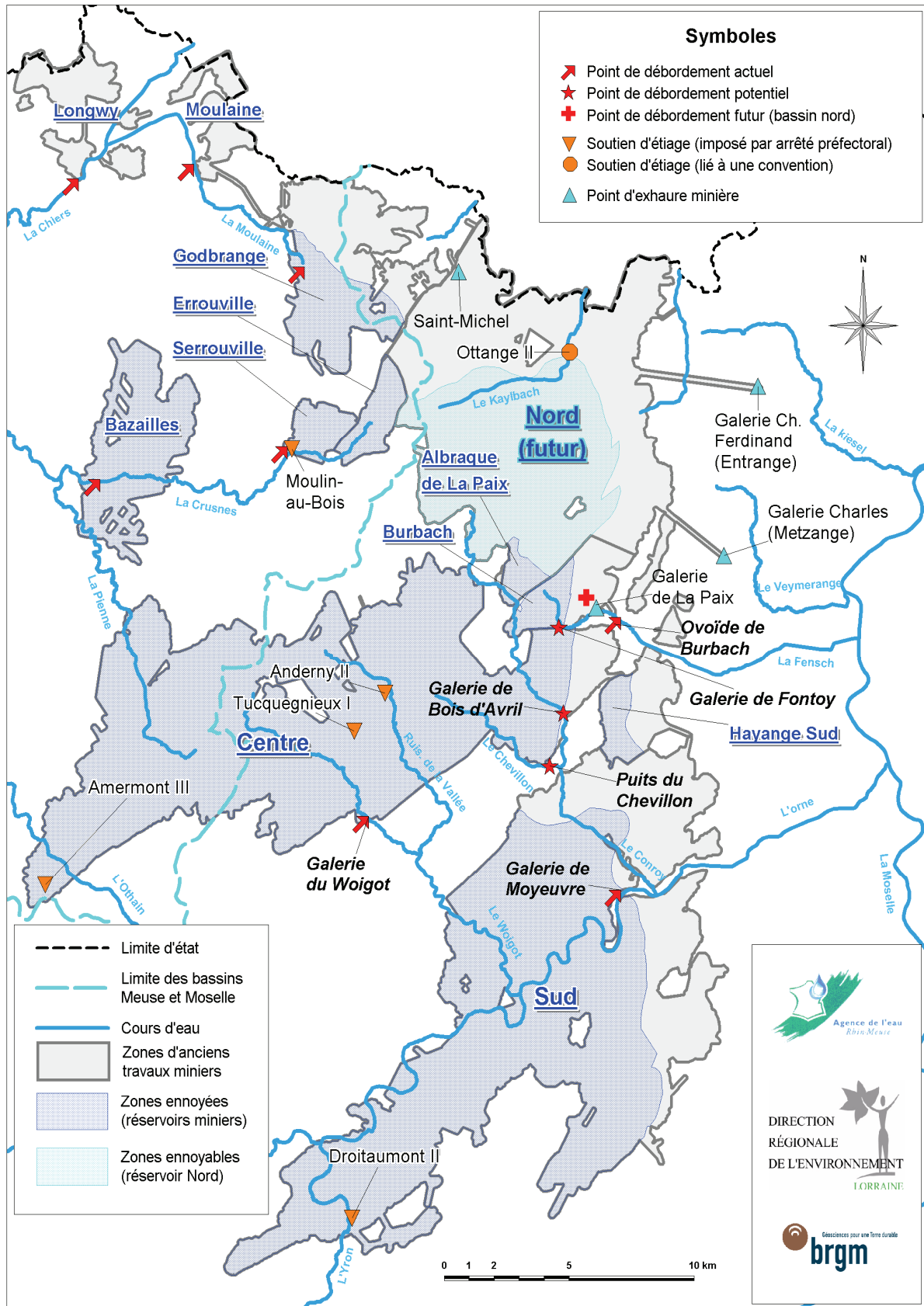


Figure 5 – Points de débordement, de soutien d'étiage et d'exhaure minière.

- Réservoir Centre :
 - **Puits du Chevillon** : cote du seuil de débordement = 215,5 m NGF, puits vanné à 100 l/s, débordement dans le ruisseau de Chevillon, affluent du Conroy (fermé depuis janvier 1999).
 - **Galerie du Woigot** (galerie du puits de St-Pierremont dite encore galerie « des 30 mètres ») : cote du seuil de débordement = 222,74 m NGF, débordement principal dans le Woigot.
 - **Galerie de Bois d'Avril** : cote du seuil de débordement = 223,15 m, trop-plein de hautes eaux, débordement dans le Conroy.
 - **Galerie de Fontoy** : cote du seuil de débordement = 223,50 m, trop-plein de crues par barrages, débordement dans la Fensch.
- Réservoir Sud :
 - **Galerie de Moyeuve** (ancienne galerie ferroviaire) : cote du seuil de débordement = 172,43 m NGF, débordement dans l'Orne.

Ces points suffisent à rejeter dans le réseau hydrographique un débit suffisant pour stabiliser l'ennoyage des différents réservoirs aquifères, dans des conditions climatiques normales.

Par ailleurs, l'une des conséquences de l'ennoyage est aussi l'apparition d'autres exutoires naturels, plus petits, situés en dessous de ces cotes de débordement envisagées, par exemple dans les vallées du Conroy, du Chevillon, et de l'Orne.

2.4.3. Les conséquences de l'ennoyage

a) *Modification du fonctionnement des nappes d'eau souterraine et des cours d'eau en surface*

Plusieurs phénomènes peuvent se produire :

- déplacement des limites des bassins versants souterrains alimentant les exutoires (sources, pompages), par la mise en communication de réservoirs se situant à différents niveaux ;
- transferts d'eau souterraine éventuels entre les différents bassins Sud, Centre et Nord ;
- augmentation de la productivité des captages et mise en pression de la nappe captive sous la plaine de la Woëvre ;

- déplacement des exutoires de l'aquifère : certains cours d'eau voient leur débit baisser du fait de l'arrêt du rejet des eaux d'exhaure, et d'autres augmenter en raison des débordements de la nappe et de l'apparition de nouvelles sources, tout cela dans des proportions parfois considérables.

b) *Détérioration de la qualité de l'eau souterraine*

L'expérience de l'envoyage de petits bassins miniers voisins a montré que les eaux circulant dans les anciennes mines de fer se minéralisent très fortement. En particulier, les concentrations en sulfate, sodium, magnésium dépassent très souvent les concentrations maximales admissibles pour l'eau potable. Toutefois, les teneurs maximales observées sont variables selon les bassins.

Ce sulfate provient de la mise en solution de gypse finement distribué dans les niveaux marneux (marnes micacées du toit et bancs intercalaires dans la formation aalénienne), suite à l'oxydation de pyrite lors de l'aération liée à l'exploitation minière.

Le sodium résulterait du lessivage d'un minéral sodique, l'albite, peu fréquent mais présent dans les roches encaissantes, et contribue à la réaction d'équilibre ionique avec le sulfate (Dagallier et Demassieux, 1986).

Une amélioration naturelle de la qualité de l'eau a été constatée après plusieurs renouvellements de la réserve d'eau - soit deux à trois fois le volume global - ce qui peut durer plusieurs années, voire des décennies. Des techniques de surpompage ont déjà été mises en œuvre avec succès afin d'accélérer artificiellement ce renouvellement en augmentant les circulations d'eau souterraine (Saizerais, Serrouville, ...).

c) *Arrêt de la fourniture d'eau destinée à l'alimentation en eau potable des collectivités*

Cela impose aux collectivités de se rendre autonomes et la plupart ont déjà pris des mesures dans ce sens : recherche de ressources de substitution (totale ou partielle), reprise des stations de pompage d'exhaure avec installation de stations de traitement adéquates (nanofiltration).

2.4.4. Les mesures d'accompagnement

Afin de pouvoir contrôler l'évolution de l'envoyage du réservoir minier et prendre des dispositions limitant les conséquences évoquées ci-dessus lorsqu'elles sont néfastes, les préfectures des trois départements concernés ont pris des arrêtés en février et juin 1994 contraignant – jusqu'au 31 décembre 2000 – l'ancien exploitant, la société LORMINES :

- A maintenir, ou reprendre, un pompage minimum pour assurer le soutien des étiages des principales rivières (Yron, Othain, Woigot et ruisseau de la Vallée) (Figure 5) ;

- A effectuer des travaux de fermeture pour les sites abandonnés, et d'aménagements hydrauliques pour ceux dans lesquels un débordement est prévu en fin d'envoyage ;
- A effectuer une surveillance trimestrielle de la remontée du niveau de l'eau dans les principaux réservoirs miniers, ainsi que de la qualité de l'eau.

Depuis le 1^{er} janvier 2001, le soutien d'étiage est assuré par le Syndicat de rivière du Woigot, et les points auparavant surveillés par Lormines sont désormais intégrés au réseau de surveillance des eaux souterraines AERM-BRGM.

3. Le réseau de surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère

Les points ayant fait l'objet d'un suivi dans le cadre de cette étude sont situés sur la Figure 6. Les caractéristiques des ouvrages sont détaillées en annexe 1. Le réseau de surveillance des eaux souterraines est en constante évolution depuis sa création, le suivi de certains points pouvant être abandonné (cas peu fréquent) alors que d'autres points sont au contraire créés (cas le plus fréquent). Le réseau de surveillance est décrit dans la suite du texte dans son état de la fin de l'année 2004.

3.1. SURVEILLANCE DES RESERVOIRS MINIERS

3.1.1. Les points d'observation

Au total, 19 points ont fait l'objet d'un suivi quantitatif et/ou qualitatif en 2004.

a) Anciens puits miniers et forages (7 points)

La réalisation de certaines mesures était imposée à l'ancien exploitant minier, la société LORMINES, par des arrêtés préfectoraux datant de février et juin 1994. Ce réseau comprenait 6 anciens puits miniers, auquel LORMINES avait adjoint de sa propre initiative l'ancien puits minier de Moyeuve-Petite, à des fins de comparaison avec le niveau piézométrique mesuré à Droitaumont. Au total, LORMINES a donc surveillé 7 puits miniers jusqu'à la fin de l'année 2000. L'arrêté préfectoral imposait une mesure trimestrielle du niveau piézométrique dans 4 anciens puits miniers :

- réservoir Centre : Amermont III et Tucquegnieux I (de mars 1994 à décembre 2000).
- réservoir Sud : Droitaumont II et Auboué I (de mars 1995 à décembre 2000).

La société LORMINES nous avait aimablement fourni les mesures complémentaires qu'elle avait effectuées. En effet, dès le début de l'ennoyage des réservoirs, LORMINES avait réalisé à un rythme hebdomadaire les mesures de niveau piézométrique dans les deux puits Tucquegnieux I et Droitaumont II, ce qui a permis d'avoir une bonne connaissance de la remontée des niveaux pendant l'ennoyage. A partir du 1^{er} septembre 1998, soit 2 mois avant le débordement du bassin Sud, le rythme de mesure est devenu quotidien à Droitaumont II, et hebdomadaire à Moyeuve-Petite.

La qualité de l'eau (pH, conductivité, concentration en sulfate et sodium, indice hydrocarbures totaux et indice phénol) était suivie tous les trimestres par LORMINES dans cinq puits. Les données ne sont exploitables que pour 4 des 5 puits (l'absence de

pompe dans le puits S^t-Pierremont II fait que la représentativité des échantillons n'est pas assurée) :

- bassin Centre : Amermont III, Anderny II et S^t-Pierremont II (de mars 1994 à décembre 2000).
- bassin Sud : Droitaumont II et Auboué I (de mars 1995 à décembre 2000).

Depuis la cessation d'activité de Lormines (décembre 2000), 5 puits sont désormais intégrés au réseau de surveillance des eaux souterraines AERM – BRGM – DIREN :

- le niveau piézométrique des deux réservoirs Sud et Centre est mesuré de façon automatique par deux stations mises en service par l'Agence de l'eau dans les puits d'Auboué I (Sud) et S^t-Pierremont II (Centre) depuis le 27 juin 2001.
- la qualité de l'eau est mesurée tous les 3 mois dans les puits du réservoir Centre qui sont pompés régulièrement pour le soutien d'étiage (cf. paragraphe ci-après sur la représentativité des échantillons prélevés dans les puits miniers) : Amermont III, Tucquegnieux I, Anderny II (Centre).

En 2001, 2 ouvrages ont été intégrés au réseau, de manière à permettre la surveillance des deux sous-réservoirs Burbach (cote 205) et Hayange Sud (cote 205) : le forage Burbach-Route Blanche et le piézomètre Hayange Sud. Ces deux sous-réservoirs pourraient en effet permettre l'écoulement de fuites provenant du réservoir centre (cote 223 m), en direction de la rivière Fensch via le réservoir Burbach, ou de la rivière Orne via Hayange Sud puis le réservoir Sud.

b) Points de débordement ou de fuite (7 points)

Au total, 6 points de débordement font (ou peuvent faire l'objet en cas de débordement) d'un suivi du débit et de la qualité de l'eau (auxquels on peut ajouter le puits du Chevillon, fermé depuis début 1999 mais qui a fait l'objet de mesures avant sa fermeture).

En 1998, l'Agence de l'eau Rhin-Meuse a installé 3 stations de mesure en continu du débit, de la conductivité et de la température à l'exutoire du réservoir Sud (galerie de Moyeuve) et aux 2 exutoires principaux du réservoir Centre (galerie du Woigot et galerie de Bois d'Avril). Ces stations sont équipées pour la télétransmission des données.

La galerie de Fontoy est le troisième point de débordement potentiel du réservoir Centre en période de crue, et c'est aussi un point collecteur d'eau de drainage gravitaire provenant de zones non ennoyées du réservoir Centre. C'est pourquoi le débit et la qualité de l'eau y sont aussi surveillés (mesures mensuelles et trimestrielles respectivement).

Au début de 1999, des fuites diffuses provenant du réservoir Centre sont apparues dans le Chevillon, ruisseau affluent du Conroy. La qualité de l'eau de ces fuites est mesurée tous les mois.

Enfin, l'exutoire du sous-bassin de Burbach est surveillé de la même manière que la galerie de Fontoy (mesures mensuelles et trimestrielles), afin de contrôler la possibilité de transferts d'eau provenant du réservoir Centre.

c) *Autres points de mesure (5 points)*

Certains puits miniers sont ou peuvent être exploités pour l'alimentation en eau potable (AEP), et à ce titre, la qualité de l'eau brute prélevée est contrôlée par les DDASS de Meurthe-et-Moselle (54) et de Moselle (57).

Ainsi, la qualité de l'eau brute prélevée dans les puits Paradis V et Droitaumont II fait l'objet d'une surveillance mensuelle par la DDASS de Meurthe-et-Moselle (54). Les puits Roncourt I, Auboué I et Moyeuve-Petite ne sont plus actuellement exploités pour l'AEP, aussi la surveillance de la qualité de l'eau n'est elle pour l'instant plus effectuée par la DDASS de Moselle (57).

Au contraire, la qualité de l'eau prélevée dans le nouveau forage Valleroy-Moineville est suivie par la DDASS 57. Ce forage, mis en service en 2000, capte les eaux du réservoir Sud dans un secteur un peu isolé du reste du réservoir et bien alimenté. Il remplace l'ancienne « vanne de Valleroy », qui captait les mêmes eaux mais les faisait transiter jusqu'en tête du puits d'Auboué I par une conduite actuellement cassée.

d) *Etudes ponctuelles*

Dans le cadre de l'étude « Identification d'éléments indésirables ou toxiques dans les ressources en eau potentielles du bassin ferrifère lorrain » (Vaute, 1999), des analyses plus poussées ont été réalisées sur les deux exutoires pérennes des réservoirs Sud et Centre (galerie de Moyeuve et fuites vers le Chevillon) et sur presque tous les puits miniers cités ci-dessus (exceptés S^t-Pierremont II et Moyeuve-Petite). Les résultats qui ont été obtenus sont intégrés à ceux de la présente étude et interprétés conjointement.

En outre, des résultats d'analyse sur le puits Roncourt I nous ont été aimablement fournis par le SIEGVO. Ces résultats proviennent d'une expérience de pompage par paliers sur 7 jours réalisée par le SIEGVO en juin 2001.

3.1.2. Le problème de la représentativité des échantillons

L'eau du puits S^t-Pierremont II présente des caractéristiques chimiques distinctes de celles des quatre autres puits (jusqu'au début de 1999, environ 150 mg/l de sulfates et 20 mg/l de sodium), très proches de l'eau peu minéralisée des calcaires du Dogger (cf. le chapitre concernant la qualité des eaux souterraines dans ce rapport et dans les rapports des années précédentes). Ceci provient du fait que les échantillons d'eau

analysés sont prélevés près de la surface (car il n'existe pas de système de pompage dans le puits), et que le cuvelage du puits n'est pas complètement étanche : le niveau de la nappe du Dogger étant supérieur à celui de la nappe du réservoir minier, l'eau des calcaires du Dogger peut envahir la partie supérieure du puits. L'eau très minéralisée issue de l'ennoyage du réservoir minier ne se rencontre qu'en partie basse des puits.

Pour la même raison, l'eau échantillonnée pendant le débordement du réservoir Centre à la galerie du Woigot est un mélange d'eau du Dogger et d'eau du réservoir minier, puisque les eaux de débordement s'écoulant à la galerie proviennent directement du puits S^t-Pierremont II.

Ce problème de représentativité est général à tous les puits miniers, mais peut être atténué par une procédure d'échantillonnage mieux adaptée : avant l'échantillonnage d'un puits qui n'est pas en service, il faut effectuer un pompage de longue durée – au moins 24 à 48 h – jusqu'à stabilisation des paramètres physico-chimiques, afin de retrouver une eau d'ennoyage aux caractéristiques « habituelles ».

Les mesures réalisées dans le puits Roncourt I par le SIEGVO en juin 2001 permettent de mieux comprendre le comportement d'un puits non exploité en réaction à un pompage. Lors d'une expérience de pompage par paliers sur 7 jours, une baisse de la concentration en sulfate de 220 mg/l a été observée, et l'épaisseur de la tranche d'eau douce présente dans la partie supérieure du puits (eau du Dogger provenant probablement de fuites du cuvelage) a été diminuée de 10 m (l'eau douce étant remplacée dans la partie inférieure du puits par de l'eau minéralisée provenant du réservoir, par l'intermédiaire de l'ancienne galerie d'exploitation). Cette expérience met ainsi en évidence la difficulté d'obtenir un échantillon représentatif de l'eau du réservoir dans un puits qui n'est pas en exploitation.

Le paragraphe de ce chapitre consacré à un essai d'interprétation de diagraphies conductivité-température réalisées dans les puits miniers et dans 4 piézomètres, permettra d'aller plus loin dans la compréhension de ce problème.

Cependant, même lorsqu'un puits est pompé en permanence, l'interprétation des courbes d'évolution de la qualité de l'eau dans les puits miniers ne doit pas tenir compte de la période transitoire de passage d'une qualité d'eau caractéristique de l'exhaure à une qualité d'eau caractéristique de l'ennoyage. En effet, on sait que la minéralisation des eaux d'ennoyage est presque totalement acquise quelques jours après la mise en contact de l'eau du Dogger et des différentes roches de la formation ferrifère (Hervé, 1980). Or, l'acquisition de la minéralisation des eaux des puits miniers (sulfate, calcium, magnésium, sodium) semble s'être effectuée de façon très lente – quelques mois, jusqu'à 1 an –. En réalité, cette lente évolution ne reflète que l'évolution de la proportion du mélange « eau du Dogger / eau d'ennoyage » au cours de la remontée du niveau piézométrique dans le puits.

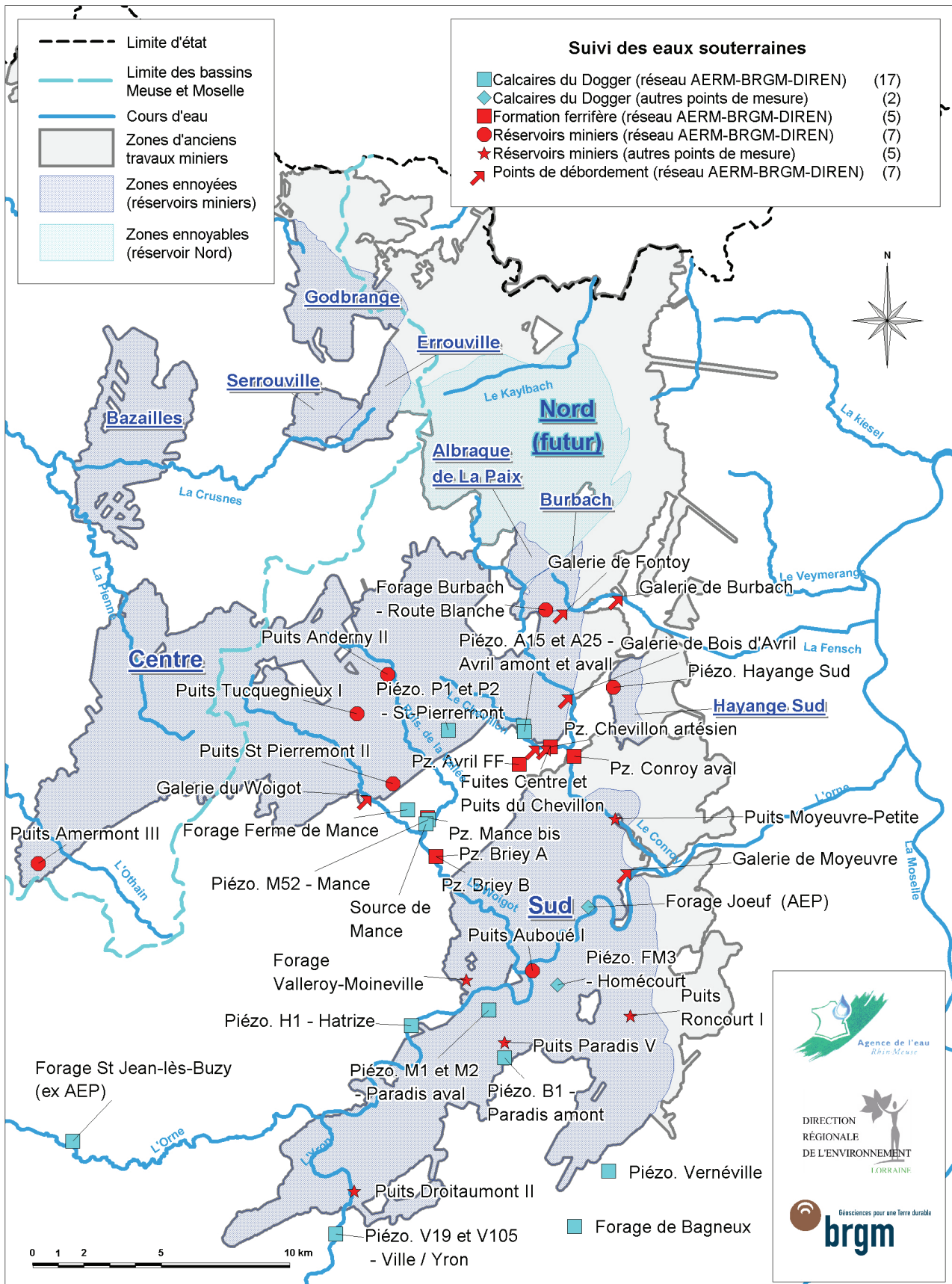


Figure 6 – Le réseau de surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère.

La diminution de cette proportion de mélange dans les eaux pompées résulte conjointement :

- de la diminution de l'importance des fuites du cuvelage : ces fuites sont d'autant moins importantes que la différence de niveau entre la nappe des calcaires et la nappe du réservoir diminue ;
- de la diminution des surfaces de travaux miniers non encore envoyées drainées par le puits.

3.2. SURVEILLANCE DES CALCAIRES DU DOGGER

La formation aquifère du Dogger comporte une nappe principale, reposant sur la couche des marnes micacées, au-dessus du minerai de fer, et quelques nappes perchées situées à plus faible profondeur. Dans l'ensemble, ce milieu est extrêmement discontinu de par sa forte fissuration, voire sa karstification locale. De plus, ses caractéristiques hydrodynamiques ont été perturbées par les effets mécaniques de l'exploitation minière sous-jacente.

Afin de comprendre les mécanismes actuels de circulation et d'échange d'eau entre ces nappes, un réseau de surveillance, propre à la formation aquifère du Dogger, a été mis en place (Figure 6).

Au total, en 1998, 12 ouvrages ont fait l'objet d'un suivi, soit du niveau piézométrique, soit de la qualité de l'eau (2 forages exploités, 9 piézomètres et 1 source). Jusqu'au début de l'année 1999, la configuration du réseau de surveillance permettait essentiellement d'appréhender l'évolution des phénomènes hydrodynamiques à la bordure des bassins Centre et Sud. Peu d'informations étaient disponibles sur le comportement de la nappe des calcaires au centre de ces bassins. C'est pourquoi l'Agence de l'eau a complété le réseau au début de 1999 en faisant forer 6 nouveaux piézomètres. Le choix des secteurs d'implantation des nouveaux piézomètres a découlé de deux objectifs principaux :

- La compréhension des échanges entre les différentes nappes superposées à l'aplomb et en bordure des zones défilées, tant sur le plan quantitatif (niveaux d'eau respectifs du réservoir minier, de la nappe principale des calcaires et des nappes perchées) que sur le plan qualitatif (migration possible de l'eau minéralisée du réservoir minier vers les calcaires du Dogger).
- L'étude de la contamination de la nappe des calcaires du Dogger par de l'eau minéralisée dans les zones d'infiltration des cours d'eau situés en aval des points de soutien d'étiage.

En 2004, le réseau de surveillance de la nappe des calcaires du Dogger comprend donc 19 ouvrages, dont 14 piézomètres, 4 forages exploités ou non et 1 source. 2 ouvrages parmi les 19 n'appartiennent pas au réseau AERM-BRGM : les données piézométriques du piézomètre FM3 – Homécourt nous sont aimablement fournies par la société Bail Industries, et les données de qualité du forage Joeuf nous sont communiquées par la DDASS 54.

Les mesures de niveau piézométrique sont réalisées à un rythme mensuel dans 15 ouvrages (2 forages exploités et la source de Mance ne sont pas mesurés).

Le débit, la conductivité et la température de la source de Mance sont mesurés tous les mois.

La qualité de l'eau est suivie en 13 points : 12 ouvrages et la source de Mance. Les échantillonnages sont réalisés tous les 6 mois.

3.3. SURVEILLANCE DE LA FORMATION FERRIFERE NON EXPLOITEE ENTRE LES RESERVOIRS CENTRE ET SUD

A la fin de l'année 2001 et au début de 2002, l'Agence de l'eau a fait forer 6 nouveaux piézomètres, un captant les calcaires du Dogger (piézomètre de Briey A) et 5 captant la formation ferrifère non exploitée (piézomètres Avril aval (A25), Mance bis, Avril FF et Conroy Aval). Ces nouveaux ouvrages sont implantés entre les deux réservoirs Sud et Centre, dans le but de mieux évaluer les circulations d'eaux souterraines entre les deux réservoirs, et donc à terme les ressources disponibles. Les niveaux piézométriques sont mesurés tous les mois (sauf pour le piézomètre Chevillon qui est artésien), et la qualité de l'eau est déterminée tous les 6 mois. L'interprétation des données acquises pendant l'année 2004 est présentée au paragraphe 4.6.

3.4. DIAGRAPHIES CONDUCTIVITE-TEMPERATURE

Des diagraphies ont été réalisées le 3 et 4 avril 2003 dans six puits (4 dans le bassin Sud et 2 dans le bassin Centre) et dans quatre piézomètres (2 dans le bassin Sud et 2 dans le bassin Centre) afin d'obtenir des profils de conductivité et de température (Figure 7 à Figure 16). Dans les puits pompés, la diagraphie a été réalisée au maximum 3 heures après l'arrêt du pompage.

Les objectifs principaux de ces mesures étaient : 1) l'étude de la dynamique des puits, 2) l'étude de la représentativité de l'eau pompée et 3) la mise en évidence des niveaux de circulation au sein des puits et des piézomètres.

3.4.1. Les puits

a) Une stratification importante

Qu'ils soient pompés ou non, les puits présentent des profils de conductivité et de température rectilignes sur lesquels deux paliers plus ou moins marqués sont visibles. Ils individualisent trois masses d'eau superposées :

- La masse d'eau supérieure présente généralement une conductivité inférieure ou égale à 1 (sauf pour le puits Amermont III où elle est environ égale à 1,19 mS.cm), représentative d'une eau plus « douce ». Dans tous les puits étudiés, il y a donc toujours une arrivée d'eau en provenance de la nappe des calcaires du Dogger.

Cependant, il semble probable, notamment à la vue des conductivités de la tranche supérieure dans le puits Droitaumont II (1,046 mS.cm en moyenne sur la colonne d'eau supérieure) et dans le puits Amermont III (1,188 mS.cm en moyenne sur la colonne d'eau supérieure), que la tranche d'eau supérieure soit composée principalement d'eau du Dogger, contaminée toutefois par de l'eau minéralisée en provenance des galeries.

- La masse inférieure présente les conductivités les plus élevées (de 3 à 6,3 mS.cm). Il s'agit d'une eau fortement minéralisée que l'on trouve à des cotes inférieures à celles des galeries. Cette masse d'eau serait directement issues des galeries minières.
- La masse d'eau intermédiaire présente des conductivités variant de 1 à 3 mS.cm, c'est-à-dire des valeurs comprises entre celles des masses d'eau supérieures et inférieures. On peut penser que cette masse d'eau est issue d'un mélange d'eau douce du Dogger qui pénétrerait le long du puits par des fuites et l'eau minéralisée des galeries.

b) Le rôle des pompages

La position des pompes dans les puits pompés semble avoir une influence déterminante sur la répartition verticale des différentes masses d'eau :

- Dans le puits Paradis V, la pompe se situe en dessous du niveau des galeries. L'eau pompée présente une conductivité de 2,689 mS.cm, ce qui correspond aux valeurs maximales de conductivité enregistrées dans ce puits. L'eau issue du pompage est, dans ce cas, représentative de l'eau des galeries.
- Dans le puits Droitaumont II, les trois pompes sont situées plus de 100 m au-dessus de la cote de la galerie. La conductivité de l'eau pompée est de 2,204 mS.cm ce qui correspond aux valeurs de la conductivité de la masse d'eau intermédiaire. L'eau de pompage est donc issue d'un mélange d'eau douce du Dogger et d'eau minéralisée des galeries.
- Le puits Anderny II présente la même configuration pompe – galeries que le puits Droitaumont II. Là aussi, l'eau pompée, dont la conductivité est de 2,48 mS.cm, est issue de la masse d'eau intermédiaire.
- Dans le puits Amermont III, la pompe se situe plus de 100 m au-dessus de la cote de la galerie. L'eau pompée présente une conductivité de 5.17 mS.cm . Cette valeur de conductivité est comprise entre la conductivité de la masse d'eau supérieure (1.188 mS.cm) et la conductivité de la masse d'eau inférieure (6.23 mS.cm). L'eau pompée semble donc issue d'un mélange entre ces deux masses d'eau. Cependant, aucune masse d'eau intermédiaire ne se détache sur le profil de conductivité du puits Amermont, ce qui le différencie des profils de conductivité des autres puits qui présente trois masses d'eau superposées. Par ailleurs, la conductivité enregistrée dans le puits Amermont III est supérieure – d'au moins 2 mS.cm – à toutes les conductivités enregistrées dans les autres puits.

Contrairement à toute attente, les profils conductivité – température réalisés dans les deux puits non pompés (Auboué I – Figure 7 et Roncourt I – Figure 10) ont une allure semblable aux profils des puits pompés. Ils comprennent également trois masses d'eau différentes superposées dont une est issue du mélange des deux autres. Or, dans ces puits, il n'y a pas de pompage. On peut alors se demander si cette configuration est liée à un pompage passé, la répartition ancienne des eaux étant stabilisée par un effet de stratification lié à la densité des eaux plus ou moins minéralisées, ou à une stratification naturelle des eaux.

Les mesures réalisées dans le puits Roncourt I par le SIEGVO en juin 2001 permettent de mieux comprendre le comportement d'un puits non exploité en réaction à un pompage. Lors d'une expérience de pompage par paliers sur 7 jours, une baisse de la concentration en sulfate de 220 mg/l a été observée, et l'épaisseur de la tranche d'eau douce présente dans la partie supérieure du puits (eau du Dogger provenant probablement de fuites du cuvelage) a été diminuée de 10 m (l'eau douce étant remplacée dans la partie inférieure du puits par de l'eau minéralisée provenant du réservoir, par l'intermédiaire de l'ancienne galerie d'exploitation). Ainsi, les différents pompages ont provoqué un déplacement du front de minéralisation avec une remontée du front au dessus des pompes. Ces résultats permettraient de mettre en relation la configuration actuelle des puits de Roncourt et d'Auboué aux pompages passés.

c) Estimation du débit d'eau douce s'écoulant dans un puits en pompage

Pour chacun des puits pompés régulièrement, les diagraphies permettent de connaître les valeurs de conductivité des eaux du Dogger (K_d) et la conductivité des eaux du réservoir (K_r). Par ailleurs, les valeurs de conductivité des eaux pompées (K_p) sont mesurées et les débits des pompes (Q_p) sont connus.

En régime permanent (les pompages ont lieu de manière pratiquement permanente et les diagraphies ont été réalisées après une période de deux mois pratiquement sans pluie), on sait que le débit du Dogger (Q_d) ajouté au débit de l'eau issu du réservoir (Q_r) est égal au débit pompé (Q_p) :

$$Q_d + Q_r = Q_p$$

On peut d'autre part écrire l'égalité des « flux de conductivité » :

$$Q_d K_d + Q_r K_r = Q_p K_p$$

$$\text{D'où on tire : } Q_d = Q_p \cdot (K_p - K_r) / (K_d - K_r)$$

Si de plus on assimile la tranche d'eau supérieure au pôle « eau du Dogger » du mélange pompé, tandis que l'on considère la tranche inférieure comme le pôle « eau du réservoir », on peut calculer pour chaque puits le débit de l'eau issu de la nappe des calcaires du Dogger. Après calcul :

- Pour le puits Paradis V, le débit pompé est de 500 m³/h, la conductivité des eaux du réservoir est de 2,82 mS.cm en moyenne, la conductivité des eaux du Dogger est de 0,57 mS.cm en moyenne et la conductivité des eaux pompées est de 2,69 mS.cm (le 11/02/2003).

Le débit du Dogger dans le puits **Paradis V** en pompage serait donc de 28,2 m³/h, soit **environ 6 % du débit pompé**, soit encore 0,14 m³/h par tranche de puits de 1 m.

- Pour le puits Droitaumont II, le débit pompé est de 375 m³/h (3 pompes à 125 m³/h), la conductivité des eaux du réservoir est de 3,52 mS.cm en moyenne, la conductivité des eaux du Dogger est de 1,05 mS.cm en moyenne et la conductivité des eaux pompées est de 2,20 mS.cm (le 11/04/2002).

Le débit du Dogger dans le puits **Droitaumont II** en pompage serait donc de 199,5 m³/h soit **environ 53 % du débit pompé**, soit encore 0,93 m³/h par tranche de puits de 1 m.

- Pour le puits Anderny II, le débit pompé est de 360 m³/h, la conductivité des eaux du réservoir est de 2.90 mS.cm en moyenne, la conductivité des eaux du Dogger est de 0.84 mS.cm en moyenne et la conductivité des eaux pompée est de 2.48 mS.cm (le 27/03/2003).

Le débit du Dogger dans le puits **Anderny II** en pompage serait donc de 73 m³/h, soit **environ 20 % du débit pompé**, soit encore 0,45 m³/h par tranche de puits de 1 m.

- Pour le puits Amermont III, le débit pompé est de 360 m³/h au maximum (minimum = 200 m³/h, la conductivité des eaux du réservoir est de 6.23 mS.cm en moyenne, la conductivité des eaux du Dogger est de 1.188 mS.cm en moyenne et la conductivité des eaux pompées est de 5.17 mS.cm (le 27/03/2003).

Le débit du Dogger dans le puits **Amermont III** en pompage serait donc de 75.7 m³/h soit **environ 21 % du débit pompé**, soit encore 0,76 m³/h par tranche de puits de 1 m.

Ces résultats sont à confirmer par la réalisation d'autre diagraphies, à d'autre périodes de l'année et après des arrêts plus prolongés. Cependant, et dans l'optique de pomper une eau de meilleure qualité, il semble se dégager des calculs (même si on les considère comme très approximatifs) l'idée qu'il est pénalisant de maintenir les pompes au-dessous de la cote du débouché des galeries dans un puits, puisque la dilution par les eaux peu minéralisées du Dogger semble nulle dans cette zone.

3.4.2. Les piézomètres

Le piézomètre Paradis aval-M2 capte la nappe principale du Dogger à l'aplomb d'une zone dépilée, tandis que le piézomètre Paradis aval-M1 capte le toit de la formation ferrifère à l'aplomb de la même zone dépilée dans le réservoir sud.

Les piézomètres S^t-Pierremont-P1 et S^t-Pierremont-P2 sont situés à l'aplomb d'une zone dépilée du réservoir centre. Ils captent la nappe principale du Dogger à deux niveaux différents.

a) Profils de température

Les profils de température de ces quatre piézomètres ont une allure semblable dans leur partie supérieure. Dans la partie tubée de ces ouvrages, la température augmente régulièrement depuis la surface de l'eau vers le fond. Cette augmentation régulière dans la partie non circulante du forage (qui peut donc s'équilibrer en température avec la roche environnante) est expliquée par le gradient géothermique (3°C tous les 100 m).

Le profil de température du piézomètre M1 montre une diminution de température à partir de la cote 86,6 m NGF et jusqu'au fond du piézomètre. La nette rupture de pente de la courbe au niveau du toit de la formation ferrifère correspond à la présence d'un niveau de circulation de l'eau au sommet de la zone dépilée.

b) Profils de conductivité

Le doublet de piézomètre Paradis aval-M1 / Paradis aval-M2 présente des valeurs de conductivité comprises entre 1,45 mS.cm et 1,80 mS.cm). La conductivité enregistrée dans le piézomètre M2 est toujours supérieure à celle du piézomètre M1.

La conductivité plus élevée observée dans le piézomètre M2, dont le niveau piézométrique se trouve pourtant à une cote plus élevée que le piézomètre M1 (cf. chapitre 4) confirme l'hypothèse d'une contamination du piézomètre M2 par des infiltrations d'eau minéralisée provenant du réseau hydrographique. Ces profils de conductivité suggèrent l'existence d'une source permanente de sulfate en surface, qui pourrait être constituée par les rejets de nanofiltrats (4g/l de sulfate environ) de l'usine de traitement d'eau du puits Paradis V, dans le ruisseau de Labrevaux, un très petit affluent de l'Orne.

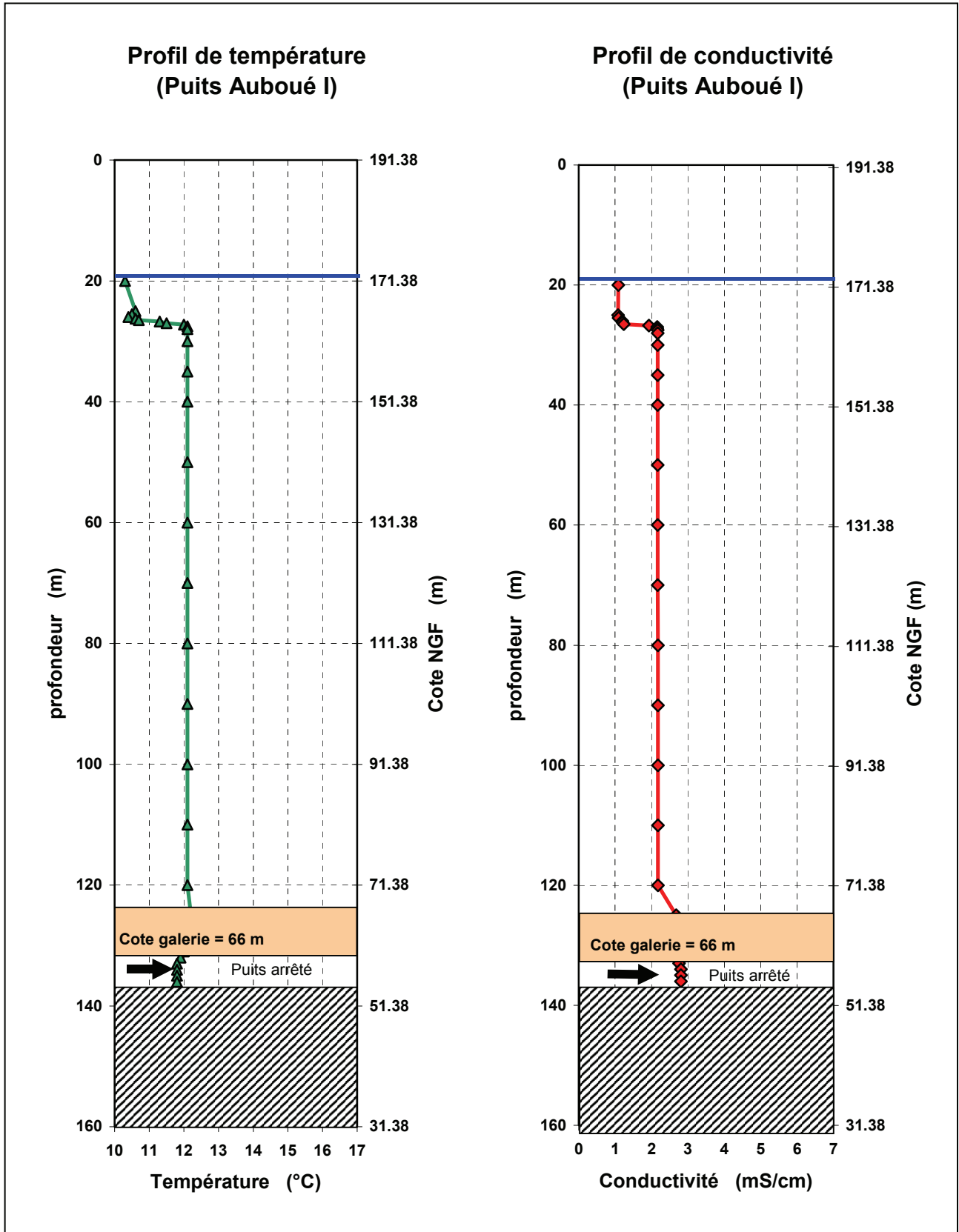


Figure 7 – Diagraphies conductivité-température du puits Auboué I.

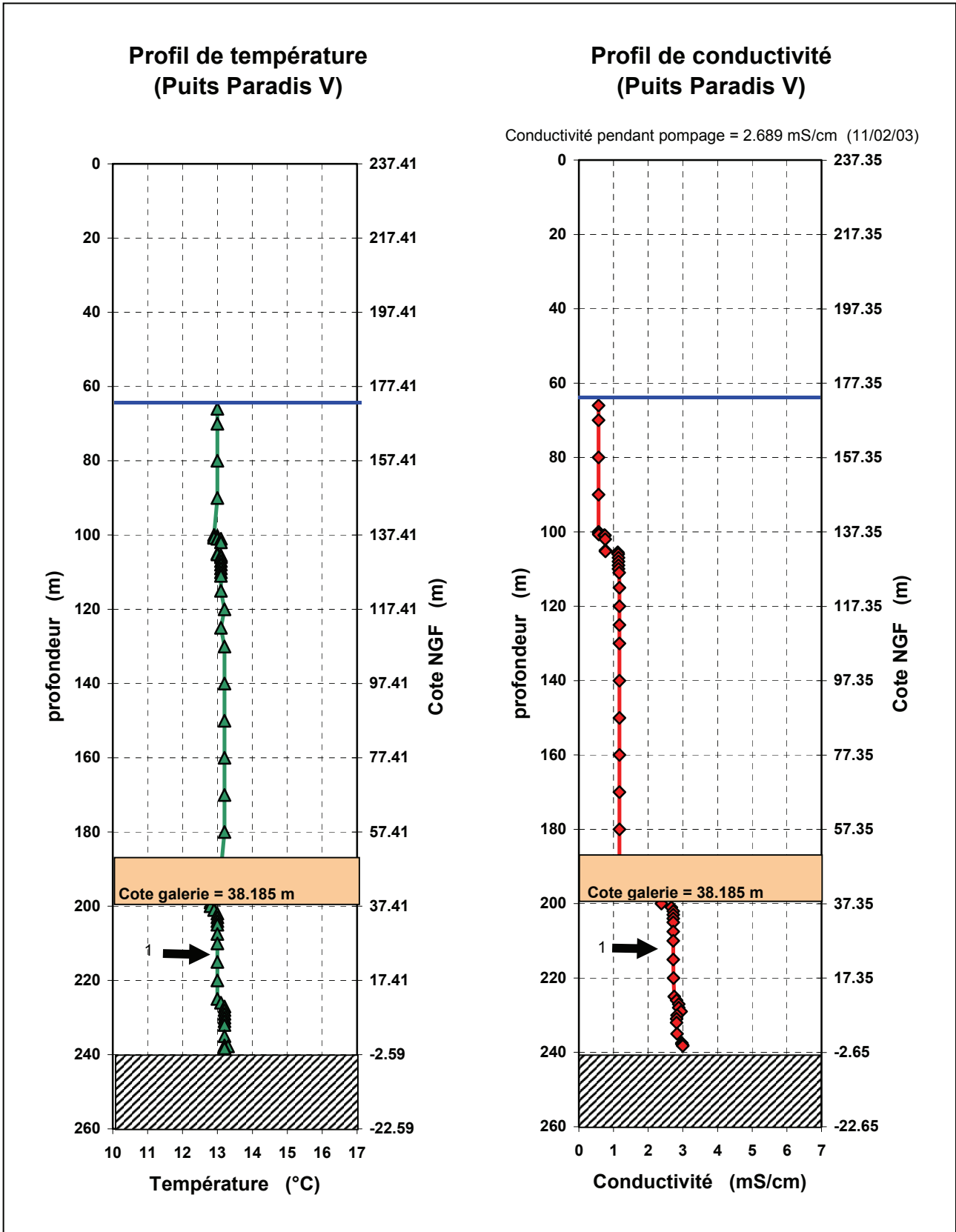


Figure 8 – Diagraphies conductivité-température du puits Paradis V.

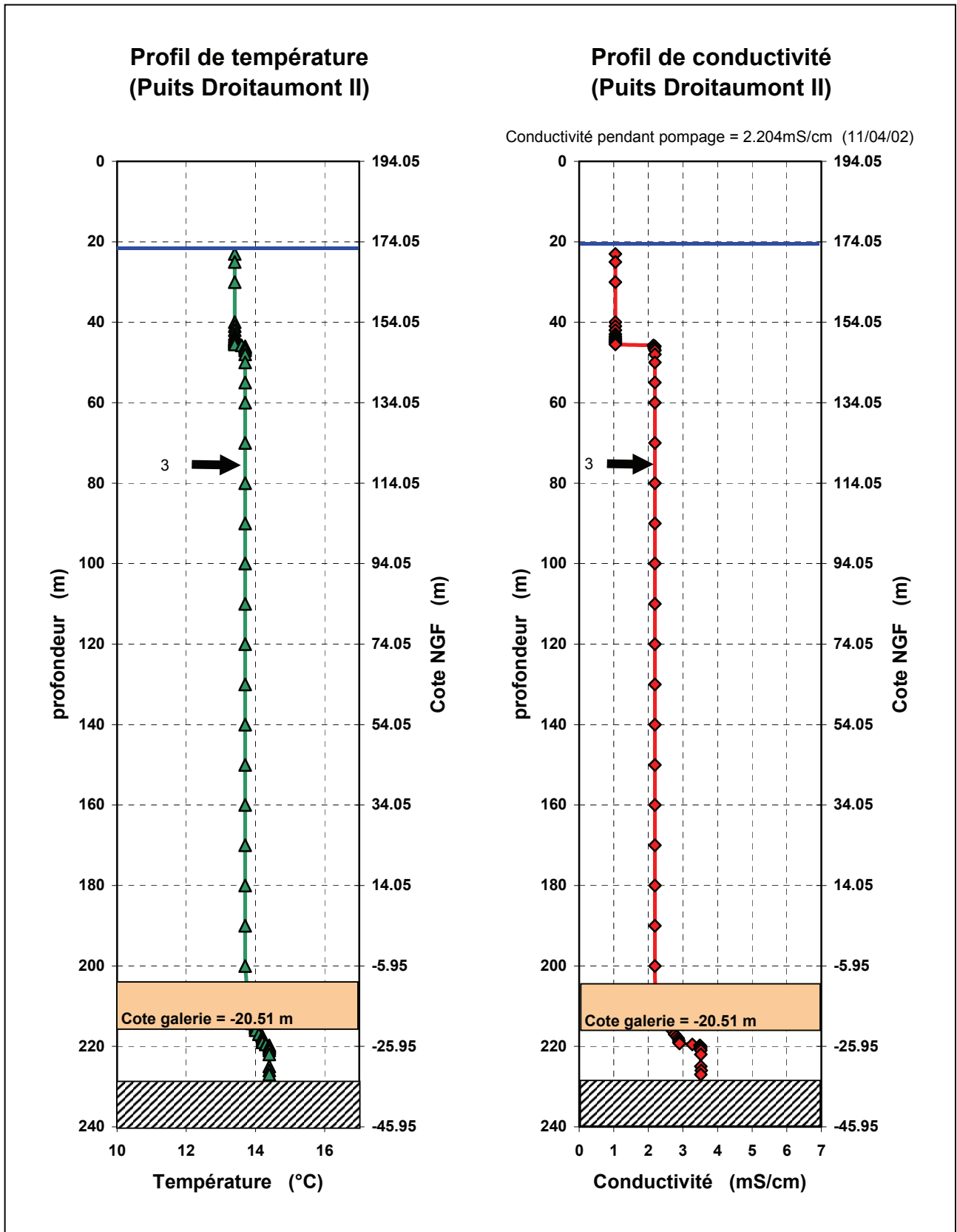


Figure 9 – Diagraphies conductivité-température du puits Droitaumont II..

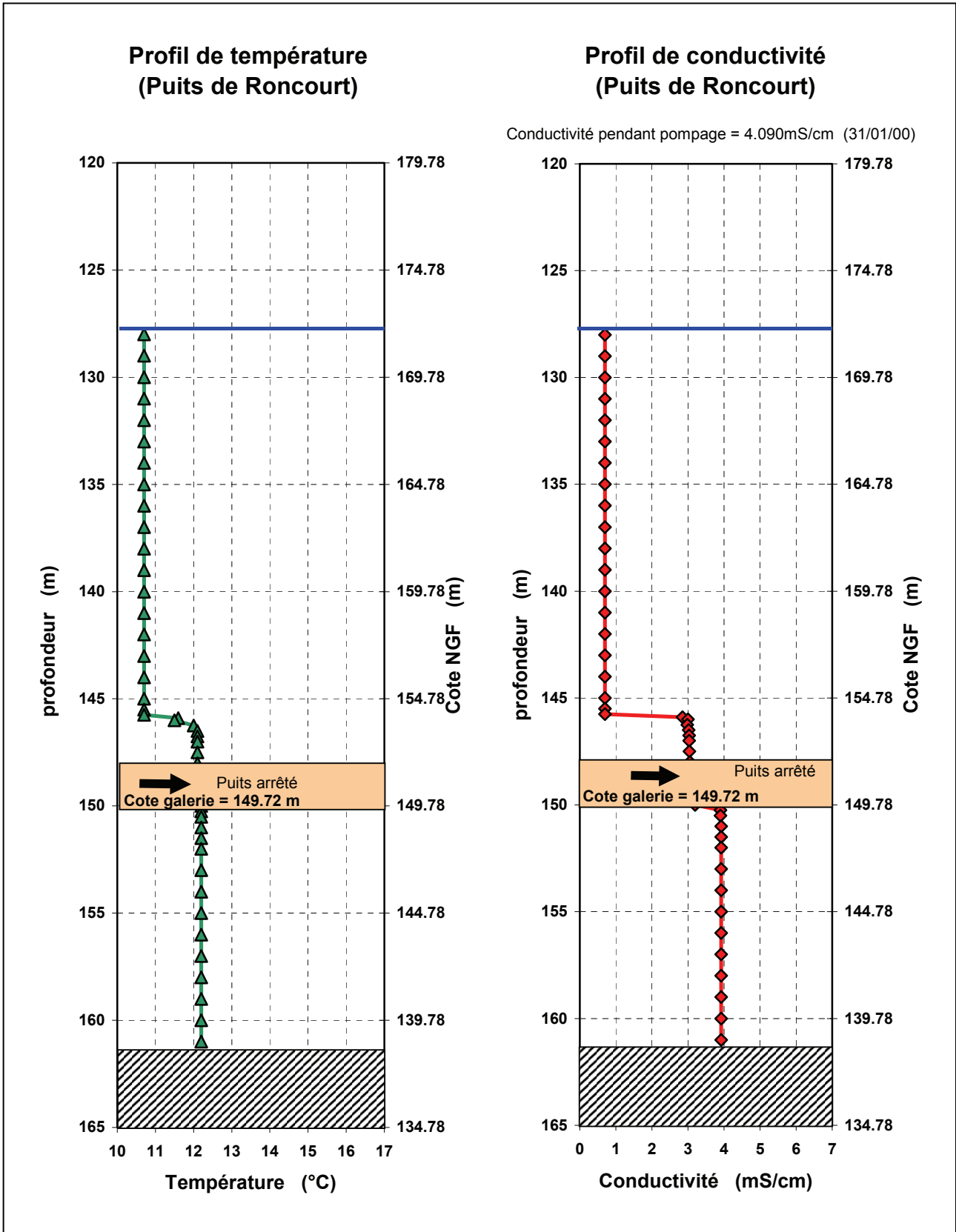


Figure 10 – Diagraphies conductivité-température du puits de Roncourt.

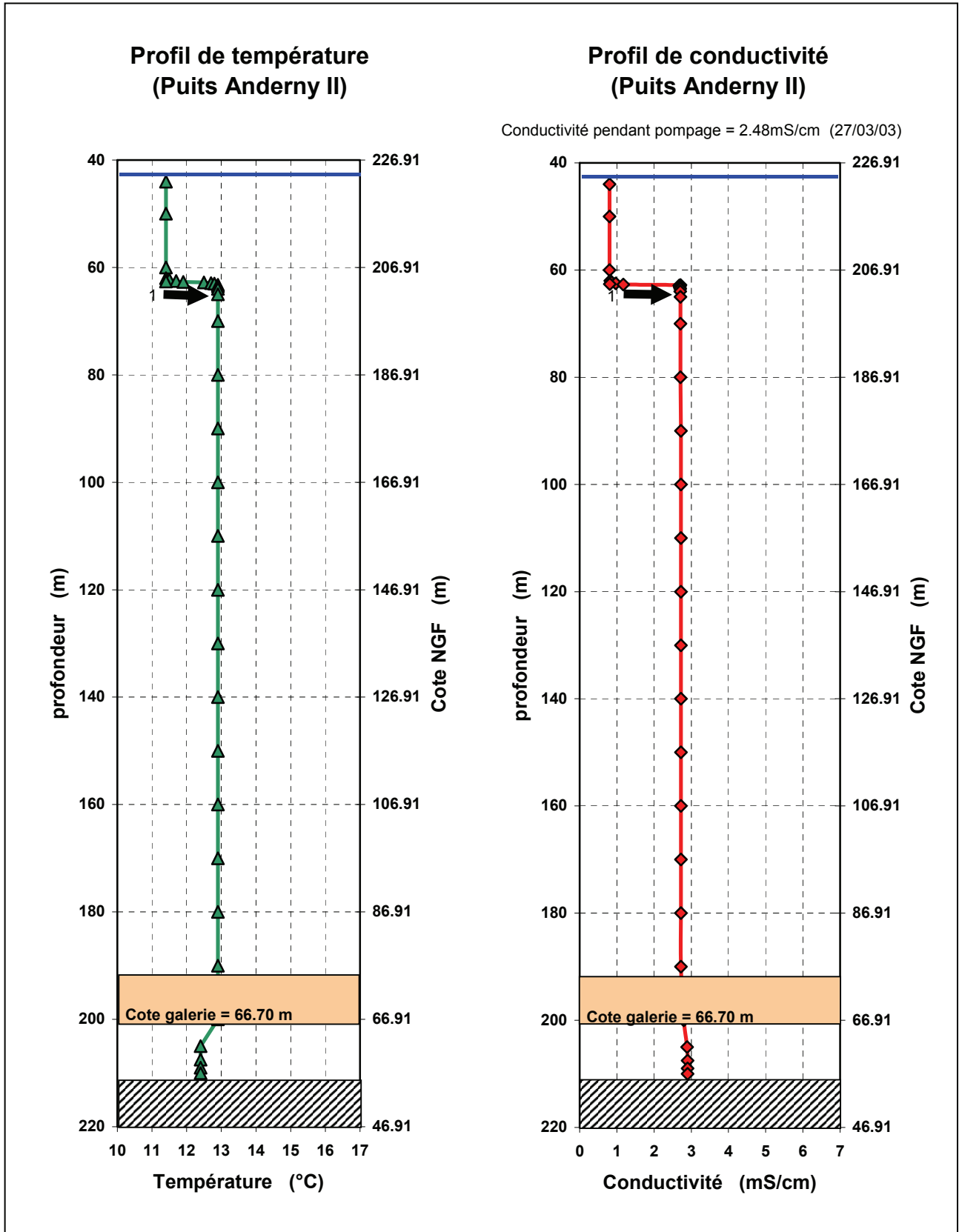


Figure 11 – Diagraphies conductivité-température du puits Anderny II.

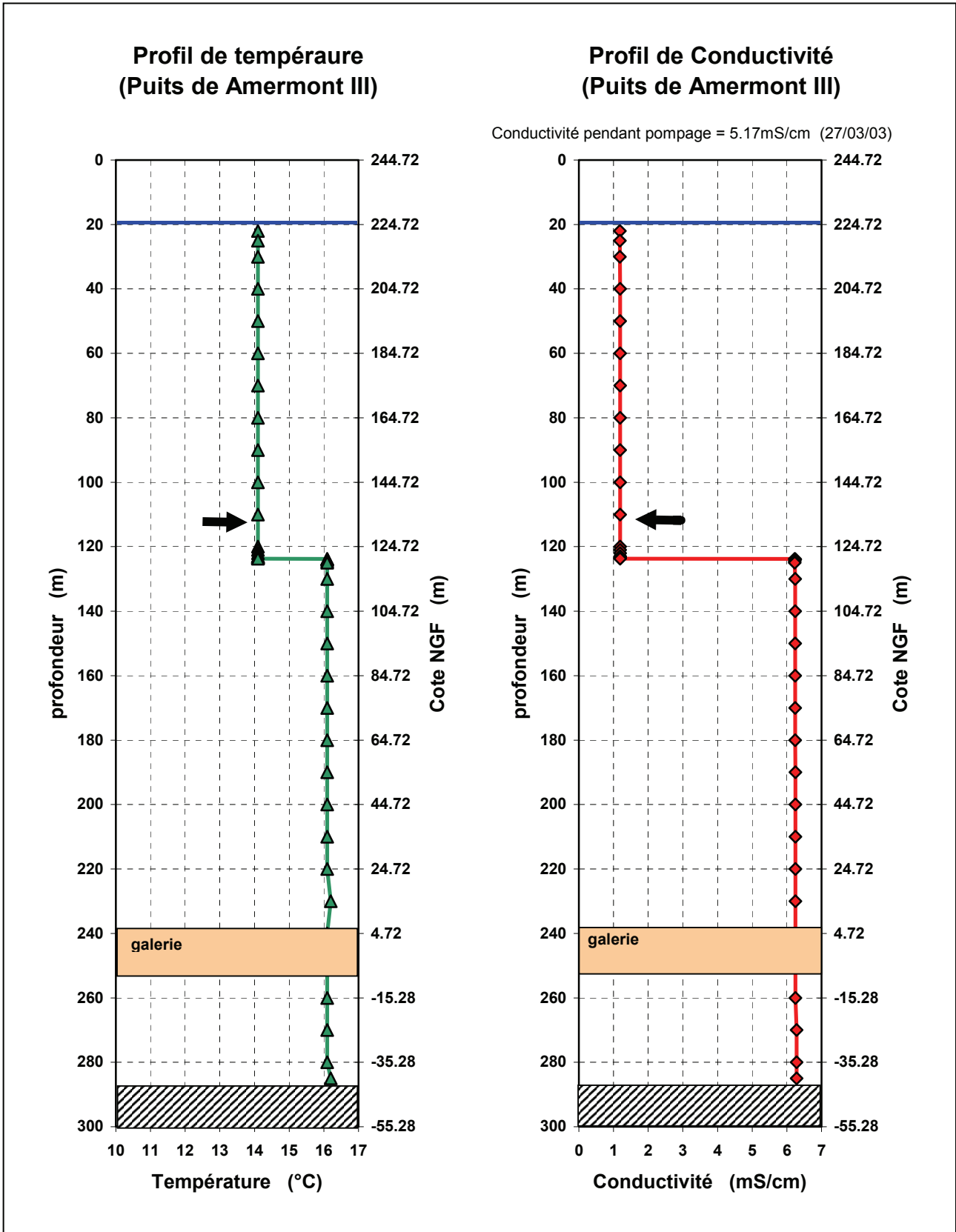


Figure 12 – Diagraphies conductivité-température du puits Amermont III.

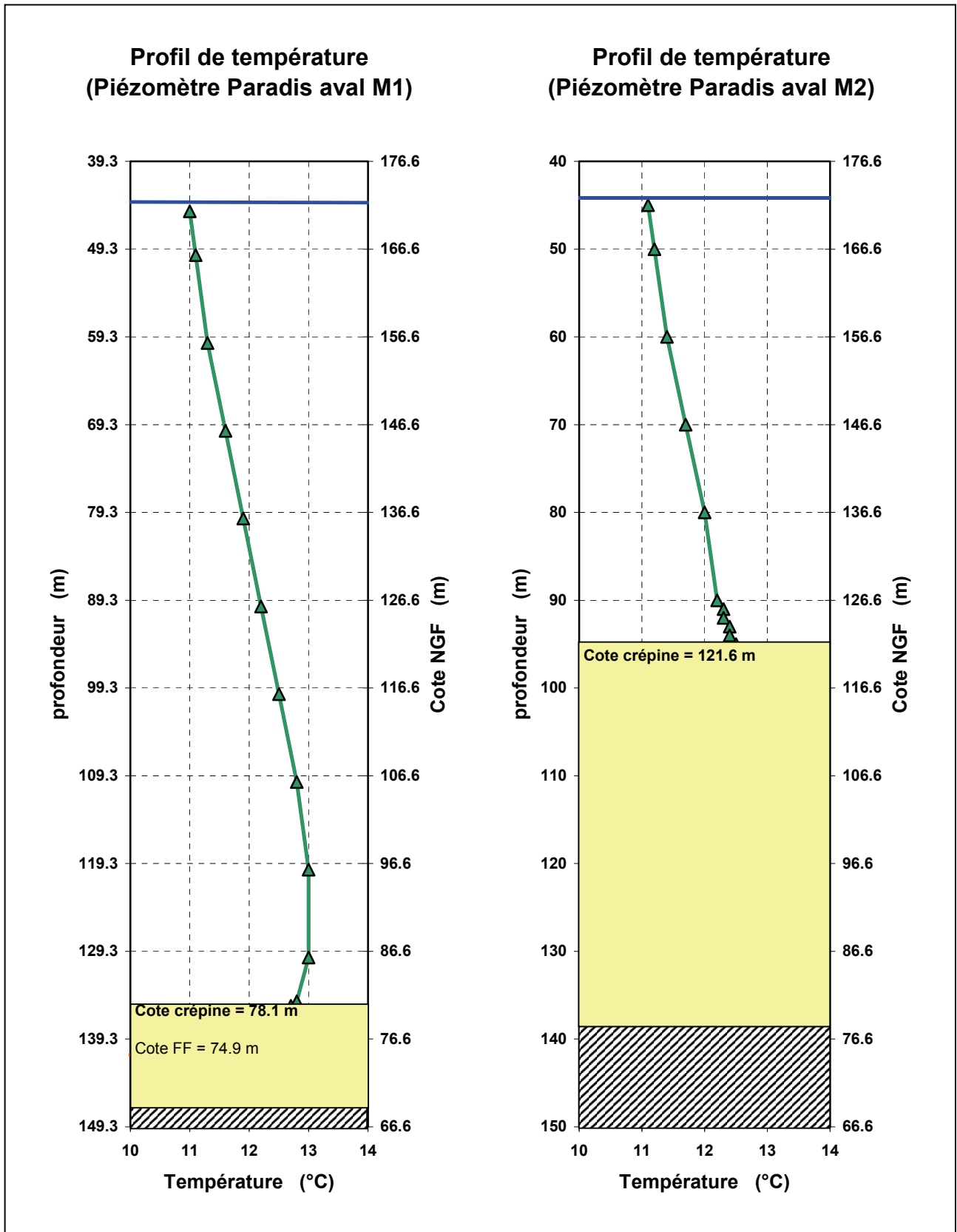


Figure 13 – Diagraphies température du doublet de piézomètres Paradis aval M1 et M2.

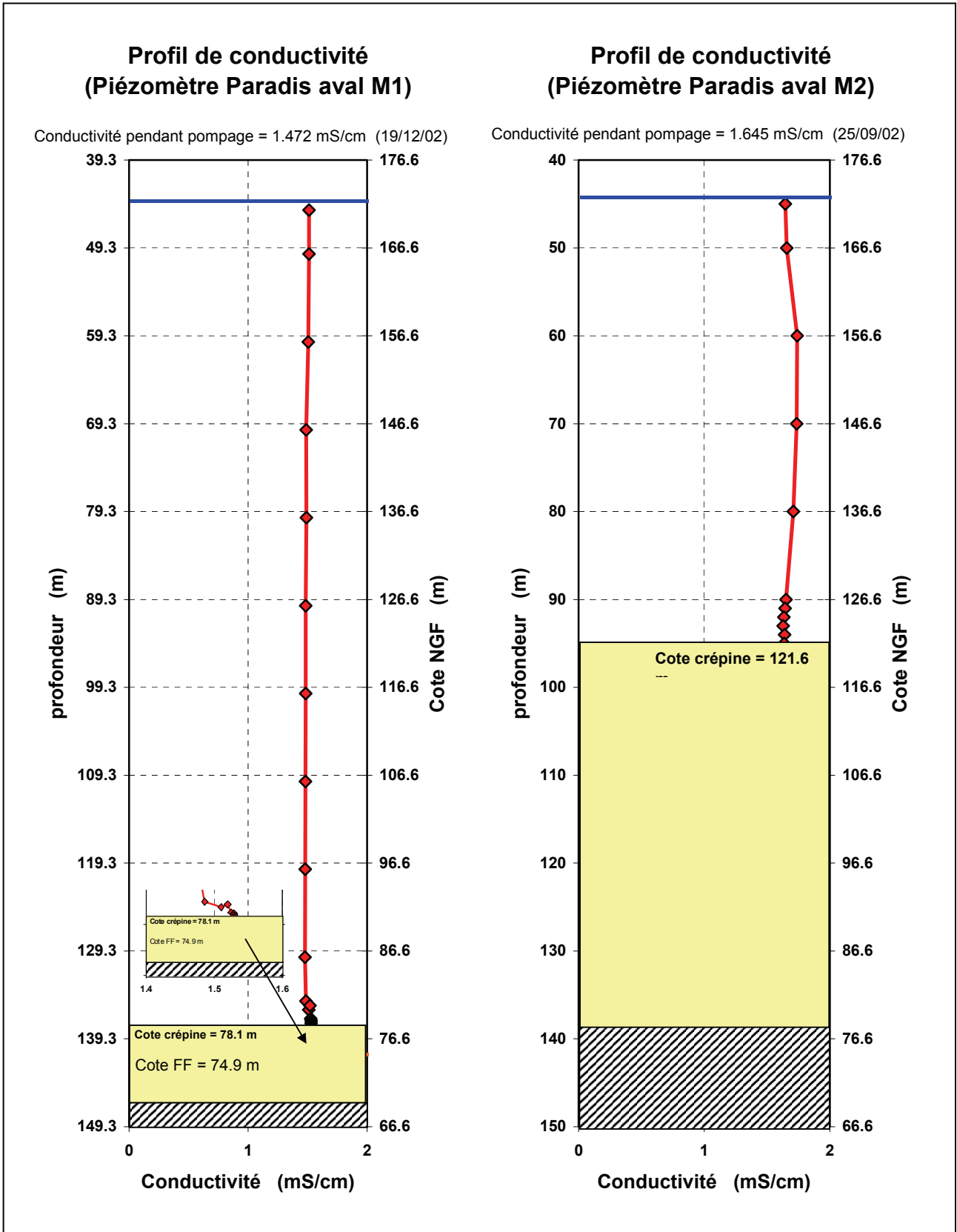


Figure 14 – Diagraphies conductivité du doublet de piézomètres Paradis aval M1 et M2.

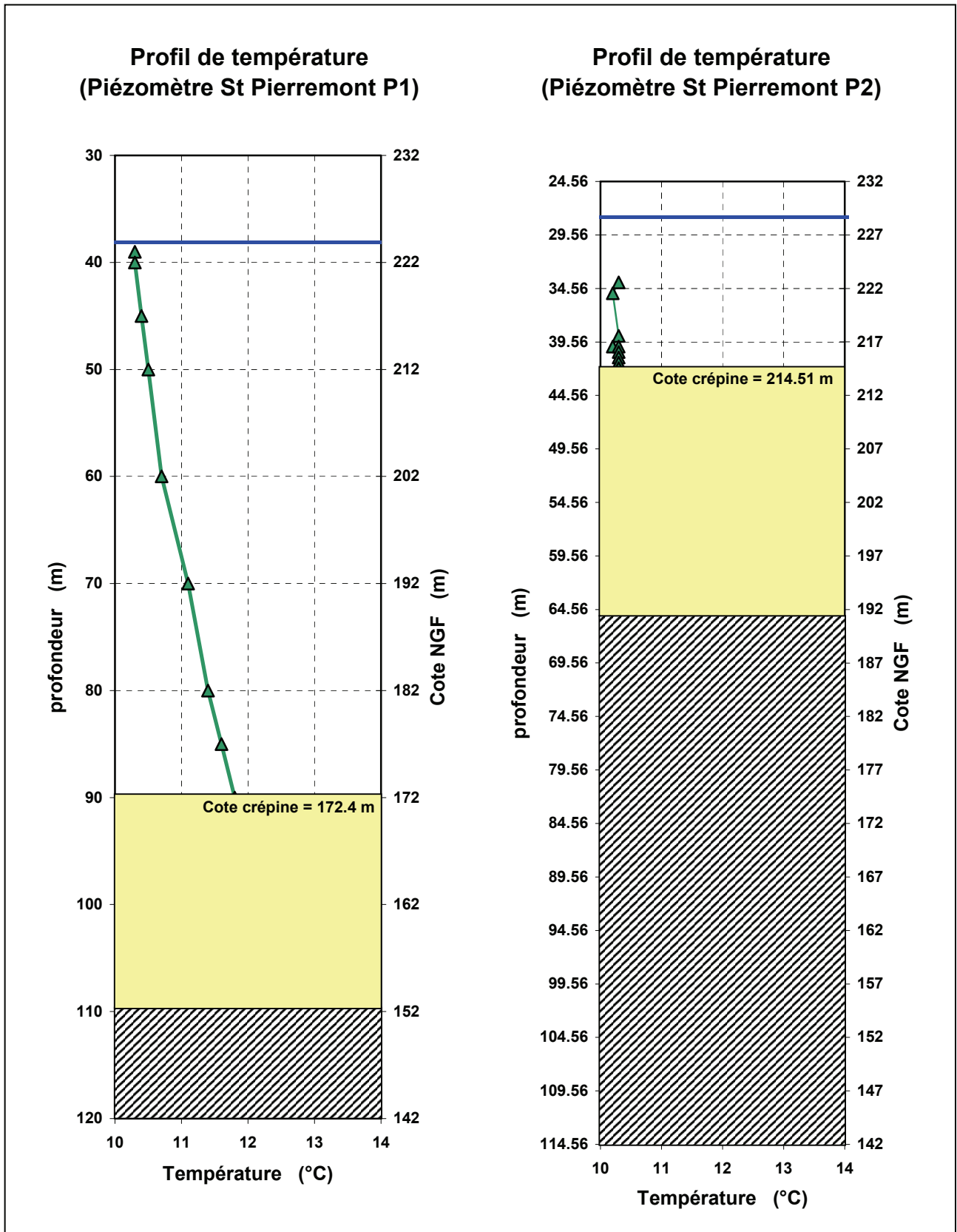


Figure 15 – Diagraphies température du doublet de piézomètres St Pierremont P1 et P2.

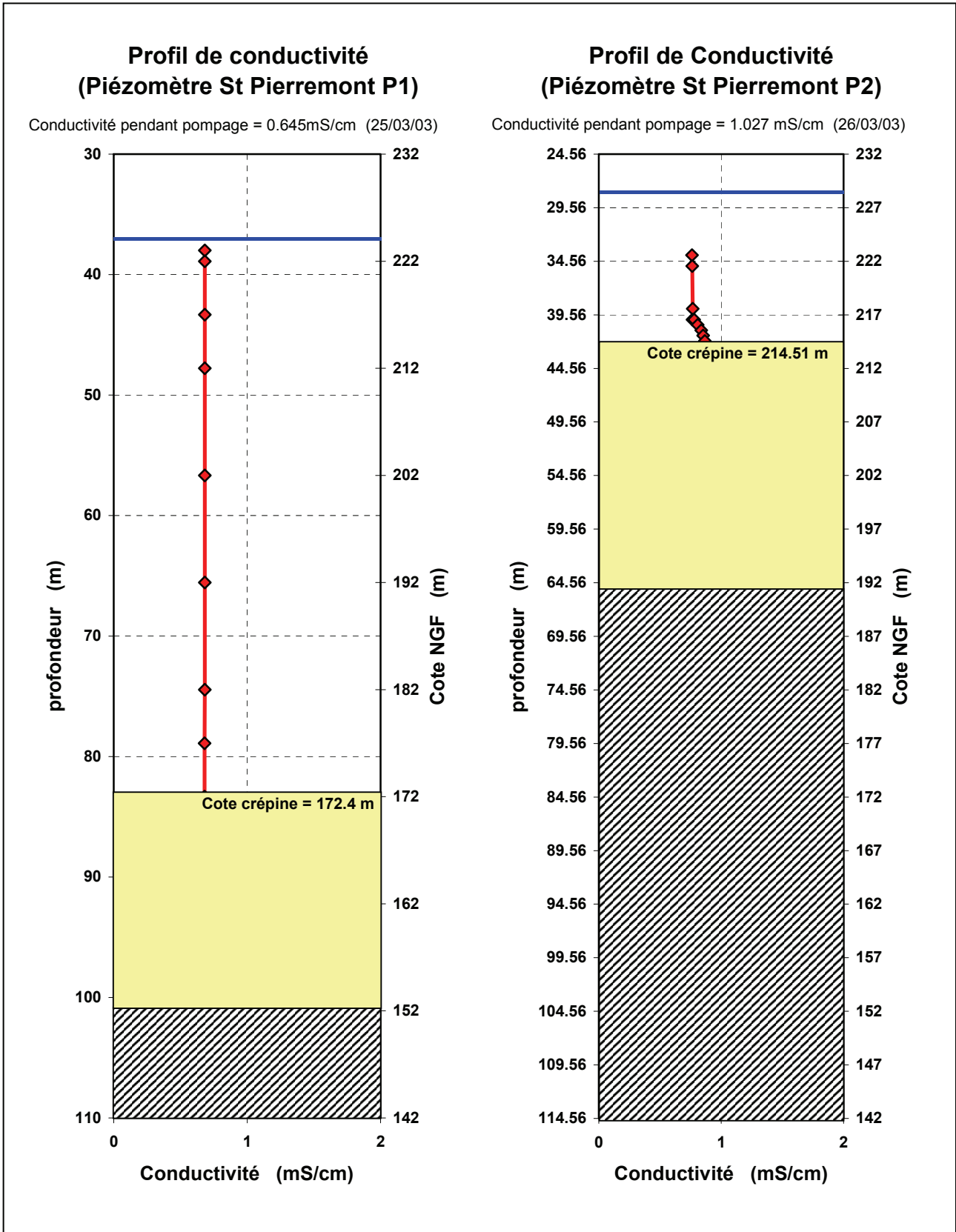


Figure 16 – Diagraphies conductivité du doublet de piézomètres St Pierremont P1 et P2.

Dans le piézomètre M1, on note légère augmentation de la conductivité à la cote 76,65 m NGF, juste au-dessus du toit de la formation ferrifère, au niveau des marnes micacées. A cet endroit, les marnes sont probablement déstructurées par le dépilage, comme en atteste le fait que les niveaux mesurés dans les piézomètres M2 et M1 sont très proches de celui du réservoir Sud, alors que les piézomètres alentour sont situés à des niveaux bien supérieurs (1 à plusieurs mètres). Après le dépilage et avant l'envoyage, la pyrite contenue dans ce niveau marneux a donc pu être oxydée à l'air humide, formant ainsi des sels sulfatés solubles pouvant être solubilisés lors de l'envoyage. Au passage des marnes micacées, la minéralisation augmenterait donc légèrement, ce qui expliquerait le petit pic de conductivité visible sur le zoom de la Figure 14.

Pour le doublet de piézomètres S^t-Pierremont-P1 / S^t-Pierremont-P2, c'est le piézomètre P2 qui présente les conductivité les plus élevées sur tout son profil (jusqu'à 0,963 mS.cm contre 0,675 mS.cm au maximum pour le piézomètre P1). A nouveau, la conductivité du forage le moins profond (P2) est toujours supérieure à celle du forage le plus profond (P1). Cette situation peut encore s'expliquer par une source de contamination de surface, qui pourrait être constituée par les infiltrations des eaux de soutien d'été du ruisseau de la Vallée en amont des piézomètres. Ces eaux sont pompées dans le réservoir centre, par le puits Anderny II, et la présence de pertes dans le ruisseau étaient bien connues avant l'envoyage des réservoirs.

4. Evolution des débits et des niveaux piézométriques

Les valeurs des niveaux et des débits mesurés sont rassemblées dans les tableaux des annexes 2 et 3.

4.1. RESERVOIR SUD

4.1.1. Evolution du niveau du réservoir Sud

Dans le réservoir Sud, l'envoyage a commencé par l'ouest, à Droitaumont, zone la plus profonde, à partir de février 1995, date de l'arrêt de l'exhaure (Figure 17). De la cote - 36 m, le niveau d'eau s'est élevé à la cote + 169,5 m à la fin du mois de juin 1998 (169,43 m le 29 juin 1998). Cela représente une vitesse moyenne de progression de l'ordre de 4,5 m/mois (15 cm/jour).

A partir du mois de juillet 1998 et jusqu'à la fin du mois d'octobre, la progression moyenne ralentit fortement, pour atteindre une valeur de 0,75 m/mois (2,5 cm/jour). La période hydrologique octobre 1997 - septembre 1998 n'ayant pas été particulièrement sèche en Lorraine, on peut attribuer au moins en partie le ralentissement de la montée du niveau piézométrique dans le réservoir Sud à l'apparition de fuites en dessous de la côte de débordement de la galerie de Moyeuivre.

La création de cet exutoire naturel parasite a eu pour conséquence la montée du niveau piézométrique dans la nappe alluviale constituant le soubassement de la ville de Moyeuivre-Grande à partir du mois de juillet 1998, et l'apparition de sources dans le lit de l'Orne. L'envahissement de la nappe alluviale se fait majoritairement par déversement à partir de l'affleurement de la formation ferrifère formant la base de la colline qui borde la ville au sud (Baubron, 1998).

A la fin du mois d'octobre 1998, les fortes pluies tombées dans la période du 23 au 31 (220 mm à Ludelange) ont provoqué une rapide reprise de la montée du niveau piézométrique dans le réservoir minier, jusqu'au débordement à la galerie de Moyeuivre, constaté le 28 octobre 1998 (Figure 18).

Depuis le débordement, le niveau d'eau dans le réservoir minier enregistré à Droitaumont II a oscillé entre les cotes 172,8 m et 173,8 m, soit entre 40 cm et 1,4 m au-dessus de la cote du seuil de débordement (172,43 m NGF). Le battement maximum de la nappe du réservoir minier Sud observé à Droitaumont II est donc de 1 m.

Le niveau piézométrique mesuré dans le puits de Moyeuivre-Petite est proche de celui mesuré à Droitaumont II : l'écart est au maximum de 20 cm, et souvent inférieur à 10 cm. Or, le puits Moyeuivre-Petite est situé à l'extrémité nord-est du réservoir Sud

(près de son exutoire, la galerie de Moyeuivre), alors que Droitaumont II est situé à l'extrémité sud-ouest de ce même réservoir (à l'opposé de l'exutoire). La proximité des niveaux démontre donc la très bonne connexion hydraulique existant entre les différents secteurs du bassin Sud.

Le 27 juin 2001, une station de mesure automatique a été mise en place dans le puits Auboué I (non exploité). Les mesures fournies par cette station se substituent depuis cette date aux mesures fournies par Lormines sur le puits Droitaumont II (mesures fournies jusqu'en décembre 2000).

Le 23 août 2002 s'est produit un événement exceptionnel dans l'histoire du réservoir Sud : le pompage d'abaissement du niveau du réservoir Sud a débuté. Ce pompage est destiné à abaisser le niveau de 3,6 m, de manière à poursuivre les travaux de construction d'une nouvelle galerie de débordement. La mise en service de ce nouvel ouvrage de débordement permettra de sécuriser le réservoir Sud (afin d'assurer l'évacuation des eaux en cas de défaillance de la galerie initiale), et de mettre un terme aux problèmes récurrents d'inondations dans la ville de Moyeuivre-Grande. Il est à noter que le débit naturel de débordement ne peut plus être mesuré depuis le début des travaux.

Le débit a chuté rapidement dans les heures qui ont suivi le début du pompage d'abaissement, jusqu'à s'annuler le 25 août. Le 30 septembre, le niveau du réservoir avait baissé de 2,35 m en 40 jours, pour atteindre la cote 170,36 m NGF dans le puits Auboué I.

Au mois de novembre, les travaux et le pompage ont été provisoirement suspendus en prévision des crues d'hiver. Le niveau dans le réservoir a donc été temporairement contrôlé par la cote provisoire du nouveau point de débordement et la cote de l'ancienne galerie de débordement de Moyeuivre : il a oscillé entre ces deux cotes en fonction de la recharge par la pluie du réservoir minier. L'ancien point de débordement a ainsi fonctionné à deux reprises en décembre 2002 et janvier 2003.

Les travaux d'abaissement ont repris au printemps 2003 pour s'achever à l'automne de la même année. La nouvelle galerie de débordement est désormais l'exutoire principal du réservoir Sud, l'ancienne galerie ne fonctionnant qu'en période de très forte crue.

En 2004, la hauteur d'eau dans le réservoir Sud s'est stabilisée entre 169 et 170 m, et a repris un rythme de variations annuelles normal.

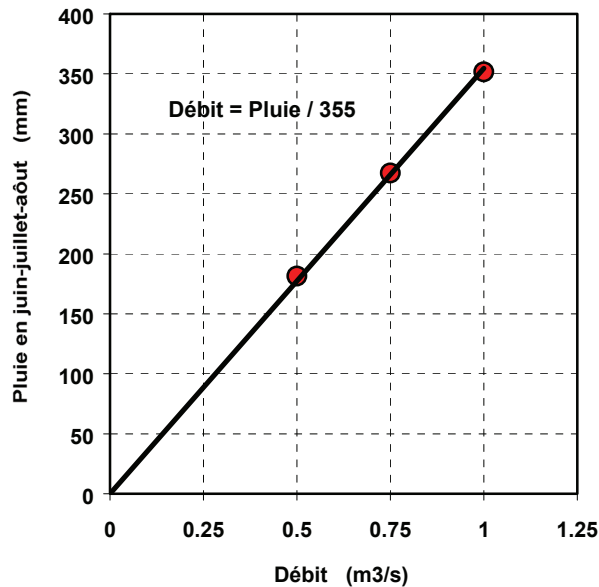
4.1.2. Evolution du débit de débordement à la galerie de Moyeuivre

Il est à noter que le débit de débordement n'a pas pu être mesuré pendant les travaux d'abaissement. Une station automatique de mesure du débit d'un type spécial sera installée sur le nouvel exutoire, dont le fonctionnement est plus complexe en raison de l'influence du niveau de l'Orne sur le niveau d'eau s'écoulant par la nouvelle galerie.

Le débit mesuré à la station de mesure de la galerie de Moyeuivre (Figure 18) suit bien entendu les variations du niveau piézométrique du réservoir minier (le débit de

débordement est d'autant plus important que le niveau dans le réservoir est élevé). A la fin du mois de mars 2001, une forte crue de printemps a été observée : un maximum de 6,2 m³/s a été atteint le 27 mars. Ce débit est le plus important enregistré depuis le débordement du réservoir Sud (fin octobre 1998). Cette crue est à mettre en relation avec la pluviosité exceptionnelle du mois de mars : 205 mm de pluie sont tombés à la station de Ludelage (24 jours de pluie sur 31 jours pendant ce mois).

Depuis le débordement, le débit minimum d'étiage mesuré a varié entre 0,5 m³/s (1999 et 2002) et 1 m³/s. Entre 1999 et 2001, on trouve une relation linéaire entre la hauteur de pluie tombée pendant les mois de juin, juillet et août et le débit minimum d'étiage du réservoir Sud (graphique ci-dessous).



Cycle hydrologique	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004
Somme trimestre	mm pluie	mm pluie	mm pluie	mm pluie	mm pluie	mm pluie
sept. – oct. – nov.	491,4	209,2	416,1	390,1	350,1	162
déc. – janv. – févr.	328,4	448,8	415,4	427,8	234,8	235,9
mars – avril – mai	250,3	240,9	326,5	201,5	179,1	169,6
juin – juillet – août	181,5	351,6	267,4	208,3	132,2	246,8
Total cycle	1251,6	1250,5	1425,4	1227,7	896,2	814,3

Tableau 1 : Cumul de pluie par trimestre à la station de Ludelage pour les cycles hydrologiques 1998-1999 à 2003-2004 (données Agence de l'eau Rhin-Meuse).

Une petite crue s'est manifestée à la fin du mois de mars 2002 (maximum de 4,2 m³/s le 27 mars 2002), en réaction aux pluies concentrées qui se sont produites du 18 au 21 mars (80 mm pendant ces 4 jours, dont 38 mm le 18). Cet événement illustre le fait que le temps nécessaire pour qu'une pluie tombant sur le sol du bassin sud se transforme

en débit s'écoulant à la galerie de Moyeuve est de 9 jours en moyenne (9 jours se sont passés entre le maximum de pluie du 18 et le maximum de débit du 27).

L'année 2003 est caractérisée par un étiage très sévère. En effet, le cumul des pluies réalisé en 2002-2003 est très inférieur aux cumuls des années précédentes. Cet épisode climatique a eu pour conséquence une baisse des niveaux piézométriques sur les différents bassins.

En 2003-2004, cet étiage s'est poursuivi. Le cumul des pluies est encore inférieur à celui enregistré lors du cycle 2002-2003, avec au total 814,3 mm. Au cours de l'automne 2003, le plus petit cumul des 6 dernières années a été enregistré : 162 mm pour les mois de septembre, octobre et novembre. A l'inverse, l'été 2004 fut plus arrosé que celui des deux années précédentes.

4.1.3. Estimation du débit de fuite du réservoir Sud

Le débit de fuite du réservoir Sud vers l'Orne a été mesuré indirectement par l'Agence de l'eau Rhin-Meuse pendant les étés 1998 et 1999. La mesure a consisté à faire la différence entre le débit de l'Orne à l'amont et à l'aval de la zone de fuites, déduction faite de l'apport du débordement par la galerie de Moyeuve.

En mettant en relation le débit de fuite calculé et le niveau piézométrique mesuré dans le réservoir Sud (Droitaumont II) à la même date, on peut obtenir un modèle linéaire des fuites du réservoir (Figure 20). L'extrapolation de ce modèle à un débit nul indique que les fuites ont dû commencer à se produire à partir de la cote 169,7 m environ – les fuites ont été signalées pour la première fois autour du 01/08/98, ce qui correspond à la cote 170,5 m NGF dans le réservoir (Baubron, 1998 ; Vaute et Pinault, 1999) –. L'extrapolation du modèle pour des valeurs de niveau supérieures à 172,8 m permet d'estimer le débit de fuite pour toute valeur du niveau piézométrique du réservoir : la courbe présentée sur la Figure 18 montre le résultat de ce calcul. Selon le modèle de fuite proposé, le débit moyen de fuite depuis le débordement serait stable (parce que le niveau piézométrique du réservoir est peu fluctuant), et évalué à $0,59 \pm 0,01 \text{ m}^3/\text{s}$ de 1998 à 2002, avant les travaux d'abaissement du niveau du réservoir.

4.1.4. Estimation des volumes d'eau mis en jeu

Au 23 août 2002, un volume d'environ 271 millions de m^3 d'eau s'est écoulé par la galerie de Moyeuve depuis le débordement du 28 octobre 1998 (3 ans et 10 mois). Le volume écoulé par les fuites depuis le 1^{er} septembre 1998 étant estimé à environ 78 millions de m^3 (22 % du volume total), c'est un volume total de 349 millions de m^3 qui s'est écoulé du réservoir Sud en 46 mois, soit environ $250\,000 \text{ m}^3/\text{j}$. Ce volume représente entre 1,5 et 1,7 fois le volume estimé du réservoir Sud (210 à 230 Mm^3).

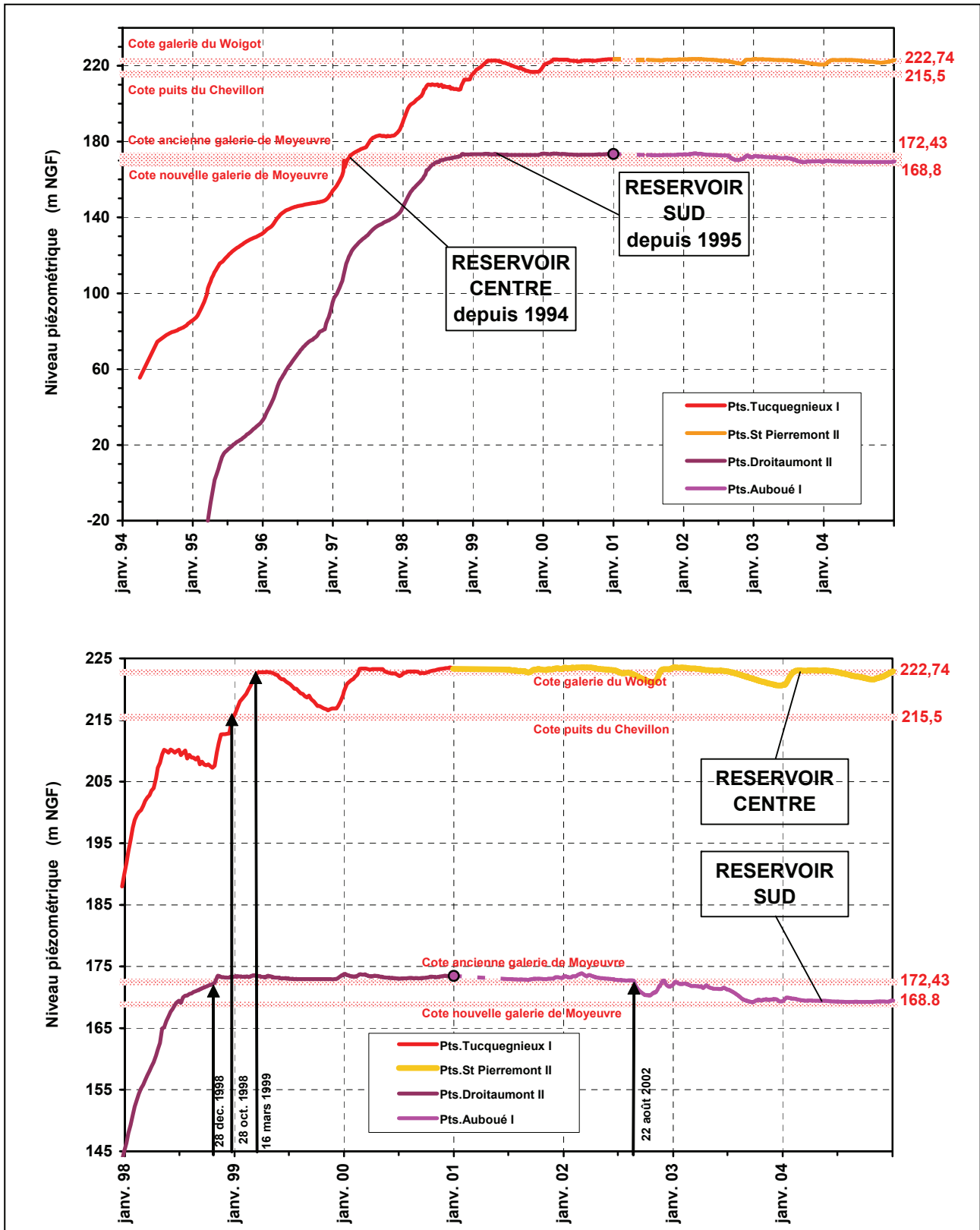


Figure 17 – Evolution comparée des niveaux piézométriques dans les réservoirs Sud et Centre depuis le début de l'envoyage (et agrandissement pour la période 1998-2004).

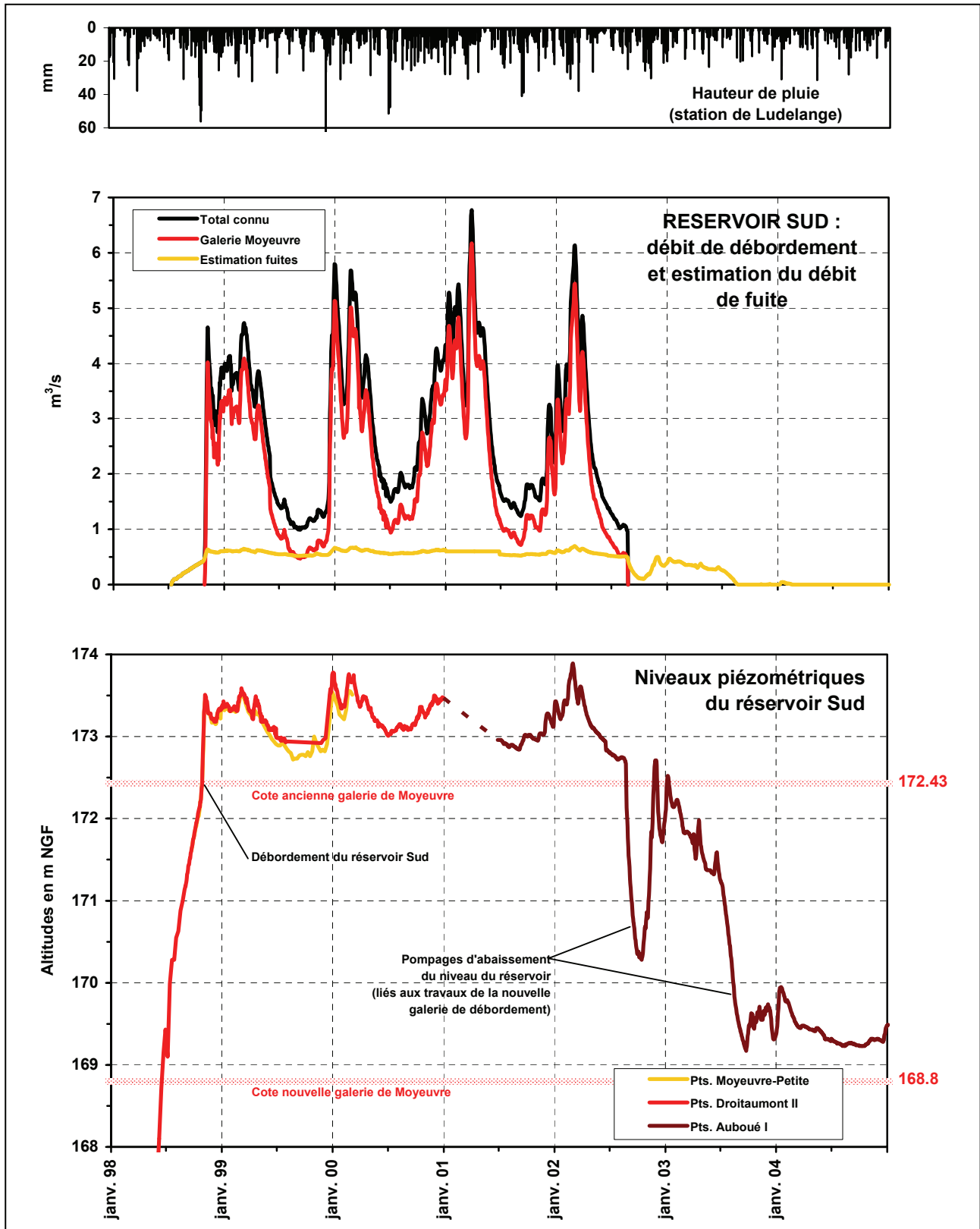


Figure 18 – Réservoir Sud : évolution du débit de débordement et du niveau piézométrique en 1998-2004.

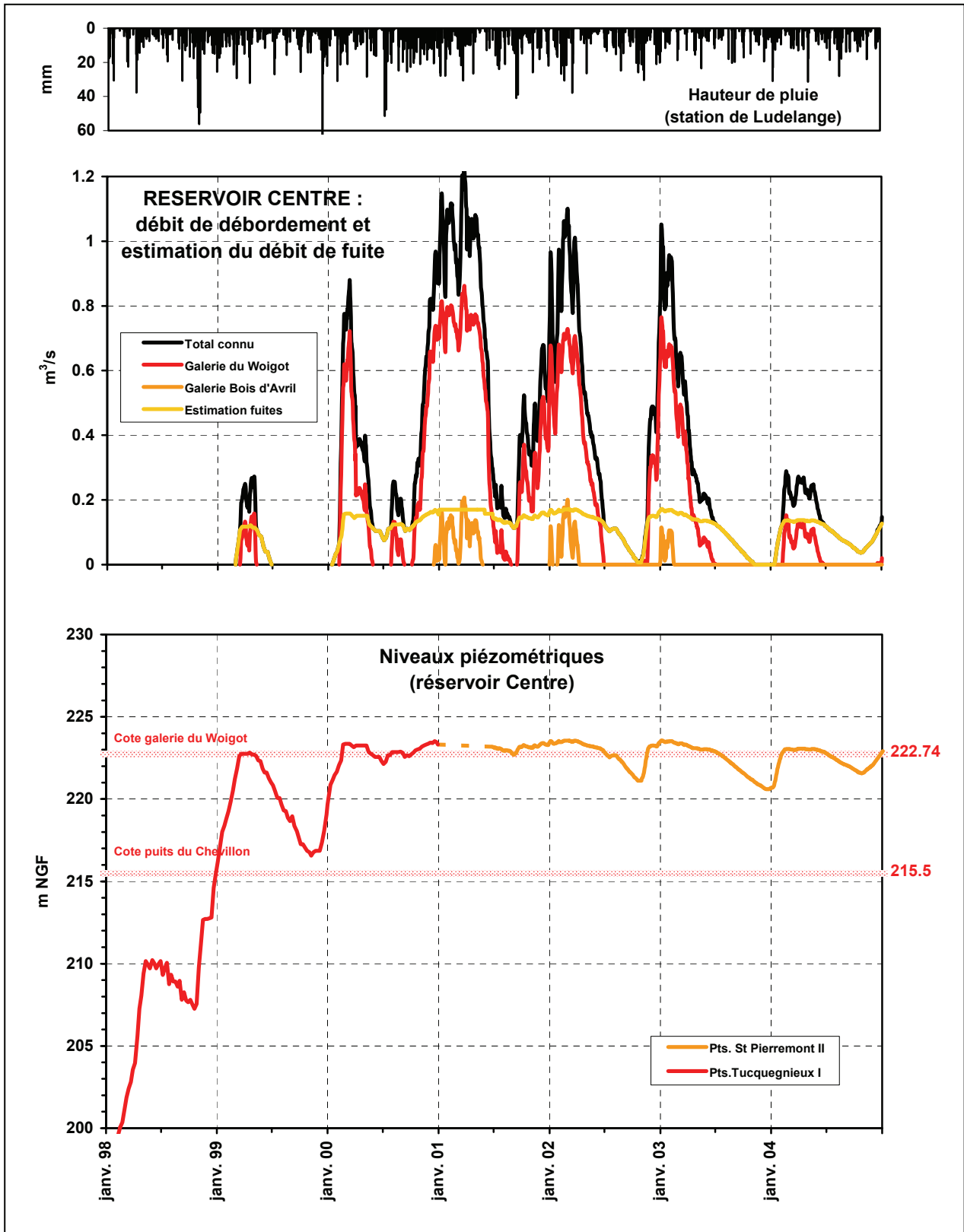


Figure 19 – Réservoir Centre : évolution du débit de débordement et du niveau piézométrique en 1998-2004.

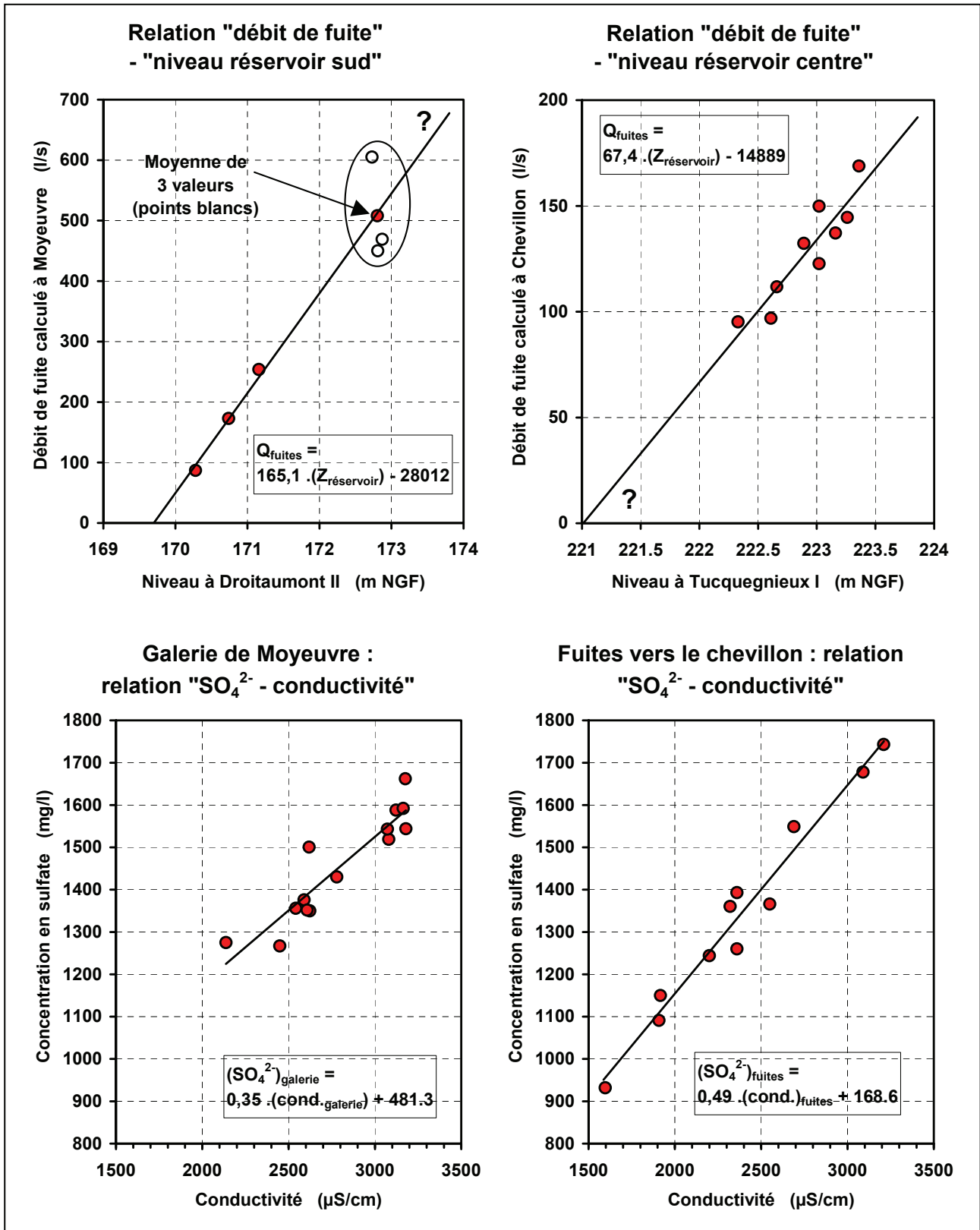


Figure 20 – Relations « débit de fuite – niveau » et « concentration en sulfate – conductivité » pour les réservoirs Sud (Moyeuve) et Centre (fuites vers le Chevillon).

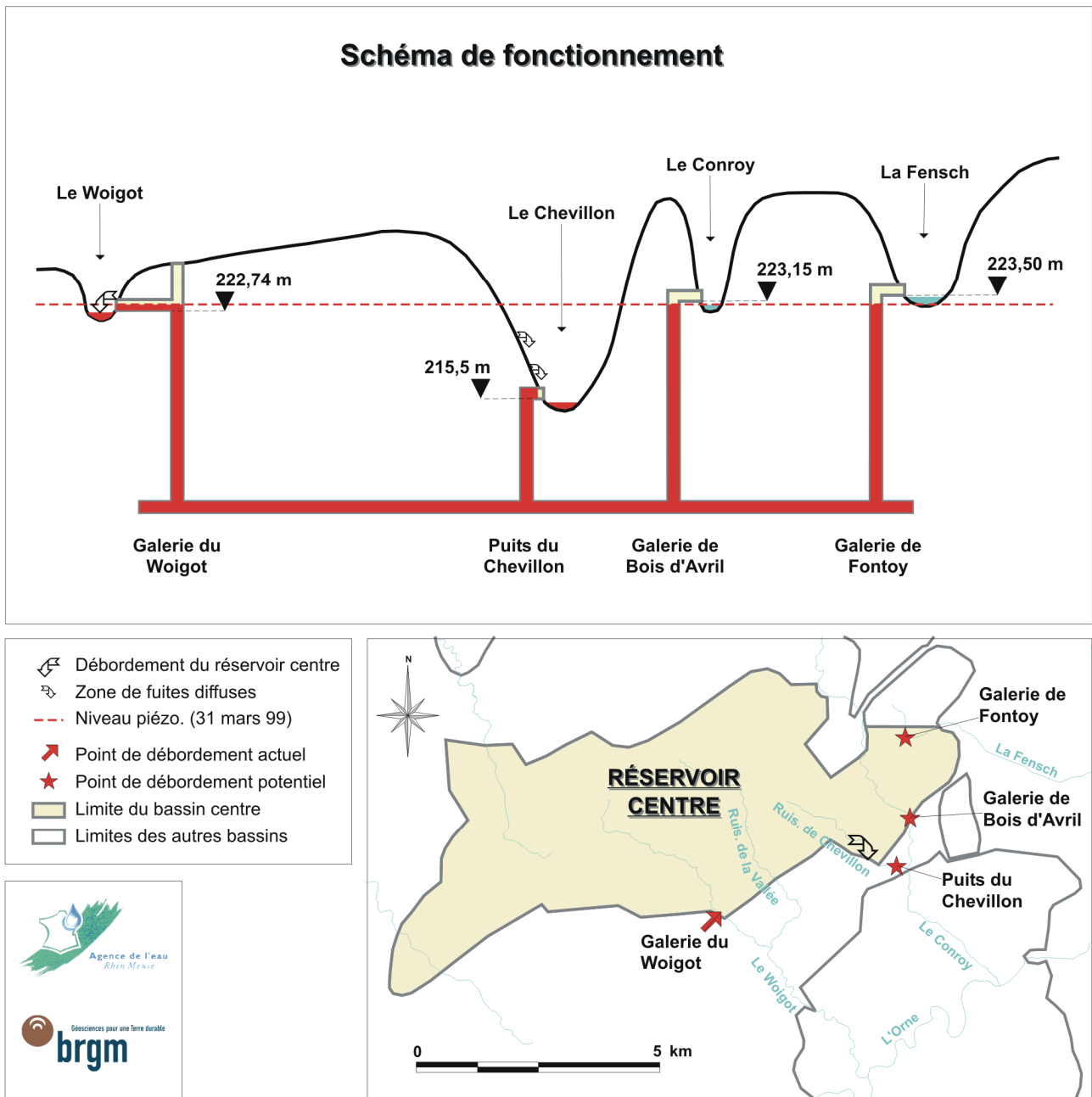


Figure 21 – Réservoir Centre : schéma de fonctionnement des points de débordement et des fuites du réservoir Centre.

4.2. RESERVOIR CENTRE

4.2.1. Evolution du niveau piézométrique du réservoir Centre

Dans le réservoir Centre, l'ennoyage a commencé par l'ouest, à Amermont, zone la plus profonde, avant l'arrêt définitif de l'exhaure en février 1994. Le niveau de l'eau est passé de - 50 m NGF (cote du fond) à + 14 m NGF en février 1993, pour atteindre + 85,95 m NGF en avril 1994. Cette cote permettant le déversement de l'eau dans le compartiment hydraulique voisin, elle s'est maintenue jusqu'en janvier 1995, date à laquelle les deux niveaux d'eau se sont rejoins. Ensuite le niveau d'eau global n'a cessé de monter par paliers réguliers jusqu'à la mi-mai 1998 (Figure 17), où il a atteint la cote 210 m NGF environ (210,16 m le 11/05/98). Cela représente une vitesse moyenne de progression de l'ordre de 3 m/mois (10 cm/jour).

A partir de cette date et jusqu'à la fin octobre 1998, le niveau s'est stabilisé puis s'est abaissé de 3 m jusqu'à la cote 207 environ (207,3 le 19/10/98). Comme pour le bassin Sud, on peut penser que la baisse du niveau piézométrique dans le réservoir minier Centre est due à la création d'exutoires naturels en dessous de la cote de débordement du puits de Chevillon (215,5 m). Cependant, les seules fuites que l'on connaît ne semblent se produire qu'à partir de la cote 221 m NGF (cf. plus loin dans le texte). On peut aussi envisager la fuite d'eau du bassin Centre vers le bassin Sud (la différence d'altitude entre les cotes de débordement des deux réservoirs miniers est de 50 m environ) par l'intermédiaires des calcaires du Dogger ou de l'Aalénien non exploité. On peut enfin penser que la recharge du réservoir Centre pendant cette période a été inférieure aux pompages effectués (soutiens d'étiages du Woigot et du ruisseau de la Vallée).

Les fortes pluies de la fin octobre 1998 ont ensuite provoqué une rapide reprise de la montée du niveau piézométrique jusqu'à la cote 212,7 m, puis une nouvelle stabilisation du niveau est enregistrée du 15 novembre au 15 décembre 1998. Enfin, un nouvel épisode de pluie survenu à la fin du mois de décembre a provoqué la reprise de la montée du niveau piézométrique, jusqu'au débordement par le puits du Chevillon constaté le 28 décembre. Cet exutoire ne permettait le déversement des eaux du réservoir minier dans le Chevillon qu'à un débit limité à 100 l/s, et il a été fermé le 7 février 1999¹. Le niveau a donc continué sa progression jusqu'à atteindre la cote du point de débordement principal du réservoir Centre, la galerie du Woigot (222,74 m NGF), le 16 mars 1999 (Figure 19).

Selon la quantité et la répartition des pluies au cours d'un cycle hydrologique, l'amplitude de variation du niveau peut varier plusieurs mètres. On observe donc fréquemment des arrêts de débordement au cours d'un cycle hydrologique. Le

¹ Le 7 février 1999, le puits du Chevillon a été fermé afin de limiter la contamination de captages AEP situés plus en aval (puits du Pérotin, dans la vallée du Conroy) par de l'eau du réservoir minier trop minéralisée.

battement total observé depuis le 16 mars 1999 (premier débordement à la galerie du Woigot) est de 7 m.

En 2001, le battement du niveau du réservoir Centre n'est pas connu, en raison de l'absence de mesures pendant les 6 premiers mois de l'année. En 2002, une baisse importante du niveau du réservoir Centre pratiquement concomitante avec le début de l'abaissement du réservoir Sud a été observée, pouvant faire penser à une existence d'une relation hydraulique privilégiée entre les deux réservoirs. Mais cette relation n'est pas confirmée par les observations de 2003 et début 2004 : le niveau du réservoir Centre a retrouvé une valeur habituelle à partir de février 2004 (cf. chronique mensuelle de juin 2004), tandis que le niveau du réservoir Sud conserve en permanence un niveau inférieur de 3 m à celui qu'on pouvait observer avant le début des travaux d'abaissement. Les plus hautes eaux enregistrées accusent toutefois d'un décalage dans le temps : elles sont survenues plus tard du fait de la sécheresse de 2003. Mais à la fin de l'année 2004, la situation semble être revenue à la normale.

4.2.2. Evolution des débits de débordement

L'évolution du débit de débordement est bien évidemment corrélée à celle du niveau du réservoir. Au printemps 1999, pendant la toute première période de débordement du réservoir Centre à la galerie du Woigot, le débit est resté faible, avec un débit moyen de 0,1 m³/s et un débit maximum de 0,16 m³/s (Figure 19). Pendant le cycle hydrologique 1999-2000, le débit moyen a été 2,5 fois plus élevé (0,25 m³/s). Le débit moyen de débordement a encore doublé pendant le cycle 2000-2001, en atteignant 0,5 m³/s.

Il faut noter que le 15 décembre 2000, la galerie Bois d'Avril, dont le rôle est d'évacuer les débits de hautes eaux (Figure 21), a connu son premier débordement, au débit moyen 30 l/s, avec un débit maximum de 60 l/s. Le débordement s'est produit lorsque le niveau du réservoir Centre mesuré à Tucquegnieux a dépassé 223,5 m, le débit à la galerie du Woigot étant alors de 0,7 m³/s. La galerie Bois d'Avril a continué à couler jusqu'au 24 mai 2001. Elle a de nouveau fonctionné de janvier à mars 2002.

L'arrêt du débordement à la galerie principale du Woigot aura duré 142 jours en 2002 (de juillet à mi-novembre), 180 jours entre la mi-juillet 2003 et le 1^{er} janvier 2004, et 176 jours entre le 25 juin et le 17 décembre 2004. Depuis le premier débordement en mars 1999, la durée de cet arrêt a varié entre 20 jours (2001) et 274 jours (étiage prolongé de l'hiver 1999-2000).

4.2.3. Estimation du débit de fuite du réservoir Centre

Dès janvier 1999, des fuites ont été observées en amont du puits du Chevillon (Figure 21), au niveau d'une ancienne ligne de sources figurant sur l'édition 1954 de la carte topographique au 1/25 000 de l'IGN. Le débit des fuites diffuses du réservoir Centre dans le Chevillon et le Conroy (en aval de leur confluence) a été estimé par un calcul de mélange à 185 l/s le 11 mai 1999, dont 75 % dans le Chevillon et 25 % dans le Conroy (Allemmoz, 1999). Dans la zone de fuites, les quelques sources bien

individualisées ne représentaient que quelques % du total du débit de fuite, le reste s'écoulant de manière diffuse vers le Chevillon et le Conroy.

En 2000, une estimation du débit des fuites a été effectuée par un calcul similaire, à partir de mesures complémentaires (Jaugeages et analyses chimiques). Ce calcul (principe exposé sur la Figure 22) peut être réalisé à condition de considérer les hypothèses suivantes :

- l'eau qui s'écoule dans le Conroy en aval de sa confluence avec le Chevillon est le résultat d'un mélange entre l'eau provenant du réservoir minier (fuites diffuses dans les vallées du Chevillon et du Conroy) et l'eau des calcaires (ruissellement et drainage par ces deux cours d'eau) ;
- on peut connaître avec suffisamment de précision les concentrations en sulfate du réservoir, du Dogger et du Conroy, et le débit du Conroy après sa confluence avec la ruisseau du Chevillon.

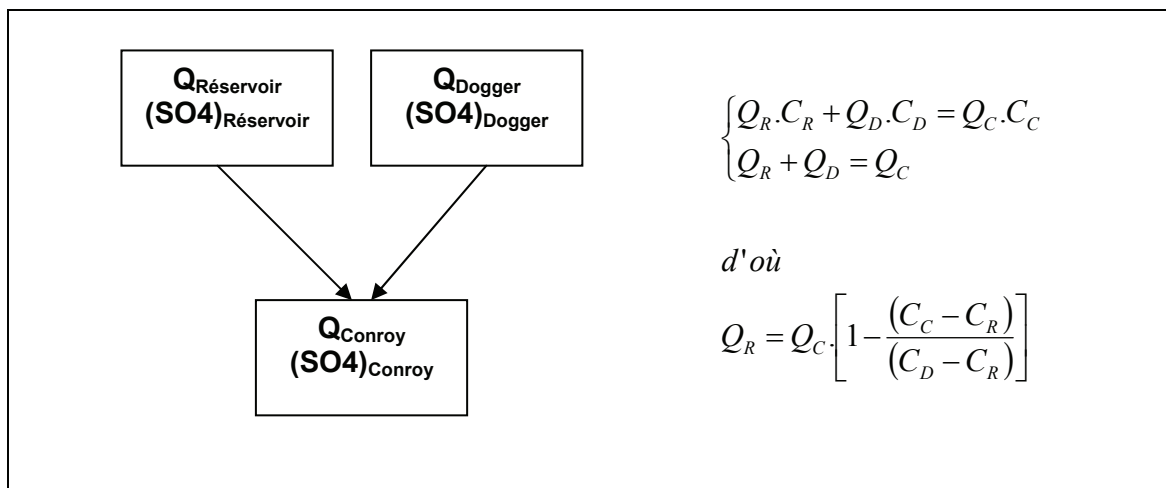


Figure 22 – Principe du calcul du débit de fuite du réservoir Centre (Q_R) en aval de la confluence Conroy-Chevillon.

Le débit du Conroy est jaugé à un rythme mensuel, avec la précision habituelle de ce type de mesure. La concentration en sulfate du réservoir minier est considérée comme constante et égale à 1302 mg/l (moyenne des concentrations mesurées à Anderny II depuis le 30/03/99). La concentration en sulfate des calcaires est considérée comme constante et égale à 52 mg/l (moyenne des concentrations mesurées à Avril amont depuis le 29/04/99).

En mettant en relation le débit de fuite calculé et le niveau piézométrique mesuré dans le réservoir Centre (Tucquegnieux I) à la même date, on peut obtenir un modèle linéaire des fuites du réservoir (Figure 20). L'extrapolation de ce modèle à un débit nul indique que les fuites ont dû commencer à se produire à partir de la cote 221 m environ, ce qui est cohérent avec les observations effectuées – en effet, l'augmentation

de la concentration en sulfate du puits AEP du Pérotin aval (vallée du Conroy), à la suite de l'apparition des fuites diffuses, a été observée entre le 24 et le 29 mars (chronique mensuelle « Bassin Ferrifère : Surveillance Eau » d'Avril 1999), le niveau à Tucquegnieux ayant dépassé la cote 221 m à partir du 1^{er} mars –.

L'extrapolation de ce modèle pour des valeurs de niveau comprises entre 221 m et 222,5 m permet d'estimer le débit de fuite pour toute valeur du niveau piézométrique du réservoir : la courbe présentée sur la Figure 19 montre le résultat de ce calcul. Selon le modèle de fuite proposé, le débit de fuite depuis le débordement varie entre 0 et 0,17 m³/s, pour un débit moyen évalué à 0,15 m³/s en 2001, 0,12 m³/s en 2002 et de 0,10 m³/s en 2003.

4.2.4. Estimation des volumes d'eau mis en jeu

De janvier 1999 à décembre 2004, un volume d'environ 56,8 millions de m³ d'eau (Mm³) s'est écoulé du réservoir Centre par les galeries et les fuites. La répartition est la suivante :

- galerie du Woigot : 35,1 Mm³, soit 54,7 % du total ;
- galerie de Bois d'Avril : 2,2 Mm³, soit 3,9 % du total ;
- fuites diffuses : 19,5 Mm³ au moins, soit 32,4 % du total.

Le volume total estimé de 56,8 millions de m³ s'est écoulé du réservoir Centre en presque 60 mois (d'après le modèle des fuites, le début des fuites s'est produit le 14 janvier 1999), donc à un débit moyen d'environ 26 000 m³/j. Il faut noter que le débit de débordement est amputé de la part importante des prélèvements effectués pour le soutien d'étiage du Woigot et du Ruisseau de la Vallée.

4.3. CALCAIRES DU DOGGER DU BASSIN SUD

Depuis mars 1997, les relevés piézométriques illustrent l'influence de l'ennoyage du réservoir minier Sud sur le régime de la nappe des calcaires du Dogger dans le bassin Sud.

4.3.1. Ouvrages dont le niveau est mesuré depuis 1995

Le niveau de certains ouvrages est mesuré depuis le début de l'ennoyage. Pendant la période transitoire de l'ennoyage du réservoir Sud, certains d'entre eux, qui captent pourtant tous la nappe principale du Dogger, ont réagi différemment à l'ennoyage (Figure 23). On peut distinguer :

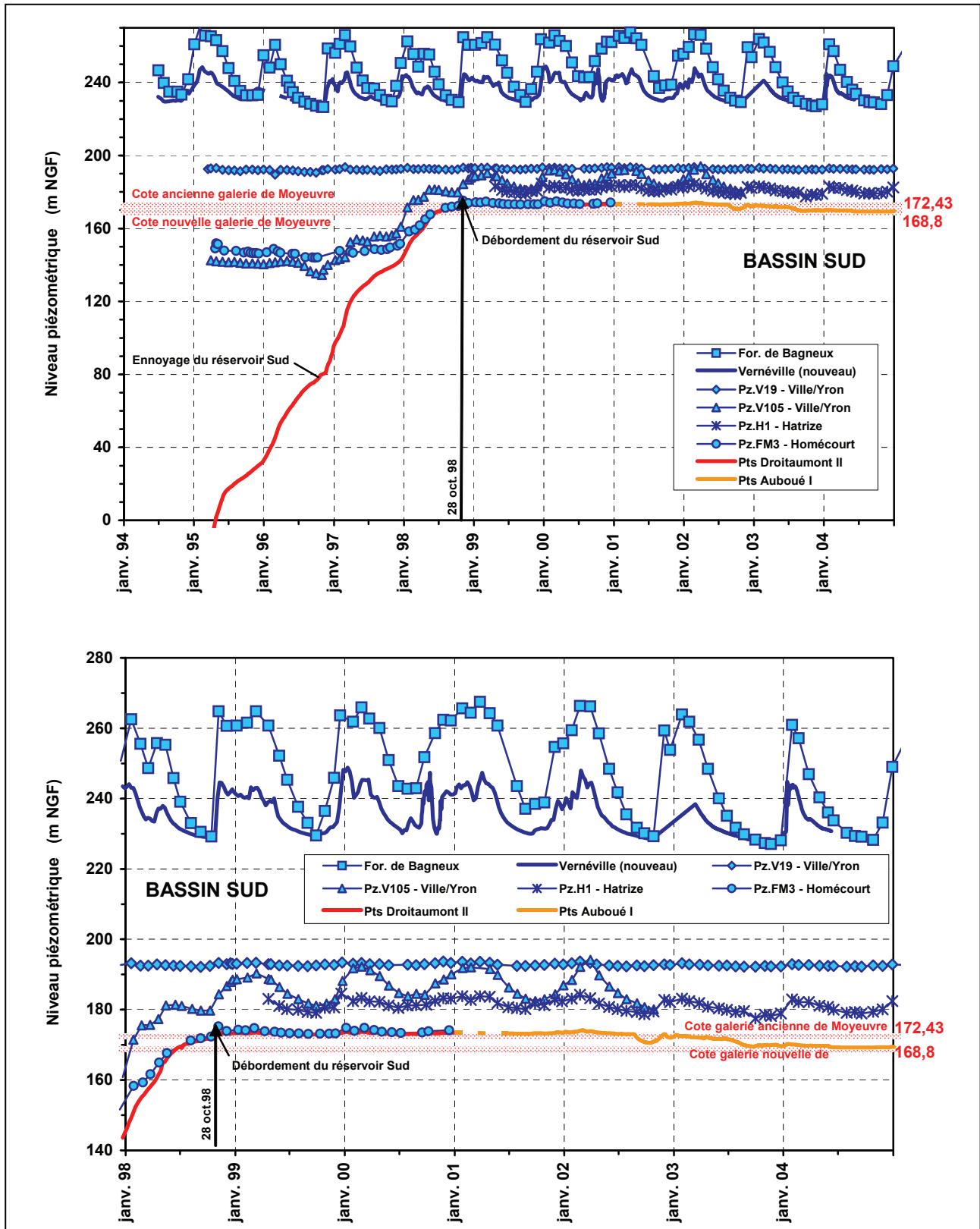


Figure 23 – Evolution des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger du bassin Sud – Comparaison à l'évolution du niveau du réservoir minier.

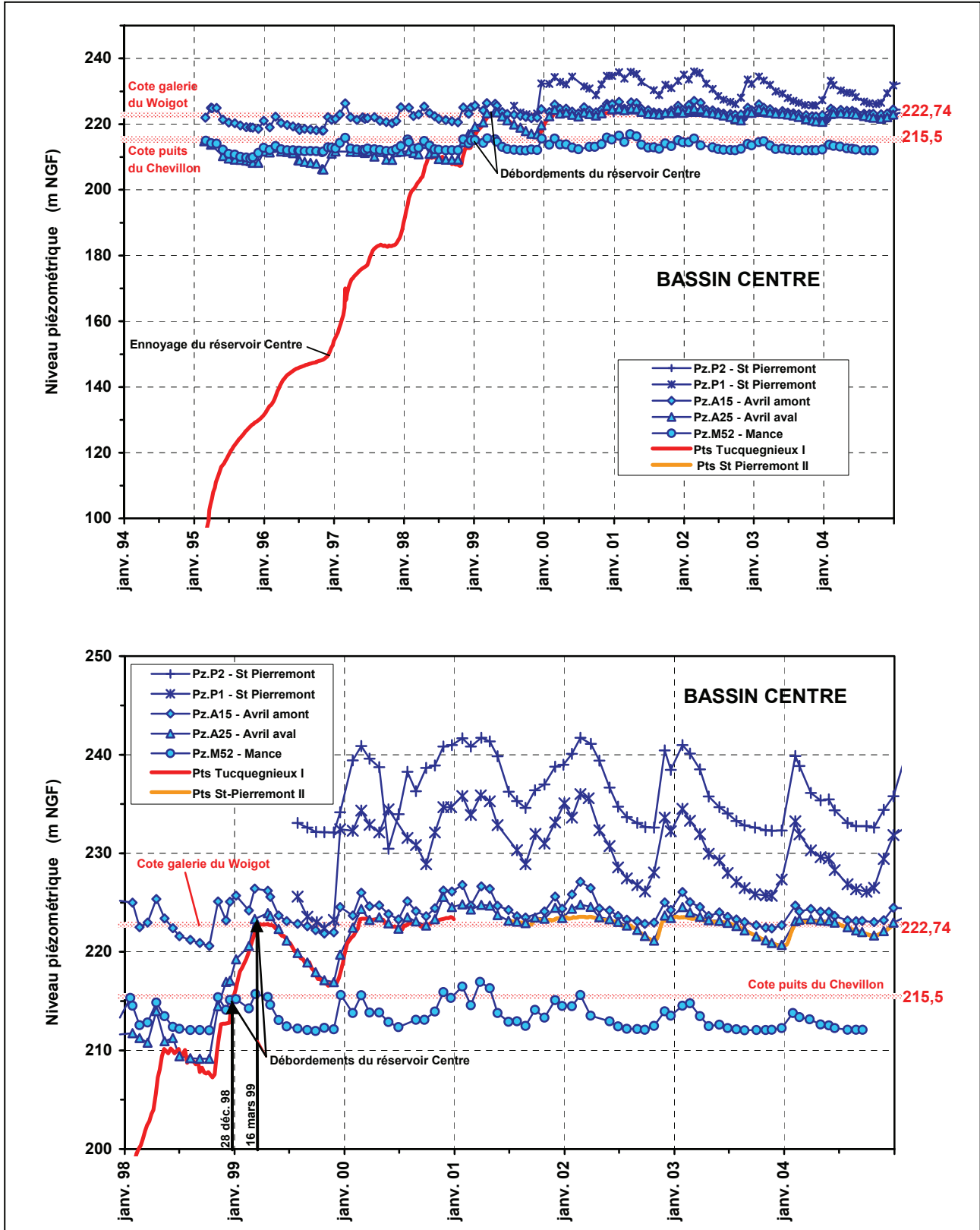


Figure 24 – Evolution des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger du bassin Centre – Comparaison à l'évolution du niveau du réservoir minier.

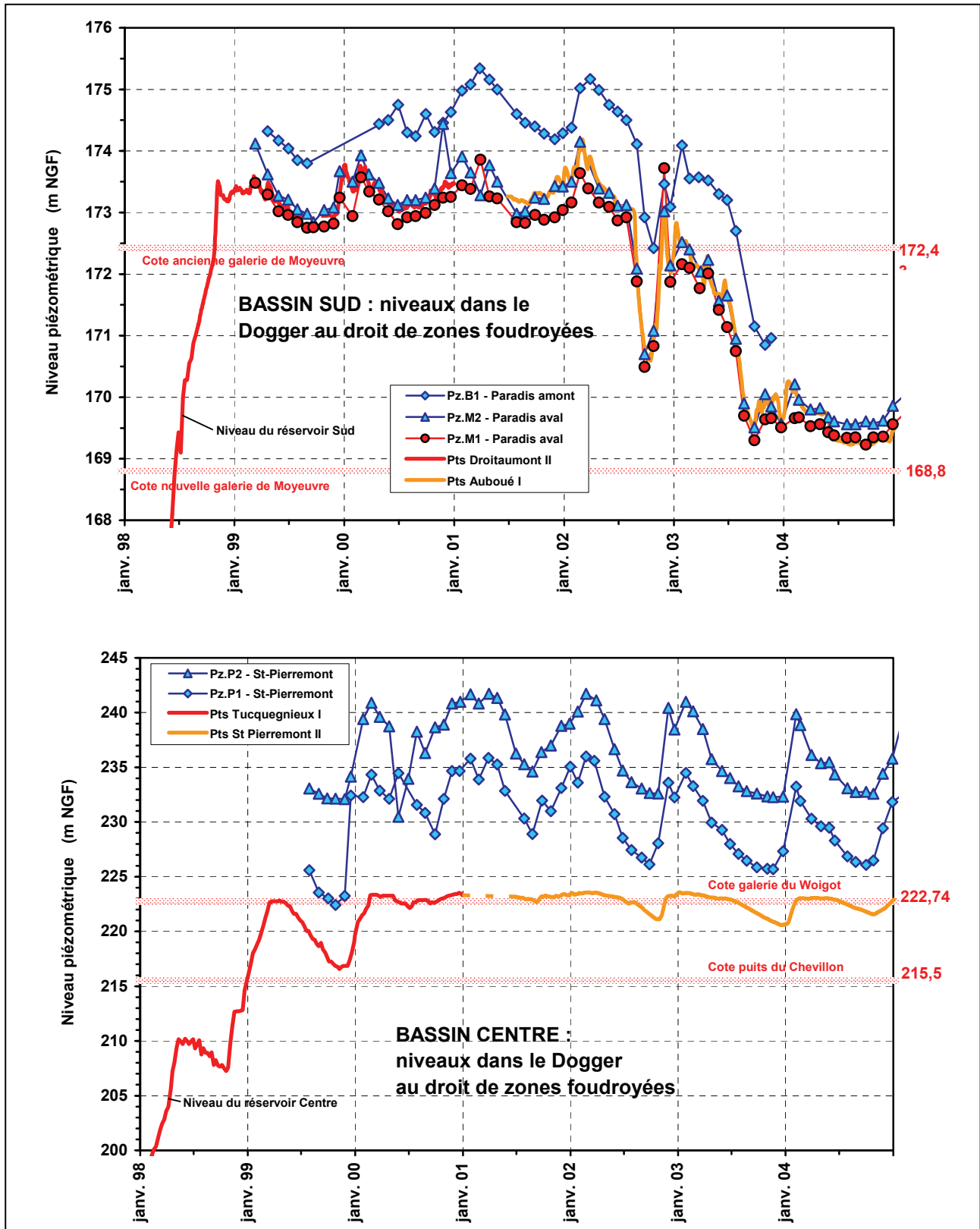


Figure 25 – Evolution des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger au droit des zones exploitées des bassins Sud et Centre (1998-2004).

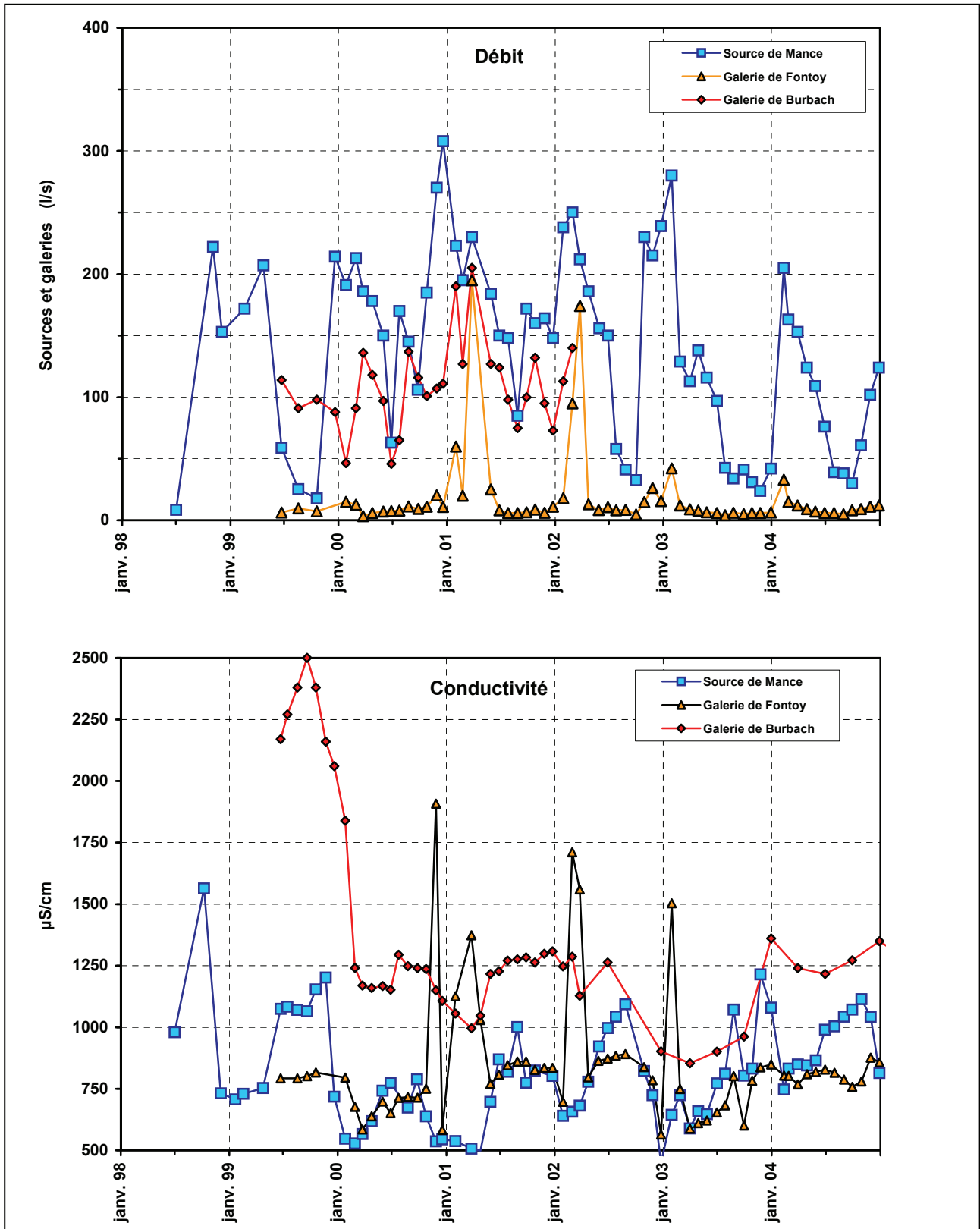


Figure 26 – Evolution du débit et de la conductivité électrique de la source de Mance, des galeries de Fontoy et Burbach,.

- Les ouvrages situés près de la bordure sud-est du bassin, et qui présentent des variations annuelles du niveau de la nappe régulières et de très grande amplitude (25 à 40 m) : il s'agit du forage de **Bagneux** et du piézomètre **Vernéville (nouveau)**. On peut expliquer ce comportement par la position topographique haute de ces ouvrages, au dessus du niveau des exutoires naturels et en limite des zones influencées par les travaux miniers. On observe donc une recharge hivernale, lorsque les précipitations sont nettement supérieures au drainage par les sources des flancs des côtes de Moselle augmenté des éventuelles fuites vers le réservoir minier, puis, à l'étiage, à une vidange par les sources de la réserve d'eau emmagasinée. Aucune influence de l'ennoyage minier n'est visible sur ces ouvrages.
- Les ouvrages qui captent la nappe principale du Dogger à l'ouest et au Centre du bassin, et qui ont présenté au contraire une forte réaction à l'ennoyage : il s'agit des piézomètres **V105 - Ville-sur-Yron** et **FM3 - Homécourt**.

Le niveau de la nappe profonde à V105 s'est fortement élevé depuis mars 1997, jusqu'à la cote 188,5 m NGF en décembre 1998 (+ 44 m). Cette remontée résulte d'une part, de l'affaiblissement du drainage par les travaux miniers voisins, en cours d'ennoyage, et d'autre part, de la mise en charge de la nappe depuis fin décembre 1997. A la fin du mois de décembre 1998, le niveau piézométrique dans ce forage était environ de 15 m supérieur au niveau du réservoir minier. Au cours de l'année 1999, le forage a retrouvé un équilibre hydrodynamique : le niveau piézométrique de V105 fluctue désormais de façon saisonnière d'une dizaine de mètres (entre 180 et 190 m NGF) en fonction des précipitations.

A FM3, la nappe principale du Dogger a amorcé une hausse depuis la fin de 1997. En 1998, son niveau piézométrique s'est élevé un peu moins rapidement que le niveau du réservoir minier, et les deux niveaux se sont presque rejoints au milieu du mois de mai de 1998. Ils varient depuis de manière similaire, le niveau de la nappe des calcaires du Dogger s'étant établi à une cote supérieure de 35 cm à 2 m par rapport à celui du réservoir suivant les conditions hydrologiques.

Par ailleurs, le piézomètre **V19 - Ville-sur-Yron**, qui capte une nappe perchée du Dogger (celle de l'oolithe de Doncourt), montre aussi des battements réguliers mais de faible amplitude (environ 1 m). La différence d'amplitude de variation entre V105 et V19 (qui sont situés à seulement quelques mètres de distance l'un de l'autre) tient au fait que ces deux piézomètres captent deux nappes différentes, au comportement hydrogéologique différent : V19 capte une petite nappe perchée qui se vidange partiellement dans l'aquifère principal du Dogger capté par V105 (cf. coupe de la Figure 27).

Enfin, à proximité du réservoir Sud, le forage **S^t-Jean-lès-Buzy (ex AEP)** recoupe la totalité des formations aquifères du Dogger, y compris la couche minéralisée ferrifère aalénienne, non exploitée dans ce secteur. Jusqu'en 1997, le niveau piézométrique de

ce forage présentait des variations annuelles régulières d'une amplitude d'une dizaine de mètres, avec parfois un léger jaillissement. Depuis 1997, l'ouvrage est artésien en permanence. Le débit de ce forage a été suivi à partir de juin 1999 (Figure 26) : il varie de façon saisonnière entre 0,2 l/s et 0,8 l/s. Cette mise sous pression de la nappe du Dogger sous les argiles de la Woëvre est aussi une conséquence de l'ennoyage des anciens travaux miniers.

4.3.2. Ouvrages créés en 1999

Comme on l'a dit plus haut, 6 piézomètres ont été implantés par l'Agence de l'eau en 1999, dont 4 dans le bassin Sud.

Le piézomètre **H1 - Hatrize** (Figure 23) est destiné d'une part à suivre la contamination de la nappe du Dogger par infiltration d'eau minéralisée de l'Orne, en aval du point de soutien d'étiage de Droitaumont II, et d'autre part à connaître le niveau de la nappe du Dogger sur la bordure nord-ouest du réservoir Sud. Le niveau de ce piézomètre varie en fonction de la saison de la même manière que les autres ouvrages du bassin Sud, son amplitude de variation étant de l'ordre de 6 m (179 à 185 m NGF), et son niveau étant situé 6 à 12 m au-dessus du niveau du réservoir Sud selon la saison.

Les 3 forages du site de Paradis (**B1 - Paradis amont**, **M2 - Paradis aval**, et **M1 - Paradis aval**) sont destinés à améliorer la compréhension des échanges entre les différentes nappes superposées à l'aplomb et en bordure des zones dépilées, tant sur le plan quantitatif (niveaux d'eau respectifs du réservoir minier, de la nappe principale des calcaires et des nappes perchées) que sur le plan qualitatif (migration possible de l'eau minéralisée du réservoir minier vers les calcaires du Dogger).

B1 capte la nappe principale du Dogger en bordure d'une zone dépilée, alors que M2 capte la même nappe à l'aplomb de la même zone dépilée. Quant au piézomètre M1, il capte le toit de la formation ferrifère, toujours à l'aplomb de la même zone dépilée (cf. coupe schématique de la Figure 27). M1 et M2 sont situés à quelques mètres de distance. Les mesures de niveau effectuées depuis 1999 (Figure 25) montrent que dans le plan horizontal, les écoulements dans le Dogger se font de la bordure vers le centre de la zone dépilée (cote B1 > cote M2). Dans le plan vertical, ils se font du Dogger vers la formation ferrifère dépilée sous-jacente (cote M2 > cote M1). La zone dépilée se comporte donc comme une zone drainante de la nappe du Dogger sus-jacente.

Les mesures effectuées sur ces 4 nouveaux piézomètres précisent l'organisation des écoulements dans les calcaires du Dogger du bassin Sud, et l'ordre de grandeur des différences de niveau piézométrique en certains sites (Figure 27) :

- *En bordure immédiate du réservoir Sud, mais à l'écart des travaux miniers, le niveau de la nappe du Dogger est supérieur de 10 à 20 mètres au niveau du réservoir minier (H1 et V105).*
- *A l'aplomb des zones tracées (B1 et FM3), le niveau de la nappe du Dogger est supérieur de 1 à 2 m au niveau du réservoir minier.*

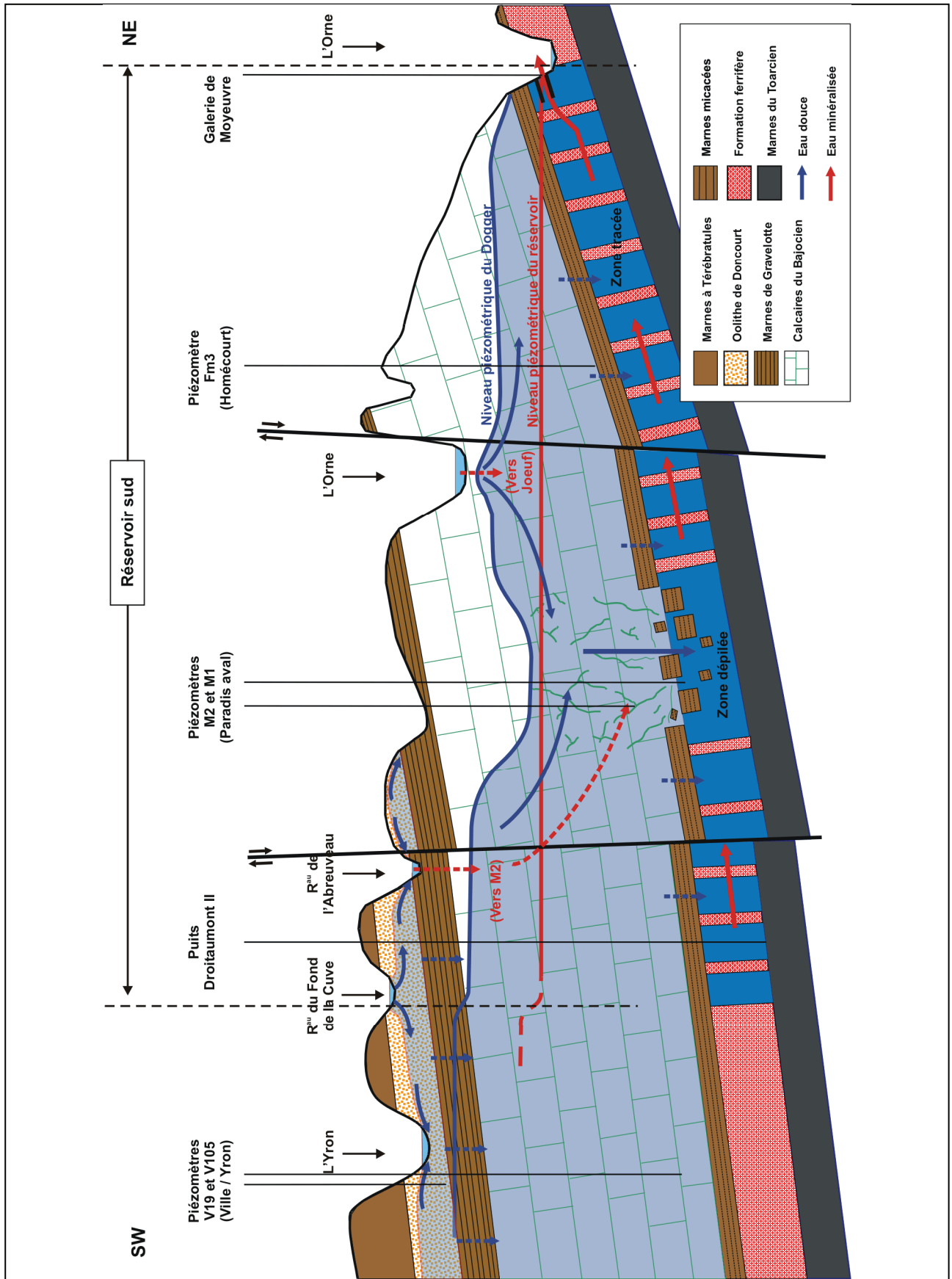


Figure 27 – Coupe schématique du bassin Sud.

- *A l'aplomb des zones dépilées (M2), le niveau de la nappe est supérieur de quelques dizaines de cm au niveau du réservoir minier.*

Le réservoir minier ennoyé conserve donc son rôle de drainage général de la nappe du Dogger. Au-dessus des travaux miniers, la surface piézométrique de la nappe principale des calcaires du Dogger est déprimée, et présente probablement un relief « bosselé » : les creux correspondraient aux zones de drainage plus important (zones dépilées ou fracturées), les bosses seraient liées aux zones de drainage moindre (zones tracées ou de perméabilité verticale plus faible).

Enfin, les mesures confirment que le niveau du réservoir minier est pratiquement identique (à l'incertitude de mesure près) d'un bout à l'autre du réservoir (M1 ≈ Droitaumont II).

4.4. CALCAIRES DU DOGGER DU BASSIN CENTRE

4.4.1. Ouvrages dont le niveau est mesuré depuis 1995

Le **piézomètre M52 - Mance** (Figure 24) est situé dans la vallée du Ruisseau de la Vallée, entre le bassin Centre et le bassin Sud, à l'écart des travaux miniers. Il présente une recharge hivernale moyenne, suivie d'une vidange vite stabilisée à la cote du ruisseau de la Vallée car l'étiage de ce dernier est soutenu par pompage à Anderny. Le battement saisonnier de la nappe est de l'ordre de 5 à 10 m. Ce point se trouve hors de l'influence de l'ennoyage.

Les **piézomètres A15 - Avril amont** et **A25 - Avril aval** sont situés à la limite des travaux miniers, dans la partie Est du bassin Centre, de part et d'autre de la faille d'Avril (de rejet supérieur à 50 m). De ce fait, l'ouvrage A15 capte la base des calcaires du Dogger (calcaires d'Ottange), alors que, par le jeu de la faille, l'ouvrage aval A25 capte quelques niveaux calcaires dans les marnes micacées et le sommet de l'aquifère aalénien. Jusqu'à la fin de l'année 1998, ces deux ouvrages n'étaient pas influencés par l'ennoyage du réservoir Centre : ils présentaient des variations de niveau semblables, avec un battement saisonnier de l'ordre de 5 m.

Depuis 1999, le piézomètre A15 a conservé un comportement saisonnier indépendant de l'ennoyage du réservoir Centre. Au contraire, le niveau de A25 suit désormais étroitement les variations du niveau du réservoir Centre. Le niveau de A25 reste toujours supérieur au niveau du réservoir : l'écart minimum est de quelques dizaines de cm en étiage, l'écart maximum restant inférieur à 2 m.

4.4.2. Nouveaux ouvrages créés en 1999

Deux nouveaux ouvrages ont été créés à l'aplomb d'une zone dépilée du réservoir Centre : les piézomètres **P1 - S^t-Pierremont** et **P2 - S^t-Pierremont**. Ces deux piézomètres captent le même aquifère, la nappe principale du Dogger, à deux profondeurs très différentes : 50 m sous la surface du sol pour P2 (sommet de la nappe principale) et 100 m sous la surface du sol (base de la nappe principale).

Le niveau de P2 (Figure 25) est généralement largement supérieur à P1 (de 5 à 10 m), ce dernier étant lui-même toujours supérieur au niveau du réservoir minier Centre (de 5 à 15 m). Ceci démontre l'existence d'une circulation verticale descendante.

Ici encore, les zones dépilées se comportent comme des zones de drainage de l'aquifère des calcaires du Dogger : lorsqu'elles atteignent la nappe principale du Dogger, les eaux de pluie infiltrées dans les calcaires sont drainées vers la zone dépilée sous-jacente et atteignent ensuite le réservoir minier Centre. Néanmoins, le fait que la différence de niveau entre P2, P1, et le réservoir Centre (de l'ordre de la dizaine de mètre entre chaque niveau) soit beaucoup plus grande qu'entre B1, M2 et le réservoir Sud (de l'ordre du mètre ou de la dizaine de centimètres), montre que les circulations verticales se font beaucoup moins facilement sur le site de S^t-Pierremont (bassin Centre) que sur le site de Paradis (bassin Sud), bien que les deux sites soient tous deux situés à l'aplomb de zones dépilées.

4.4.3. Source de Mance

Avant le début de l'exploitation minière, **la source de Mance**, intégrée en 1998 au réseau de surveillance, était alimentée par un réseau karstique (réseau du Trou Armand en amont d'Anderny). Le développement des travaux miniers, avec pour corollaire l'exhaure des eaux et l'abaissement général du niveau de la nappe des calcaires du Dogger, a eu pour conséquence le dénoyage du réseau karstique, la réduction du débit de hautes eaux et l'assèchement de la source en été.

Les mesures de débit et de conductivité effectuées à partir de juillet 1998 (Figure 26 et annexe 3) montrent la réapparition des écoulements à la source en étiage (8,5 l/s en octobre 1998 à 85 l/s en août 2001). L'évolution du débit de la source est caractéristique d'une source karstique : les variations sont rapides et de grande amplitude (moins de 10 l/s à plus de 300 l/s). Ainsi, la remontée du niveau dans le réservoir minier Centre, et par suite celle du niveau de la nappe des calcaires du Dogger, a réactivé la source karstique de Mance. La minéralisation de la source en période d'étiage, relativement importante (1600 µS/cm en octobre 1998), indique probablement que la source draine en partie les eaux du Dogger contaminées localement par les eaux de soutien d'étiage du ruisseau de la Vallée (ces eaux sont pompées dans le réservoir Centre, par le puits Anderny II).

4.5. GALERIES DE FONTOY ET DE BURBACH

La **galerie de Fontoy** (Figure 26) a été intégrée au réseau de surveillance en 1999 car c'est un point de débordement possible du réservoir Centre en période de crue piézométrique (ce qui explique les pointes de débit et de conductivité observées sur le graphique). D'autre part, la galerie draine à un faible débit (entre 6 et 10 l/s en 1999) des eaux gravitaires circulant dans des travaux miniers non ennoyés du bassin Centre. L'eau de cet exutoire est donc généralement peu minéralisée, représentative d'une partie de l'eau qui alimente les réservoirs miniers (les zones non ennoyées des réservoirs Sud et Centre représentent une surface importante des anciens travaux

miniers). Il est donc intéressant de surveiller l'évolution de sa qualité au cours du temps.

La **galerie de Burbach** (Figure 26), qui déborde vers la Fensch, est l'exutoire d'un petit réservoir ennoyé jouxtant le réservoir Centre. Ce point a été intégré au réseau de surveillance afin d'évaluer les possibilités de fuites du réservoir Centre vers la Fensch via le réservoir de Burbach. Les variations du débit de débordement (90 à 115 l/s) et de la conductivité (1100 à 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sont pour l'instant difficiles à interpréter du fait que ce réservoir fait l'objet d'une alimentation artificielle avec de l'eau pompée dans le réservoir Centre. Une meilleure connaissance des débits rejetés et de la qualité de l'eau mise en jeu devrait permettre d'avancer dans l'interprétation.

4.6. ETUDE DES RELATIONS RESERVOIR CENTRE – RESERVOIR SUD

Les réservoirs Centre et Sud sont séparés par une zone non exploitée. Ces deux bassins n'ont donc aucune possibilité de communication directe par les travaux miniers, mais ils peuvent être très proches l'un de l'autre (moins de 700 m au niveau de la vallée du Conroy), ce qui pourrait permettre des circulations souterraines.

Six nouveaux piézomètres ont été implantés dans la zone non exploitée entre le bassin centre et le bassin sud afin, d'une part d'étoffer le réseau d'observation des niveaux piézométriques du bassin ferrifère, et d'autre part de préciser les relations hydrogéologiques possibles entre les deux réservoirs miniers. Cinq des piézomètres captent la nappe de la formation ferrifère vierge de tous travaux, le 6^{ème} capte la nappe des calcaires du Dogger (Figure 29) :

- Le piézomètre Mance bis capte la nappe de la formation ferrifère au droit du piézomètre Mance, qui capte lui-même la nappe des calcaires du Dogger.
- Au Sud-Est de la faille d'Avril, un autre doublet a été mis en place dans le secteur de Briey avec le piézomètre Briey A pour les calcaires du Dogger et le piézomètre Briey B pour la formation ferrifère.

Ces deux doublets de piézomètres situés de part et d'autre de la faille d'Avril ont pour but de préciser le rôle hydraulique de cette dernière.

- Le piézomètre Avril FF est situé entre les vallées du Woigot et du Conroy, au niveau du village d'Avril, afin de permettre le contrôle de la piézométrie de la formation ferrifère dans ce secteur.
- Dans la vallée du Conroy, le piézomètre Conroy aval a été situé dans la partie la plus étroite séparant les deux réservoirs, de manière à permettre la mesure du gradient hydraulique dans la formation ferrifère entre les deux bassins. Dans ce but, ce piézomètre devait être associé au piézomètre Chevillon, qui s'est révélé artésien et qui devra être équipé d'un système de mesure de la pression pour remplir l'objectif qui lui a été initialement assigné.

La Figure 29 représente la carte piézométrique de la formation ferrifère non exploitée. Elle montre qu'il existe un écoulement général vers le Sud-Est de la nappe de la formation ferrifère, du réservoir Centre vers le réservoir Sud. De part et d'autre de la zone non exploitée, la piézométrie est fixée par les cotes de débordement des réservoirs Centre et Sud. La nappe s'écoule donc de la cote 222,74 m dans le réservoir centre, à la cote 173,42 m dans le réservoir sud.

A l'Ouest de la faille d'Avril, la nappe circule selon un gradient faible ($<0,1\%$) : le niveau piézométrique varie peu par rapport à la cote de débordement du réservoir centre. A l'Est de la faille, le gradient devient plus important ($1,1$ à 5%) : le niveau piézométrique diminue rapidement jusqu'à la cote de débordement du réservoir sud. Cette piézométrie est probablement liée à la présence de la faille d'Avril qui joue le rôle de barrière peu perméable.

Au niveau de la vallée du Conroy, du fait de la proximité des deux bassins, les isopièzes sont très resserrées et le gradient d'écoulement de la nappe de la formation ferrifère est important (environ 6%).

Le niveau piézométrique de la formation ferrifère à Mance bis est supérieur de plusieurs mètres à celui de la nappe des calcaires du Dogger à Mance (Figure 28). Ceci démontre l'indépendance des deux nappes de la formation ferrifère et des calcaires du Dogger, séparées par l'écran imperméable formé par les marnes micacées.

Le piézomètre Briey A présente un niveau d'environ 210 m qui correspond approximativement à la cote du Woigot près duquel il est implanté. La nappe des calcaires du Dogger est donc probablement drainée par le ruisseau du Woigot dans ce secteur. Le piézomètre Briey B montre pour sa part une valeur de niveau inférieure à celle du Woigot, ce qui montre que la nappe de la formation ferrifère n'est pas drainée par des cours d'eau. Cette observation met à nouveau en évidence l'indépendance des deux nappes.

D'autre part, la piézométrie de la nappe des calcaires du Dogger à Mance est toujours inférieure à la cote de la source de Mance. Ceci confirme que la source de Mance est alimentée par un réseau karstique réactivé lors de la remontée du niveau dans le réservoir minier centre.

On observe enfin qu'aucun des nouveaux piézomètres n'est contaminé par du sulfate provenant d'un réservoir minier (cf. chapitre 5).

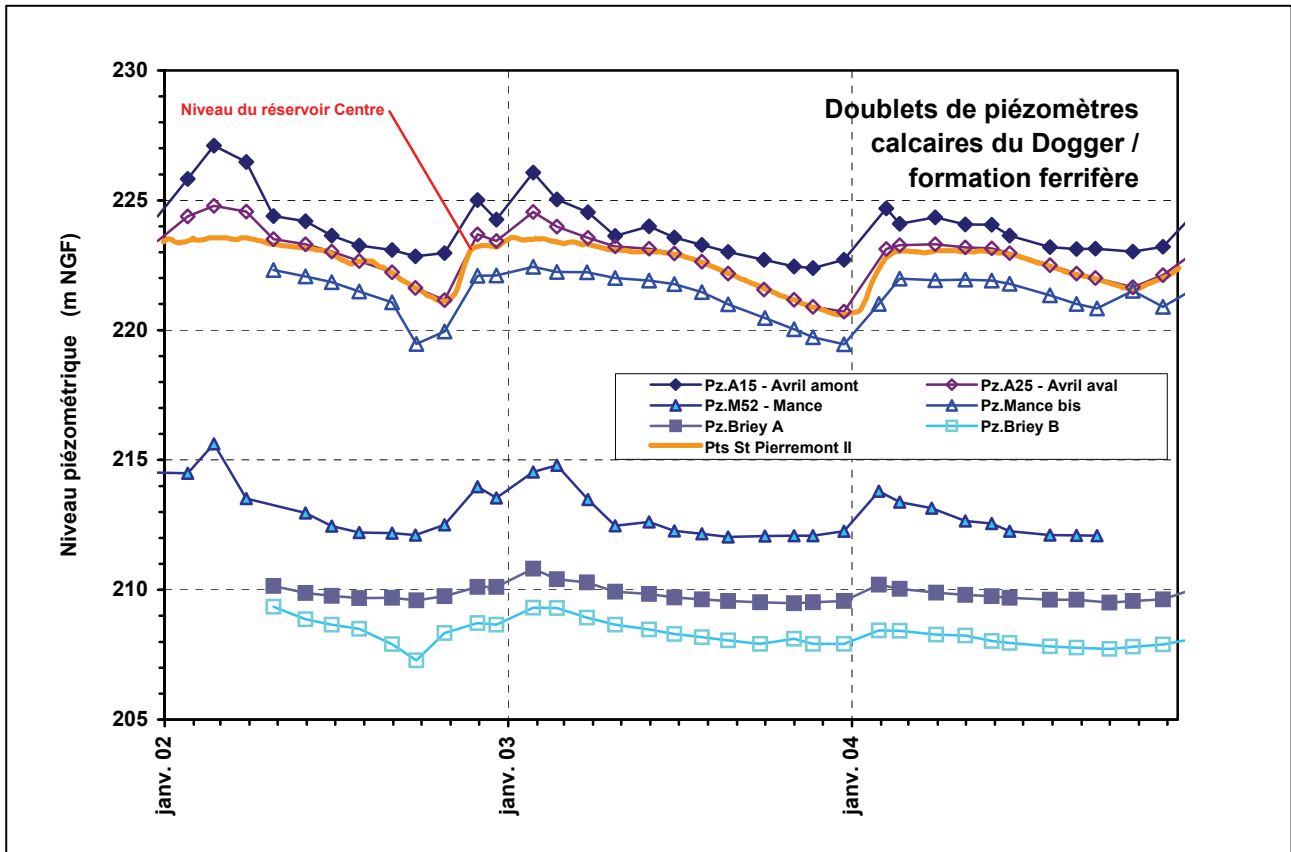


Figure 28 – Evolution comparée des niveaux piézométriques dans les calcaires du Dogger et la formation ferrifère non exploitée entre les réservoirs Centre et Sud.

On peut déduire de l'ensemble de ces observations que :

- les deux réservoirs Centre et Sud sont en relation hydraulique par l'intermédiaire de la nappe de la formation ferrifère, malgré la présence de l'écran (imparfaitement imperméable) formé par la faille d'Avril ;
- les écoulements du réservoir Centre vers le réservoir Sud s'effectuent dans un milieu poreux à un débit suffisamment faible pour que 5 ans après l'envoyage des réservoirs, aucune trace de contamination de la nappe de la formation ferrifère ne soit visible.

Une campagne d'essais de pompage destinés à déterminer la transmissivité des différents forages dans ce secteur permettraient de quantifier le débit des écoulements entre les deux réservoirs.

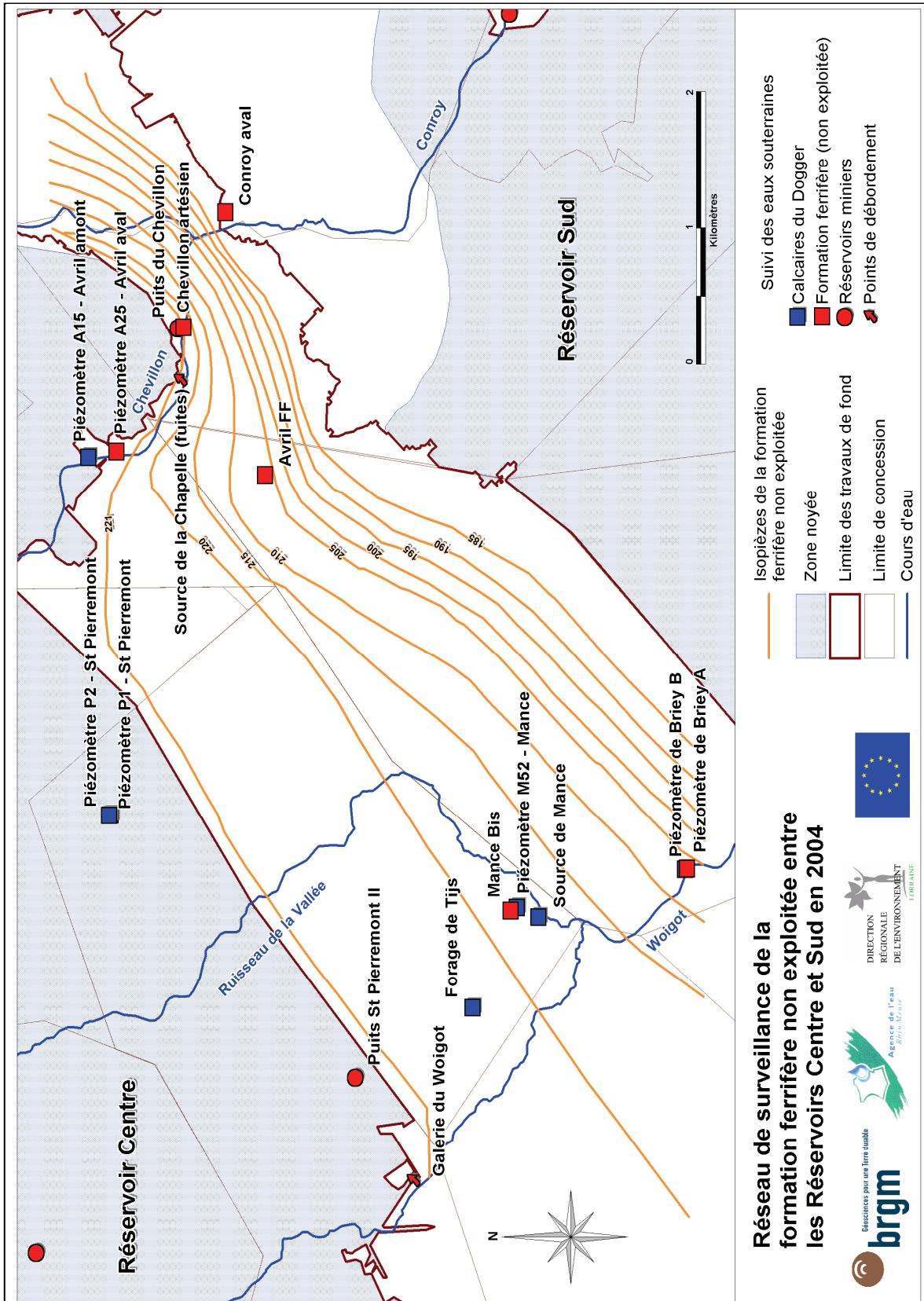


Figure 29 – Carte piézométrique de la formation ferrifère non exploitée entre les réservoirs Centre et Sud.

5. Surveillance de la qualité des eaux souterraines

Les résultats sont regroupés en annexe 4. Pour chaque composé chimique (Figure 30 à Figure 97), on présente l'évolution des concentrations sur l'ensemble des points suivis depuis 1994. Les résultats proviennent :

- des analyses réalisées dans le cadre du suivi annuel initié en 1995 ;
- des analyses réalisées par LORMINES selon les prescriptions de l'arrêté préfectoral d'abandon minier, auxquelles se sont substituées les mesures réalisées dans le cadre de la présente étude ;
- des analyses réalisées par les DDASS 54 et 57 dans le cadre des contrôles réglementaires des eaux brutes destinées à être traitées puis distribuées.

Les figures présentent les résultats sous la forme de graphiques « boîtes à moustaches », et de courbes d'évolution en fonction du temps. Les graphiques « boîtes à moustaches » permettent de comparer simplement les chroniques de concentration mesurées en chaque point : l'extrémité des barres verticales inférieures et supérieures à une boîte (moustaches) indique le minimum et le maximum de chaque chronique de mesure (sur la période 1998-2004). Les parties inférieures et supérieures des boîtes centrales indiquent la position des 1^{er} et 3^{ème} quartiles : 50 % des données sont comprises dans l'intervalle représenté par la boîte.

Dans le tableau de résultats de l'annexe 4 ainsi que dans les figures, les résultats d'analyse sont comparés aux valeurs limite de qualité des eaux destinées à l'alimentation en eau potable (« limite AEP » dans la légende des figures), ou à défaut aux valeurs guides de qualité des eaux destinées à l'alimentation en eau potable (« guide AEP » dans la légende des figures). Ces limites sont fixées par le décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

5.1. PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET IONS MAJEURS

5.1.1. Réservoirs miniers

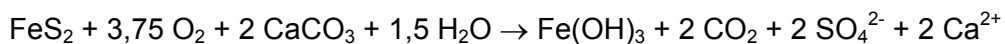
L'eau échantillonnée à S^t-Pierremont II et à la galerie du Woigot est un mélange d'eau du Dogger et d'eau du réservoir minier, comme on l'a expliqué au paragraphe 3.1.2. Concernant le puits Auboué I, il apparaît que les échantillons prélevés ne sont pas représentatifs de l'eau de la formation ferrifère, mais plutôt d'un mélange entre cette eau et celle d'un sous-bassin déconnecté du bassin Sud et beaucoup moins minéralisée (Vaute, 1998). Enfin, l'eau prélevée à la galerie de Burbach est un mélange d'une eau du réservoir de Burbach (ennoyé depuis longtemps) et du réservoir

Centre (de l'eau du réservoir Centre pompée puis déversée dans le réservoir de Burbach afin d'accélérer le renouvellement de l'eau du réservoir Centre). Dans la suite du texte, les résultats d'analyse de ces quatre points ne seront donc pas considérés comme représentatifs de l'évolution de la qualité dans les réservoirs miniers.

a) *pH*

Le pH montre une légère évolution dans le temps : légèrement basique avant l'ennoyage (7,5 à 8), le pH des eaux des réservoirs miniers a progressivement évolué pendant l'ennoyage vers un pH compris entre 7 et 7,5.

Il est important de noter que la composition chimique particulière du minerai de fer lorrain a permis d'éviter que l'eau d'ennoyage évolue vers une eau de drainage acide contenant des métaux en solution, comme cela est observé dans de nombreuses mines à travers le monde. On doit ce fait à la forte teneur en calcaire du minerai : à l'ouverture des galeries pendant l'exploitation, l'eau et l'air qui circulaient dans les galeries ont oxydé la pyrite, FeS₂. L'eau acide produite a été instantanément neutralisée par attaque de la calcite, CaCO₃, omniprésente dans la roche. Le fer a alors précipité sous forme d'hydroxyde ferrique, Fe(OH)₃. La réaction globale peut s'écrire (Salomons, 1995) :



Dans ce modèle chimique, proposé pour le bassin ferrifère lorrain par Fabriol et al. (2000), on constate que la réaction ne fait pas intervenir les ions H⁺, c'est à dire qu'elle conserve un pH neutre à l'eau, ce qui correspond aux observations réalisées.

L'allure erratique des courbes d'évolution du pH est due aux conditions de mesures : les différents opérateurs n'ont pas tous réalisés la mesure sur le terrain au moment du prélèvement. Or, le pH n'est pas un paramètre conservatif, et sa valeur change selon les conditions de conservation des échantillons (température, délai entre l'échantillonnage et la mesure au laboratoire).

b) *Sulfate, sodium, magnésium*

Concentrations observées – problèmes posés pour l'AEP : les teneurs en sulfate des eaux des réservoirs Sud et Centre dépassent fréquemment la concentration maximale admissible pour l'alimentation en eau potable (CMA, 250 mg/l). Dans les deux bassins, les valeurs médianes sont comprises entre 1,3 et 2,9 g/l (sauf à la galerie de Burbach, à Auboué I, S^t-Pierremont II et la galerie du Woigot pour les raisons indiquées ci-dessus).

Les concentrations en sodium et magnésium dépassent aussi les CMA, avec des médianes variant entre 140 et 425 mg/l pour le sodium (CMA 150 mg/l), et entre 130 et 360 mg/l pour le magnésium (CMA 50 mg/l).

Les teneurs des eaux du réservoir minier en sulfate, sodium et magnésium sont donc trop élevées pour l'alimentation en eau potable (2 à 10 fois supérieures à la norme), et même pour la production d'eau potable en ce qui concerne le sulfate.

Si l'on observe l'évolution des concentrations en sulfate, magnésium et sodium, en particulier à Droitaumont II et Paradis V (séries de mesures les plus complètes), on constate que les séries sont très fortement corrélées. On prendra donc ici comme référence l'analyse de l'évolution de la concentration en sulfate.

Depuis octobre 1998, l'évolution de la concentration en sulfates à la galerie de Moyeuve a connu deux périodes. Dans un premier temps, la concentration est restée stable pendant un peu plus de 13 mois (à 1560 +/- 80 mg/l en moyenne). Depuis cette date, des variations saisonnières de la concentration se superposent à une tendance générale à la baisse des concentrations (augmentation temporaire des concentrations pendant les périodes d'étiage, et baisse en période de hautes eaux). La baisse maximale observée est de 47 % (soit 786 mg/l) entre le maximum du 17 décembre 1998 (1662 mg/l) et le minimum du 27 mai 2002 (876 mg/l). Durant l'année 2003, la tendance à la baisse observée depuis le début des analyses chimiques ne s'est pas confirmée. On note une tendance à la stagnation de la concentration en sulfate avec une moyenne pour cette année de 1018 mg/l. La concentration en sulfate était de 1020 mg/l le 30/12/03 (analyse effectuée sur un échantillon prélevé dans la nouvelle galerie de débordement du réservoir Sud). Pendant l'année 2004, la baisse s'est poursuivie avec une concentration moyenne de 932 mg/l. La dernière mesure enregistrée cette année-là est de 1000 mg/l le 02/09/2004.

Au point de fuite du réservoir du réservoir Centre dans la vallée du Chevillon, la tendance à la baisse en 1999 et 2000 est due à une configuration particulière locale, car aucune tendance semblable n'est plus décelable depuis lors, ni non plus à la galerie du Woigot, point de débordement principal du réservoir Centre, ni enfin dans les puits miniers. On peut observer des variations saisonnières de grande amplitude : par le jeu de la dilution par l'eau du Dogger au point de débordement, la concentration augmenterait pendant l'étiage (moins d'eau du Dogger car moins de pluies), et baisseraient pendant les périodes de hautes eaux. Depuis novembre 2000, la concentration en sulfate à la galerie du Woigot fluctue ainsi entre 117 mg/l (28 octobre 2002) et 1678 mg/l (29 janvier 2003). De février à juin 2004, la concentration moyenne en sulfate était de 1352 mg/l.

La concentration des eaux prélevées dans les puits miniers du réservoir centre est stable depuis quatre ans, même si la concentration mesurée au niveau des fuites vers le Chevillon a baissé notablement pendant les deux premières années probablement en raison d'une particularité locale. Au contraire, les concentrations dans les puits du réservoir sud ont baissé sensiblement, de l'ordre de - 44 % pour Roncourt I, - 40 % pour Droitaumont II, - 20 % pour Paradis V, et - 35 % à la galerie de Moyeuve.

Les variations de concentration observées dans les puits du réservoir centre sont très probablement des artefacts d'échantillonnage. En effet, lorsque un puits minier n'est pas en exploitation permanente, de l'eau douce provenant du Dogger envahit la partie supérieure du puits. Dans ce cas, le prélèvement d'un échantillon représentatif de l'eau

du réservoir minier n'est possible qu'à la condition de renouveler au préalable toute l'eau stagnant dans le puits, en pompant suffisamment longtemps à un débit supérieur aux arrivées d'eau douce parasites (cf. chapitre 3).

Origine et mécanismes de mise en solution : l'ion sulfate présent dans l'eau des anciens réservoirs miniers résulte de la solubilisation de sels sulfatés solubles, essentiellement le gypse, qui se sont formés par oxydation à l'air humide de la pyrite contenue dans les niveaux marneux de la formation ferrifère (Hervé, 1980). Ces composés solubles, présents avant l'ennoyage du réservoir, se solubilisent rapidement lorsqu'ils sont mis au contact de l'eau (la plus grande partie du stock mobilisable est dissous en 24 à 48 h, le reste en quelques semaines).

Le sodium résulterait du lessivage d'un minéral sodique, l'albite, présent dans les diverses couches de minerai et dans les niveaux marneux intercalaires (Dagallier et Demassieux, 1986). Selon ces auteurs, ce sont les marnes du toit et du mur qui comportent le plus de sodium ; cependant, ils ont observé que l'extraction du sodium par lixiviation des échantillons de minerai peut être comparable voire supérieure aux échantillons de marnes (dans les conditions de leurs essais).

Le magnésium est quant à lui présent dans des proportions de 1 à 3,5 % (exprimé en MgO) dans le minerai de fer lorrain (Bubenicek, 1960) ainsi que dans les intercalaires marneux et les marnes micacées (Hervé, 1980). Cependant, des essais de percolation ont montré (Hervé, 1980) que le magnésium est extrait en plus grande quantité des niveaux marneux que des couches de minerai (d'un facteur 2 à 45 selon les niveaux comparés) : dans les conditions des essais, un échantillon de marnes micacées altérées (provenant d'un défilage ancien) a fourni la plus grande quantité de magnésium.

Evolution prévisible : les essais de mise en solution et de lixiviation effectués par différents auteurs montrent qu'en régime noyé, les stocks de sulfate, sodium, magnésium et calcium sont finis. En ce qui concerne le sulfate, le noyage des roches pyriteuses, limitant la diffusion de l'oxygène nécessaire à l'oxydation du sulfure de la pyrite, interrompt la réaction : la teneur des eaux en sulfate n'augmente pas si un niveau constant est maintenu dans les secteurs noyés. Au contraire, lorsque l'eau d'un réservoir conserve un niveau constant, sa dilution continue par les apports d'eau faiblement minéralisées de la nappe du Dogger provoque une baisse de la teneur en sulfate (Hervé, 1980). Les concentrations observées en ions majeurs dans les réservoirs miniers ne peuvent donc que décroître dans l'avenir, à un rythme qu'il n'est possible de prévoir qu'avec une étude de modélisation.

c) **Calcium, bicarbonate, chlorure, potassium**

Concentrations observées – problèmes posés pour l'AEP : les niveaux de concentration de tous ces ions restent inférieurs à la limite de qualité pour l'alimentation en eau potable lorsqu'elle existe (200 mg/l pour le chlorure, 12 mg/l pour le potassium), ou sont supérieurs à la valeur guide (valeur seulement conseillée, sans risque pour la santé humaine en cas de dépassement). Ce dernier cas est celui du calcium, dont les concentrations médianes varient entre 225 et 480 mg/l, dépassant

ainsi largement la valeur guide de 100 mg/l. Notons que pour le puits de Tucquegnieux I, la concentration en calcium n'a fait qu'augmenter depuis 2003 pour atteindre 480 mg/l le 23/09/2004.

L'évolution des concentrations des ions calcium, bicarbonate, chlorure, et potassium est grossièrement corrélée à celle des ions sulfate, sodium et magnésium, c'est à dire que les concentrations augmentent après l'ennoyage des réservoirs, et diminuent lentement avec le renouvellement de l'eau du réservoir.

Origine et mécanismes de mise en solution : le carbonate de calcium est l'un des éléments constitutifs majeurs de la plupart des niveaux géologiques du bassin ferrifère : calcaires du Dogger, minerai de fer, marnes. Il peut être simplement dissous par l'infiltration de l'eau de pluie, chargée de CO₂ après son passage par le sol : les concentrations observées dans les eaux souterraines du Dogger et les eaux des réservoirs miniers avant ennoyage sont de l'ordre de 100 à 150 mg/l de calcium et de 300 à 500 mg/l de bicarbonate. Cependant, l'augmentation importante des concentrations en calcium et bicarbonate de l'eau des réservoirs après ennoyage est surtout liée à la réaction globale d'oxydation de la pyrite (cf. paragraphe précédent).

Les ions chlorure et potassium sont des ions dits « majeurs », c'est à dire qu'ils sont presque toujours présents dans les eaux naturelles en concentration relativement importante. Aucune étude particulière n'a été consacrée à l'origine et au mécanisme de mise en solution de ces deux ions dans la formation ferrifère.

Evolution prévisible : on peut probablement s'attendre à une décroissance des concentrations à l'avenir (jusqu'au retour à une qualité proche de celle des eaux du Dogger), puisque l'évolution des concentrations de ces ions est corrélée à celle du sulfate, du sodium et du magnésium.

d) *Conductivité électrique*

L'évolution de la conductivité électrique de l'eau est parfaitement corrélée aux évolutions des concentrations des principaux ions de l'eau, puisque ces dernières sont toutes corrélées, et que la conductivité est une mesure globale de la minéralisation.

5.1.2. Calcaires du Dogger

Lorsqu'elles ne sont pas contaminées par les eaux des réservoirs miniers, la composition chimique des eaux souterraines du Dogger est caractéristique des eaux ayant circulé dans des terrains calcaires : il s'agit d'une eau bicarbonatée calcique, de pH neutre. Les concentrations en sulfate, sodium, magnésium et, ainsi qu'en chlorure et potassium restent faibles, souvent très en dessous des valeurs limites de potabilité. La conductivité est moyenne (entre 500 et 800 µS/cm à 20°C), sans comparaison possible avec les valeurs extrêmement fortes que l'on trouve dans le réservoir minier sous-jacent. C'est le cas des eaux échantillonnées dans les 6 ouvrages suivants : **V105 - Ville/Yron**, **H1 - Hatrize**, **B1 - Paradis amont** dans le bassin Sud, et **A15 - Avril amont**, **A25 - Avril aval**, **M52 - Mance** dans le bassin Centre. Notons que

pour les ouvrages A15 - Avril amont et A25 - Avril aval, les concentrations en sulfate, magnésium et calcium sont à la baisse depuis le début de l'ennoyage.

Au contraire, l'eau des ouvrages Joeuf, M1 - Paradis aval, M2 - Paradis aval dans le bassin Sud et Tijs, P1 - S^t-Pierremont, P2 - S^t-Pierremont et de la source de Mance dans le bassin Centre ont une composition différente : ils présentent par exemple des concentrations plus élevées en sulfate (jusqu'à plus de 900 mg/l). Ces ouvrages sont contaminés par de l'eau minéralisée en provenance des réservoirs miniers. La nappe des calcaires du Dogger pourrait être contaminée de deux manières :

- directement, par les circulations souterraines, par remontée de l'eau des réservoirs miniers jusqu'à la base des calcaires, ou éventuellement par fuites souterraines du bassin Centre vers le bassin Sud ou le bassin Nord qui n'est pas encore ennoyé ;
- indirectement, par les cours d'eau, lorsque ceux-ci sont eux-même contaminés par des soutiens d'étiage, des fuites diffuses ou des débordements.

Pour expliquer la composition chimique particulière de tous les ouvrages cités ci-dessus, on est amené à privilégier cette dernière voie de contamination.

On sait par exemple que le **forage Joeuf** est influencé par le soutien d'étiage de l'Yron, un affluent de l'Orne. Suite à l'étiage 1996 de l'Orne, prononcé mais soutenu artificiellement par des pompages d'eau minéralisée des mines ennoyées, les teneurs en sulfate ont nettement augmenté pendant l'hiver 1996/1997 (de 200 mg/l à près de 500 mg/l). Après cette date, elles ont diminué puis se sont stabilisées autour de 250 mg/l, du fait de l'arrêt du soutien artificiel du niveau du cours d'eau pendant la période hivernale, et d'une diminution du volume pompé au captage. En 2003, en raison de la sécheresse prolongée, donc du plus faible débit de la rivière et de l'augmentation de la concentration en sulfate qui est résultée, la teneur en sulfate a augmenté à nouveau pour atteindre la valeur de 276 mg/l le 5 novembre 2003, et entame à nouveau une diminution courant 2004.

Le **forage Ferme de Mance** est contaminé de façon certaine par le soutien d'étiage du Woigot et/ou du ruisseau de la Vallée, puisque sa concentration en sulfate était déjà de 430 mg/l en juin 1996, alors que le niveau dans le bassin Centre était à 70 m sous la cote de débordement du puits du Chevillon. Il est exclu qu'à cette date, l'eau du réservoir Centre ait pu contaminer directement la nappe des calcaires du Dogger. Les piézomètres M1, M2, P1 et P2 sont aussi vraisemblablement contaminés par des infiltrations en surface d'eau minéralisée en provenance des réservoirs miniers. Le cas le plus significatif est celui des piézomètres **M1 - Paradis aval** et **M2 - Paradis aval**. Les concentrations en sulfate dans ces 2 piézomètres évoluent de manière parallèle, la concentration du piézomètre le moins profond, M2 (qui capte base du Dogger), étant toujours supérieure à la concentration du piézomètre le plus profond, M1 (qui capte le sommet de la formation ferrifère). Ces observations suggèrent l'existence d'une source permanente de sulfate en surface : les deux ouvrages semblent être sous l'influence des rejets de nanofiltrats (4 g/l en sulfate environ) de l'usine de traitement d'eau du

puits Paradis V, dans le ruisseau de Labrevaux, un très petit affluent de l'Orne. La tendance d'évolution des concentrations est décroissante : cela pourrait être dû à l'effet de la décroissance de la concentration en sulfate à Paradis V.

Le même cas se présente pour les piézomètres **P1 - S^t-Pierremont** et **P2 - S^t-Pierremont**. La concentration du forage le moins profond, P2 (qui capte le sommet du Dogger), est toujours supérieure à celle du forage le plus profond, P1 (qui capte la base du Dogger). Depuis sa création, la concentration de P2 a varié entre 100 et 520 mg/l, alors que celle de P1 est stable autour de 100 mg/l. Pour expliquer cette situation, il faut encore rechercher une source de contamination de surface, qui pourrait être constituée par les infiltrations des eaux de soutien d'été du ruisseau de la Vallée en amont des piézomètres. Ces eaux sont pompées dans le réservoir Centre, par le puits Anderny II, et la présence de pertes dans le ruisseau étaient bien connues avant l'ennoyage des réservoirs (Landragin et Ramon, 1981). La stabilité de la concentration en sulfate dans le réservoir Centre expliquerait alors l'absence de tendance d'évolution dans les deux piézomètres P1 et P2. Enfin, comme on l'a déjà dit au paragraphe 4.4.3, les concentrations en sulfate de la **source de Mance** sont élevées en période d'été (385 mg/l en juin 2003) et basses en hautes eaux (160 mg/l en mars 2004), ce qui s'explique vraisemblablement par le fait que la source draine en partie des eaux du Dogger contaminées localement par les eaux de soutien d'été du ruisseau de la Vallée.

Ainsi, il apparaît que la contamination de la nappe des calcaires du Dogger par infiltration d'eau de rivière minéralisée (elle-même contaminée par des rejets de soutien d'été ou des rejets de nanofiltrats) est un phénomène assez général, observé autant dans le bassin Sud que dans le bassin Centre. Par contre, aucune observation disponible ne montre de contamination de la nappe du Dogger par remontée d'eau d'ennoyage. L'ensemble de ces observations est cohérent avec les observations piézométriques, qui montrent que les écoulements se produisent toujours de façon descendante du Dogger vers les réservoirs miniers (le niveau de la nappe du Dogger est en chaque point mesuré supérieur au niveau mesuré dans les réservoirs).

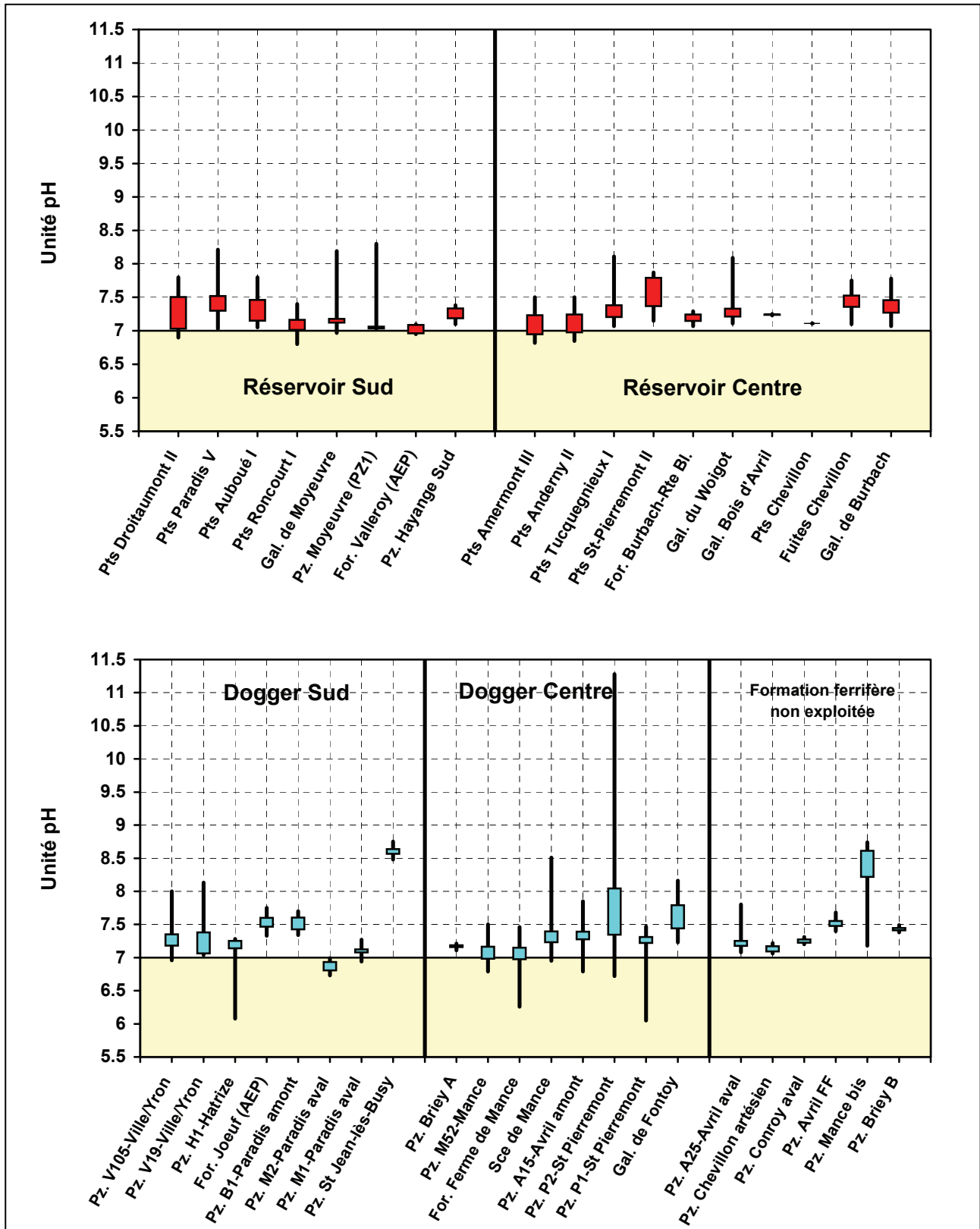


Figure 30 – pH : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

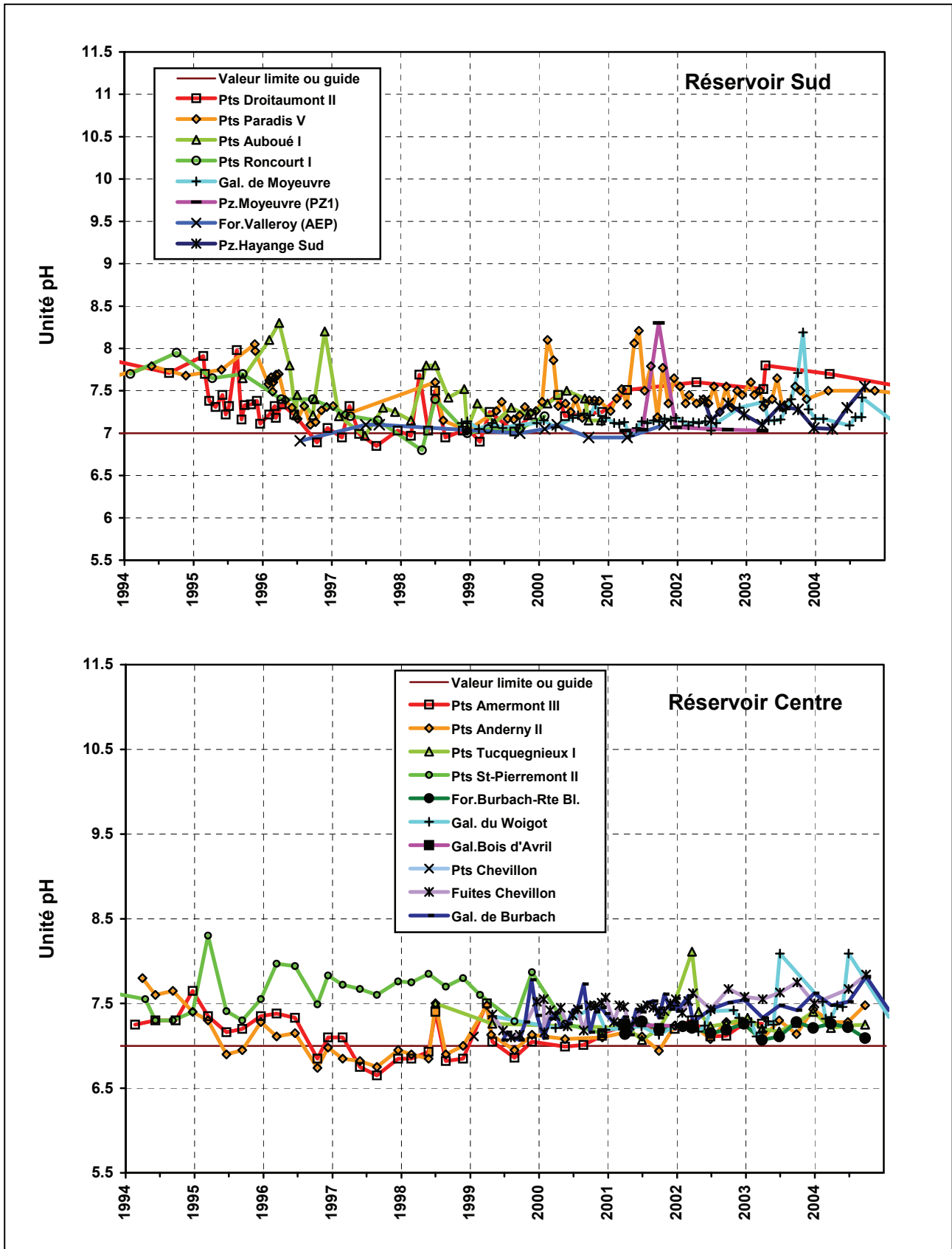


Figure 31 – Evolution du pH pour les réservoirs miniers.

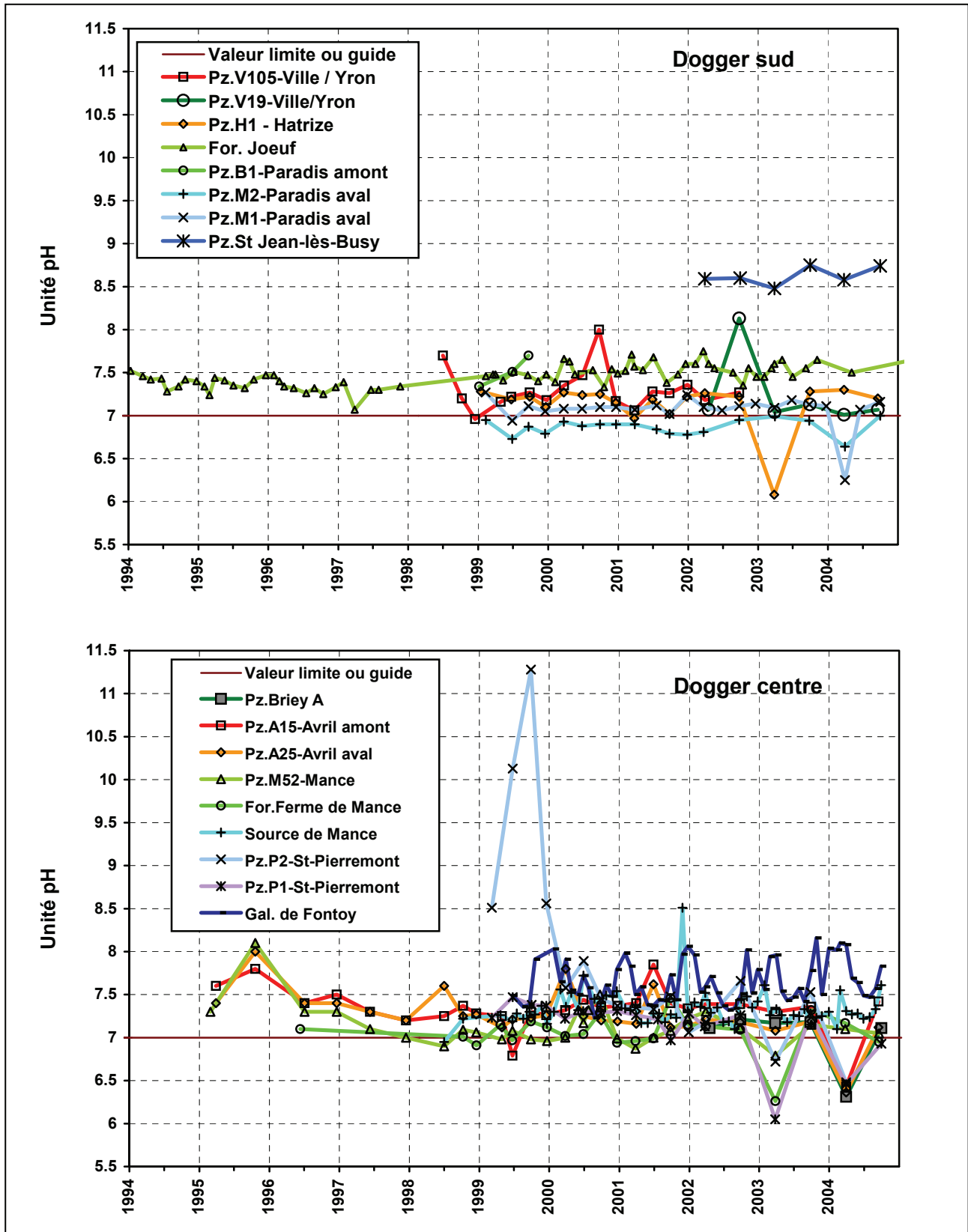


Figure 32 – Evolution du pH pour la nappe des calcaires du Dogger.

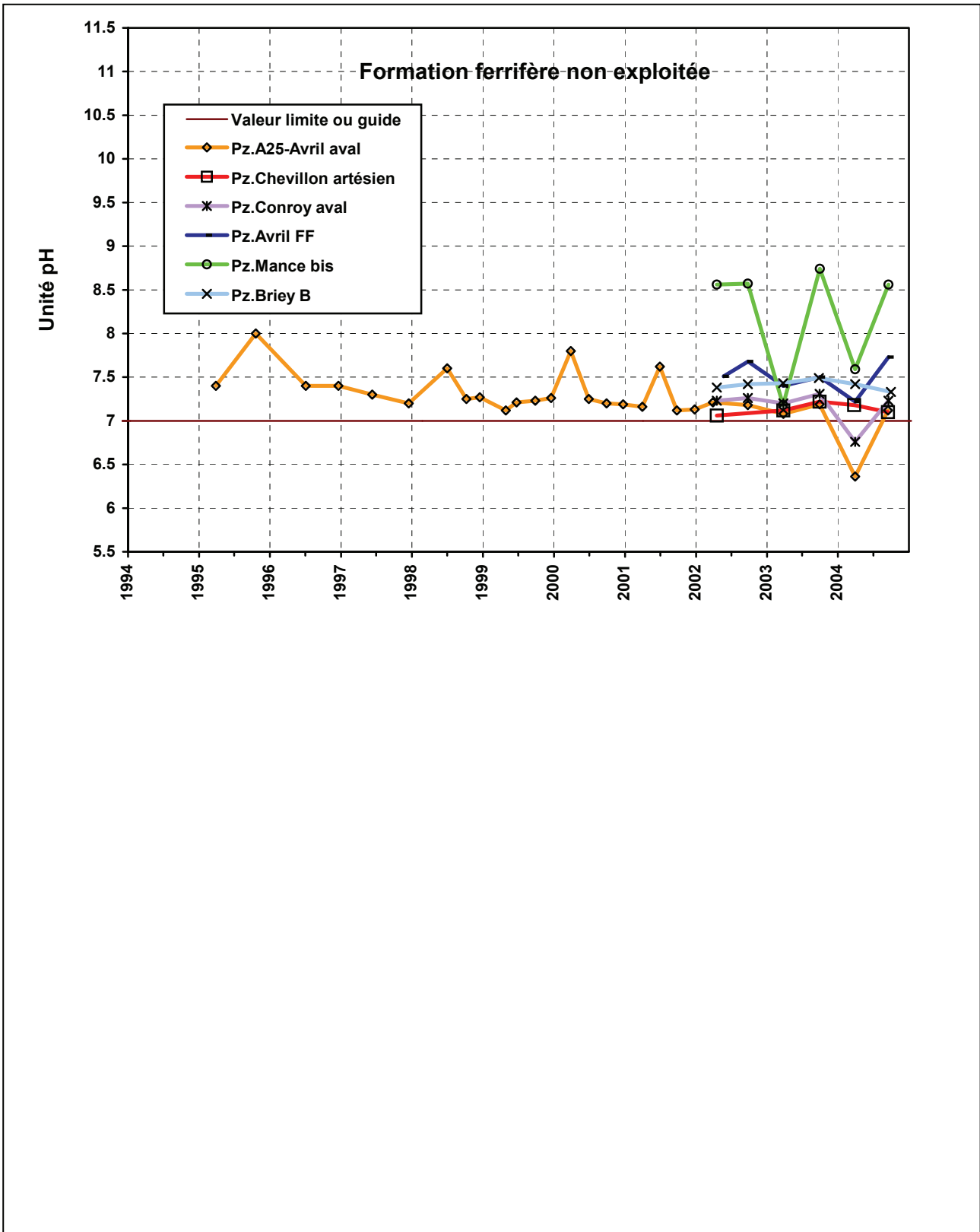


Figure 33 – Evolution du pH pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

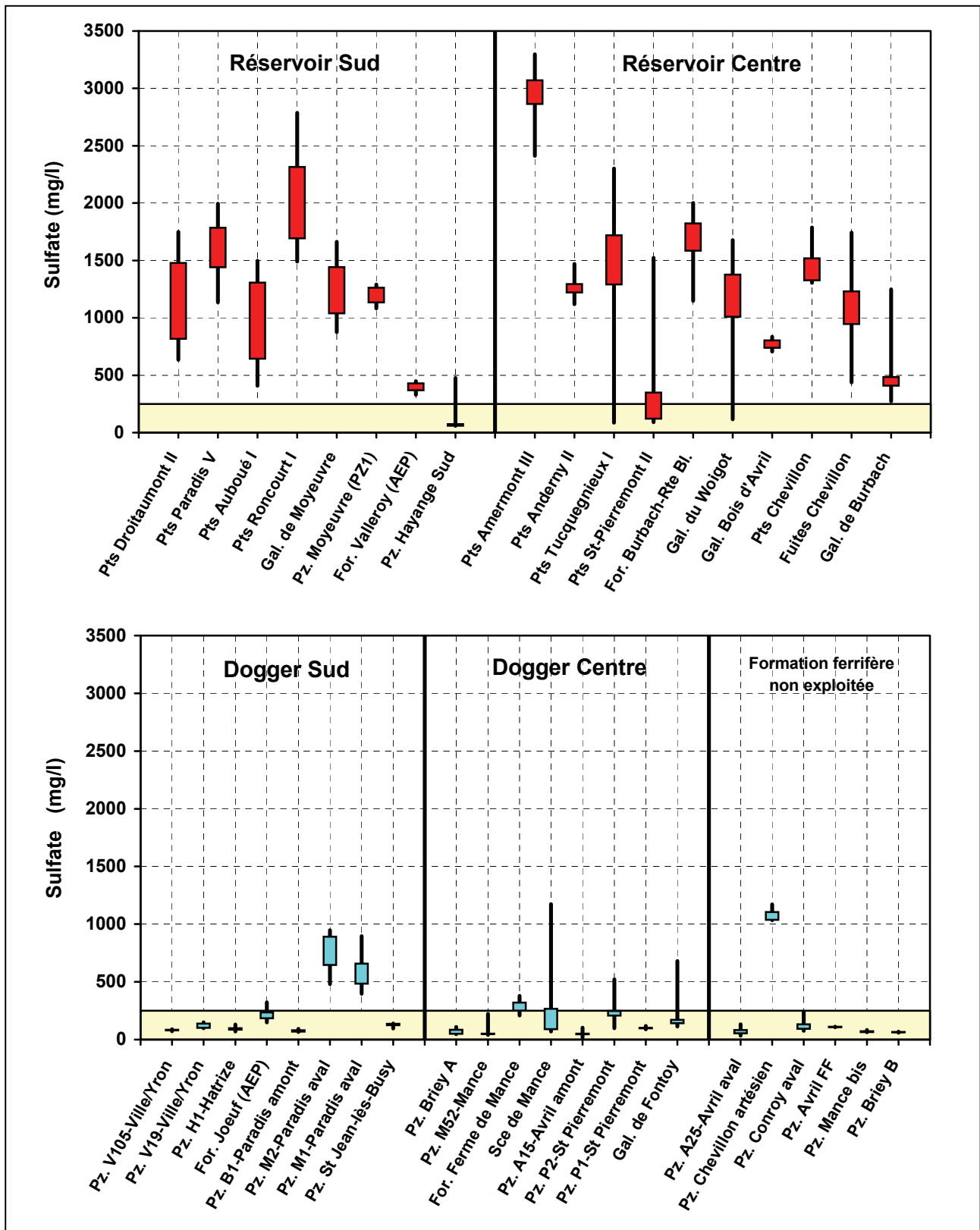


Figure 34 – Concentration en sulfate : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

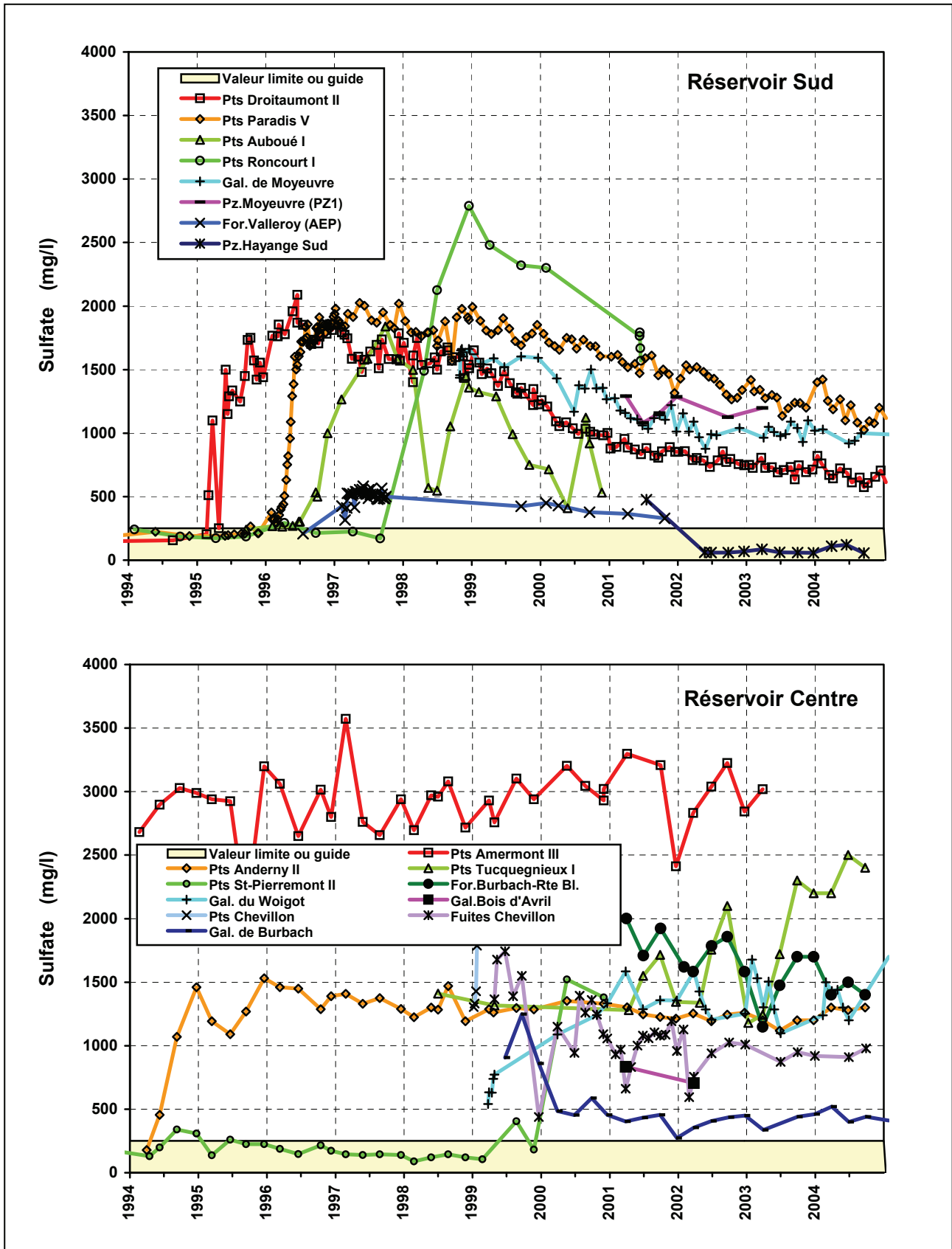


Figure 35 – Evolution de la concentration en sulfate pour les réservoirs miniers.

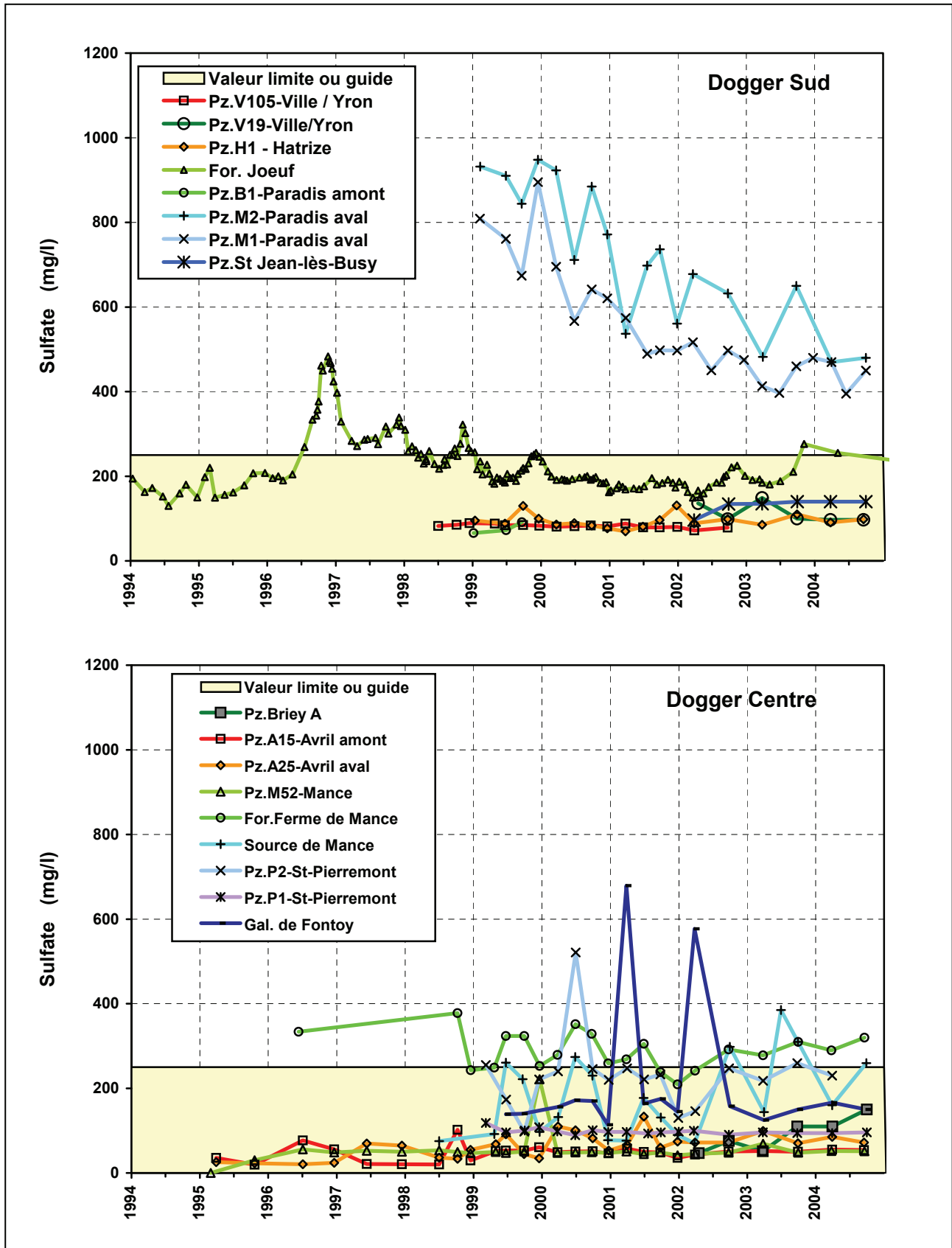


Figure 36 – Evolution de la concentration en sulfate pour la nappe des calcaires du Dogger.

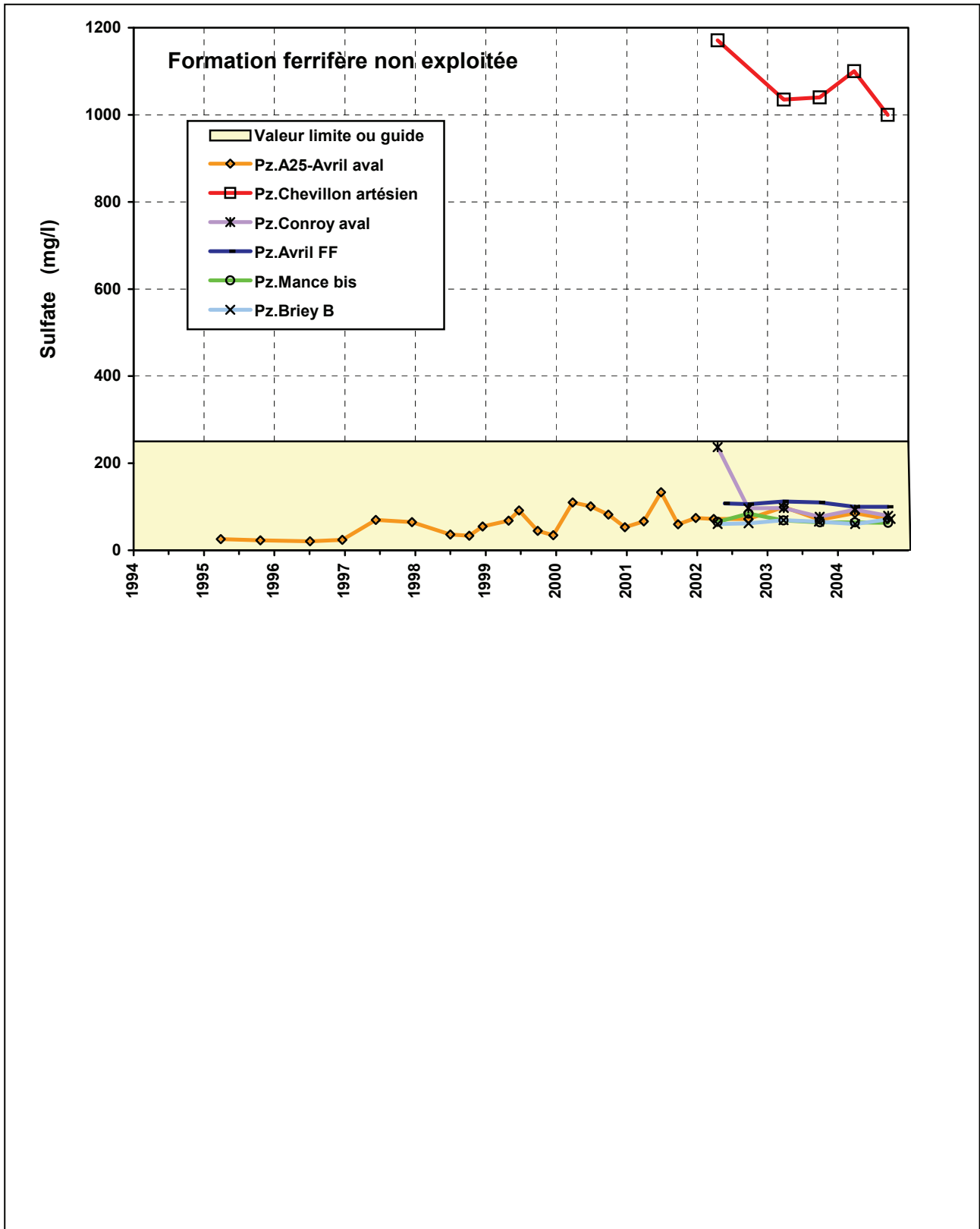


Figure 37 – Evolution de la concentration en sulfate pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

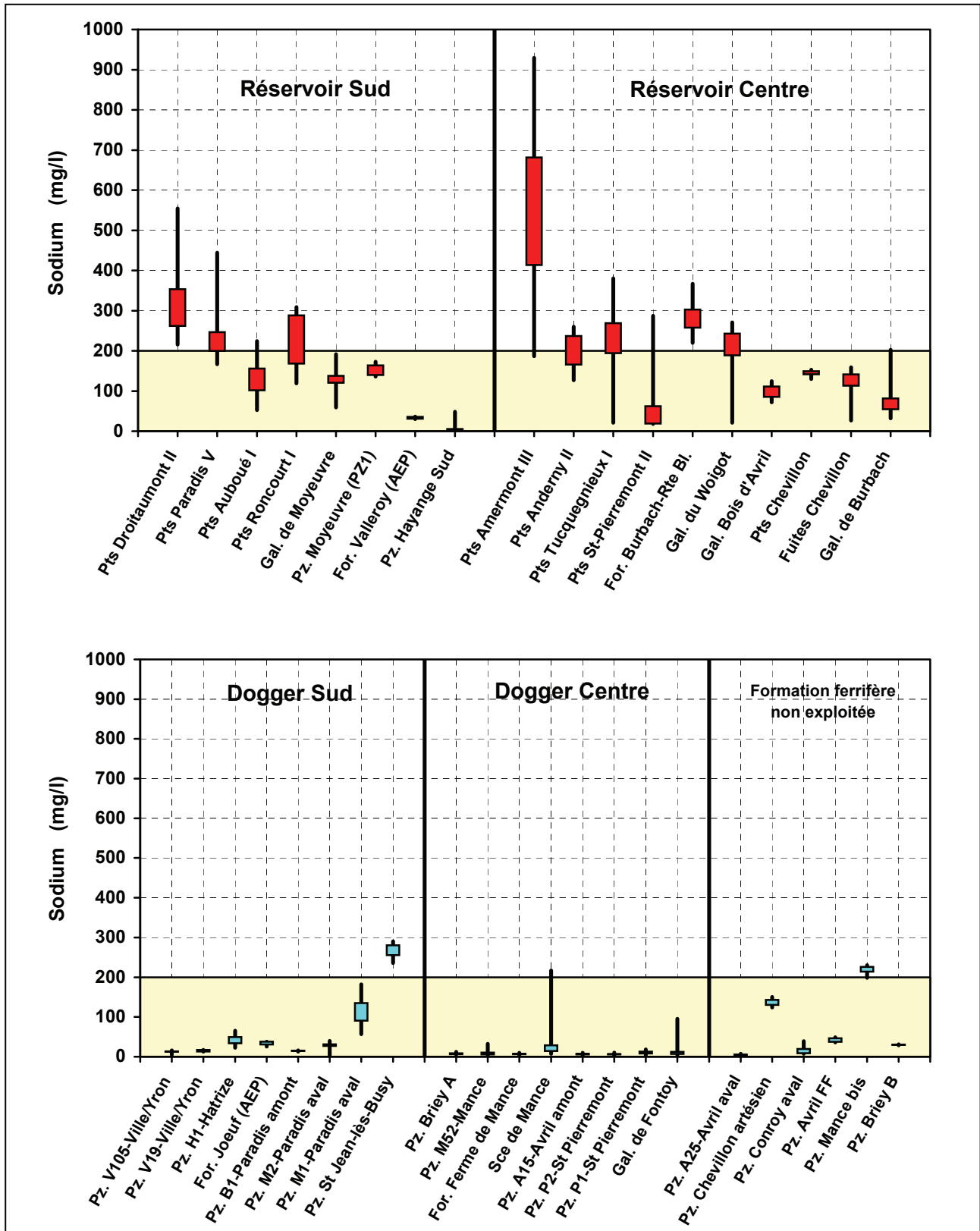


Figure 38 – Concentration en sodium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

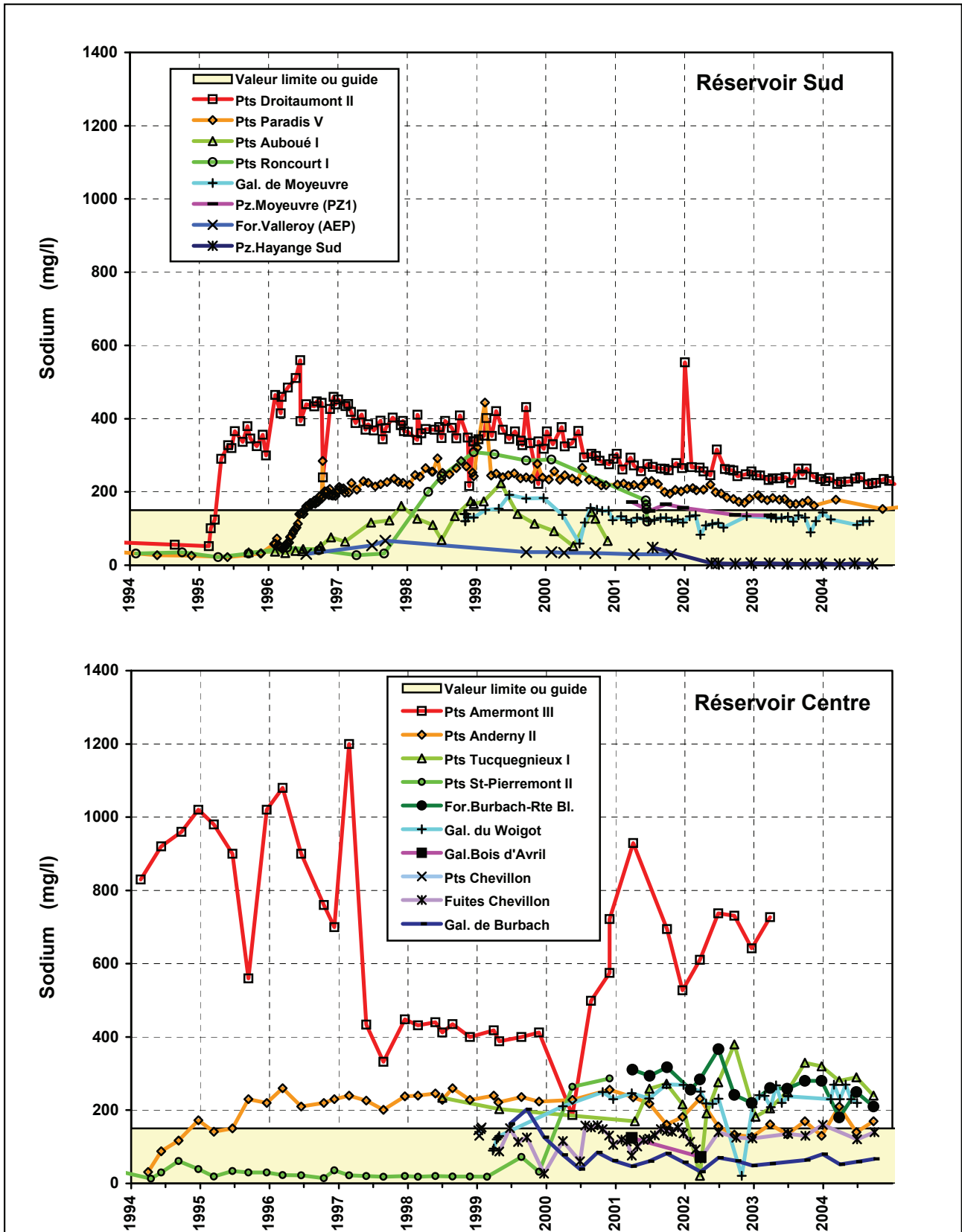


Figure 39 – Evolution de la concentration du sodium pour les réservoirs miniers.

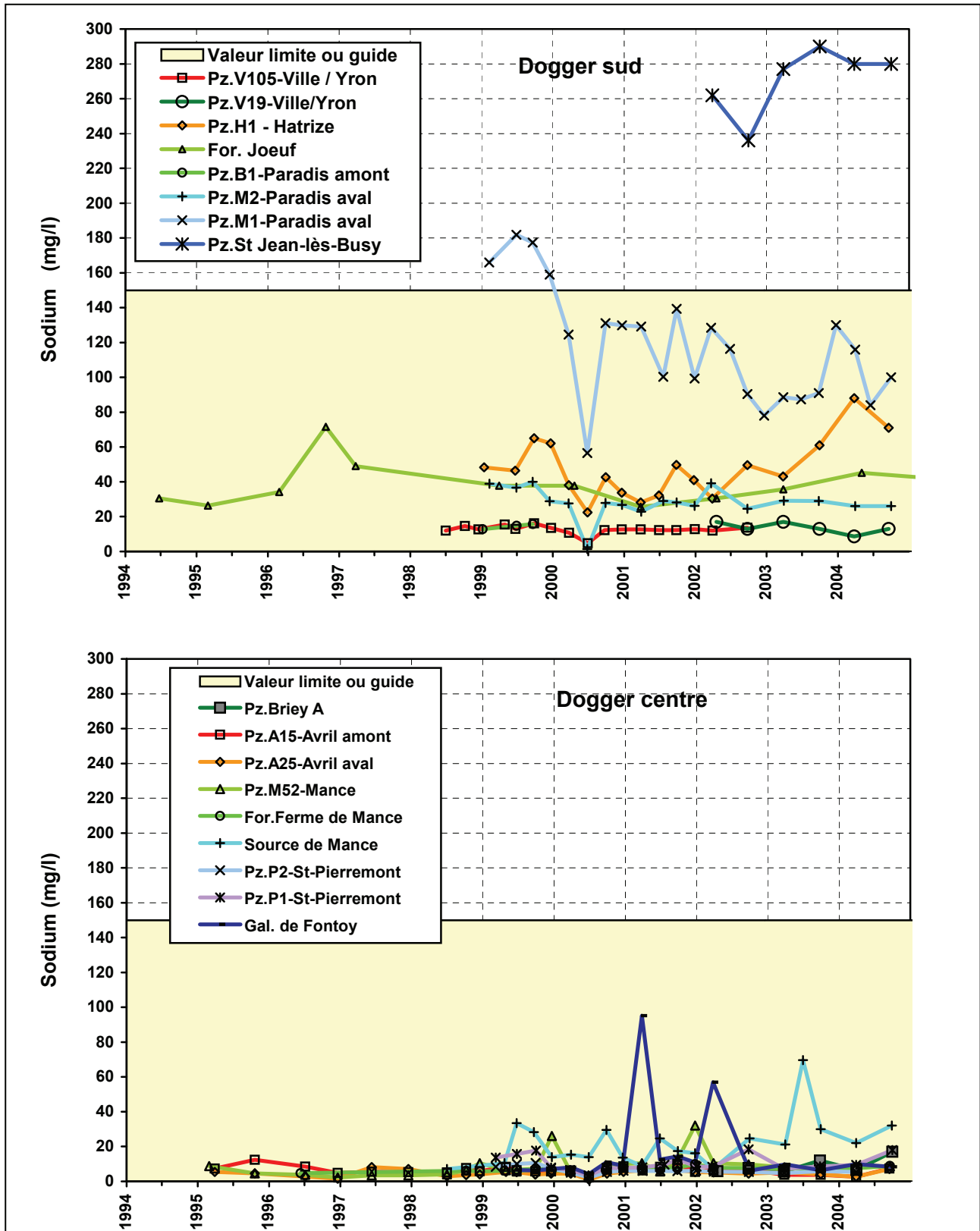


Figure 40 – Evolution de la concentration en sodium pour la nappe des calcaires du Dogger.

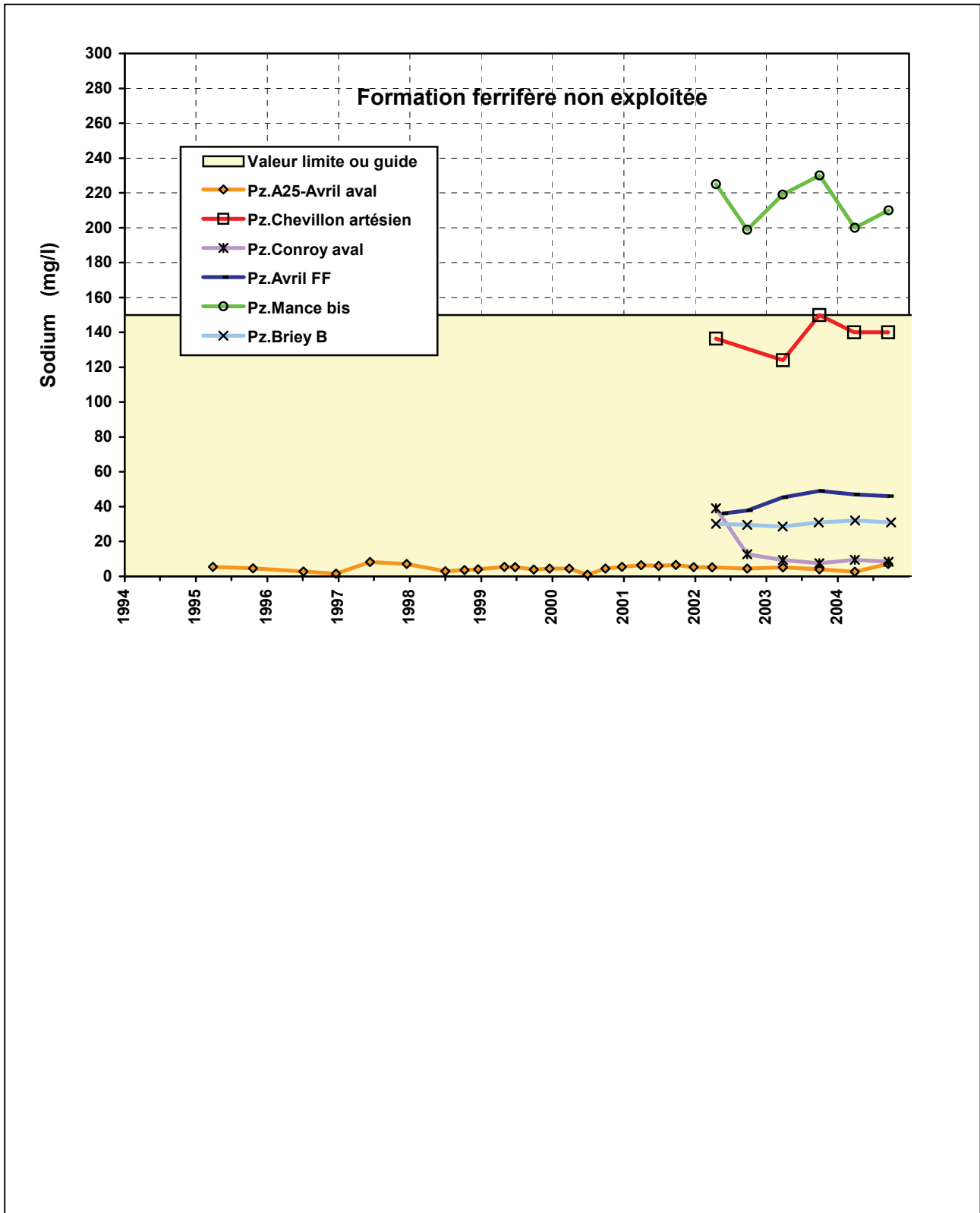


Figure 41 – Evolution de la concentration en sodium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

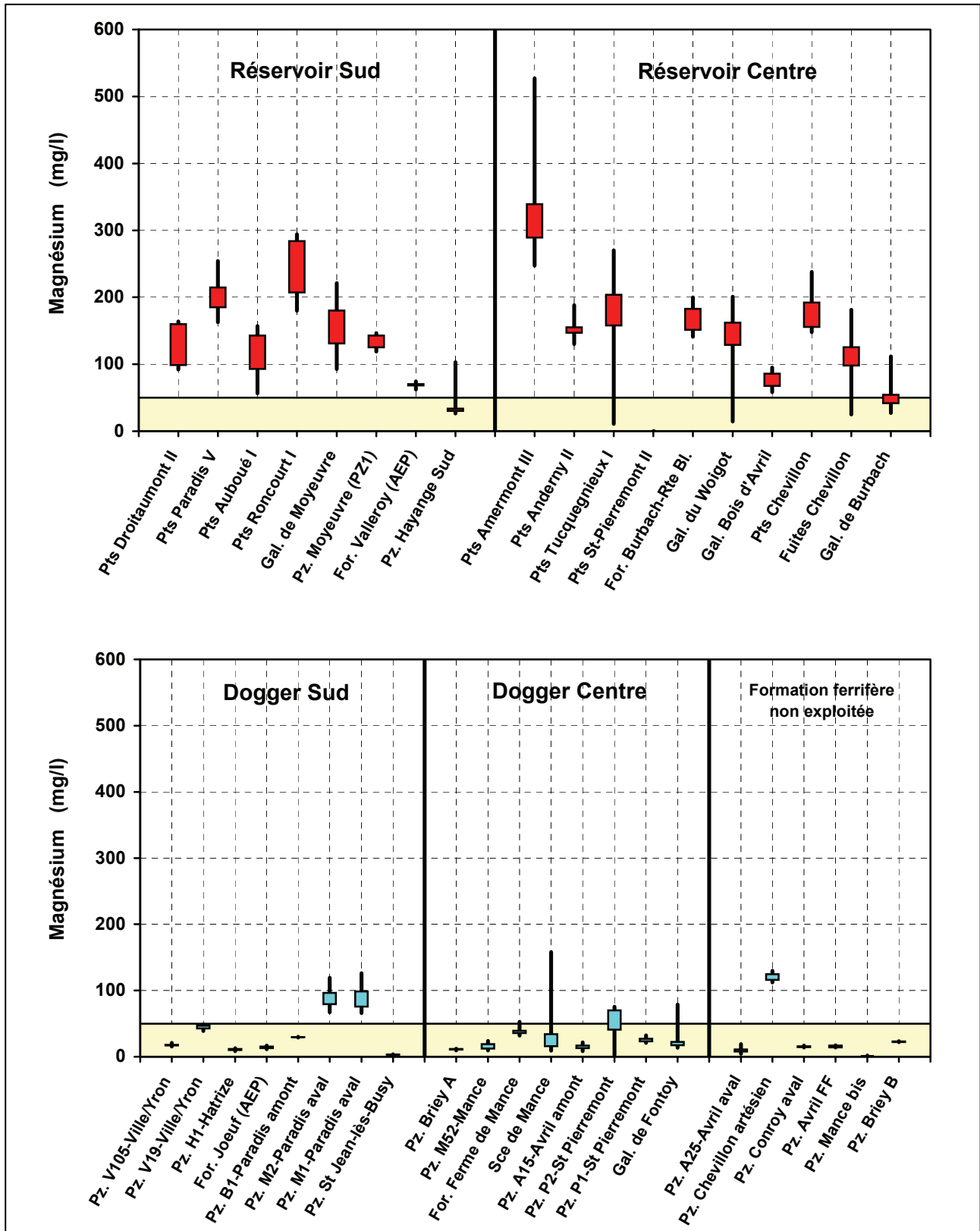
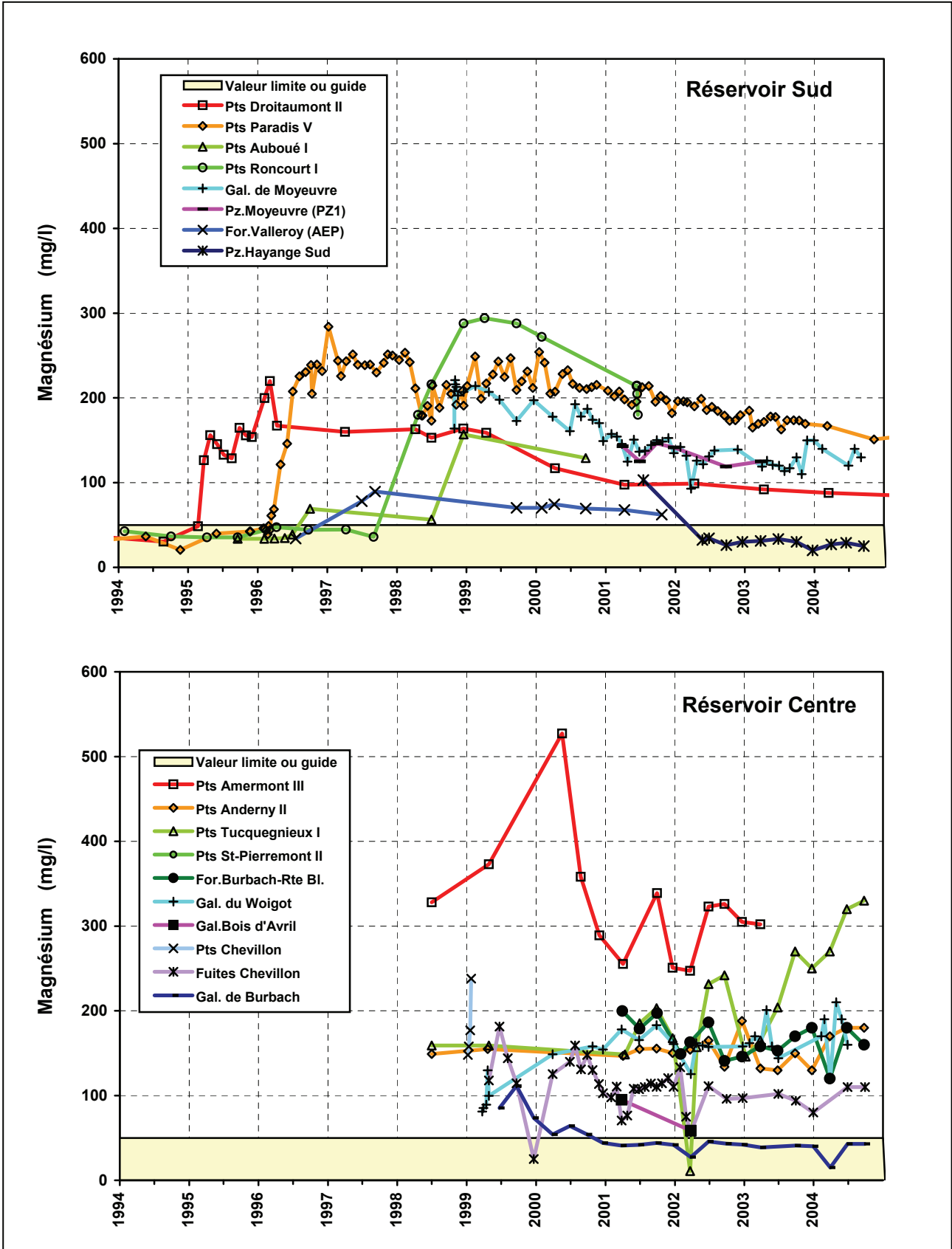


Figure 42 – Concentration en magnésium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).



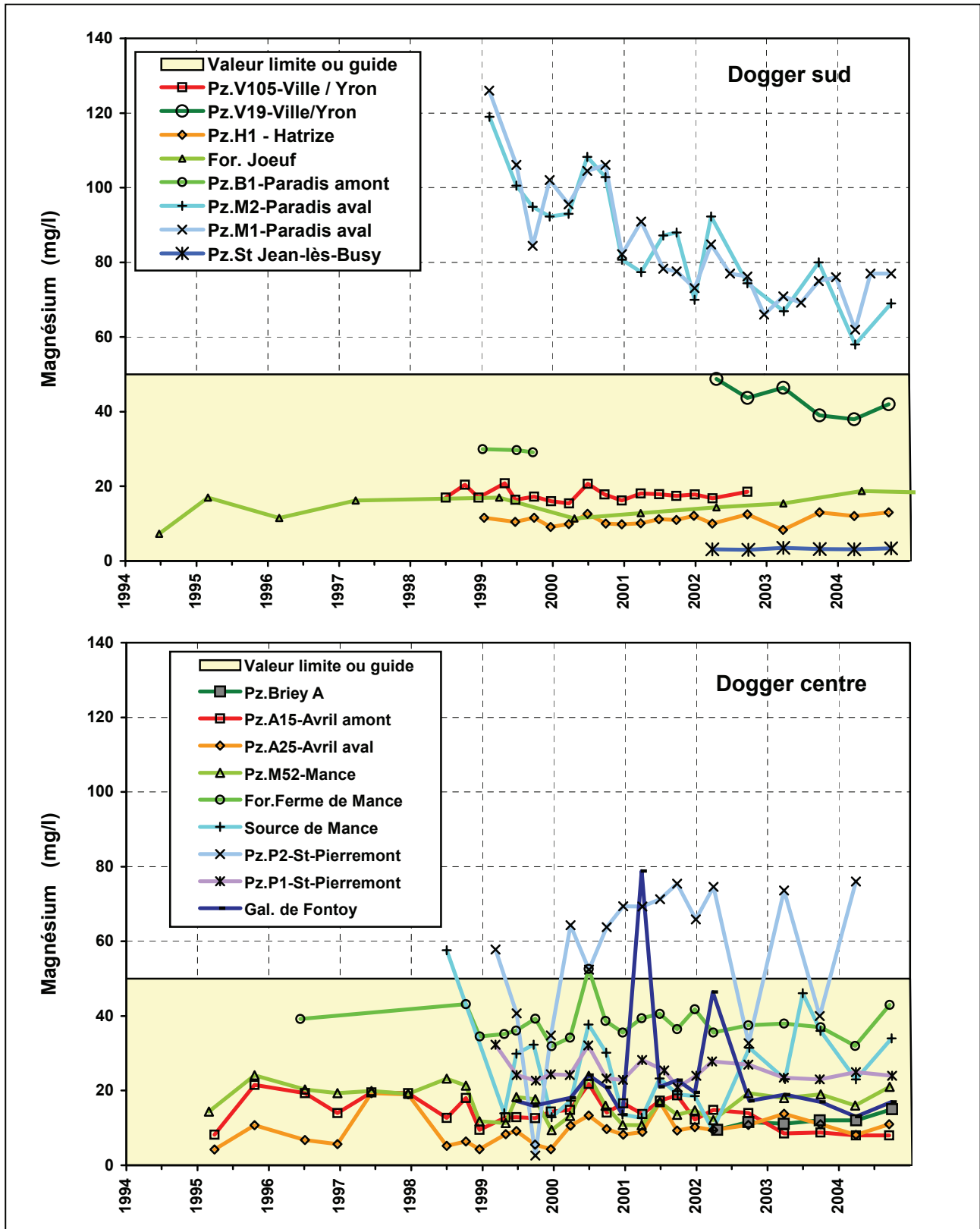


Figure 44 – Evolution de la concentration en magnésium pour la nappe des calcaires du Dogger.

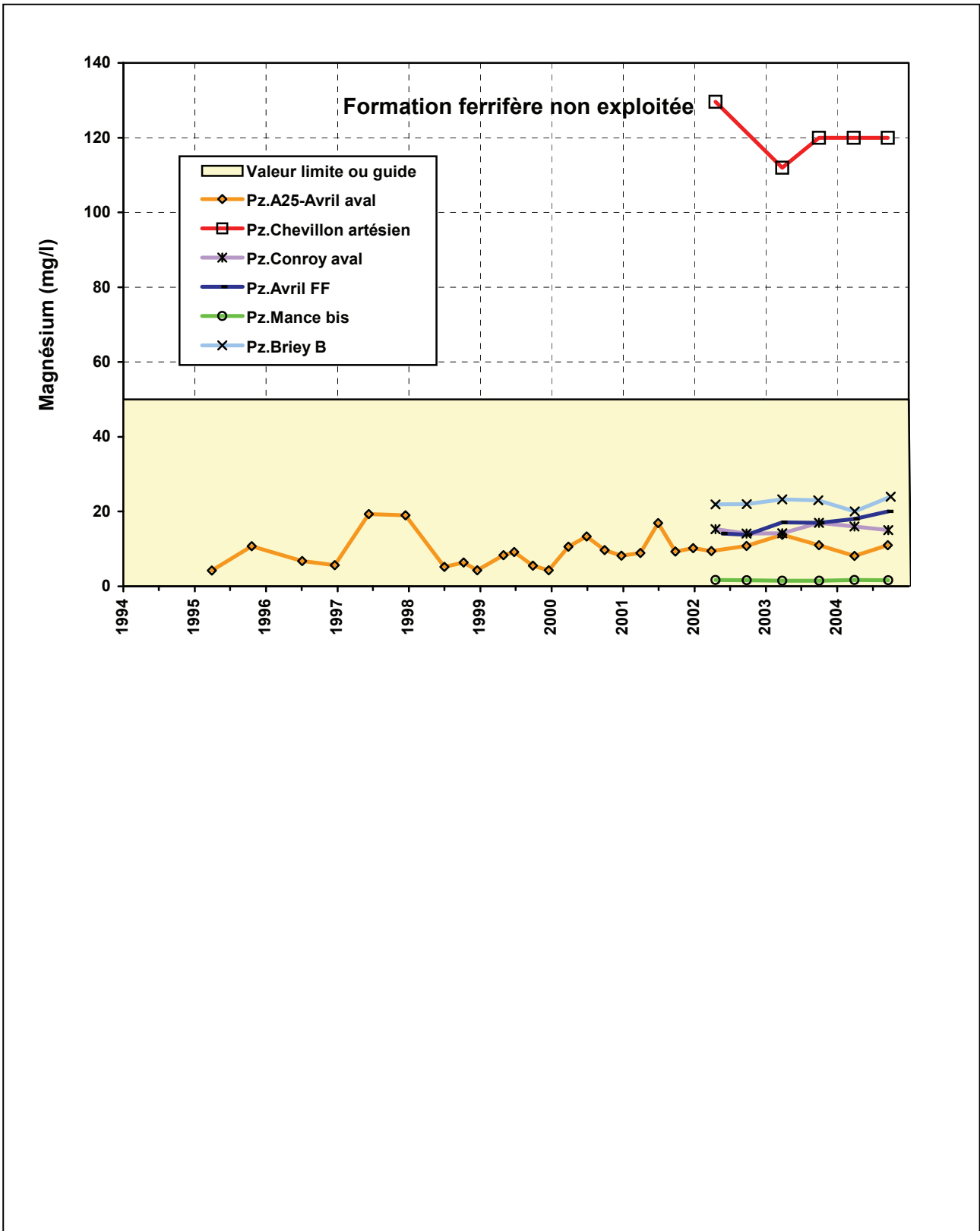


Figure 45 – Evolution de la concentration en magnésium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

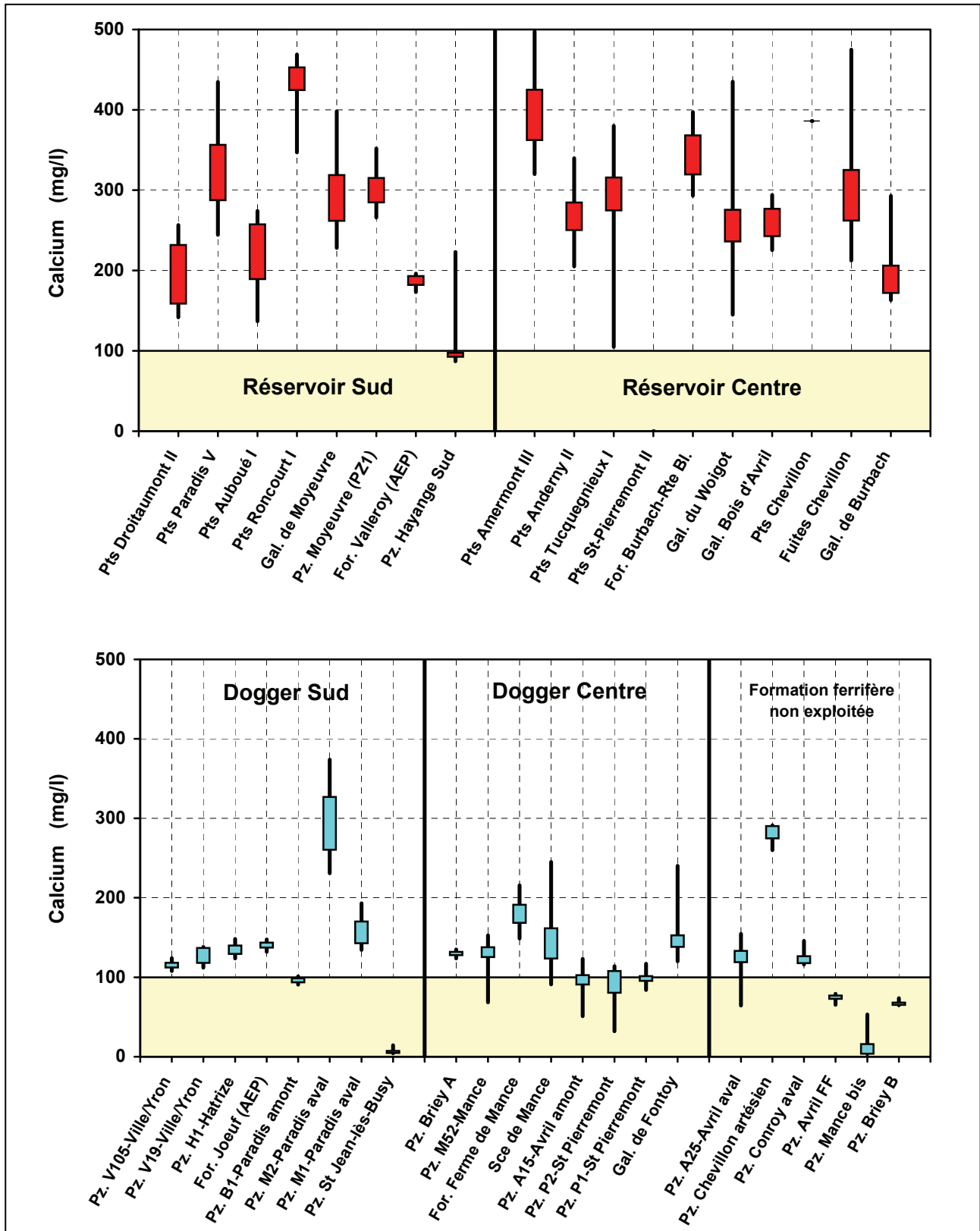


Figure 46 – Concentration en calcium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

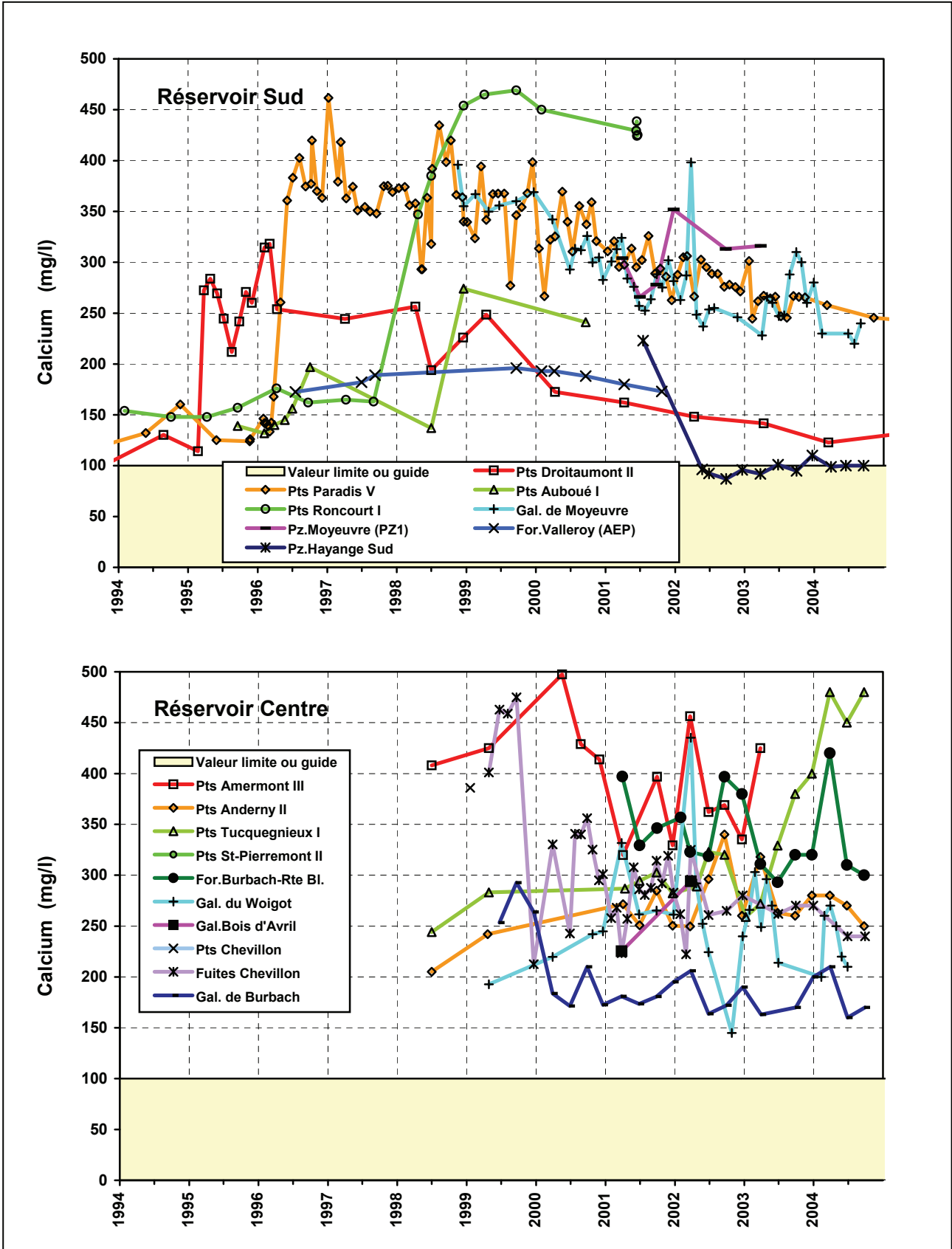


Figure 47 – Evolution de la concentration en calcium pour les réservoirs miniers.

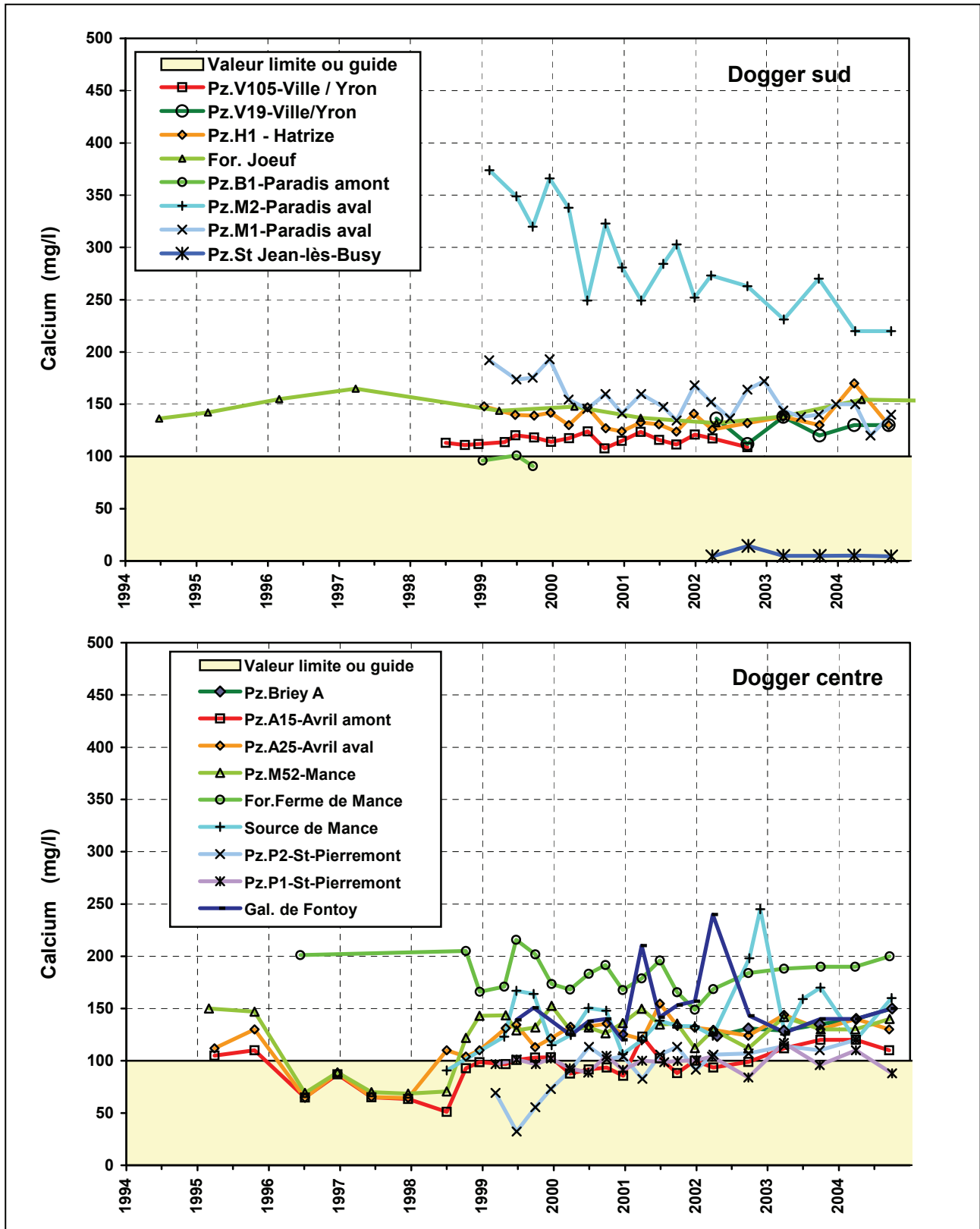


Figure 48 – Evolution de la concentration en calcium pour la nappe des calcaires du Dogger.

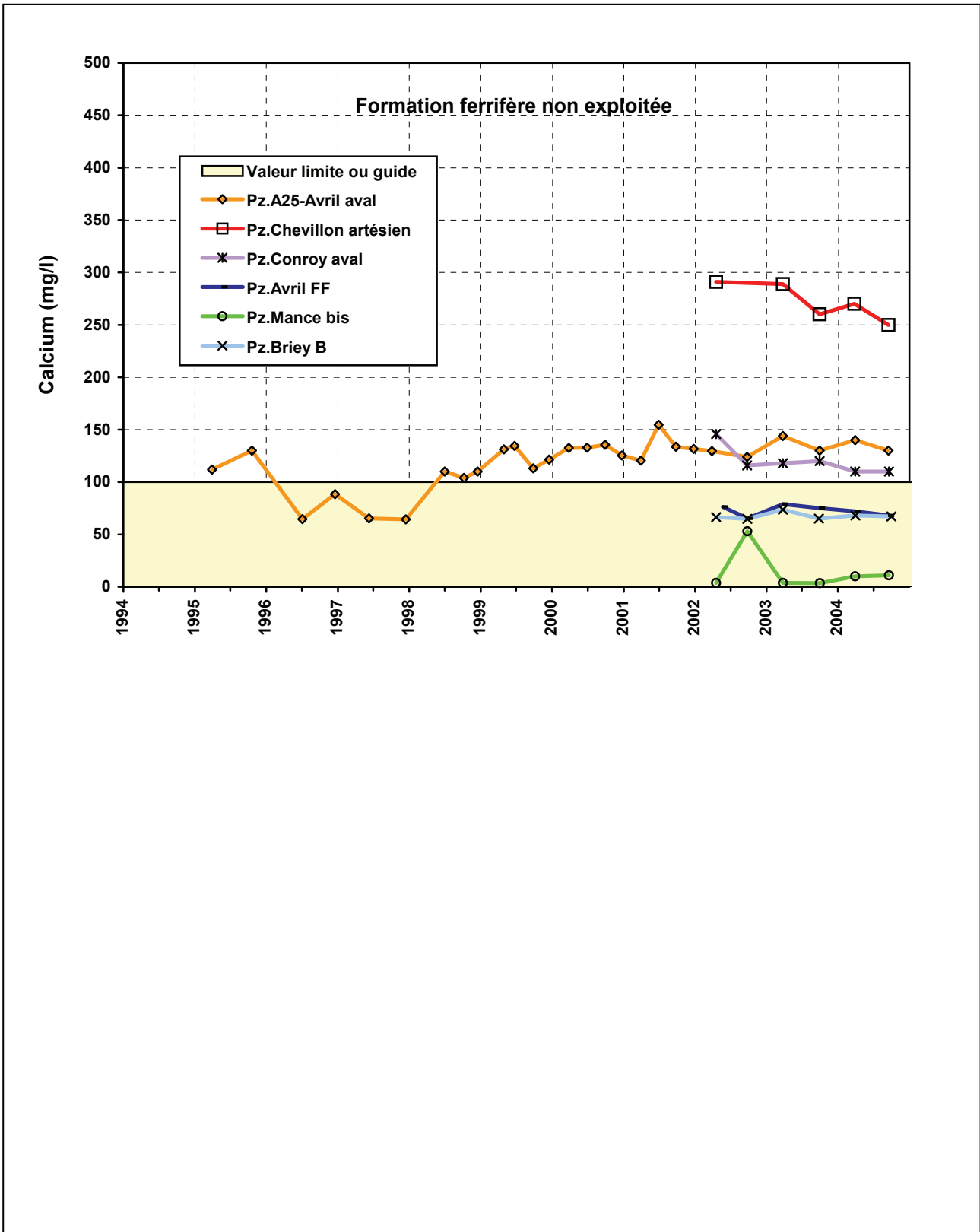


Figure 49 – Evolution de la concentration en calcium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

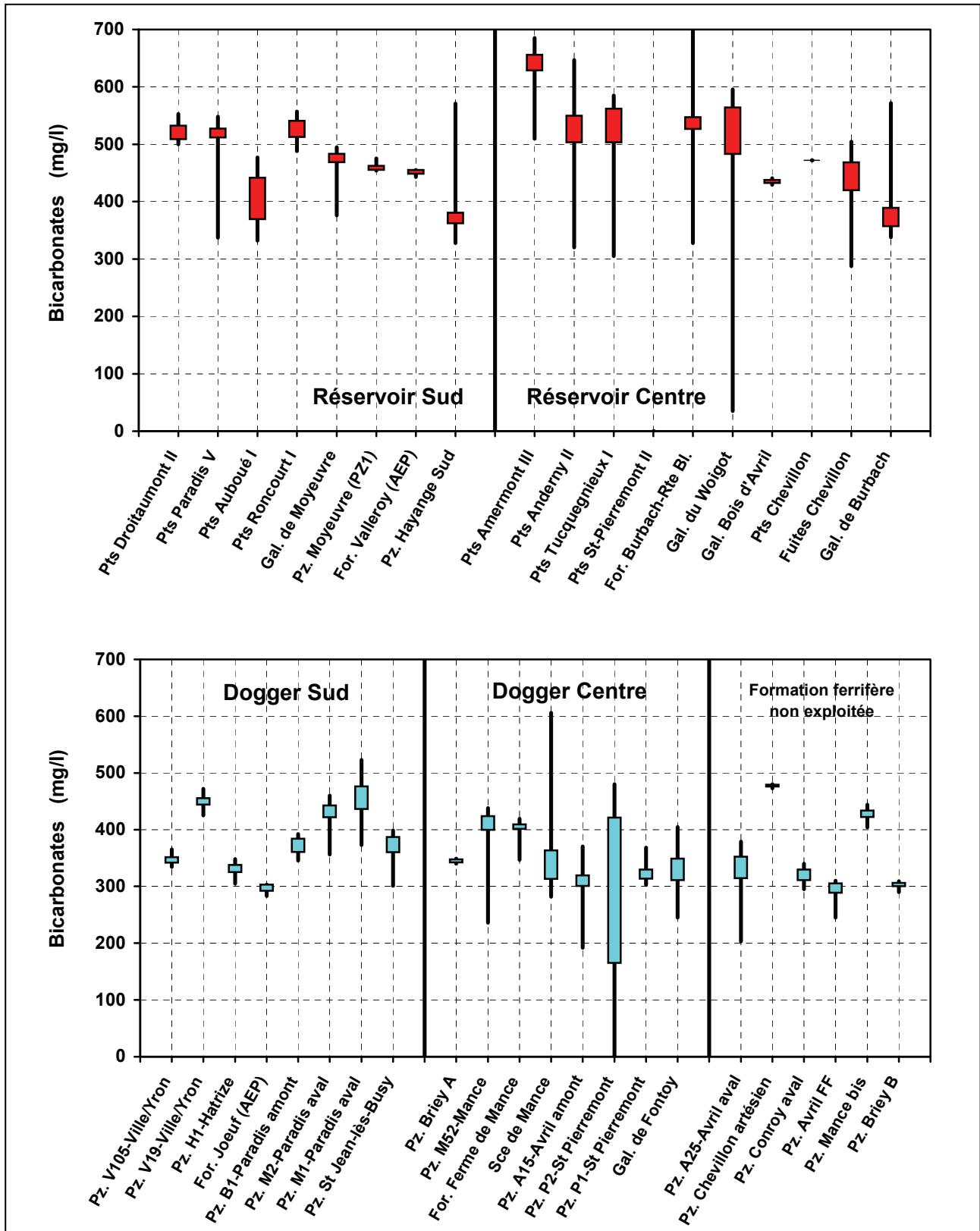
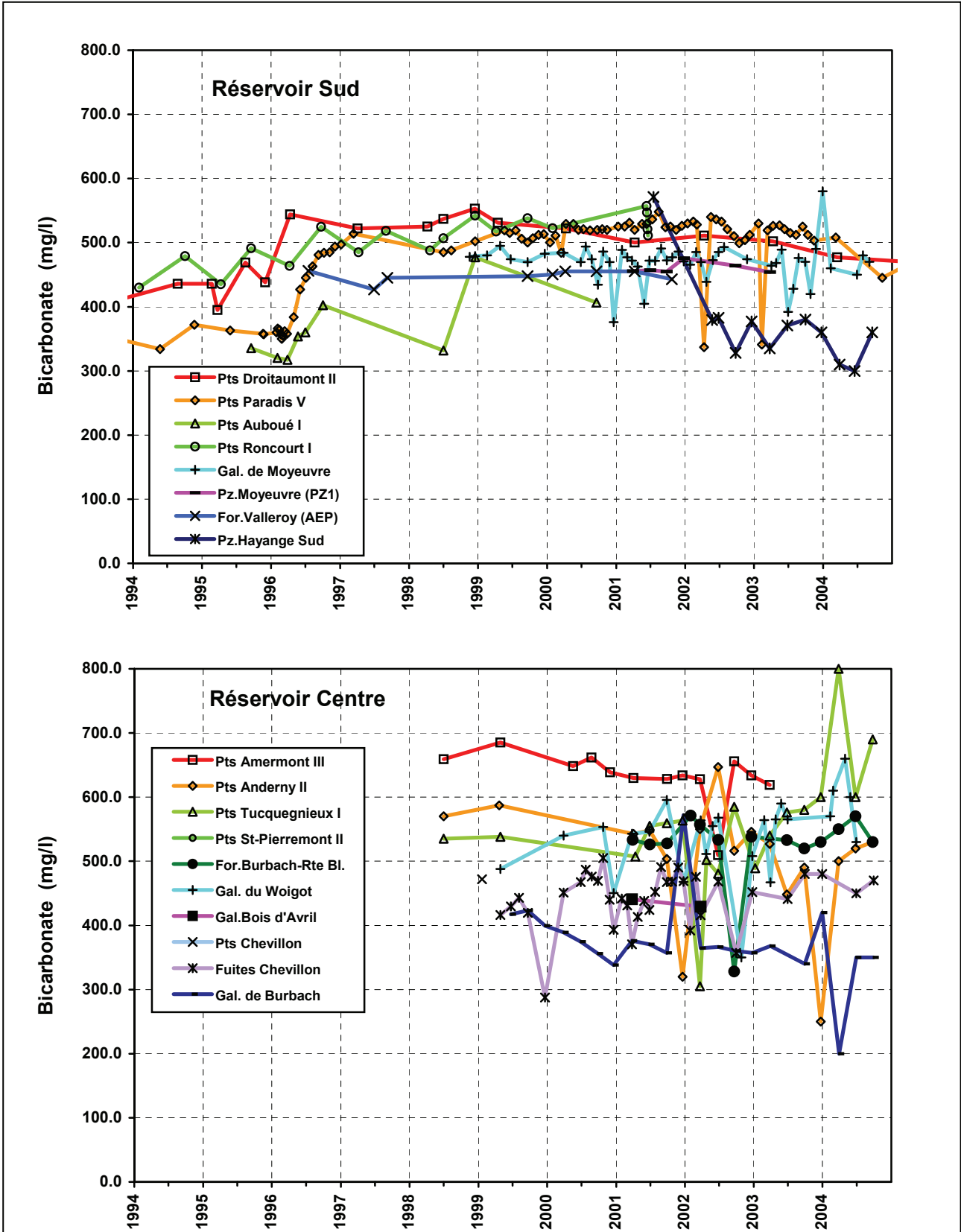


Figure 50 – Concentration en bicarbonate : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).



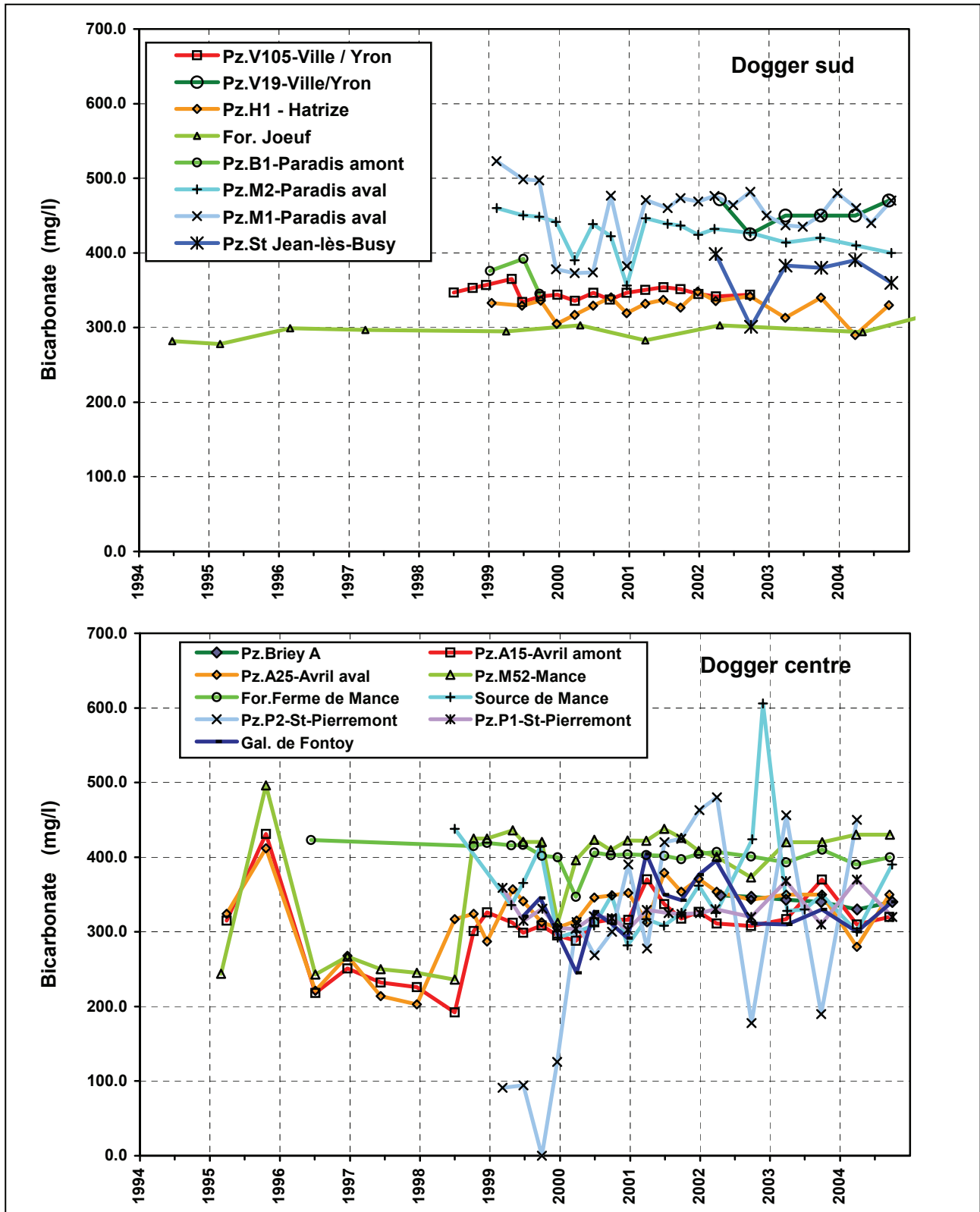


Figure 52 – Evolution de la concentration en bicarbonate pour la nappe des calcaires du Dogger.

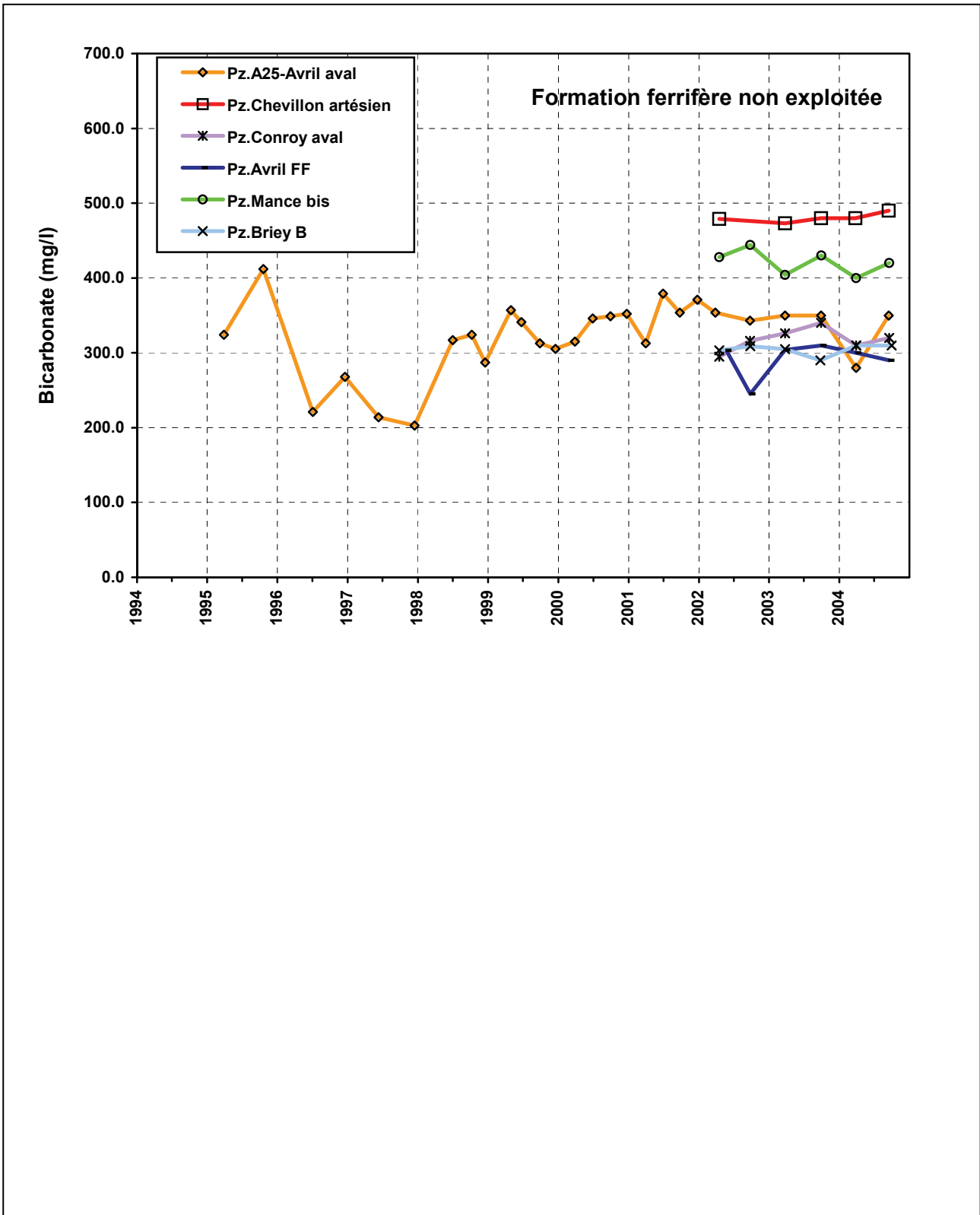


Figure 53 – Evolution de la concentration en bicarbonate pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

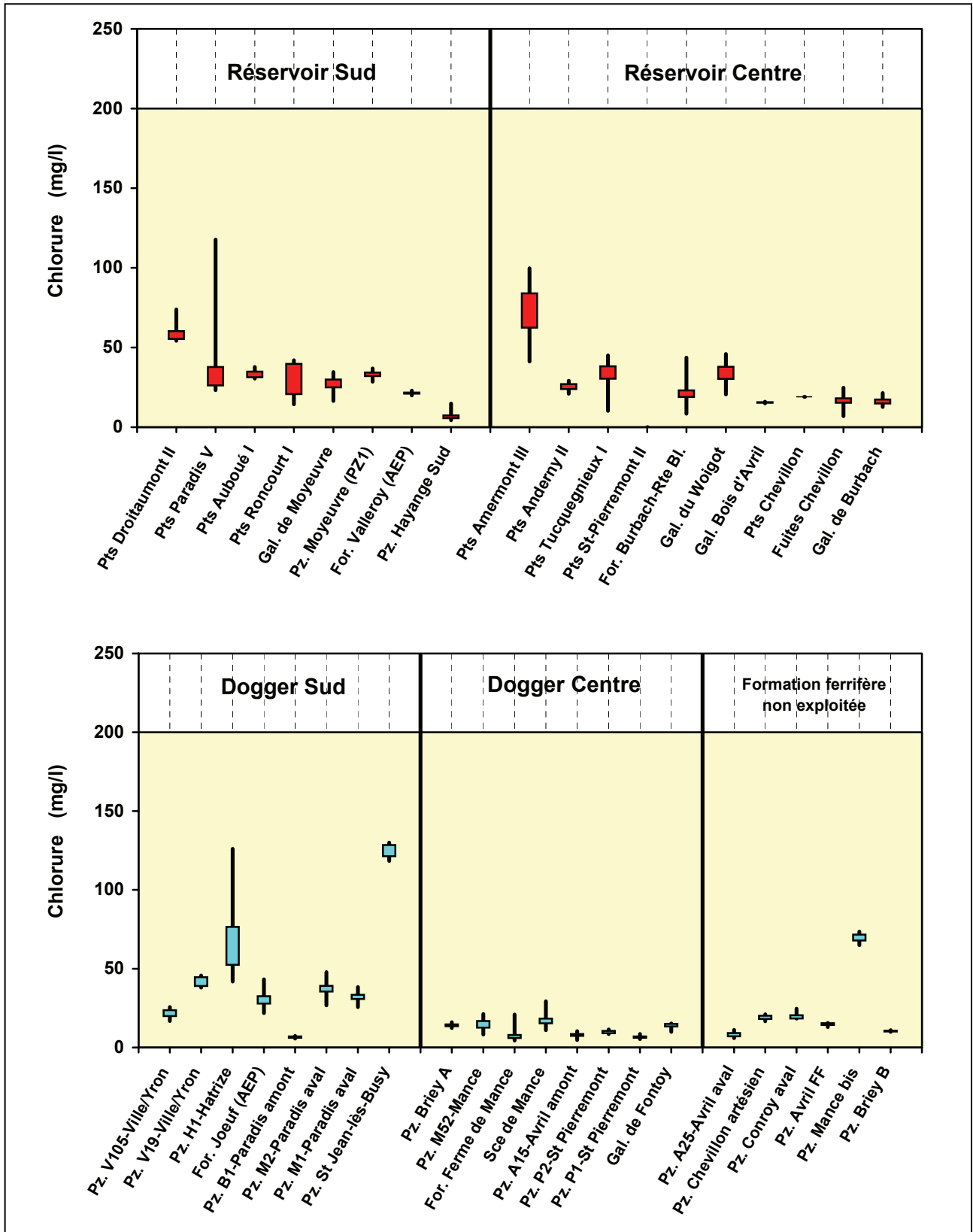


Figure 54 – Concentration en chlorure : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

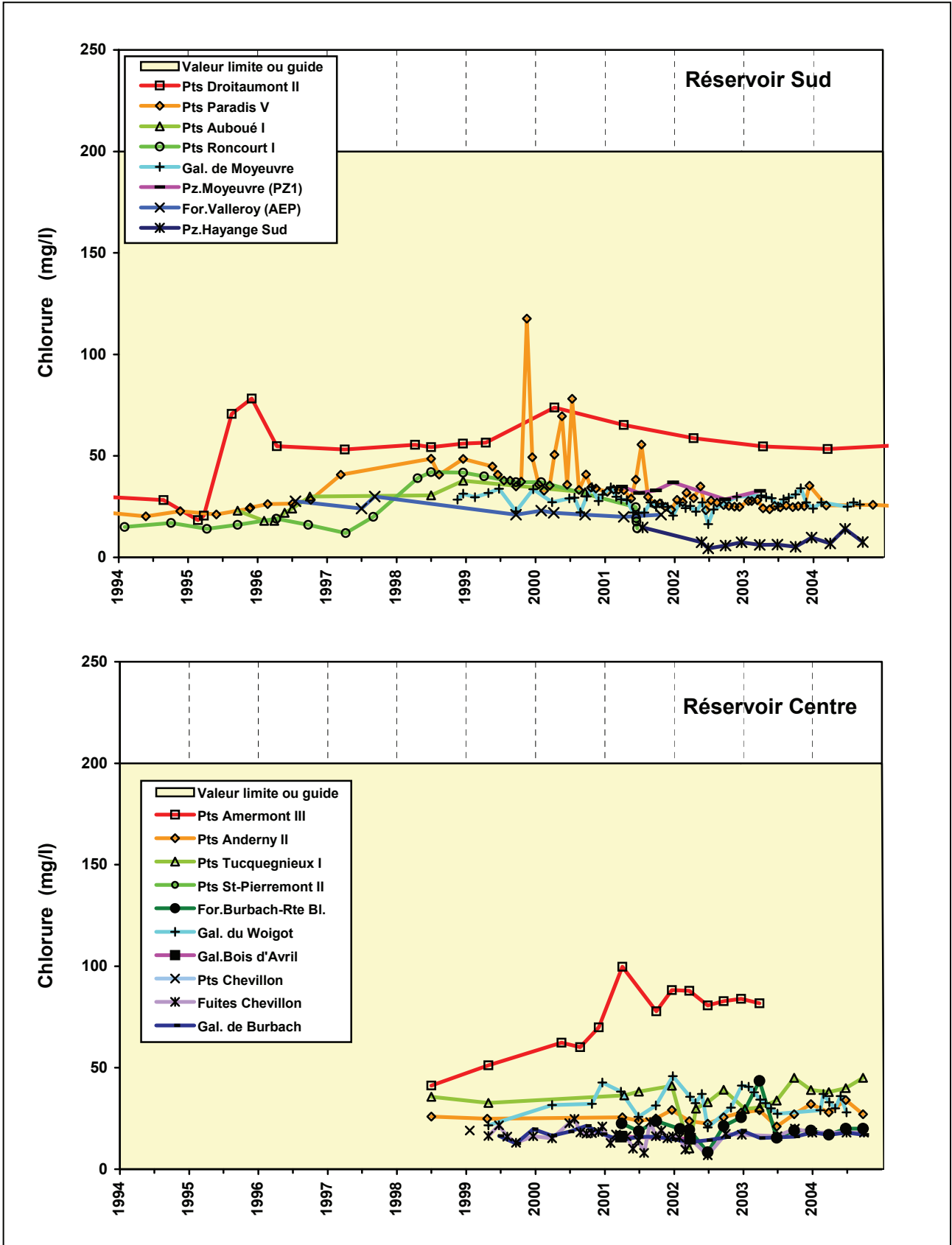


Figure 55 – Evolution de la concentration en chlorure pour les réservoirs miniers.

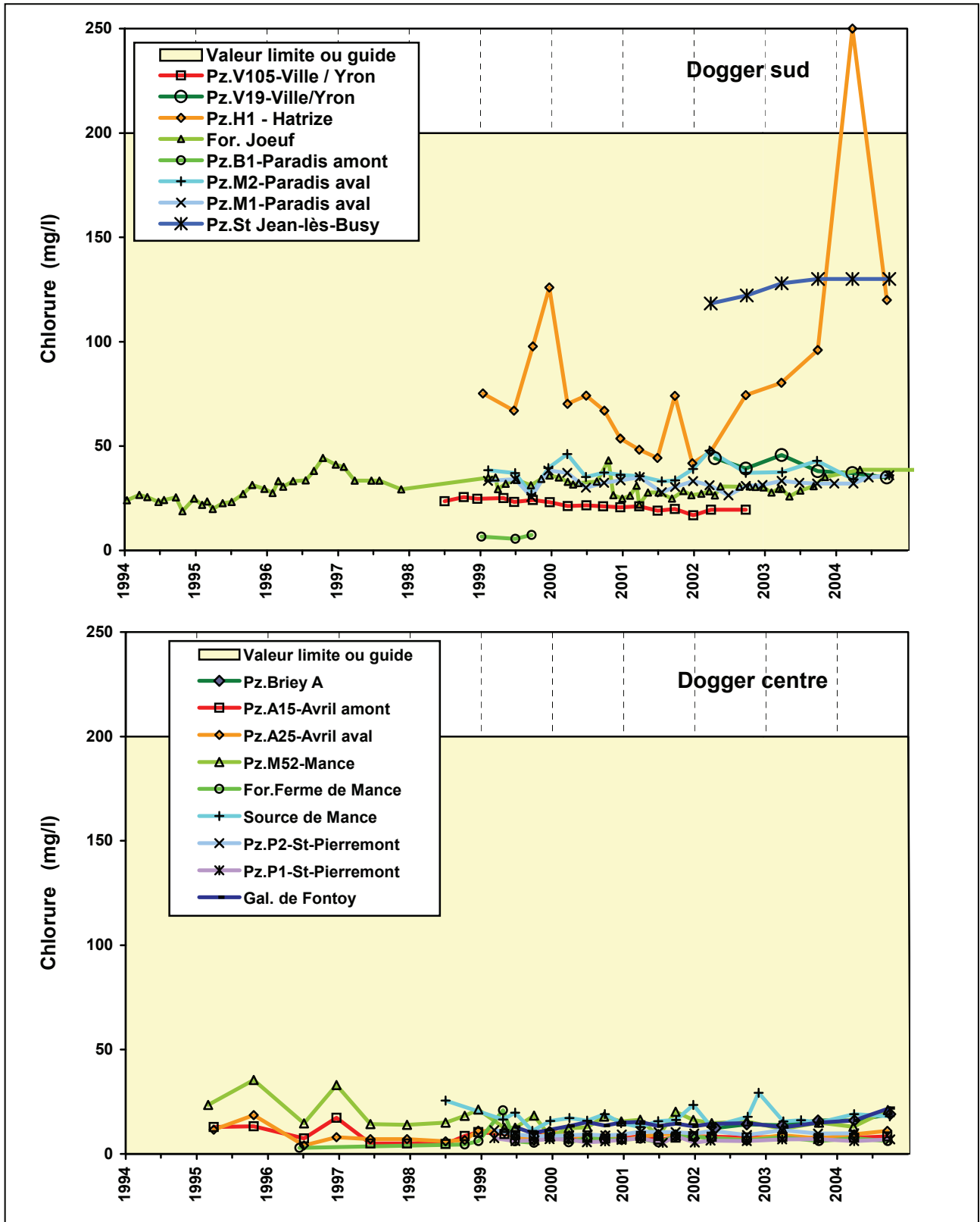


Figure 56 – Evolution de la concentration en chlorure pour la nappe des calcaires du Dogger.

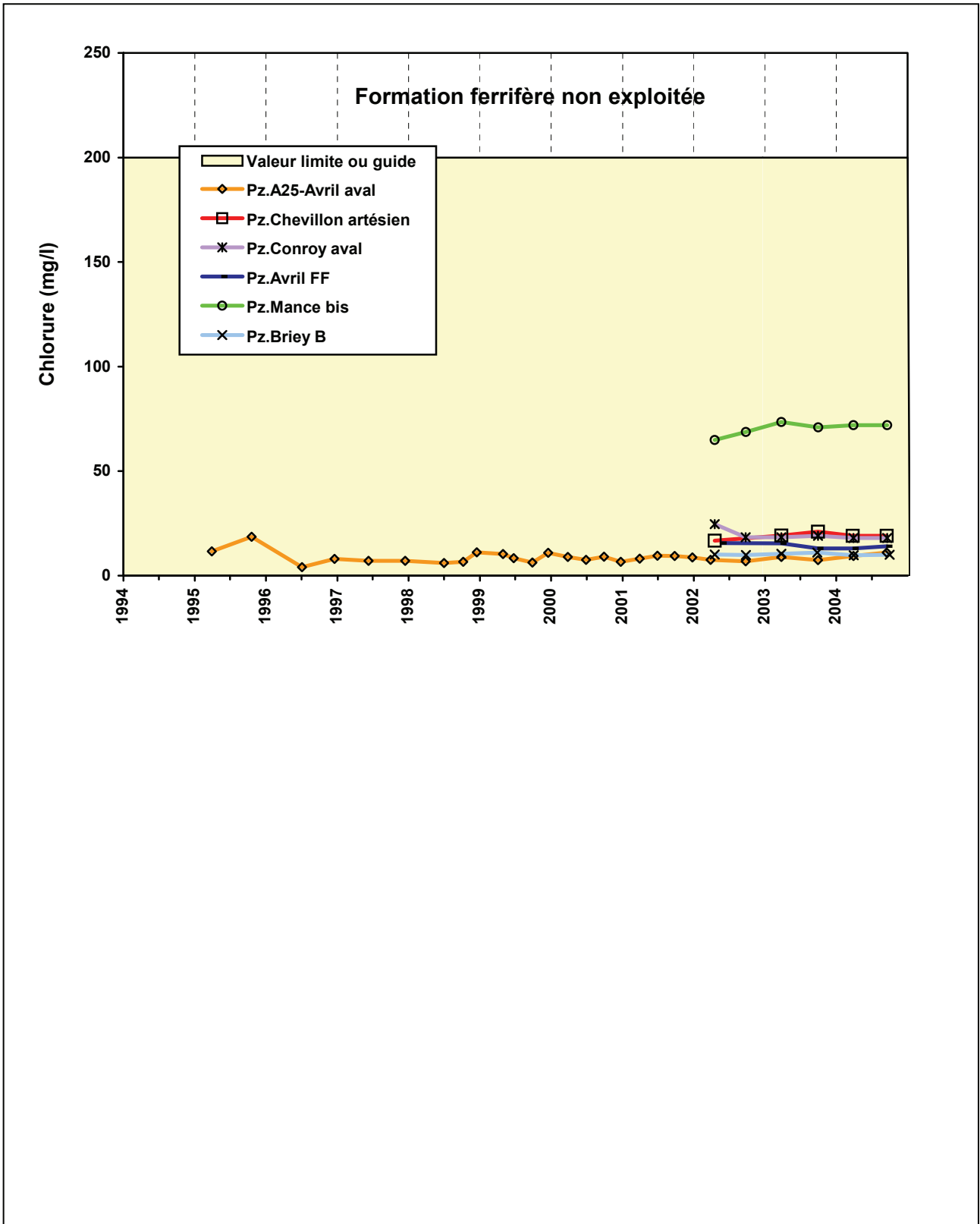


Figure 57 – Evolution de la concentration en chlorure pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

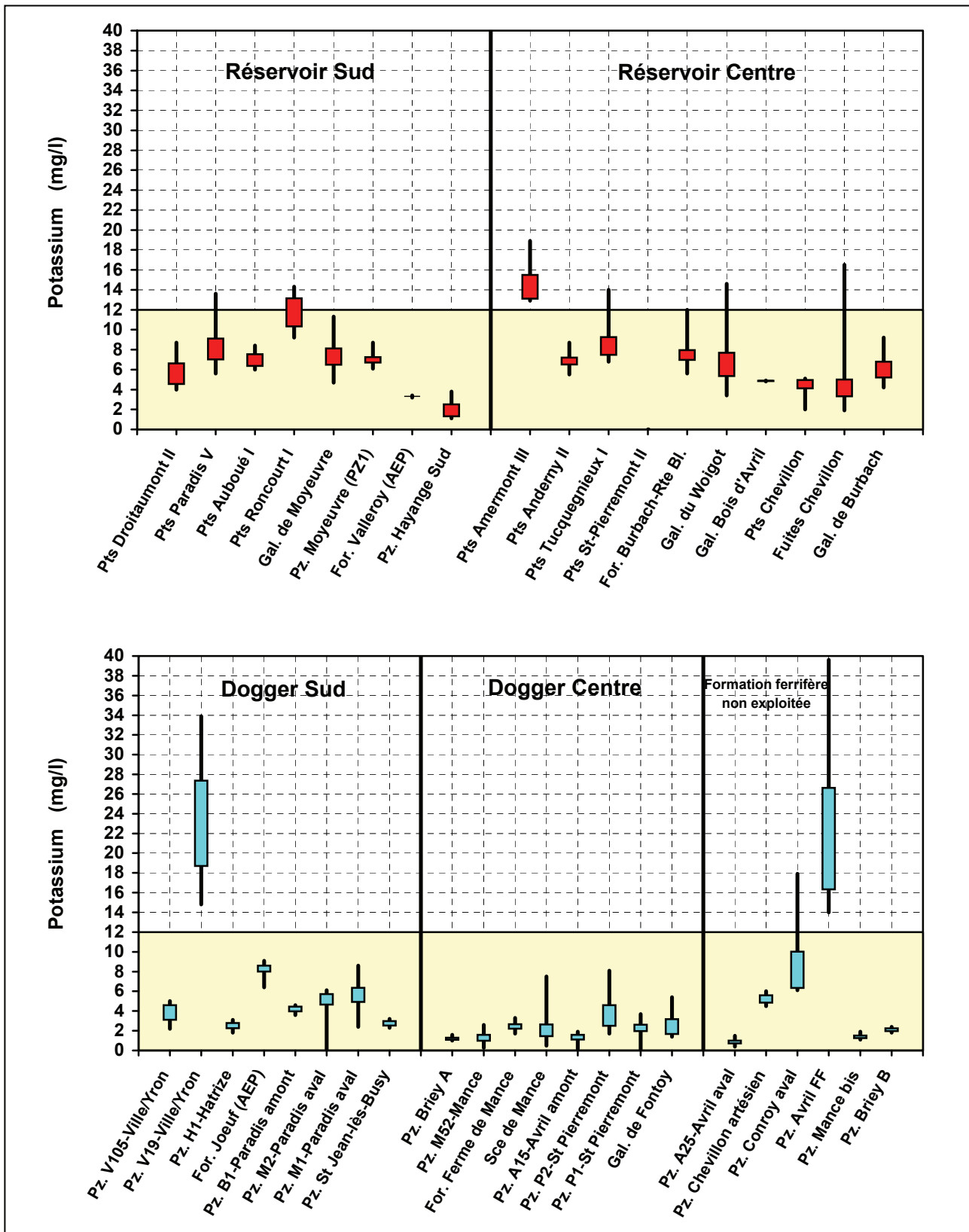


Figure 58 – Concentration en potassium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

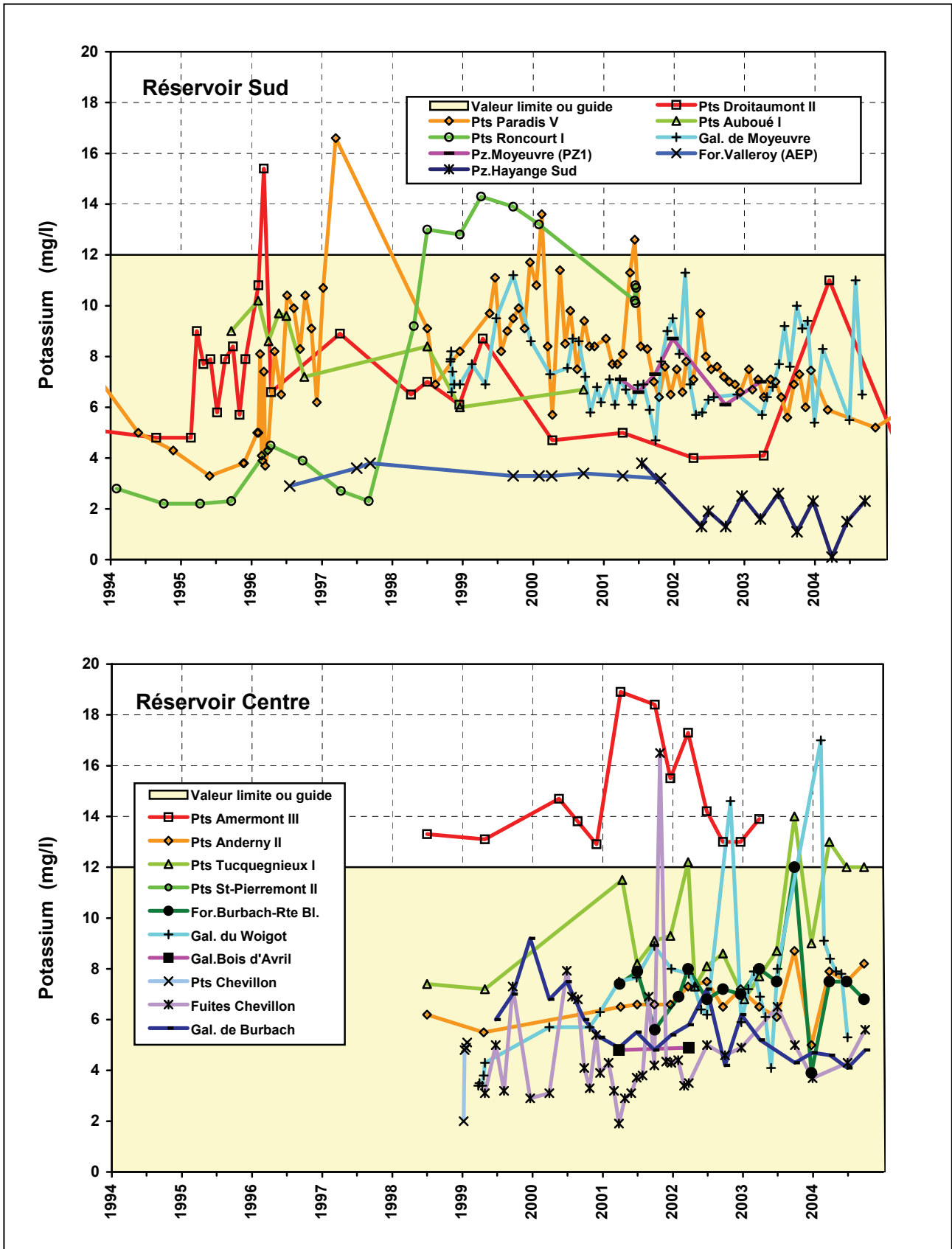
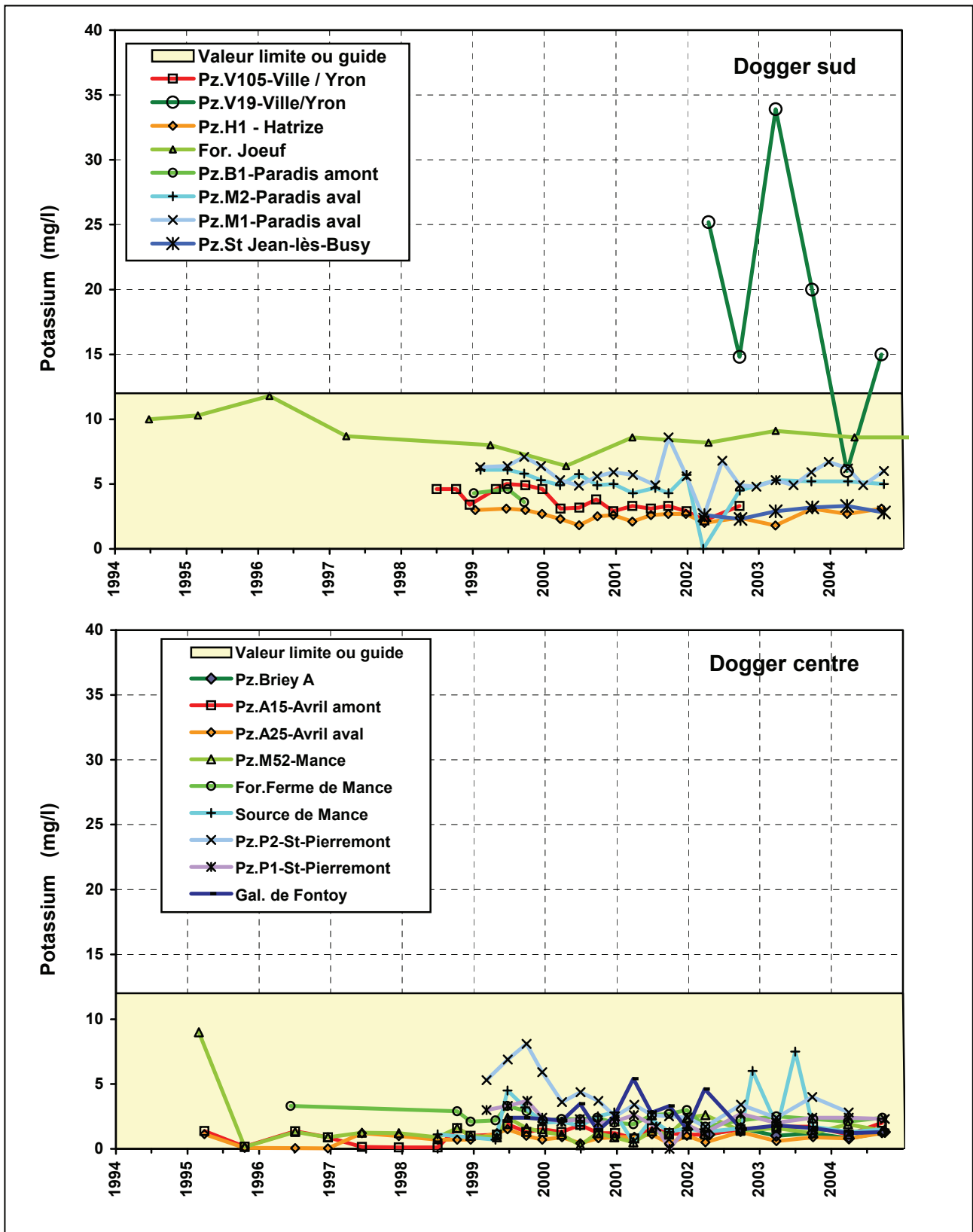


Figure 59 – Evolution de la concentration en potassium pour les réservoirs miniers.



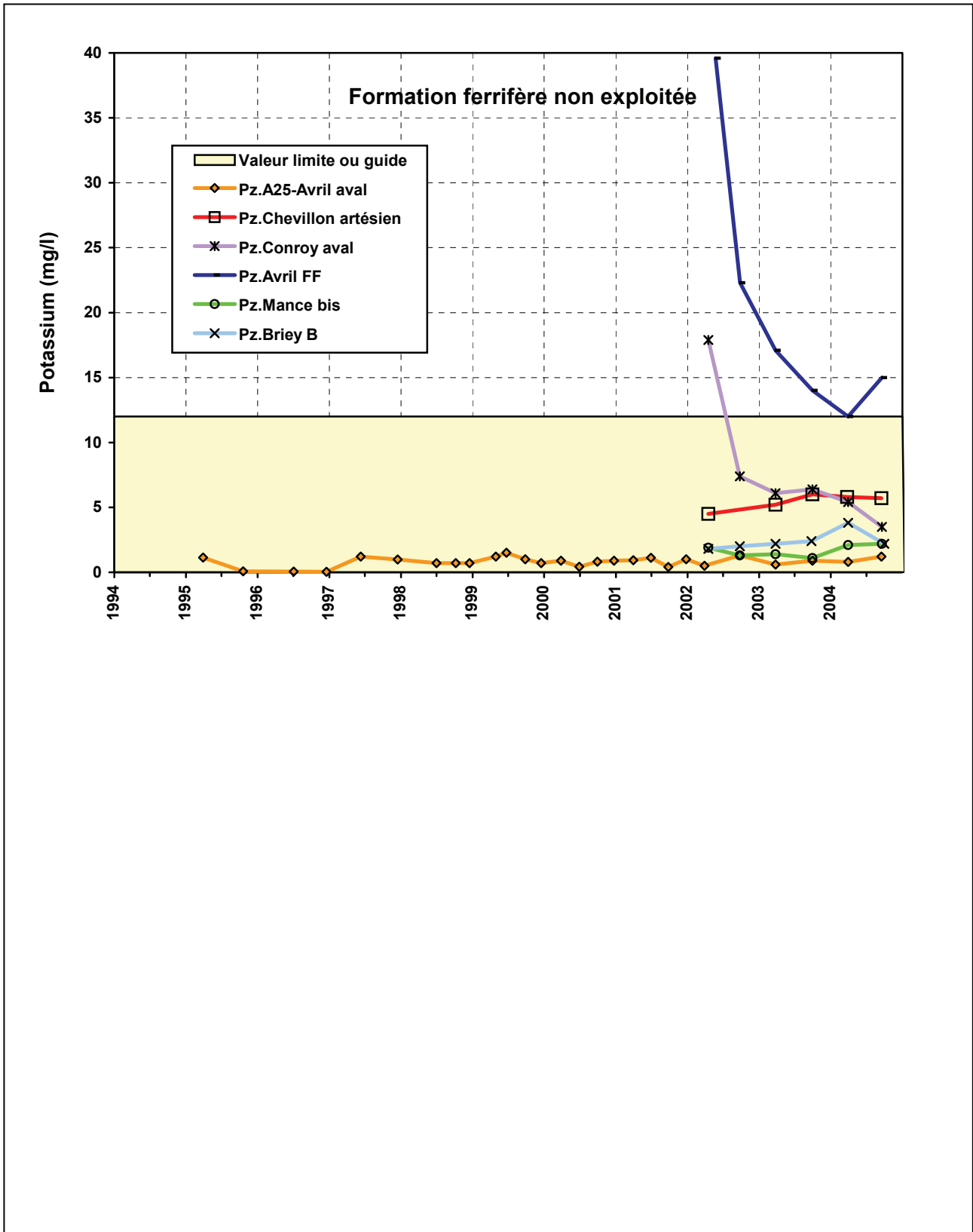


Figure 61 – Evolution de la concentration en potassium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

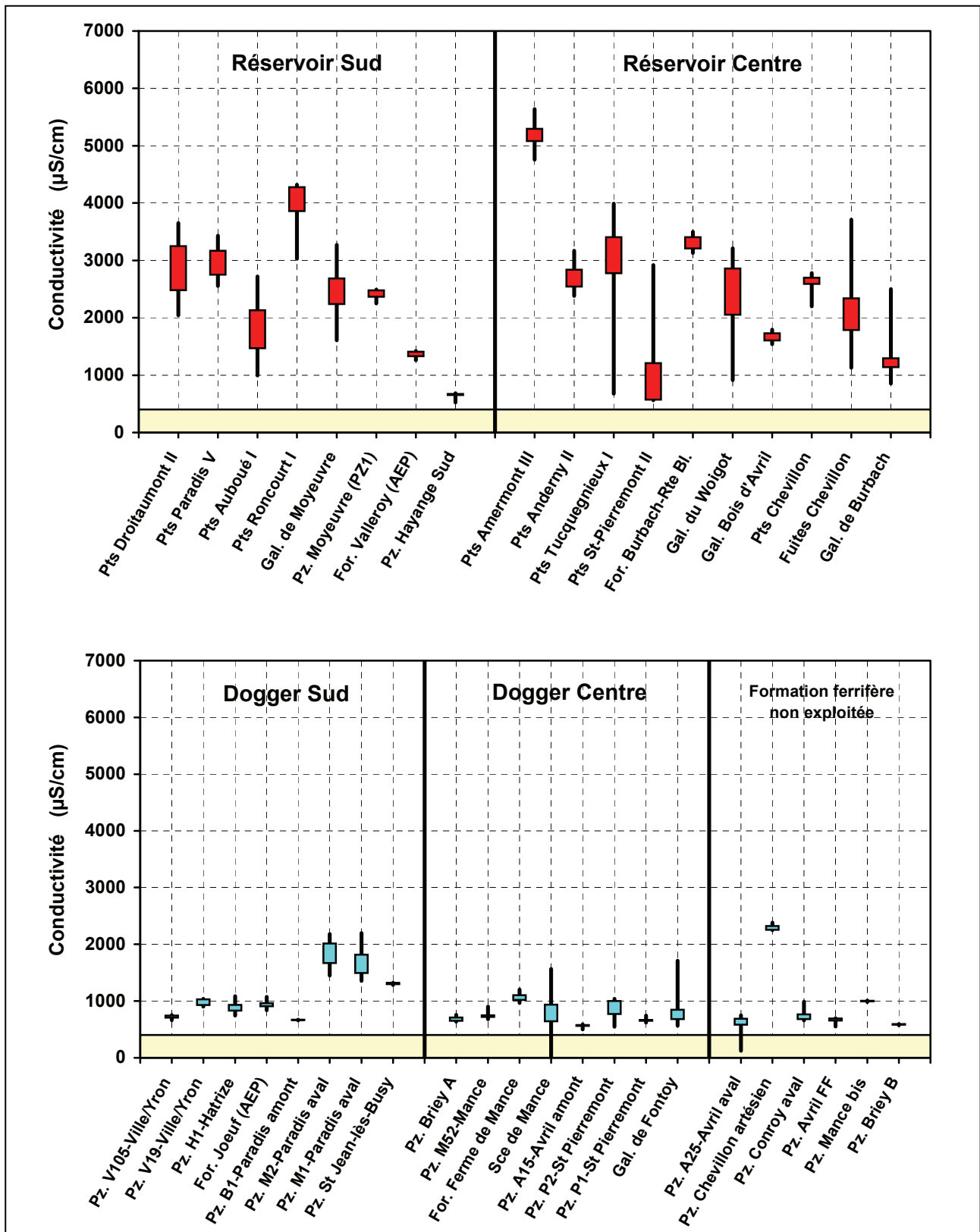


Figure 62 – Conductivité électrique : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

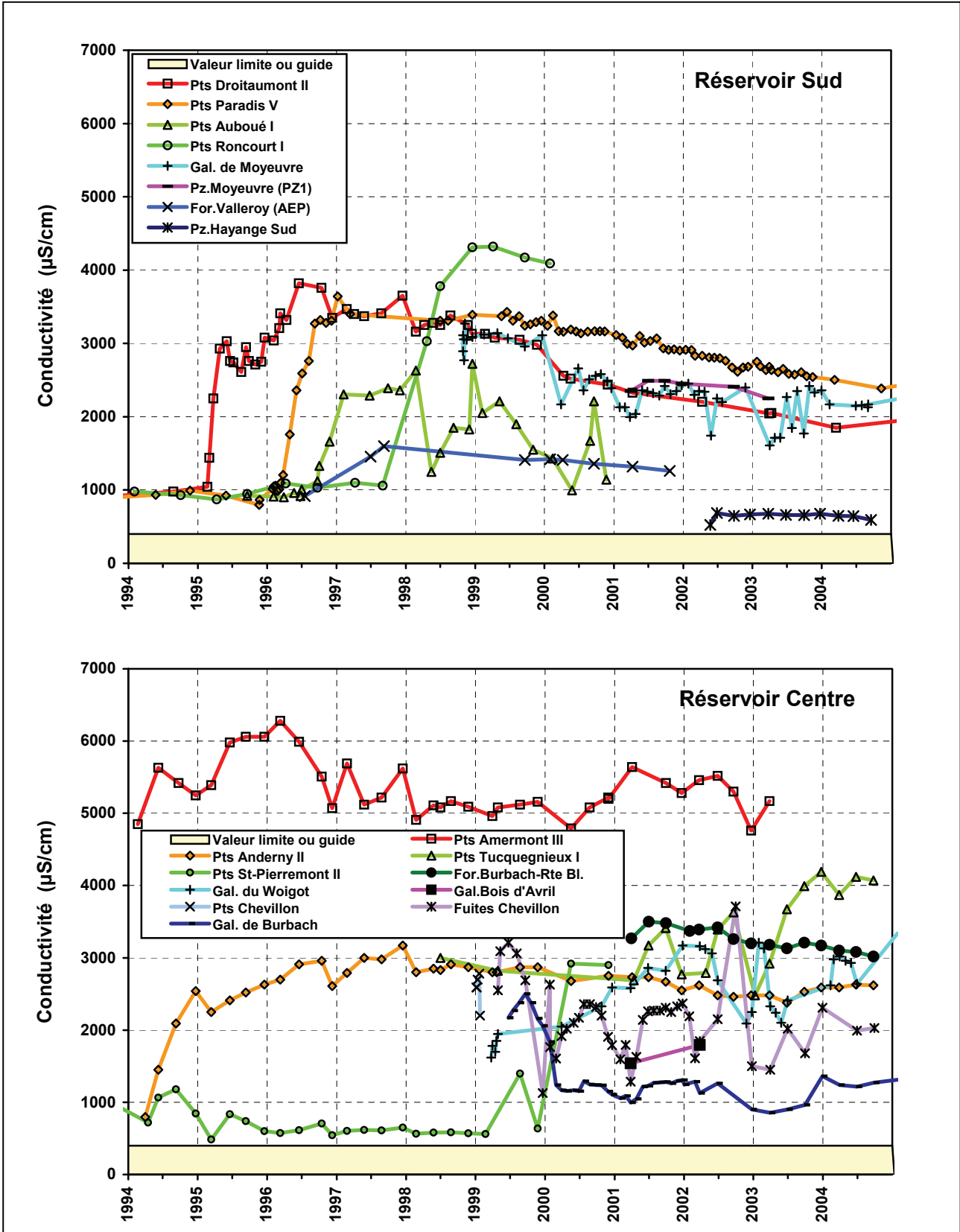


Figure 63 – Evolution de la conductivité pour les réservoirs miniers.

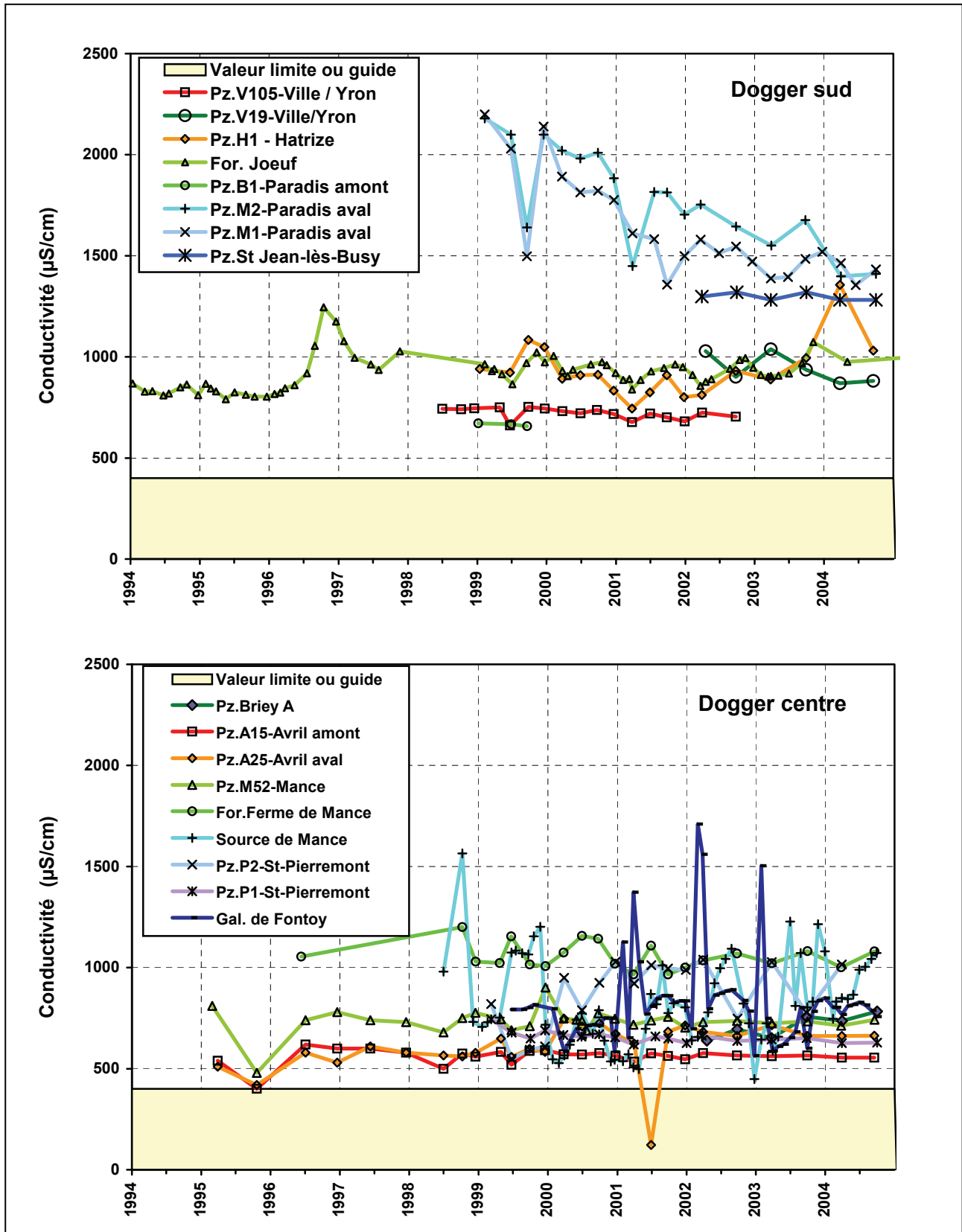


Figure 64 – Evolution de la conductivité pour la nappe des calcaires du Dogger.

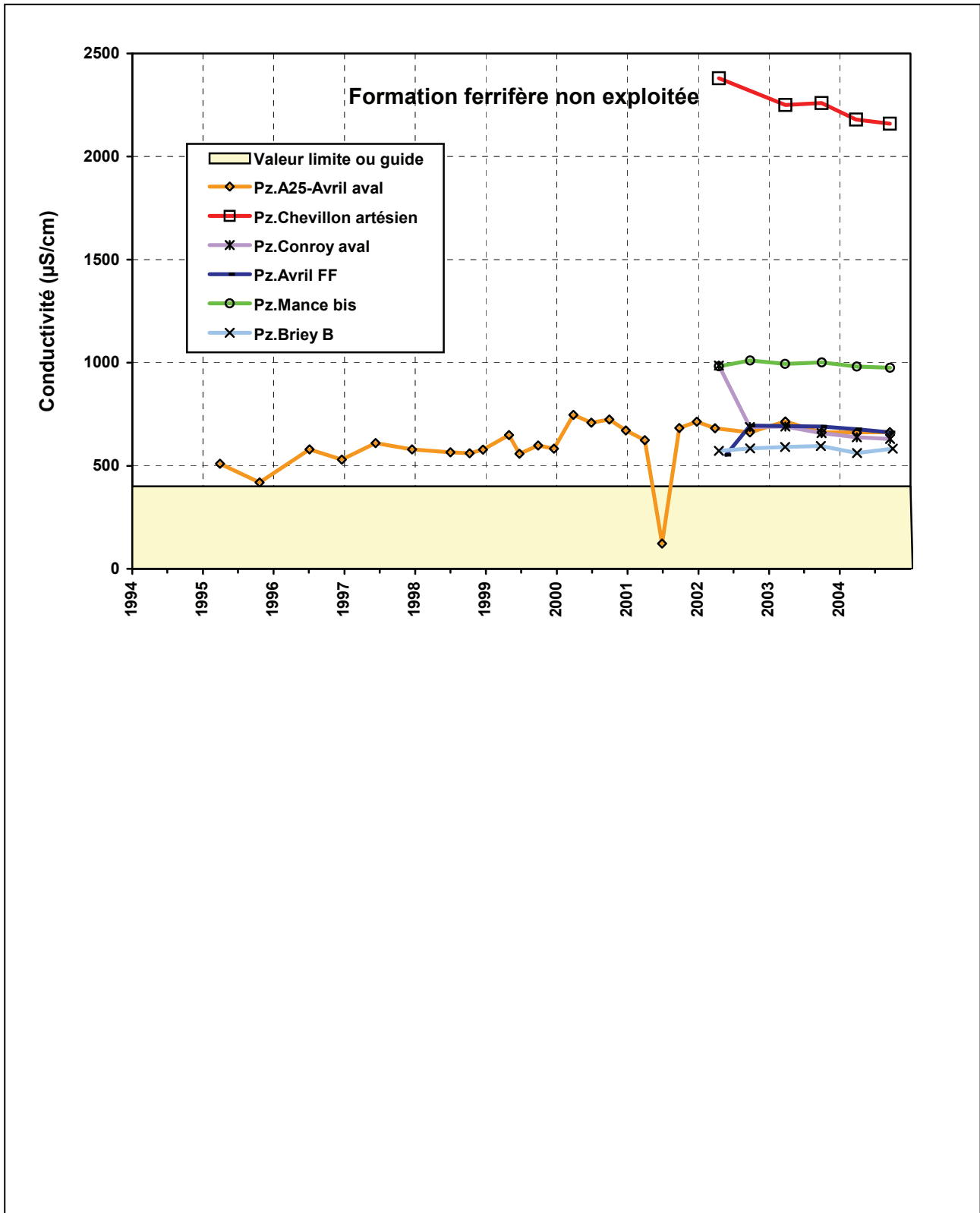


Figure 65 – Evolution de la conductivité pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

5.2. ELEMENTS INDESIRABLES

Certains éléments indésirables ont des concentrations parfois plus fortes que les valeurs limites de potabilité : fer, manganèse, bore, ammonium, indice hydrocarbures totaux, indice phénols. On peut distinguer d'une part les éléments indésirables naturellement associés au minerai de fer ou aux interbancs marneux :

- Le fer et le manganèse, éléments constitutifs des différentes couches du minerai de fer.
- Le bore, connu pour être fixé sur les argiles déposées en milieu marin (Barbier et Chery, 1999).

Au contraire, les contaminants d'origine humaine sont :

- L'ammonium, issu de la dégradation bactérienne de matières organiques azotées (eaux usées urbaines et industrielles, lixiviats de décharges, engrais organiques) ou de l'épandage d'engrais ammoniacés.
- Le nitrate, issu de l'oxydation de l'ammonium en conditions aérobies (présence d'oxygène), ou de l'épandage direct d'engrais nitraté.
- Les indices hydrocarbures totaux et phénols, représentatifs de contaminations industrielles issues de l'usage mal contrôlé de produits organiques au fond des mines ou dans les installations industrielles de surface (fioul, huiles et graisses, PCB, produits de traitement du bois, etc.).

5.2.1. Réservoirs miniers

a) *Fer et manganèse*

Concentrations observées – problèmes posés pour l'AEP : dans les puits miniers du réservoir Sud et du réservoir Centre, les concentrations médianes en fer sont inférieures ou du même ordre de grandeur que la CMA (200 µg/l), sauf à Droitaumont II (1100 µg/l), et ponctuellement à Amermont III (4000 µg/l) – et Roncourt I lors de la dernière analyse disponible en 1999 –. Ainsi, les eaux des deux puits les plus profonds des deux réservoirs miniers sont très concentrées en fer.

Les concentrations en manganèse dans les réservoirs miniers sont toutes supérieures à la CMA de 50 µg/l, excepté à Chevillon. On observe un net profil de décroissance des concentrations médianes, à partir des puits situés aux extrémités sud-ouest des réservoirs (cf. graphiques box-plot, de Droitaumont II à Moyeuivre, et d'Amermont aux fuites vers le Chevillon).

Origine supposée et mécanismes de mise en solution : deux phénomènes agissant éventuellement de concert pourraient être à l'origine de ces évolutions de concentration en fer et manganèse de l'amont vers l'aval des réservoirs miniers :

- un taux de renouvellement des eaux des réservoirs par infiltration d'eau du Dogger d'autant plus important que l'on s'approche du point de débordement, conduisant à une dilution des concentrations de l'amont vers l'aval du réservoir ;
- un changement d'état d'oxydoréduction de l'amont vers l'aval, passant d'un état réducteur au fond du réservoir (faible oxygénation) à un état oxydé au point de débordement.

Les concentrations en fer et surtout en manganèse sont croissantes au cours du temps dans les deux réservoirs. Cette augmentation des concentrations pourrait indiquer une évolution de l'état d'oxydation des eaux des réservoirs vers un état plus réducteur, liée à la diminution de l'oxygène initialement présent dans l'eau d'ennoyage (dégradation de matière organique).

Le fer trouve bien entendu son origine dans les couches de minerai exploitées, où il est présent en moyenne à des teneurs de 28 à 32 % (Bubenicek, 1960), alors que le manganèse y est présent en proportion beaucoup plus faible (0,1 à 0,4 % de Mn). Les teneurs en fer dans les niveaux marneux intercalaires peuvent atteindre 10 à 20 % (Hervé, 1980). Les mécanismes possibles de mise en solution du fer et du manganèse sont nombreux, mais ceux qui sont mis en jeu dans les réservoirs du bassin ferrifère ne sont pas connus à l'heure actuelle.

Evolution prévisible : il est très difficile de prévoir l'évolution des concentrations en fer et en manganèse, puisque les mécanismes précis de mise en solution ne sont pas connus. L'acquisition de chroniques de données plus longues dans le cadre de cette surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère et les travaux de recherche du GISOS devraient permettre d'apporter des éléments de réponse.

b) *Bore*

Concentrations observées – problèmes posés pour l'AEP : le bore est trouvé dans les deux réservoirs Sud et Centre à des concentrations variant entre 1000 et 3000 µg/l. La concentration en bore est généralement stable ou baisse légèrement (Droitaumont II) au cours du temps dans les réservoirs Sud et Centre.

Origine supposée et mécanismes de mise en solution : il est connu que la géochimie du bore est dominée par les processus marins (Reynolds, in Fairbridge et al., 1972). L'eau de mer contient ainsi 4600 mg/l de bore. Cet élément est extrait de l'eau de mer par sédimentation, par substitution de la silice dans les minéraux argileux (illites en particulier). Les illites déposées dans les sédiments marins contiennent de 400 à 600 mg/kg de bore : en conséquence, les schistes argileux marins peuvent contenir de 100 à 200 mg/kg de bore. Au contraire, la teneur en bore des roches carbonatées est faible (quelques mg/kg), et contrôlée par la teneur en illite. Ainsi, les fortes concentrations en bore doivent être attendues dans les eaux interagissant avec des argiles d'origine marine (Barbier et Chéry, 1999). C'est le cas du bassin ferrifère lorrain, mais aussi par exemple du Bajocien de Normandie, série sédimentaire marine,

dans lequel les valeurs s'étagent de quelques dizaines de $\mu\text{g/l}$ à 1 mg/l (Gadalia et Laurendon, 1994).

Evolution prévisible : il est possible que le comportement du bore soit identique à celui des ions majeurs sulfate, sodium, magnésium, et que sa concentration décroisse au fur et à mesure de la mise en solution du stock facilement disponible (zones dépilées). Il ne faut cependant pas exclure la possibilité que ce stock soit suffisamment important pour que les concentrations restent stables, fluctuant de manière saisonnière (concentrations faibles en période de hautes eaux, fortes en étiage).

c) *Ammonium et nitrate*

Concentrations observées – problèmes posés pour l'AEP : l'ammonium est mesuré dans quelques puits miniers en concentration significativement supérieure à la limite de détection, et sa teneur dans les eaux est ponctuellement égale ou supérieure à la CMA (0,5 mg/l) dans 5 puits miniers : Droitaumont II, Paradis V, Roncourt I, Tucquegnieux I et surtout Amermont III. Aucune tendance d'évolution ne peut être mise en évidence. Les concentrations en nitrate sont toujours très inférieures à la CMA (50 mg/l), puisqu'elles ne dépassent que rarement 20 mg/l (les concentrations médianes sont toutes inférieures à 5 mg/l). Là encore, aucune tendance certaine d'évolution ne peut être décelée.

Origine supposée et mécanismes de « contamination » : l'ammonium est un contaminant d'origine humaine, issu de la dégradation bactérienne de matières organiques azotées (contenues par exemple dans les eaux usées urbaines et industrielles, les lixiviats de décharges, les engrais organiques) ou de l'épandage d'engrais ammoniacés. Il n'est stable qu'en conditions réductrices, puisqu'en présence d'oxygène, il est rapidement transformé en nitrite puis en nitrate par des bactéries.

Il est donc possible que l'ammonium et le nitrate proviennent de la dégradation de matières organiques laissées dans le réservoir, mais aussi de l'infiltration d'effluents contaminants à proximité immédiate des puits.

Evolution prévisible : L'évolution des concentrations sera liée au stock de matière organique dégradable éventuellement présente dans les réservoirs, ou à l'évolution du flux de rejets contaminants de surface (et aux mesures qui seront prises si une activité source de contamination peut être identifiée).

d) *Indice hydrocarbures totaux et indice phénols*

Concentrations observées – problèmes posés pour l'AEP : les valeurs des indices hydrocarbures totaux et phénols sont parfois supérieures aux limites de détection des méthodes : depuis 1991, respectivement 38 analyses et 9 analyses ont été positives. La répartition dans le temps des analyses positives montre que les résultats positifs sont groupés : dans chacun des réservoirs, il semble que la contamination se produise de façon sporadique et simultanée en chacun des points échantillonnés, ce qui laisse

penser à la circulation de lentilles de produits, sans réelle pollution massive. En 2001, aucun résultat d'analyse n'a été positif.

Origine supposée et mécanismes de « contamination » : les indices hydrocarbures totaux et phénols sont représentatifs de contaminations industrielles issues de l'usage mal contrôlé de produits organiques au fond des mines ou dans les installations industrielles de surface (fioul, huiles et graisses, PCB, produits de traitement du bois, etc.).

Il faut noter que la limite de détection de la méthode d'analyse de l'indice hydrocarbures totaux se situe à 0,1 mg/l, soit une valeur 10 fois supérieure à la norme de potabilité. Le même problème se pose pour l'indice phénols, dont la limite de détection est 60 fois plus élevée que la norme. C'est pourquoi une méthode plus précise d'identification et de quantification des composés organiques sera mise en œuvre dès qu'un indice sera positif sur l'un des échantillon analysé.

Evolution prévisible : lorsque les composés organiques mis en cause seront identifiés, une recherche des localisations possibles, des quantités éventuellement présentes et des modes de circulation pourraient être envisagés. L'évolution des concentrations en un point dépend de ces trois facteurs, et n'est pas prévisible à l'heure actuelle. Toutefois, l'absence de positivité de l'un des indices en 2001 est un signe encourageant d'absence de contamination.

5.2.2. Calcaires du Dogger

Les éléments indésirables d'origine naturelle ou humaine sont très souvent en concentration inférieure aux normes de potabilité. La contamination en un composé particulier des forages captant la nappe des calcaires du Dogger dépend de la proximité d'une source de contamination, et du contexte hydrogéologique local : certains composés peuvent être retenus, dégradés ou dilués lors de l'infiltration du contaminant dans le sol et la zone non saturée, puis pendant leur trajet jusqu'au forage.

Parmi les points mesurés, les forages les plus sensibles à une contamination en éléments indésirables sont ceux : 1) situés à proximité d'un cours d'eau transportant des composés chimiques d'origine humaine ; 2) ceux qui captent des niveaux naturellement riches en composés d'origine naturelle (fer, manganèse, bore). Ainsi :

- Tijs est contaminé par du fer et du manganèse provenant probablement de l'eau de mine pompée pour assurer le soutien d'étiage du Woigot et/ou du ruisseau de la Vallée ; Joeuf est contaminé (environ 20 mg/l) par du nitrate transporté par les eaux de l'Orne (20 mg/l en moyenne en 1998, avec des pointes à 50 mg/l en 2002) ; P2 - S^t-Pierremont par de l'ammonium et du nitrate (P1 plus profond n'est pas contaminé, ce qui confirme que P2 est essentiellement alimenté par des eaux contaminées infiltrées en surface à proximité).

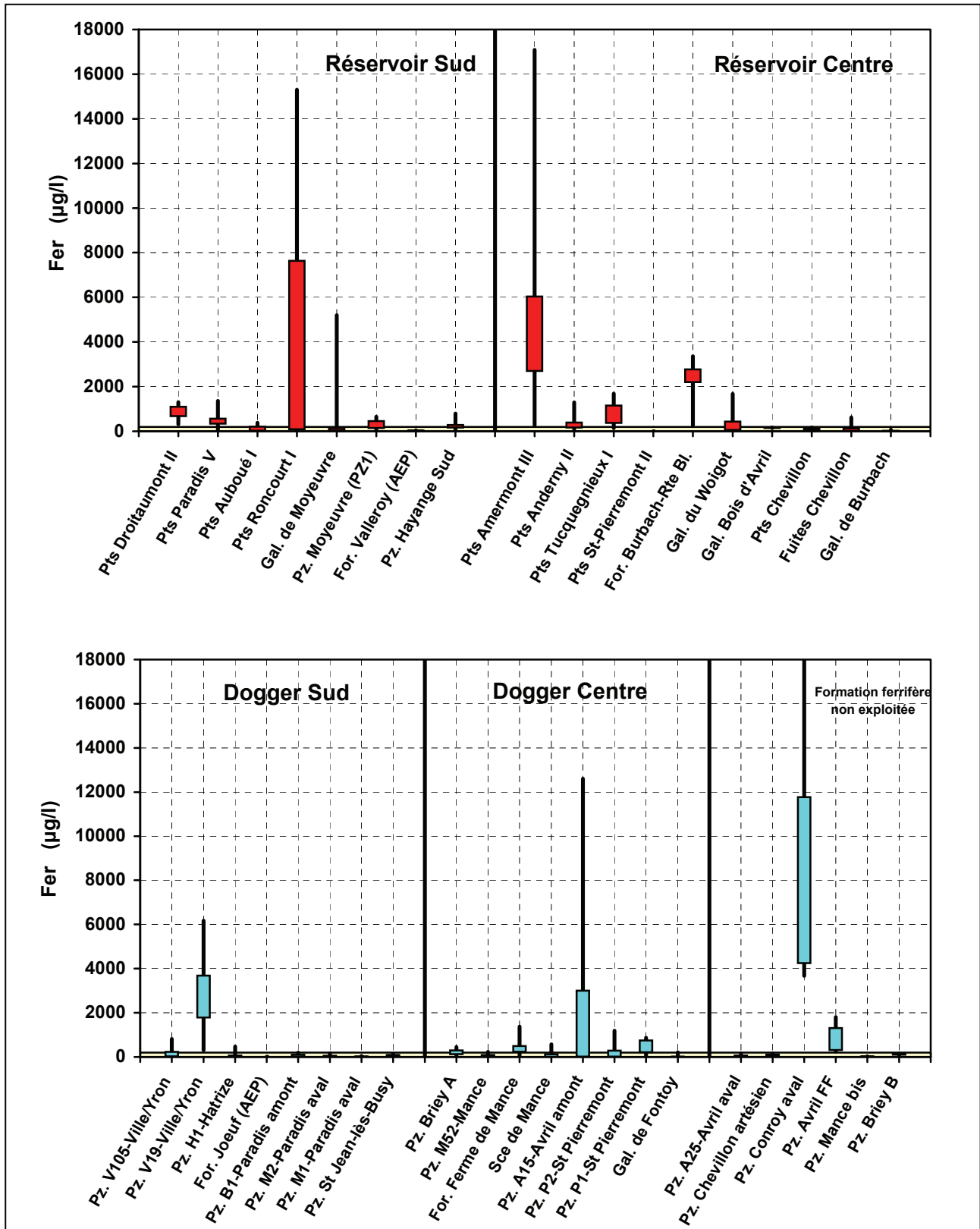


Figure 66 – Concentration en fer : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

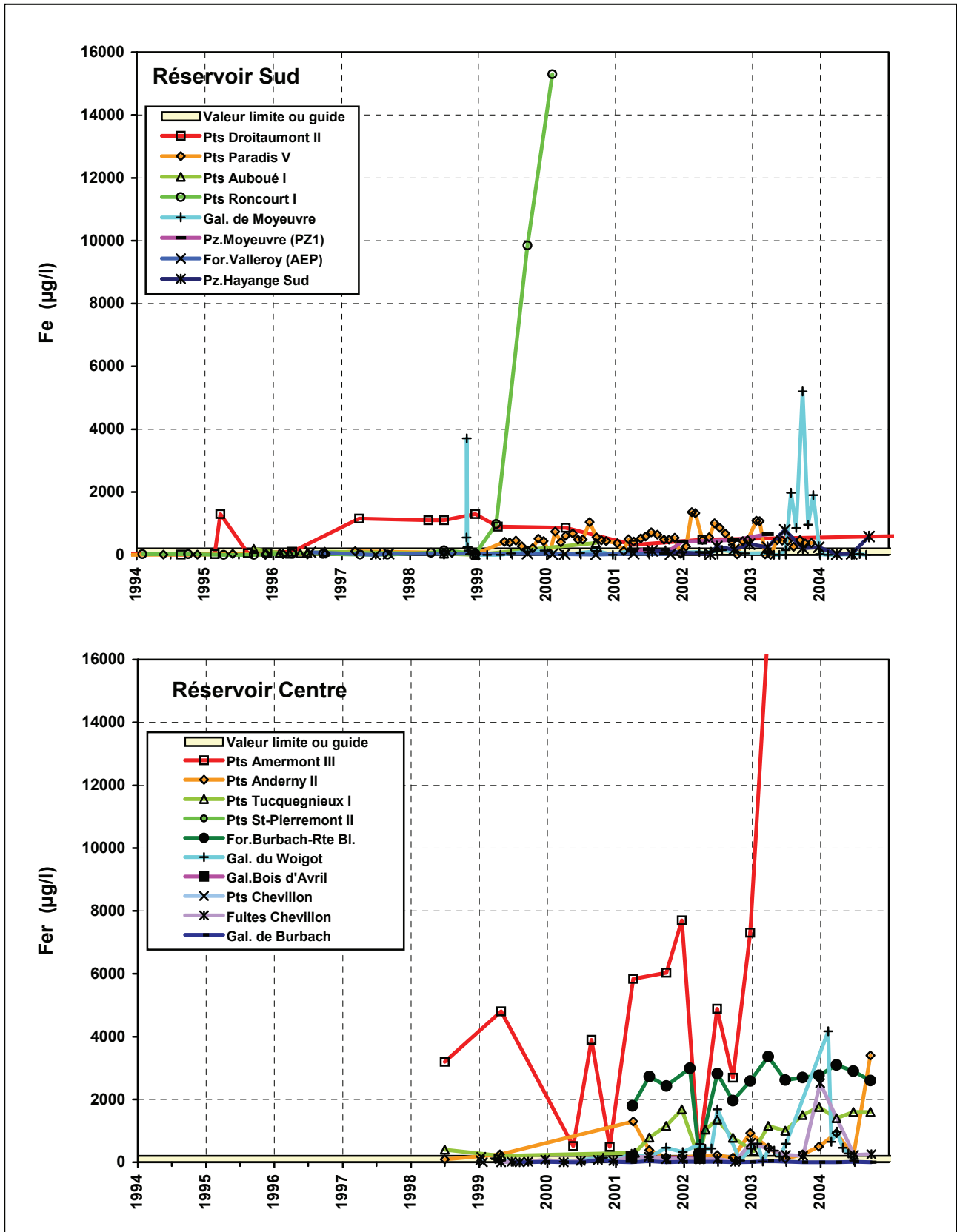


Figure 67 – Evolution de la concentration en fer pour les réservoirs miniers.

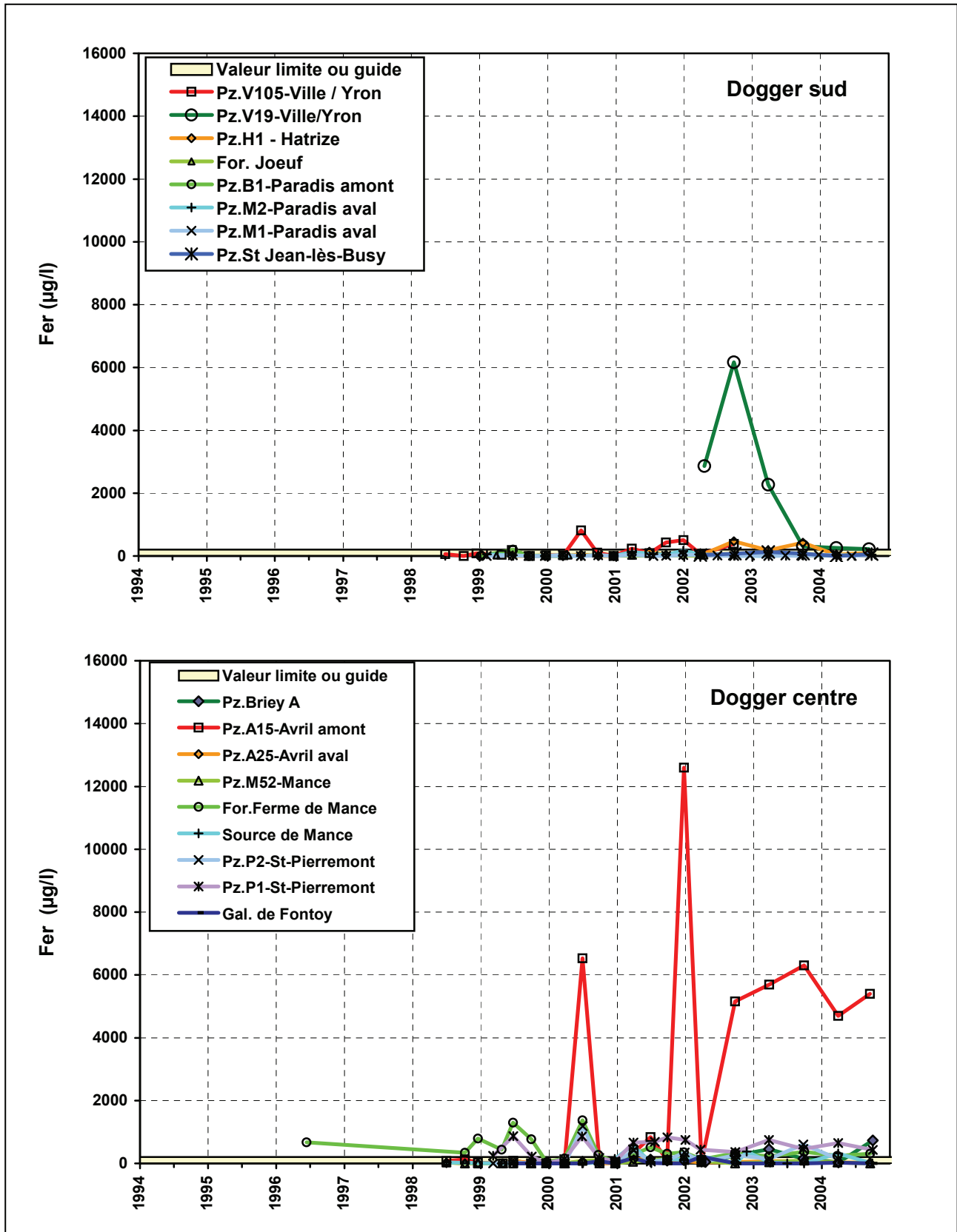


Figure 68 – Evolution de la concentration en fer pour la nappe des calcaires du Dogger.

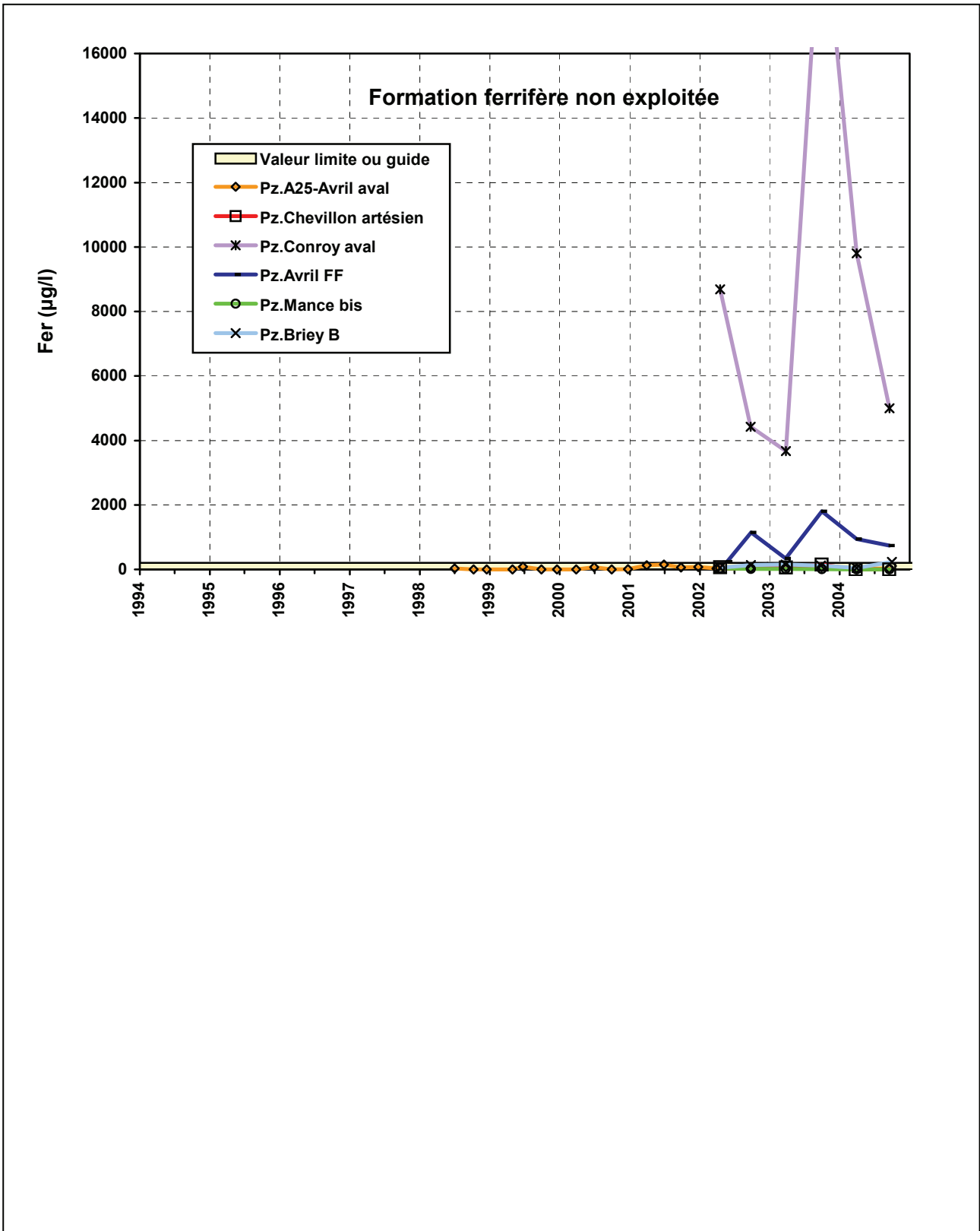


Figure 69 – Evolution de la concentration en fer pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

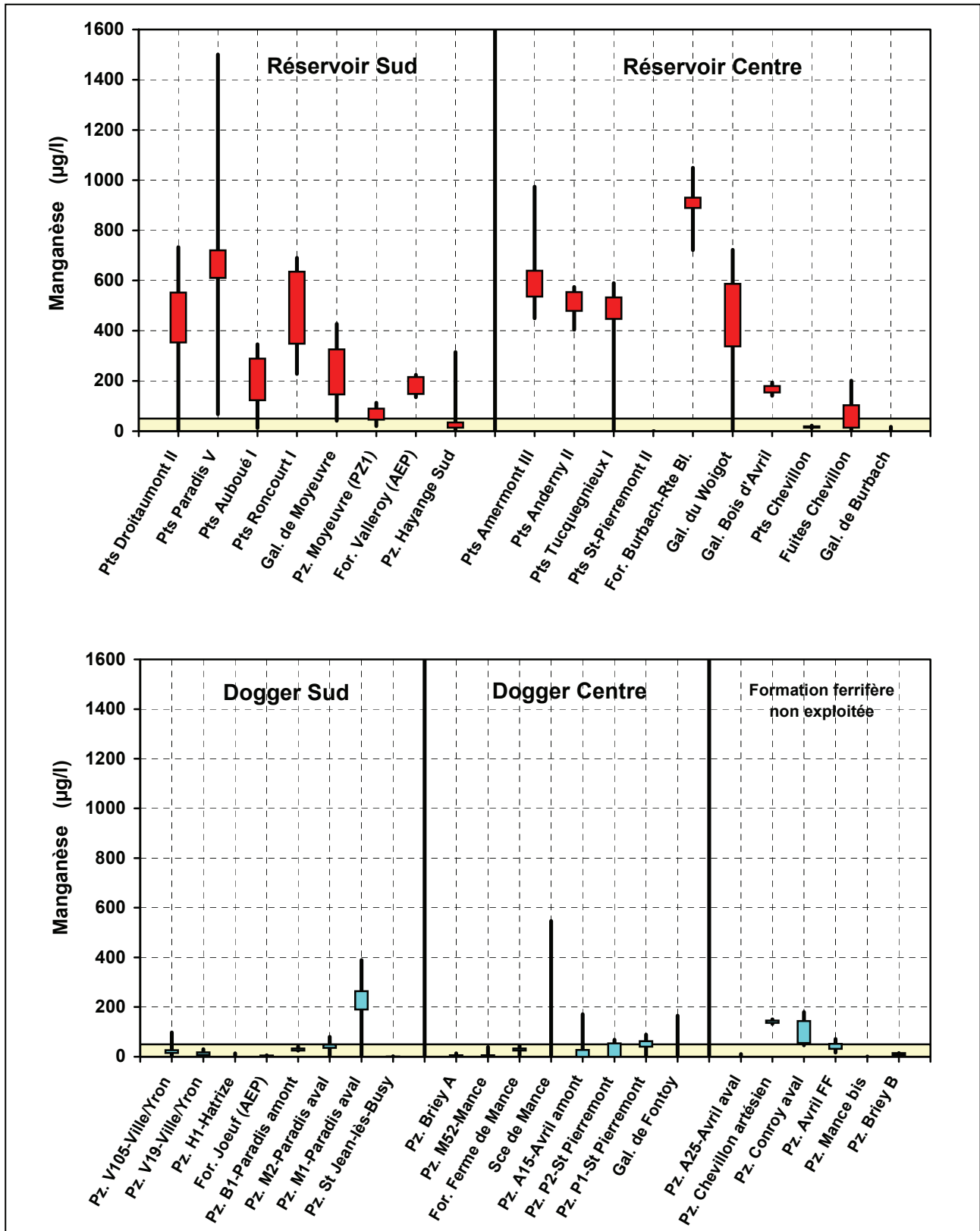


Figure 70 – Concentration en manganèse : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

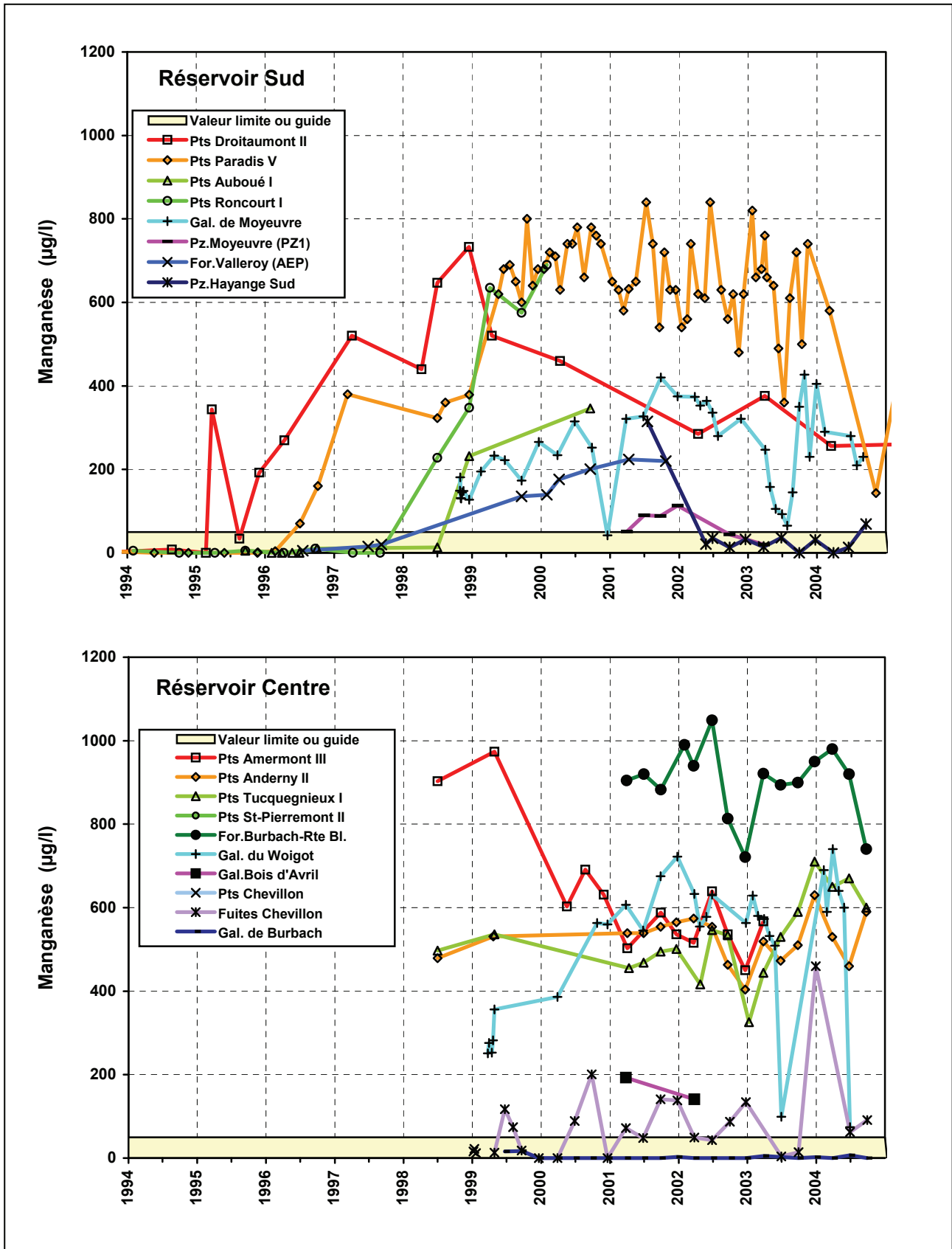


Figure 71 – Evolution de la concentration en manganèse pour les réservoirs miniers.

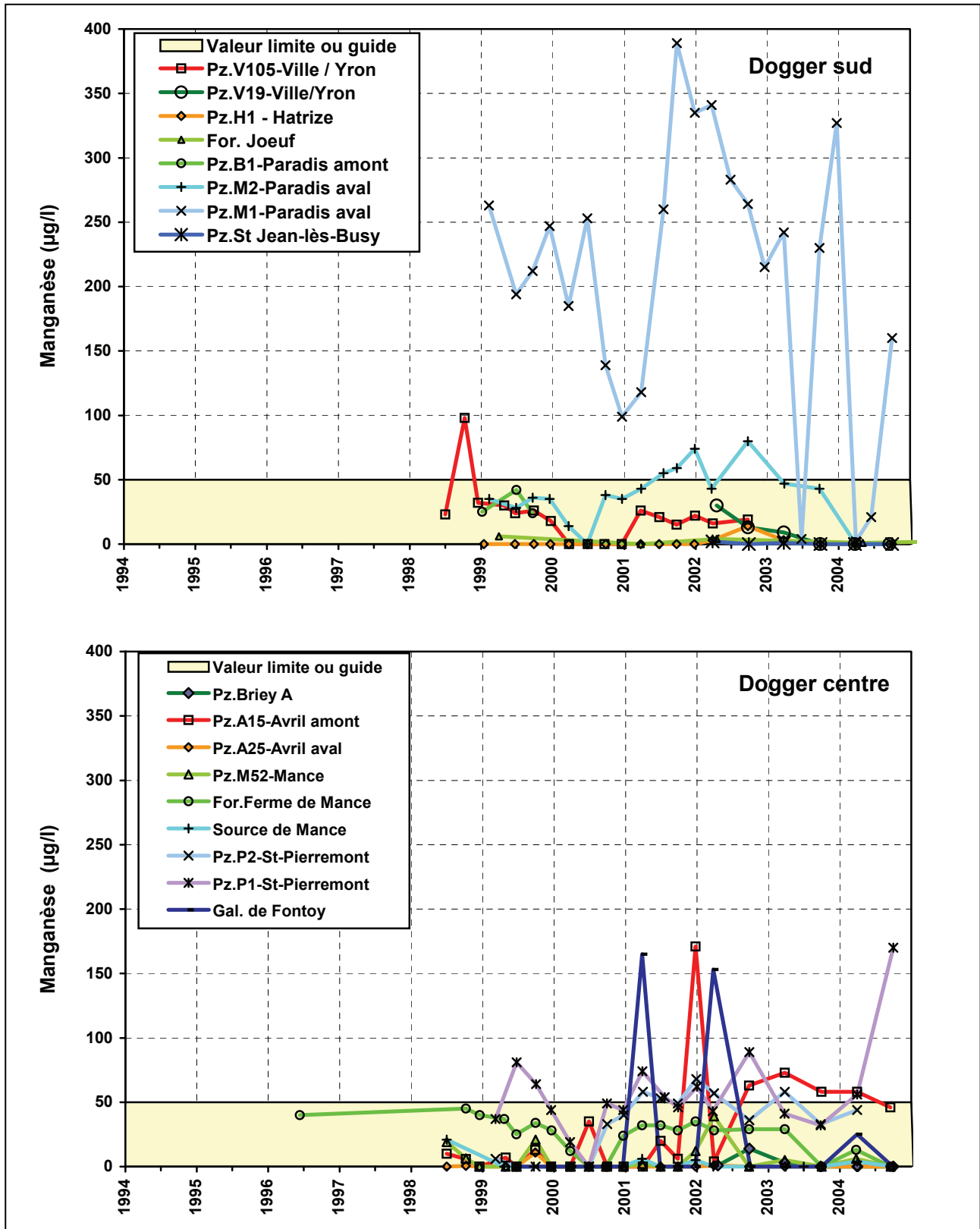


Figure 72 – Evolution de la concentration en manganèse pour la nappe des calcaires du Dogger.

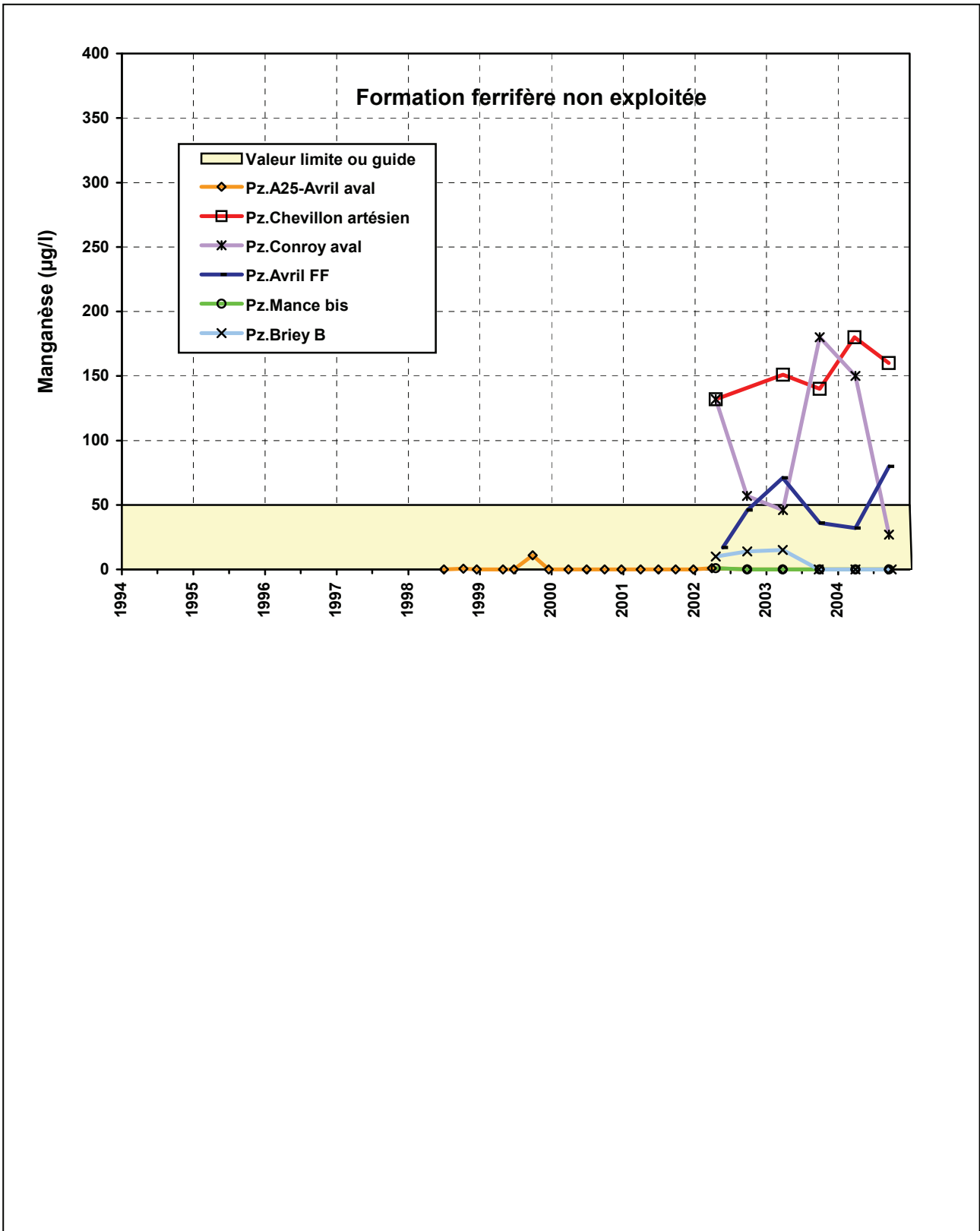


Figure 73 – Evolution de la concentration en manganèse pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

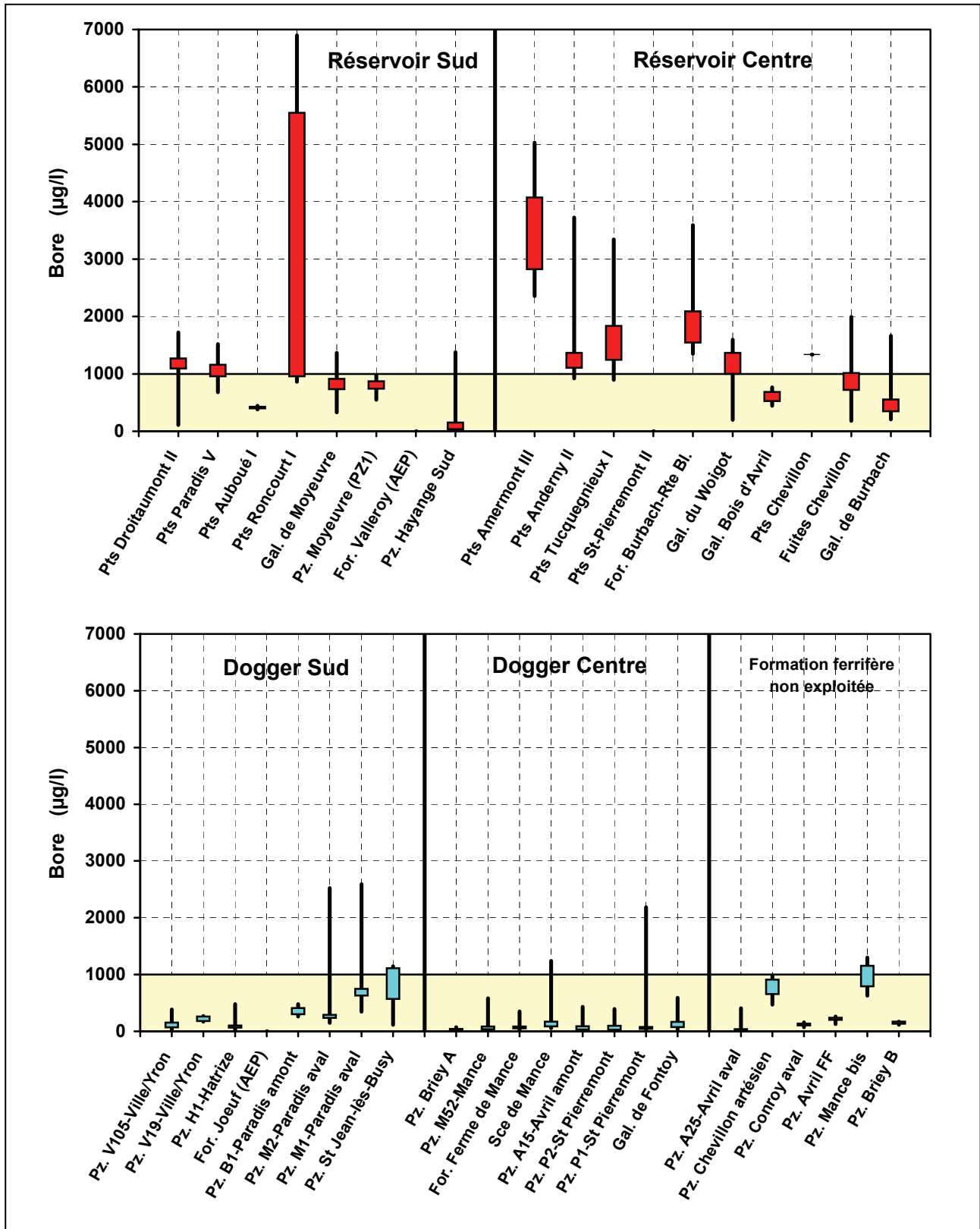


Figure 74 – Concentration en bore : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

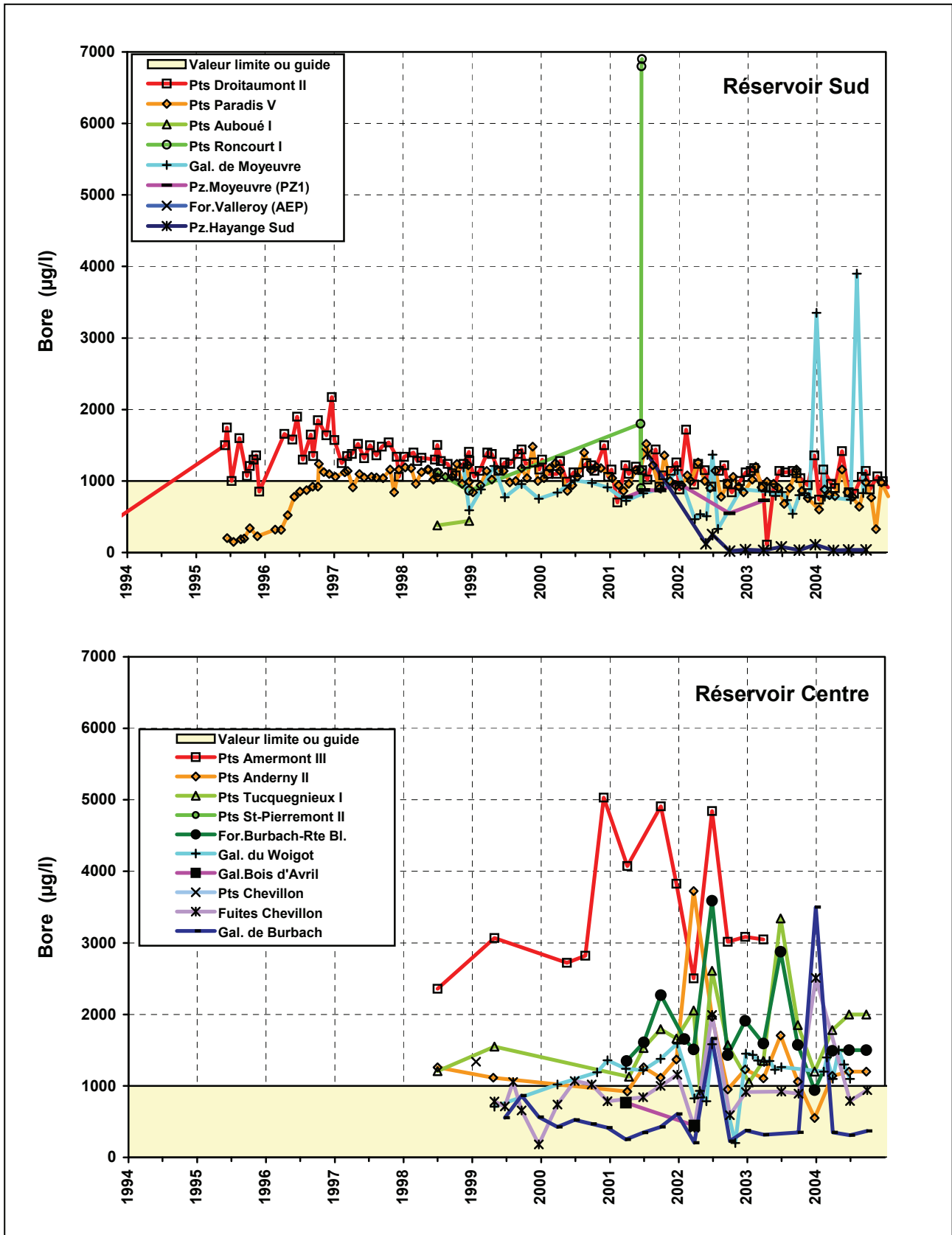


Figure 75 – Evolution de la concentration en bore pour les réservoirs miniers.

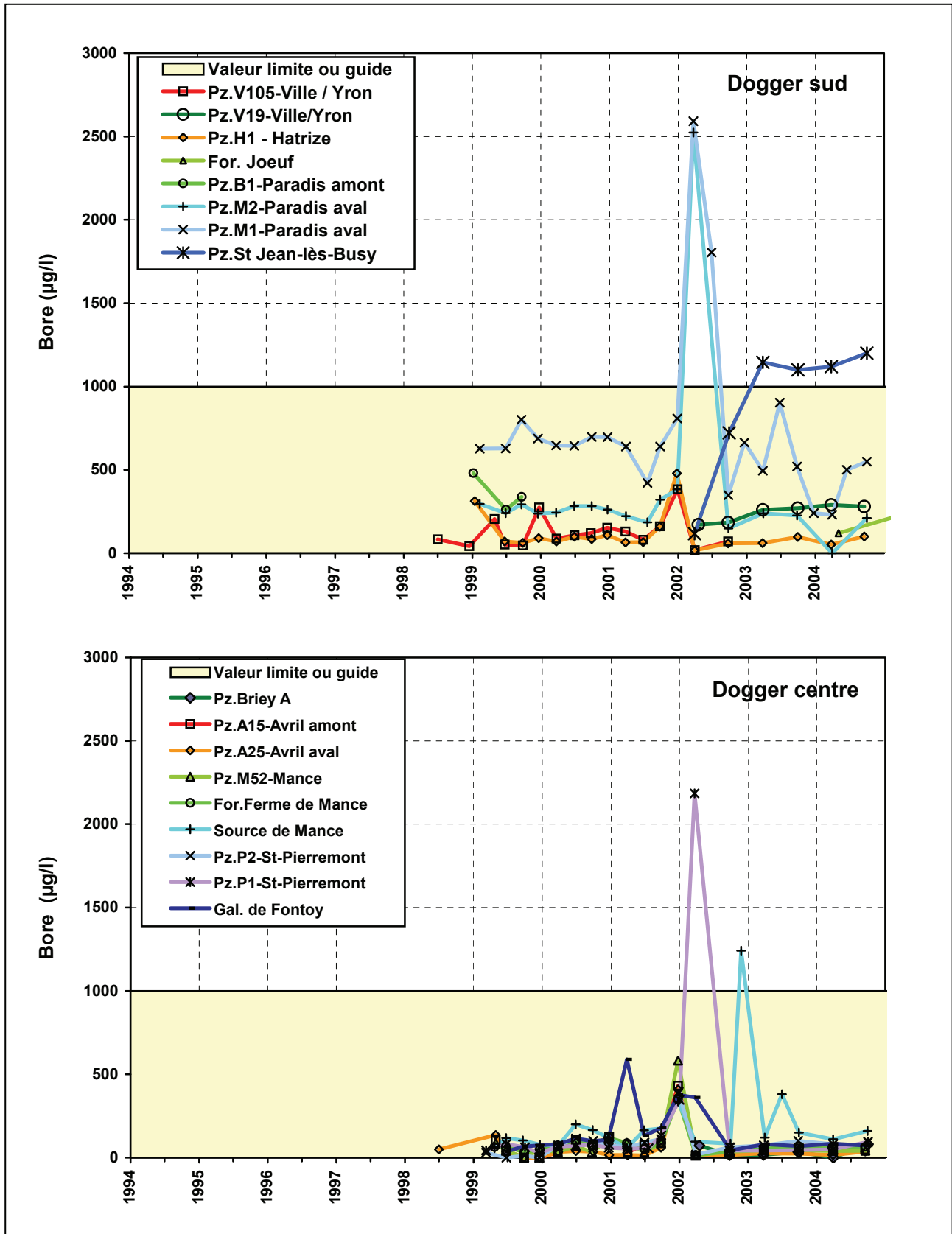


Figure 76 – Evolution de la concentration en bore pour la nappe des calcaires du Dogger.

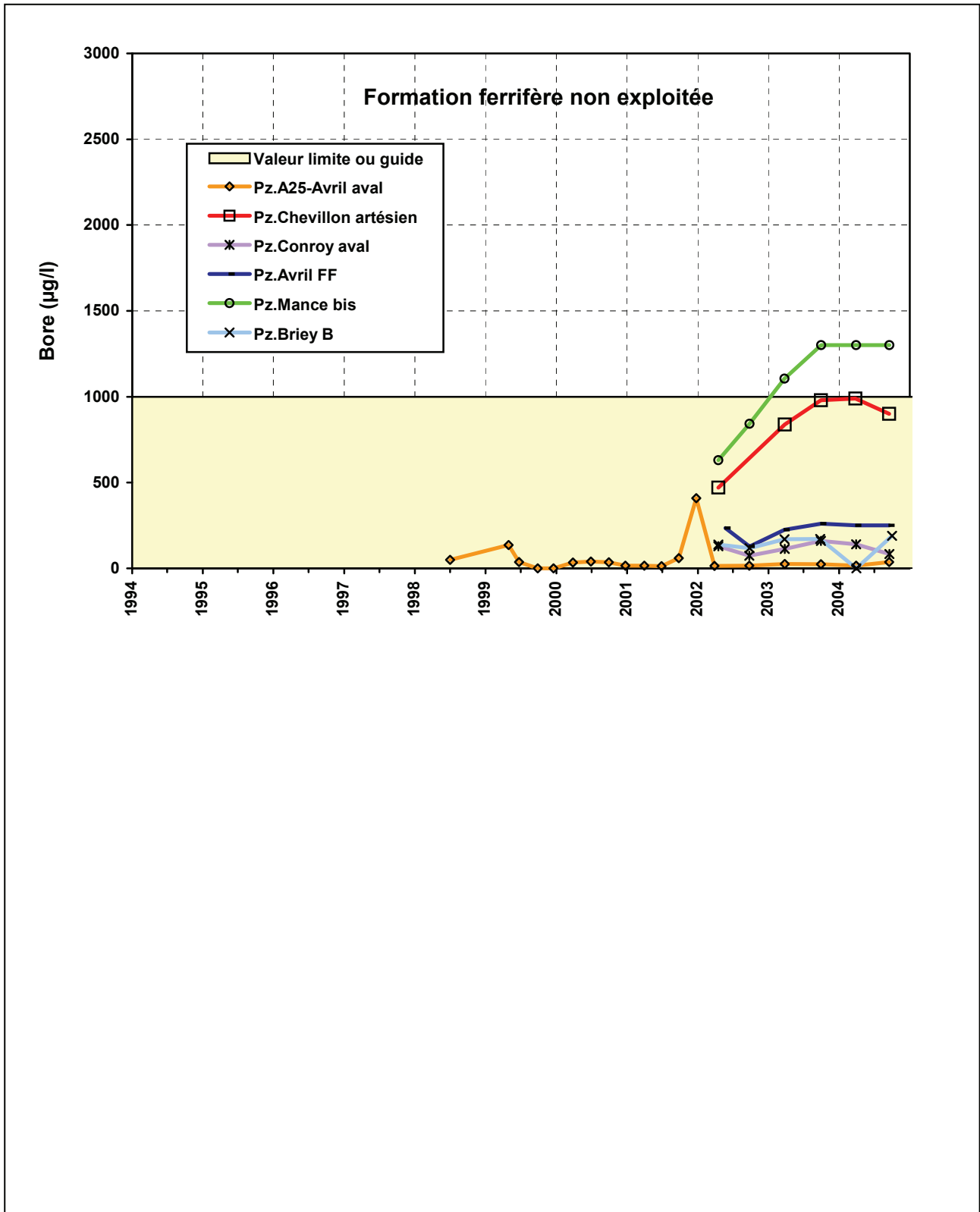


Figure 77 – Evolution de la concentration en bore pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

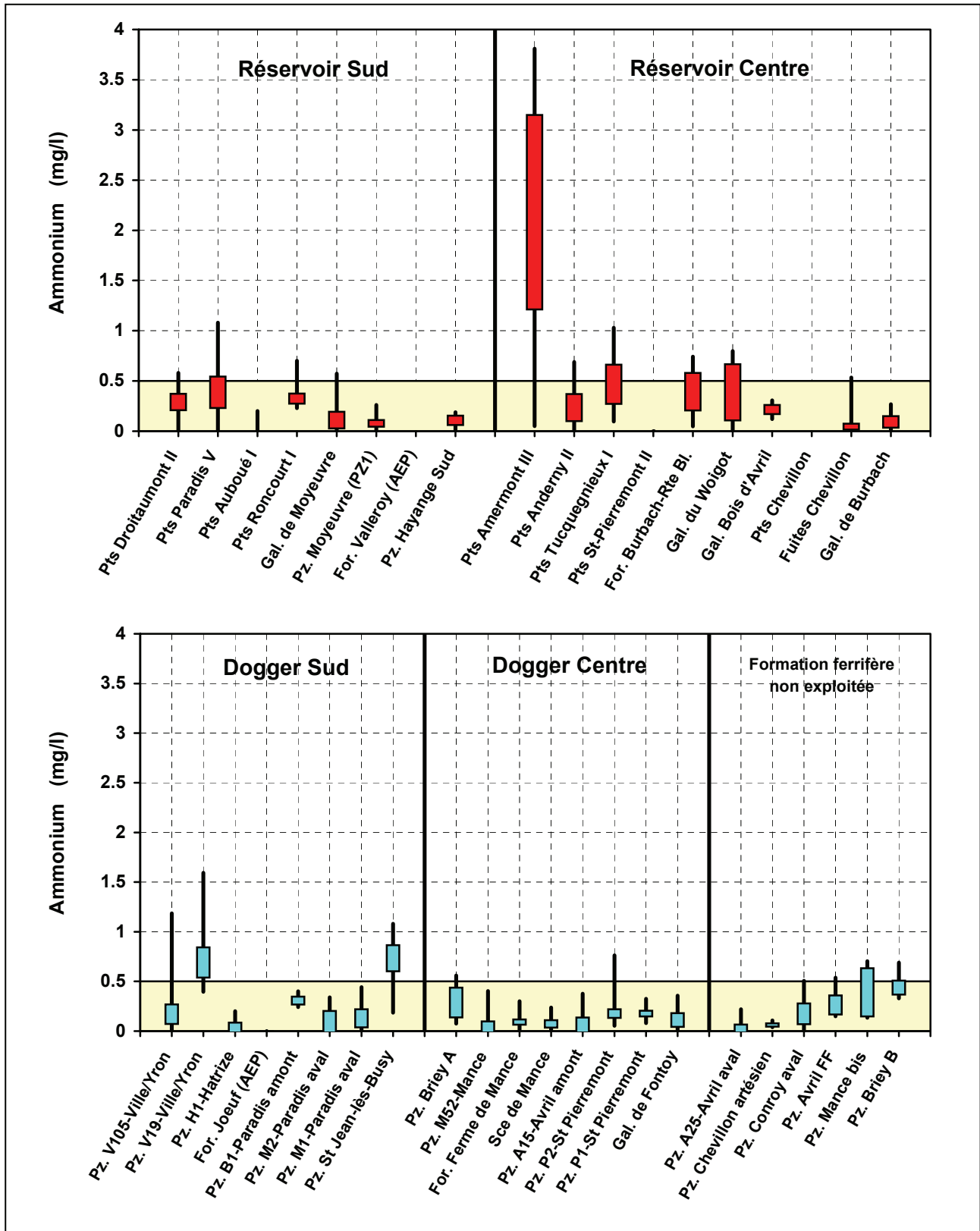


Figure 78 – Concentration en ammonium : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

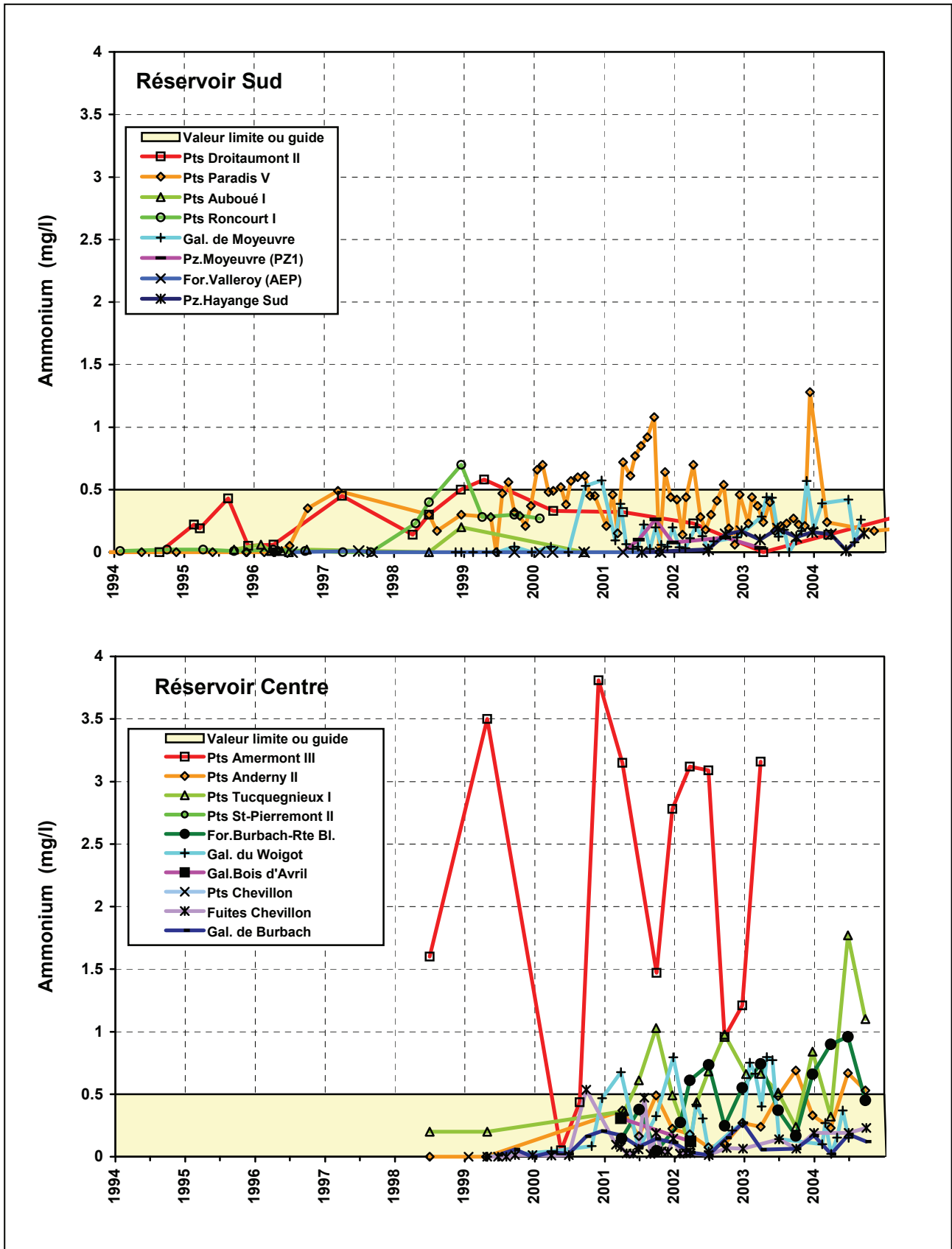


Figure 79 – Evolution de la concentration en ammonium pour les réservoirs miniers.

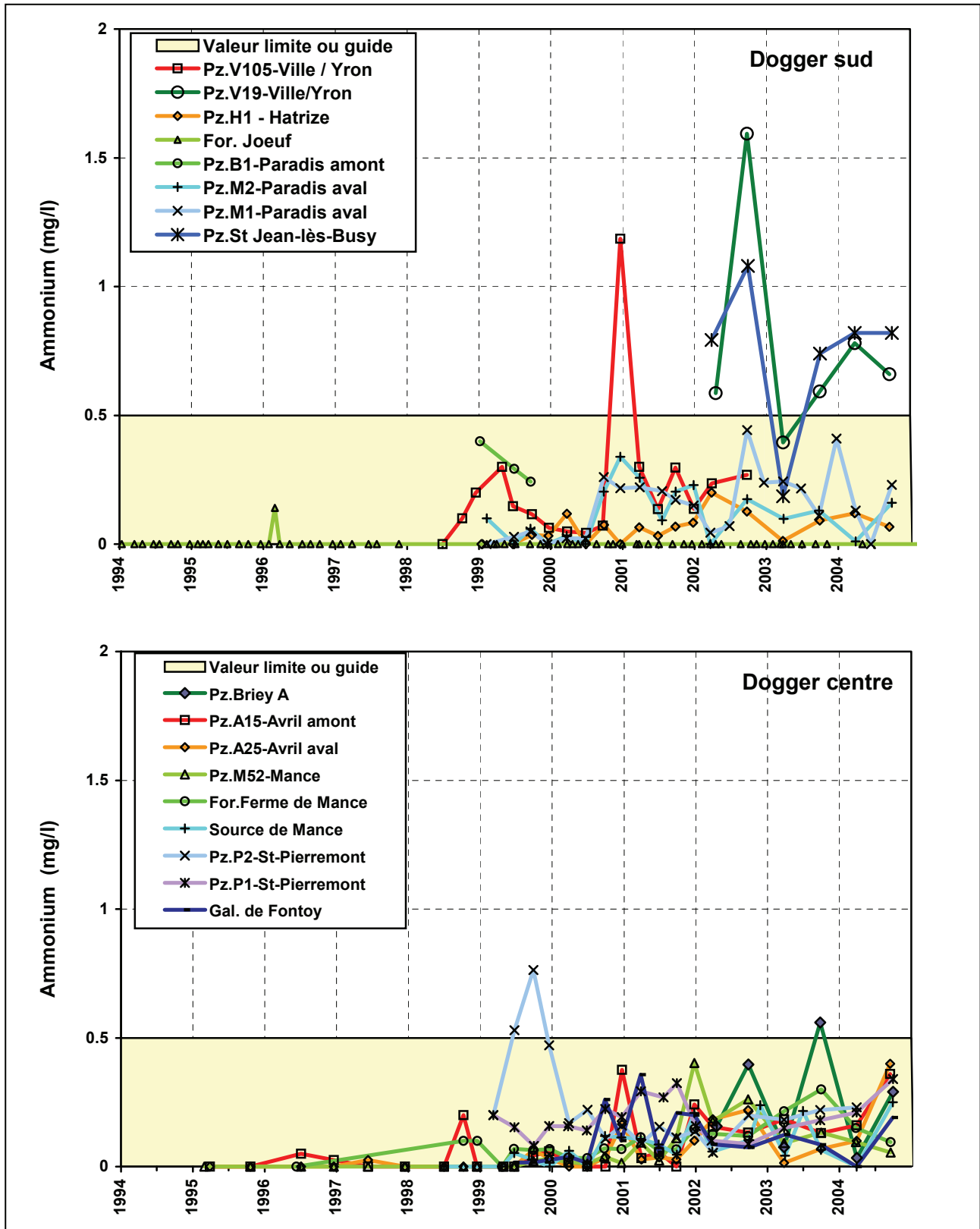


Figure 80 – Evolution de la concentration en ammonium pour la nappe des calcaires du Dogger.

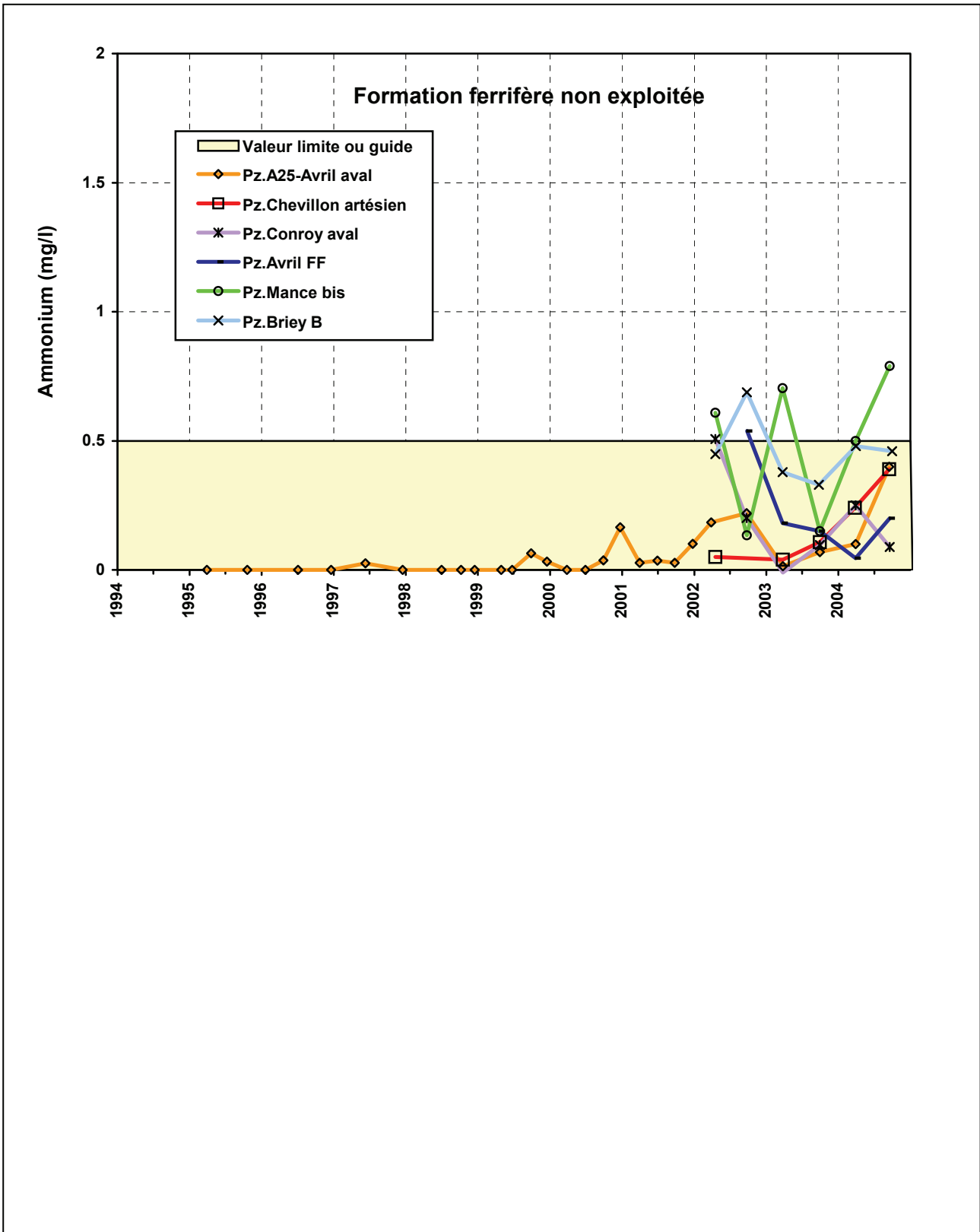


Figure 81 – Evolution de la concentration en ammonium pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

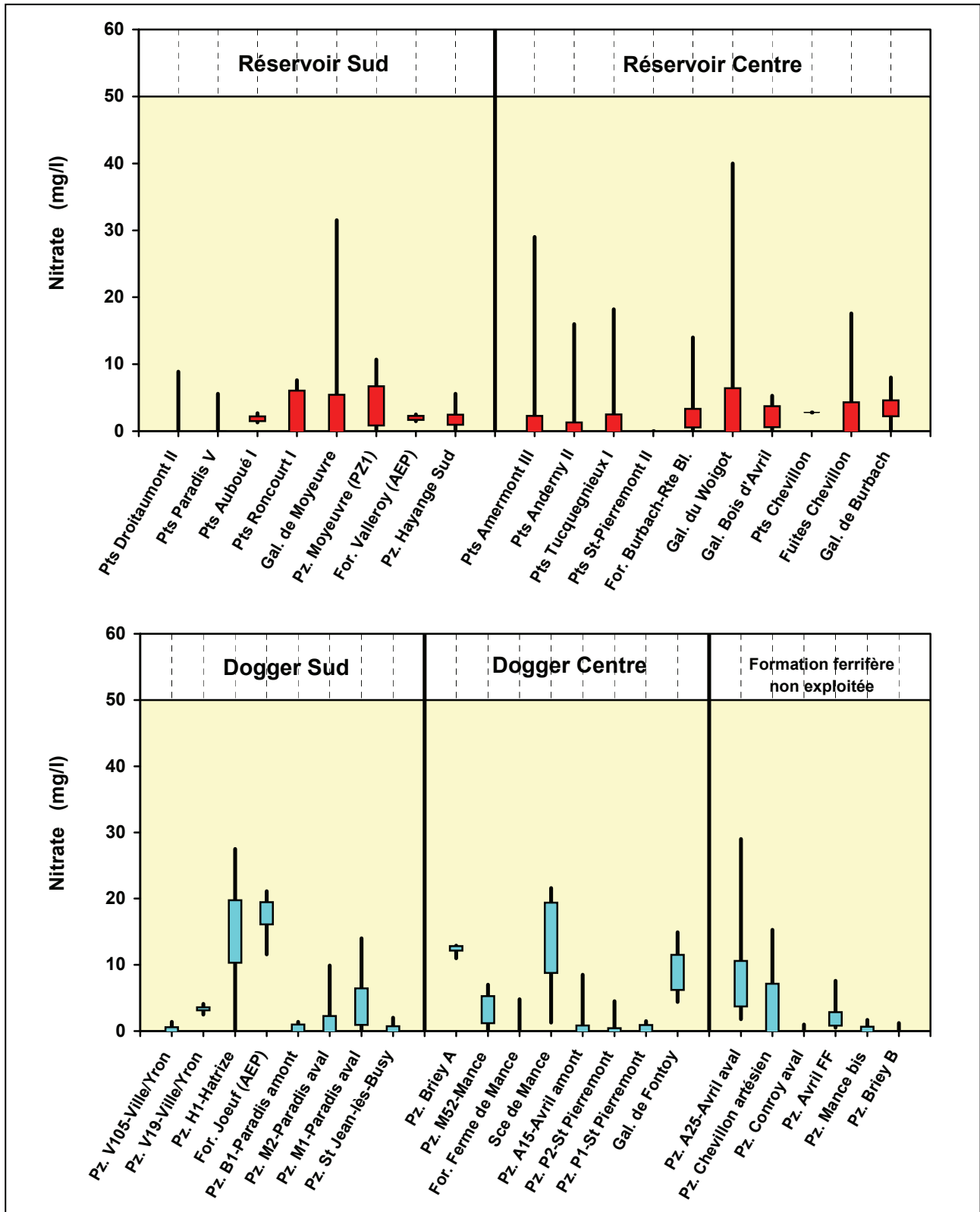


Figure 82 – Concentration en nitrate : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

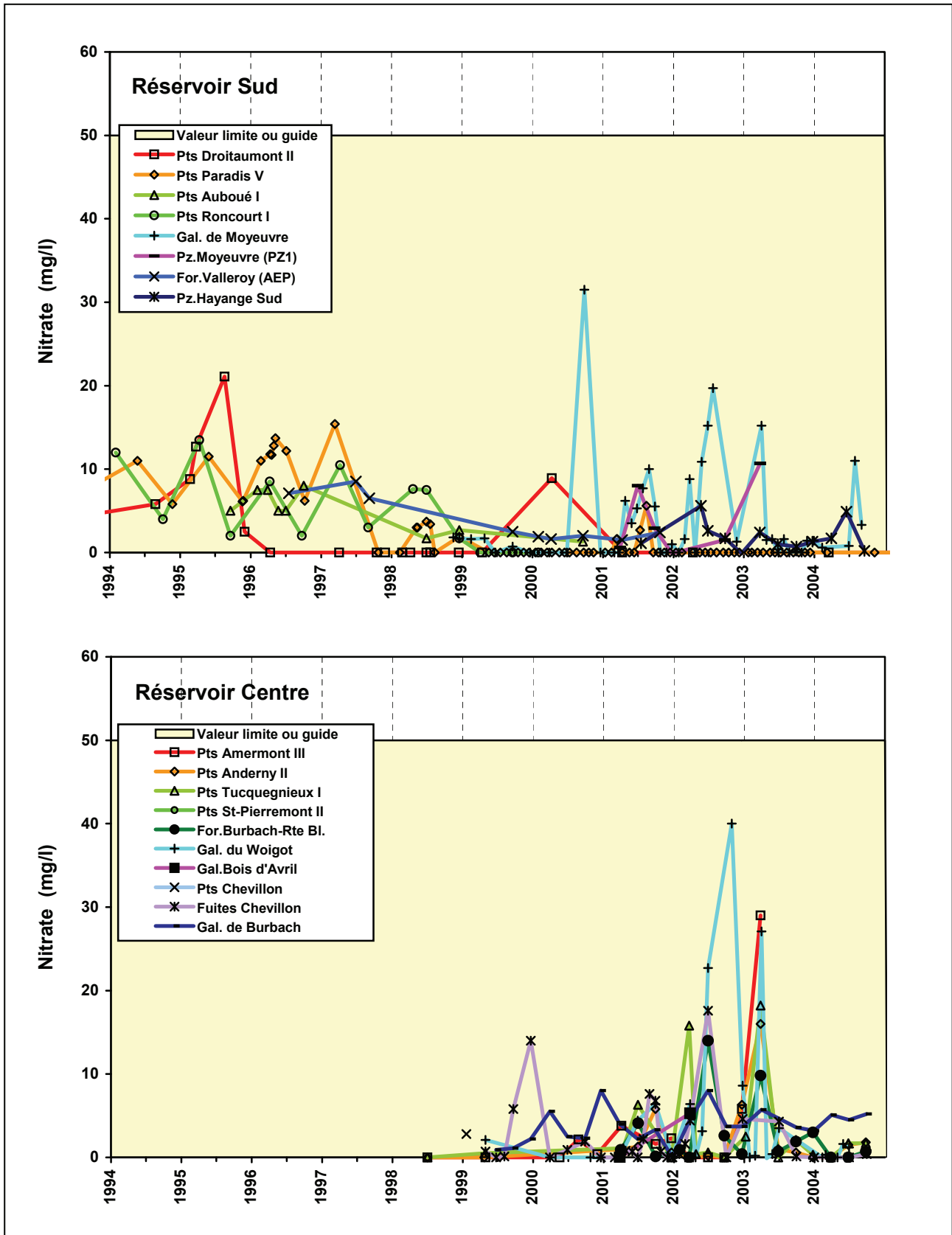


Figure 83 – Evolution de la concentration en nitrate pour les réservoirs miniers.

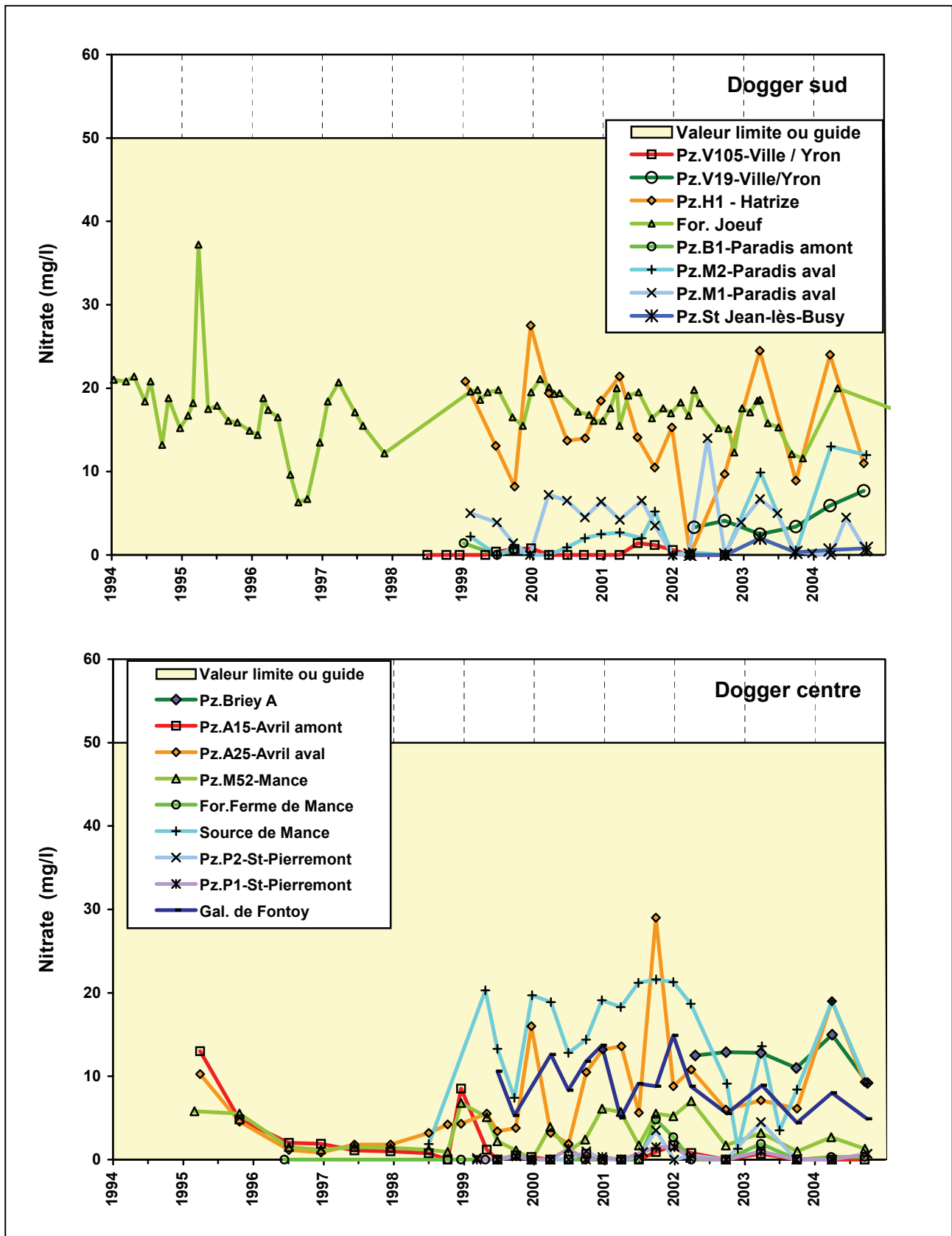


Figure 84 – Evolution de la concentration en nitrate pour la nappe des calcaires du Dogger.

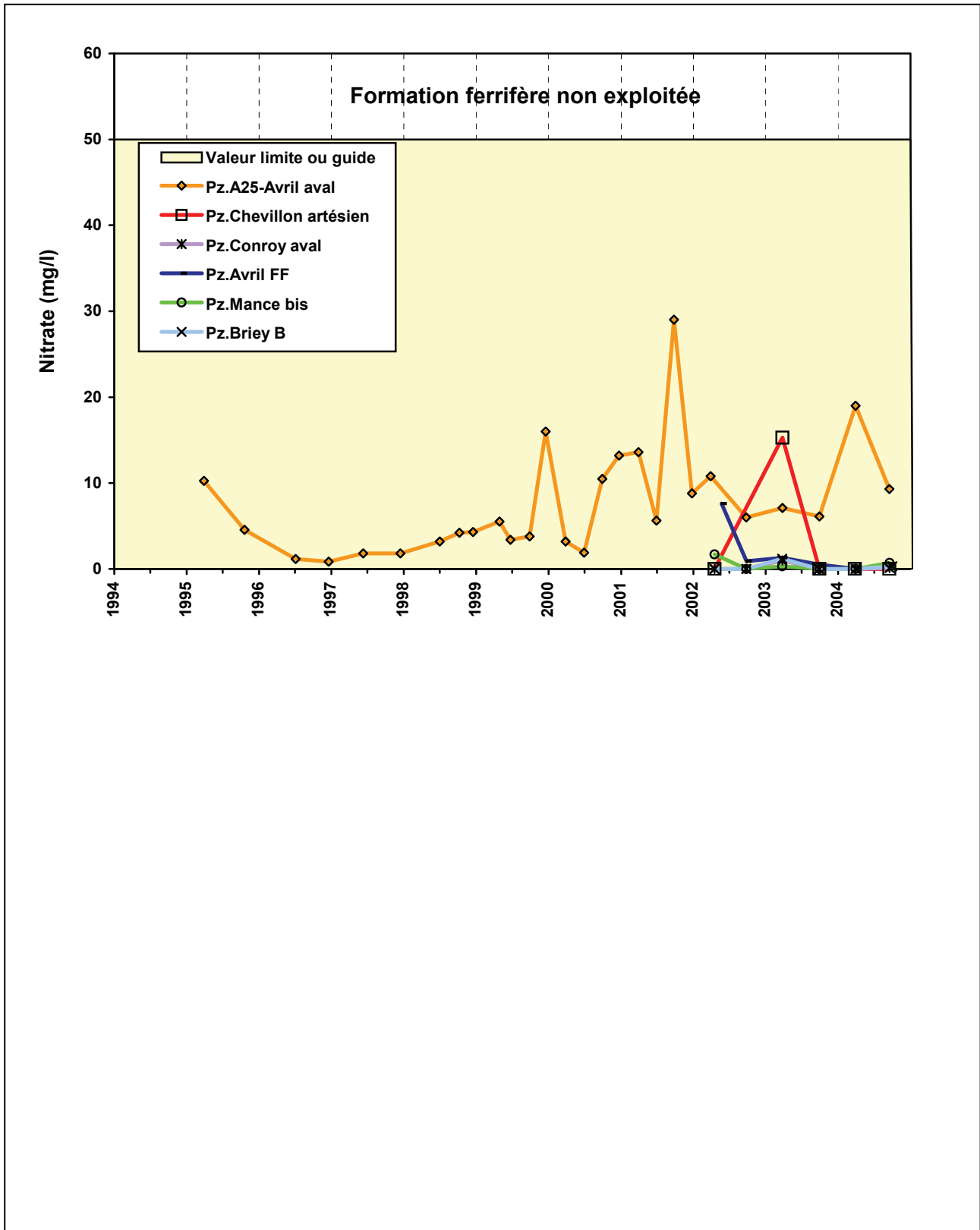


Figure 85 – Evolution de la concentration en nitrate pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

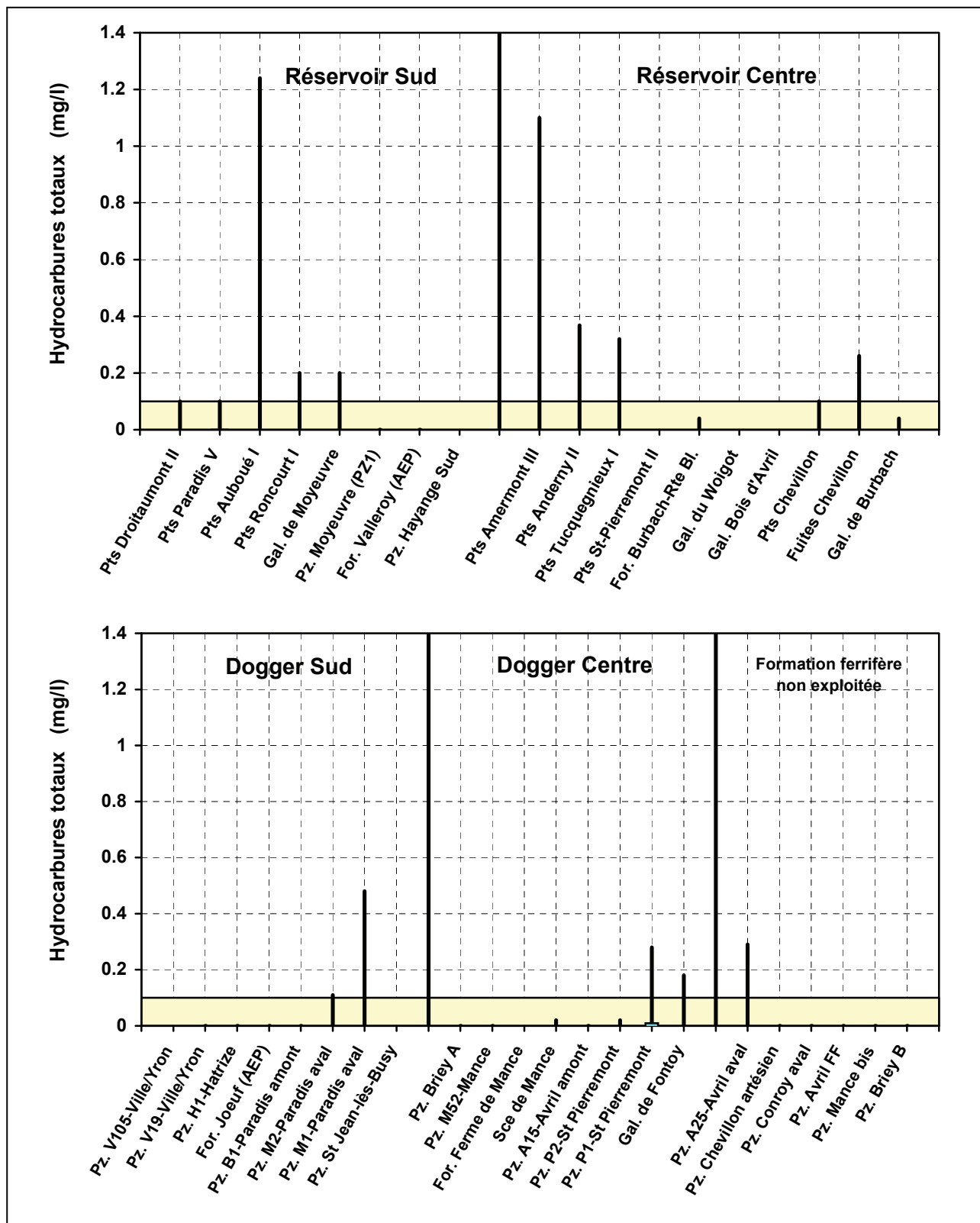


Figure 86 – Indice « hydrocarbures totaux » : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

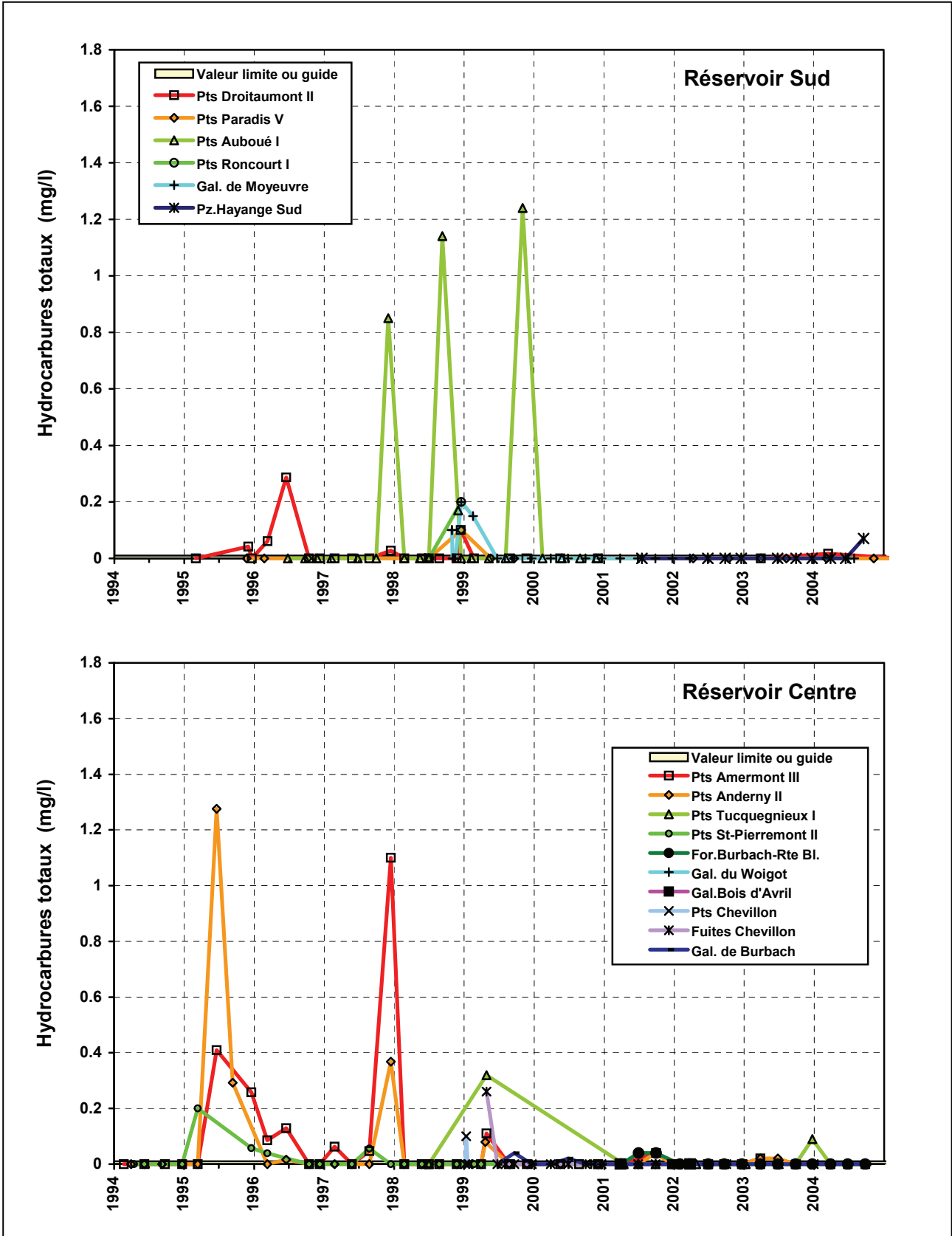


Figure 87 – Evolution de l'Indice « hydrocarbures totaux » pour les réservoirs miniers.

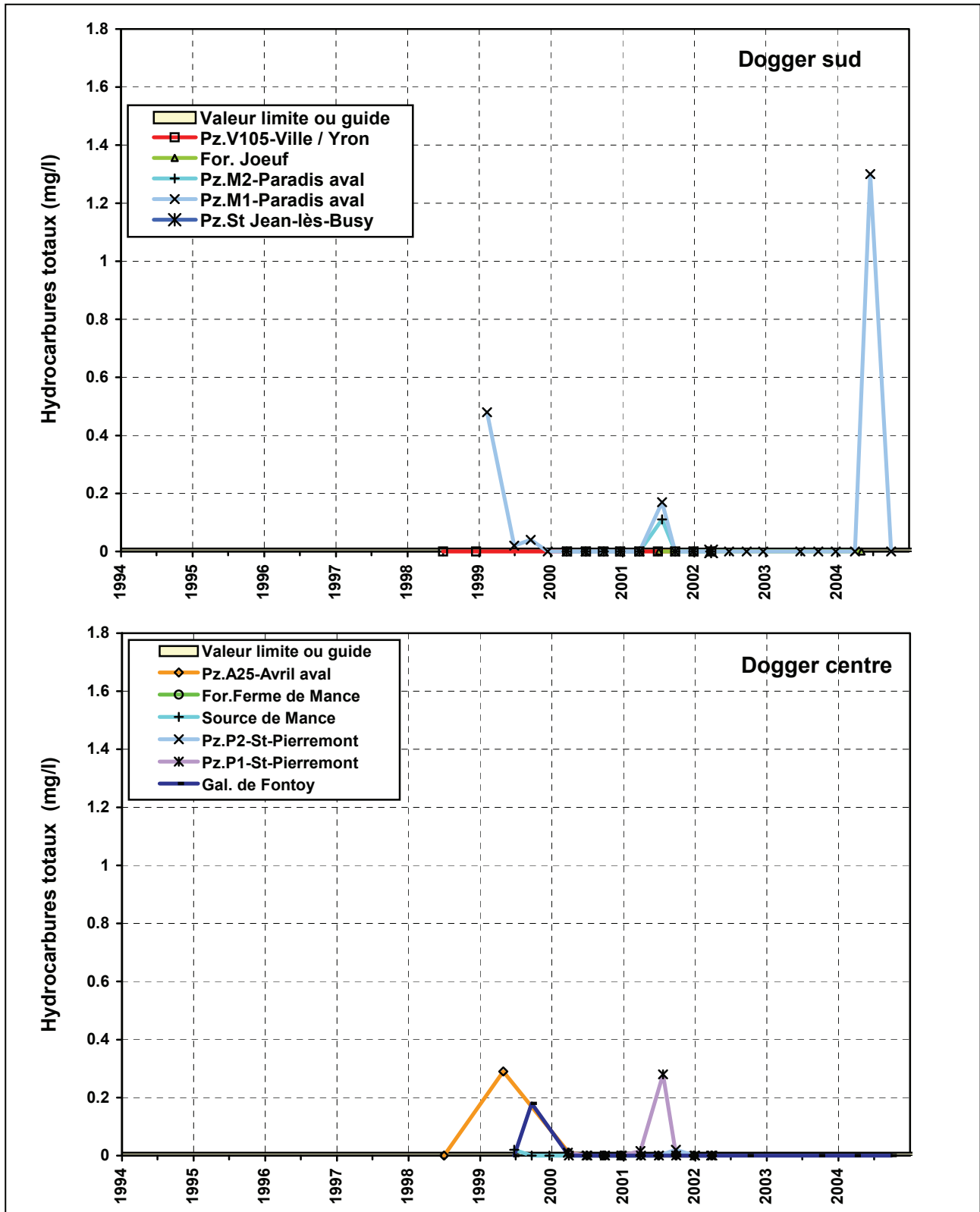


Figure 88 – Evolution de l'Indice « hydrocarbures totaux » pour la nappe des calcaires du Dogger.

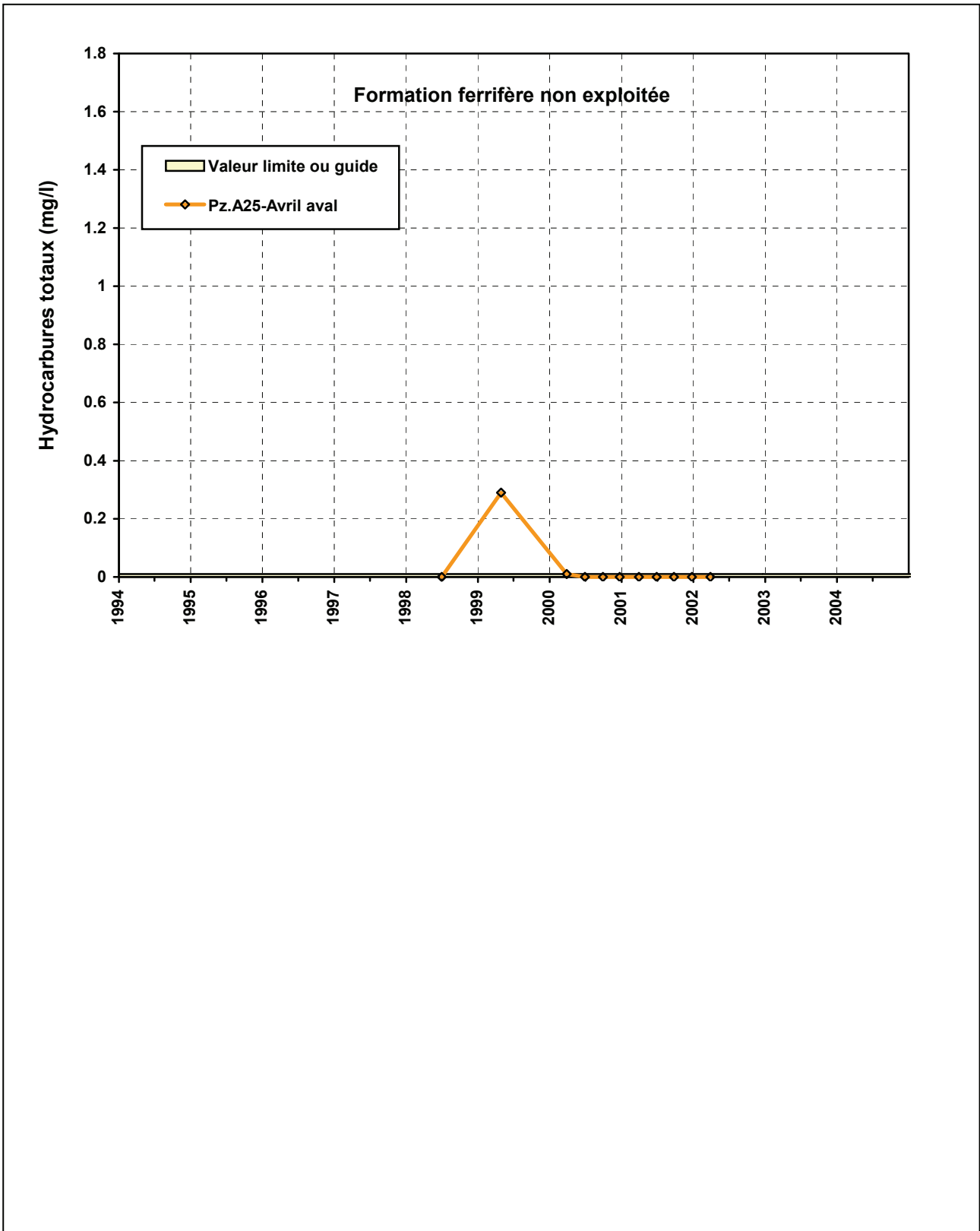


Figure 89 – Evolution de l'Indice « hydrocarbures totaux » pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

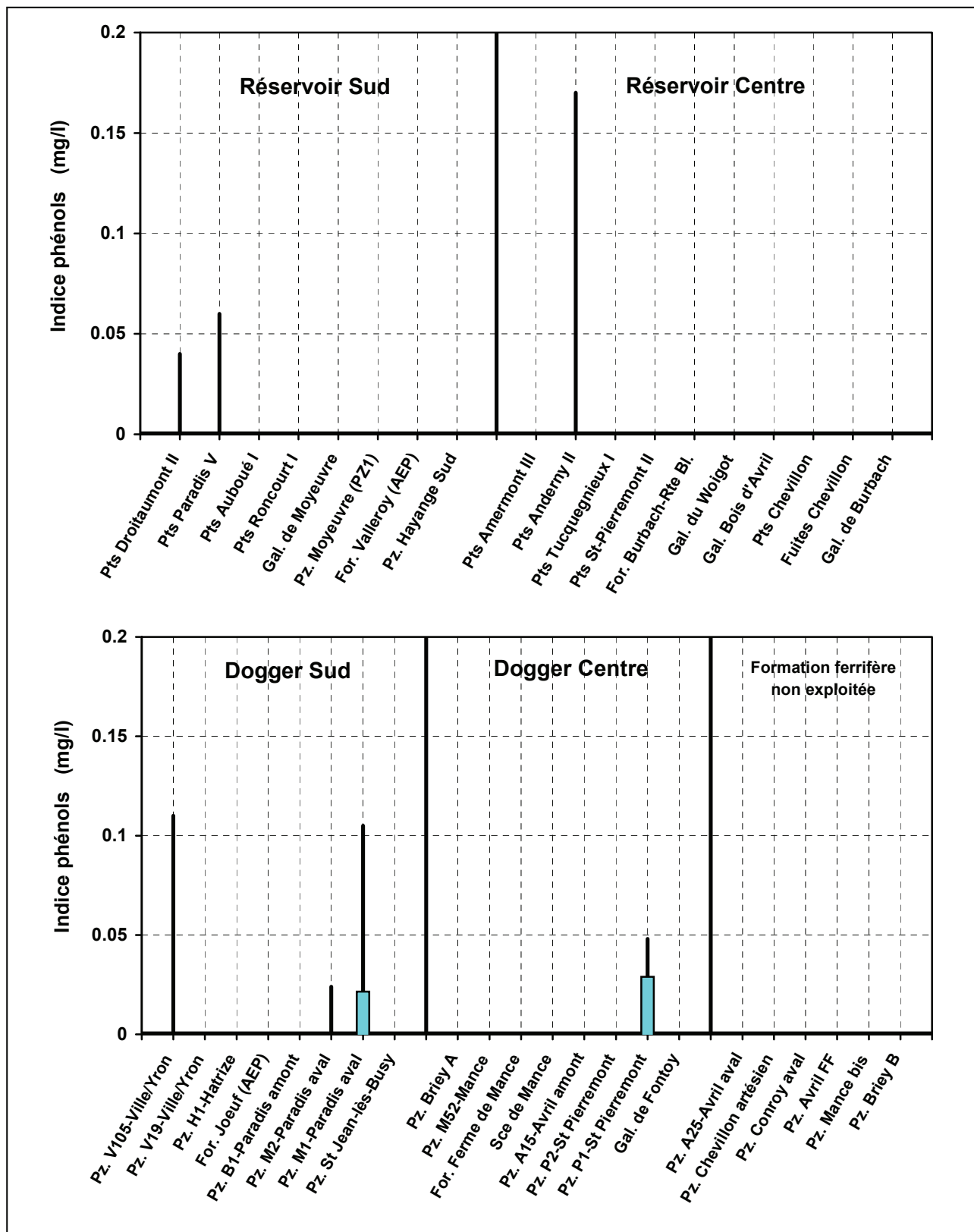


Figure 90 – Indice « phénols » : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).

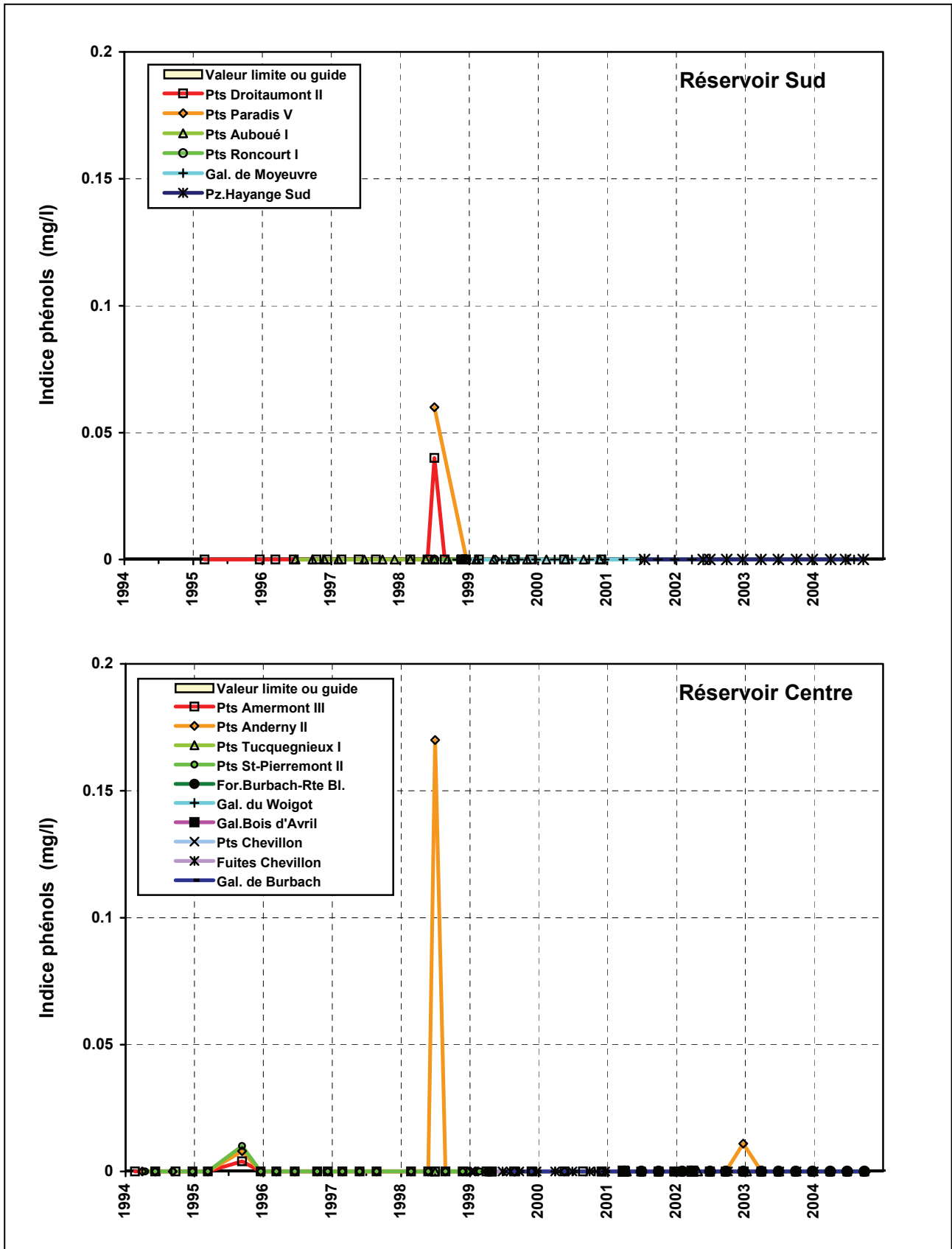


Figure 91 – Evolution de l'indice « phénols » pour les réservoirs miniers.

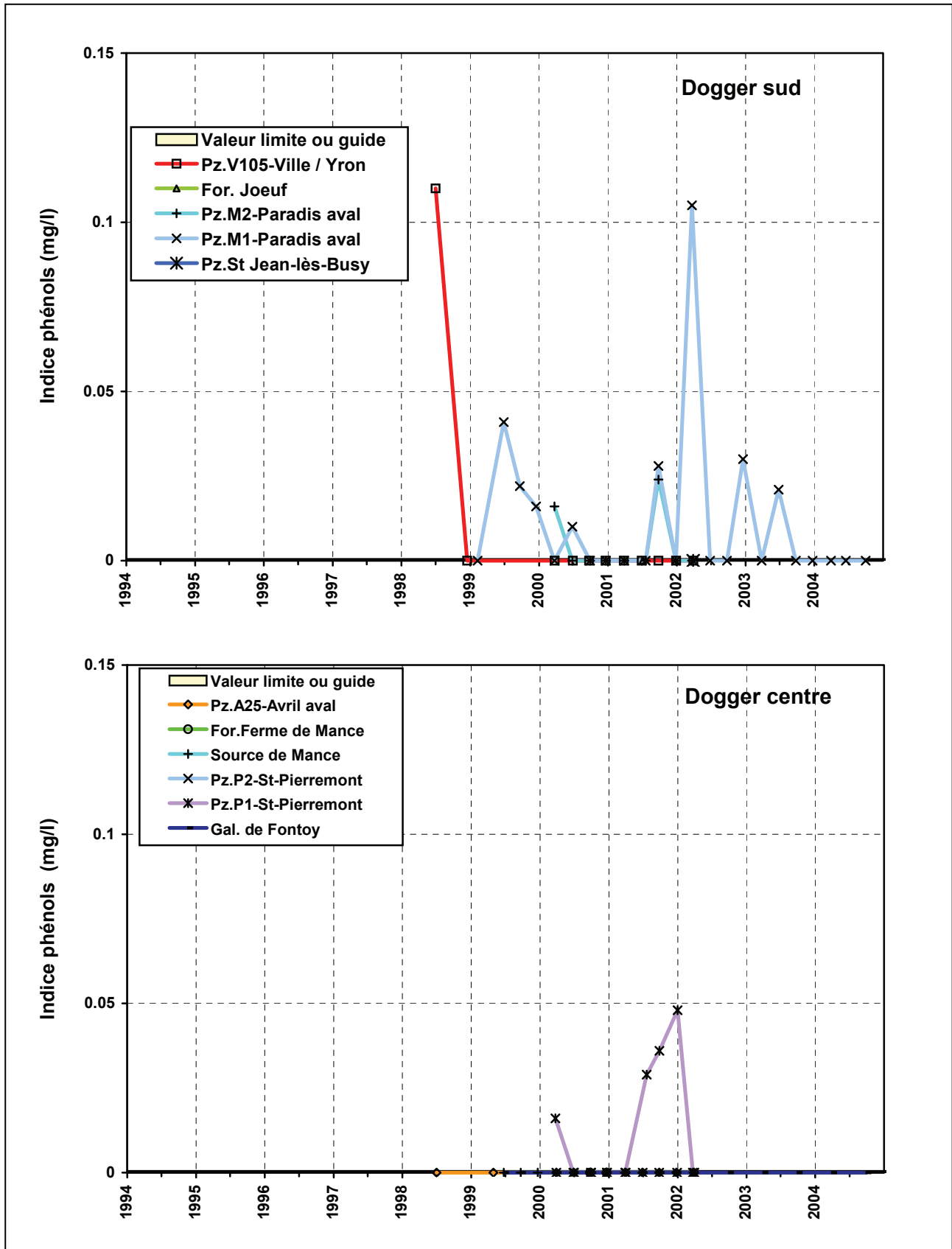


Figure 92 – Evolution de l'indice « phénols » pour la nappe des calcaires du Dogger.

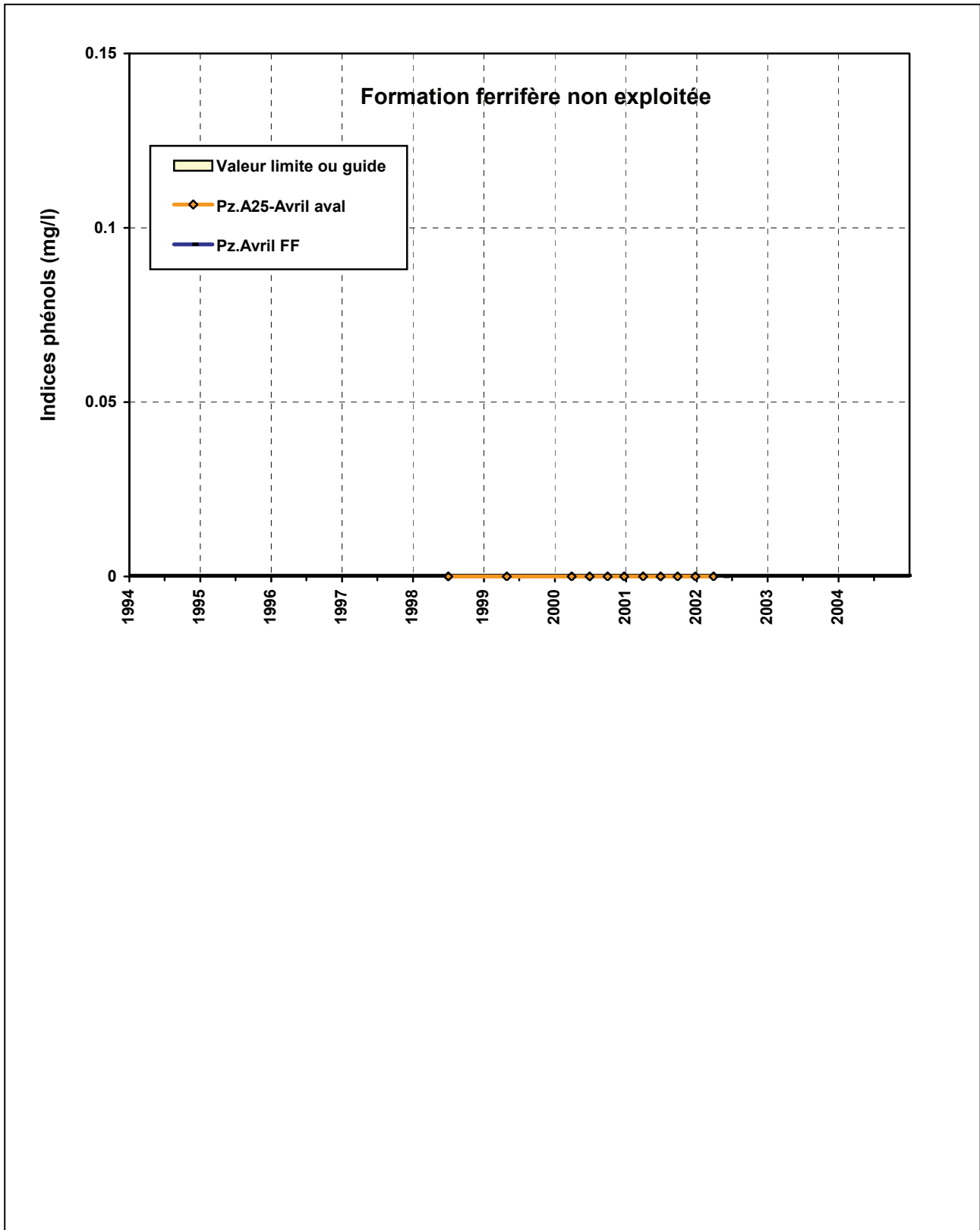


Figure 93 – Evolution de l'indice « phénols » pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

- P1 - S^t-Pierremont est contaminé en fer et manganèse, M1 - Paradis aval est contaminé en manganèse et bore.

Ponctuellement, les éléments indésirables examinés sont détectés dans les autres ouvrages, sans qu'aucune tendance à long terme ne se dessine.

5.3. ELEMENTS TOXIQUES – NICKEL (FIGURE 94)

Concentrations observées – problèmes posés pour l'AEP : parmi les éléments toxiques analysés dans l'étude « Identification d'éléments indésirables ou toxiques dans les ressources en eau potentielles du bassin ferrifère lorrain », seul le nickel a été détecté en concentration significative. Les concentrations médianes sont généralement inférieures ou égales à la CMA à 20 µg/l, sauf ponctuellement à Chevillon en 1999 et 2003 (79 µg/l et 96 µg/l), à Amermont III (55 µg/l en 2000 à deux reprises), et à Roncourt en 2001 (lors du test de pompage) ainsi qu'Anderny II en 2003 avec une valeur de 42 et 48 µg/l. Les valeurs maximales mesurées peuvent être jusqu'à 10 fois supérieure à la CMA (Roncourt). Dans les calcaires du Dogger, peu d'analyses sont disponibles. Signalons toutefois que le nickel a été détecté à une concentration inférieure à la CMA à V105 - Ville/Yron, ainsi que dans les 4 piézomètres des sites Paradis (M1 et M2) et S^t-Pierremont (P1 et P2).

Origine supposée et mécanismes de mise en solution : les minerais de fer oolithiques contiennent des concentrations non négligeables de nickel (Avias, in Fairbridge, 1972). En effet, le nickel est associé au fer solide partout où ce dernier est présent. D'autre part, dans des conditions réductrices, le nickel précipite sous forme de sulfure dans les boues marines, riches en organismes vivants.

Le nickel est présent dans le minerai de fer lorrain à des concentrations variant de 60 à 120 mg/kg, en compagnie d'autres métaux toxiques ou indésirables présents à des teneurs pouvant être supérieures (Bubenicek, 1960) : chrome (65 à 160 mg/kg), plomb (55 à 130 mg/kg), argent (60 à 160 mg/kg), cuivre (40 à 95 mg/kg), zinc (100 à 380 mg/kg).

Evolution prévisible : sans la connaissance du mécanisme de mise en solution du nickel (et donc de sa forme chimique en solution), il n'est pas possible de prévoir l'évolution de sa concentration, d'autant moins qu'aucune tendance d'évolution ne se dégage des concentrations observées dans cette étude.

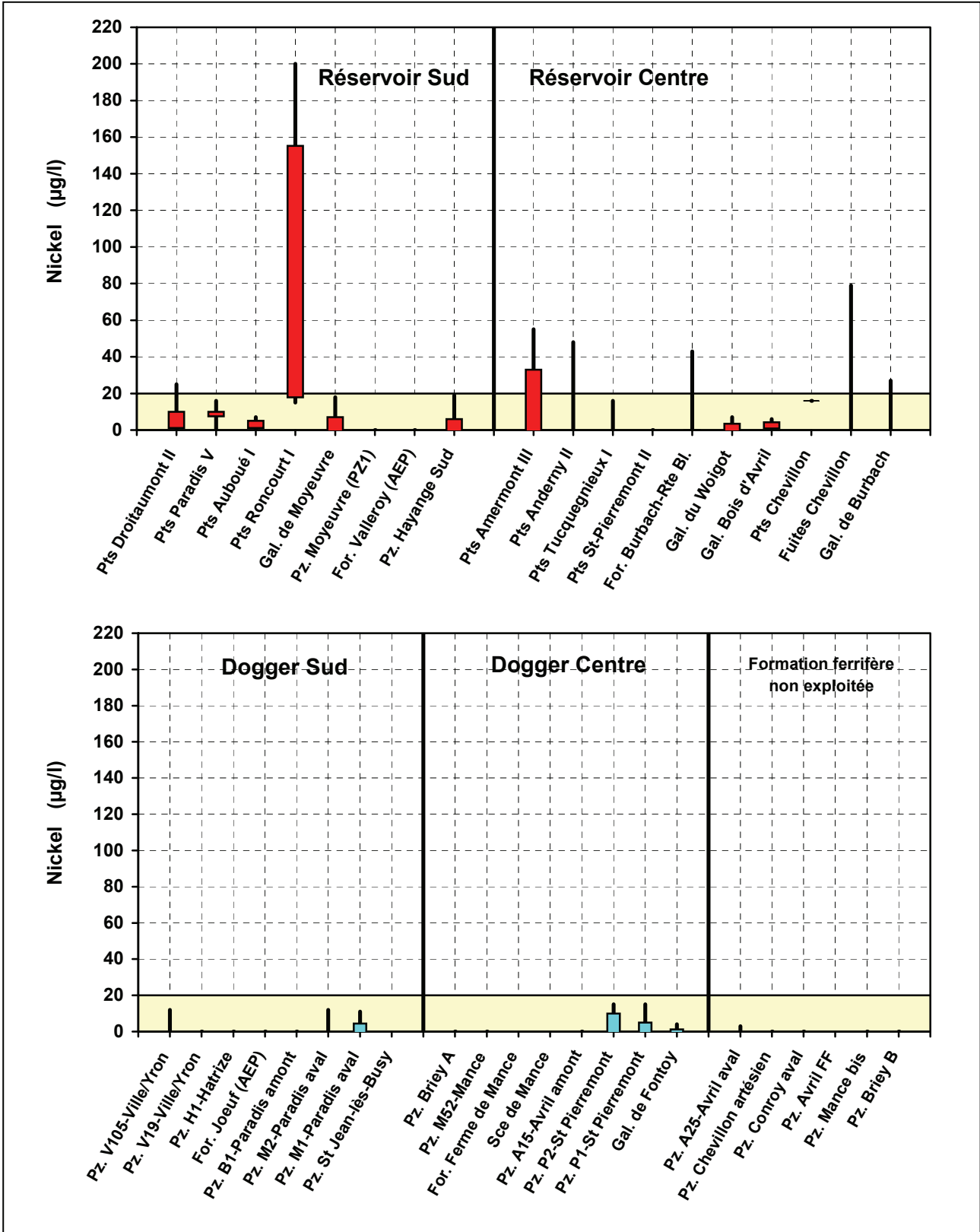
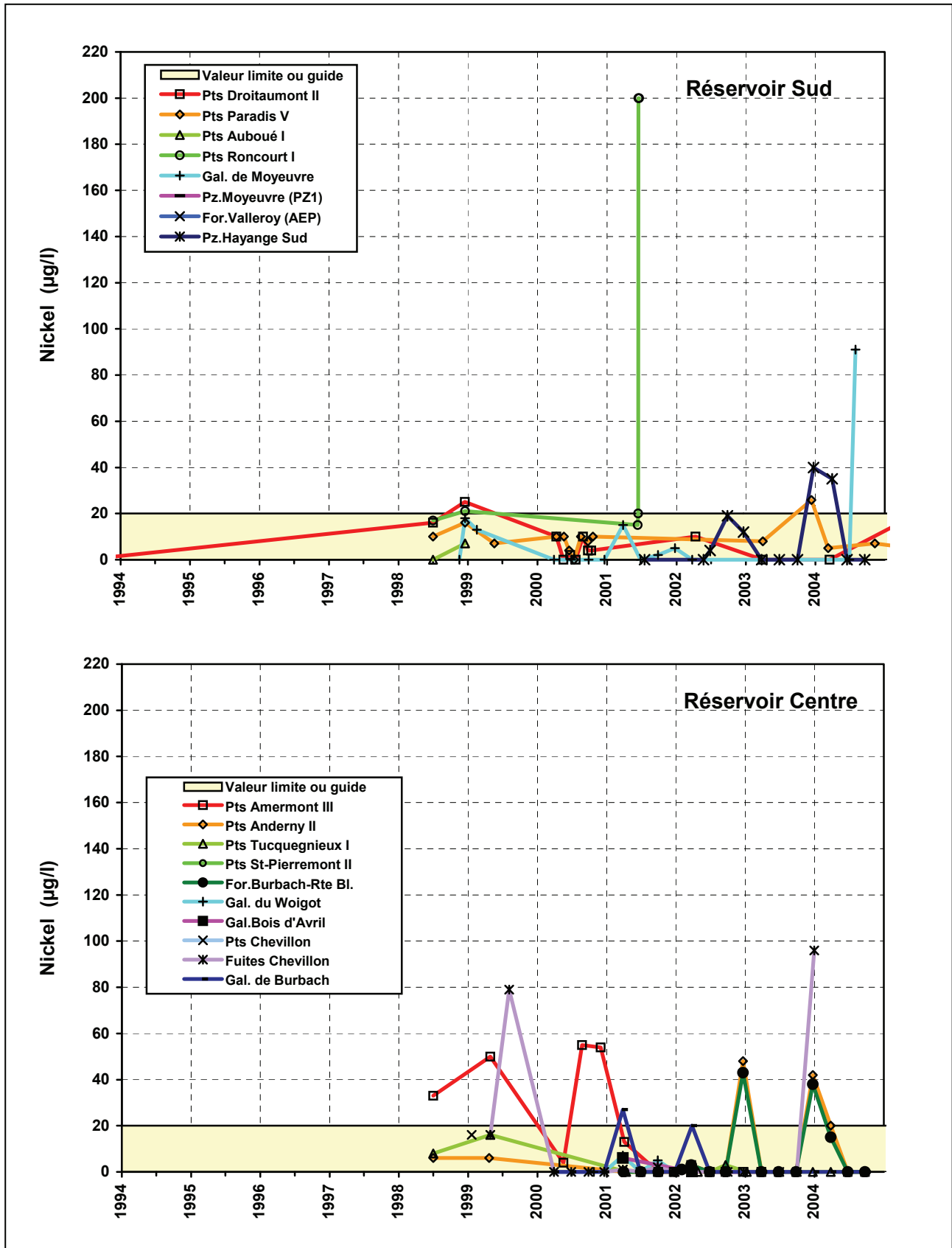


Figure 94 – Concentration en nickel : principales caractéristiques statistiques (minimum, 1^{er} et 3^{ème} quartiles, maximum).



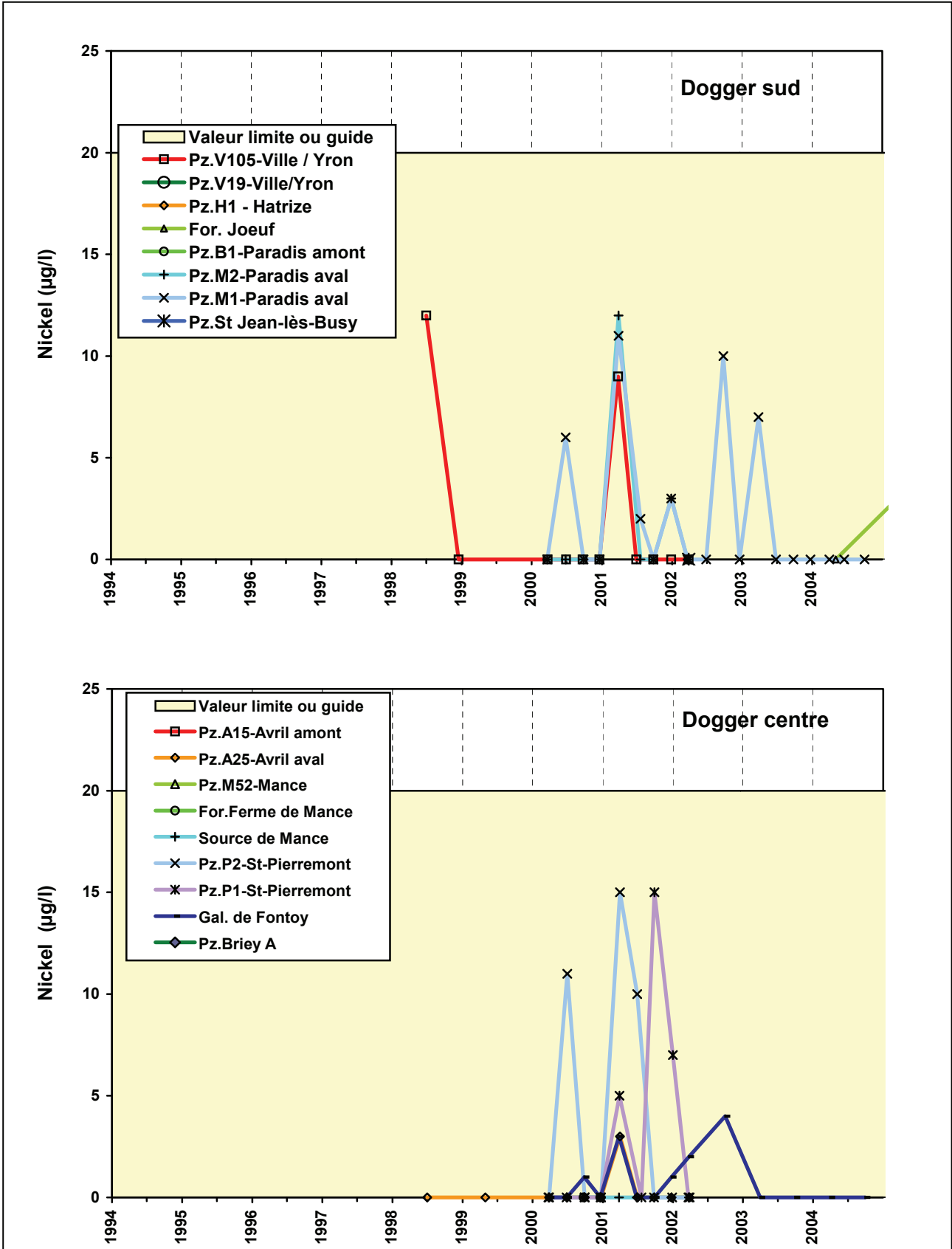


Figure 96 – Evolution de la concentration en nickel pour la nappe des calcaires du Dogger.

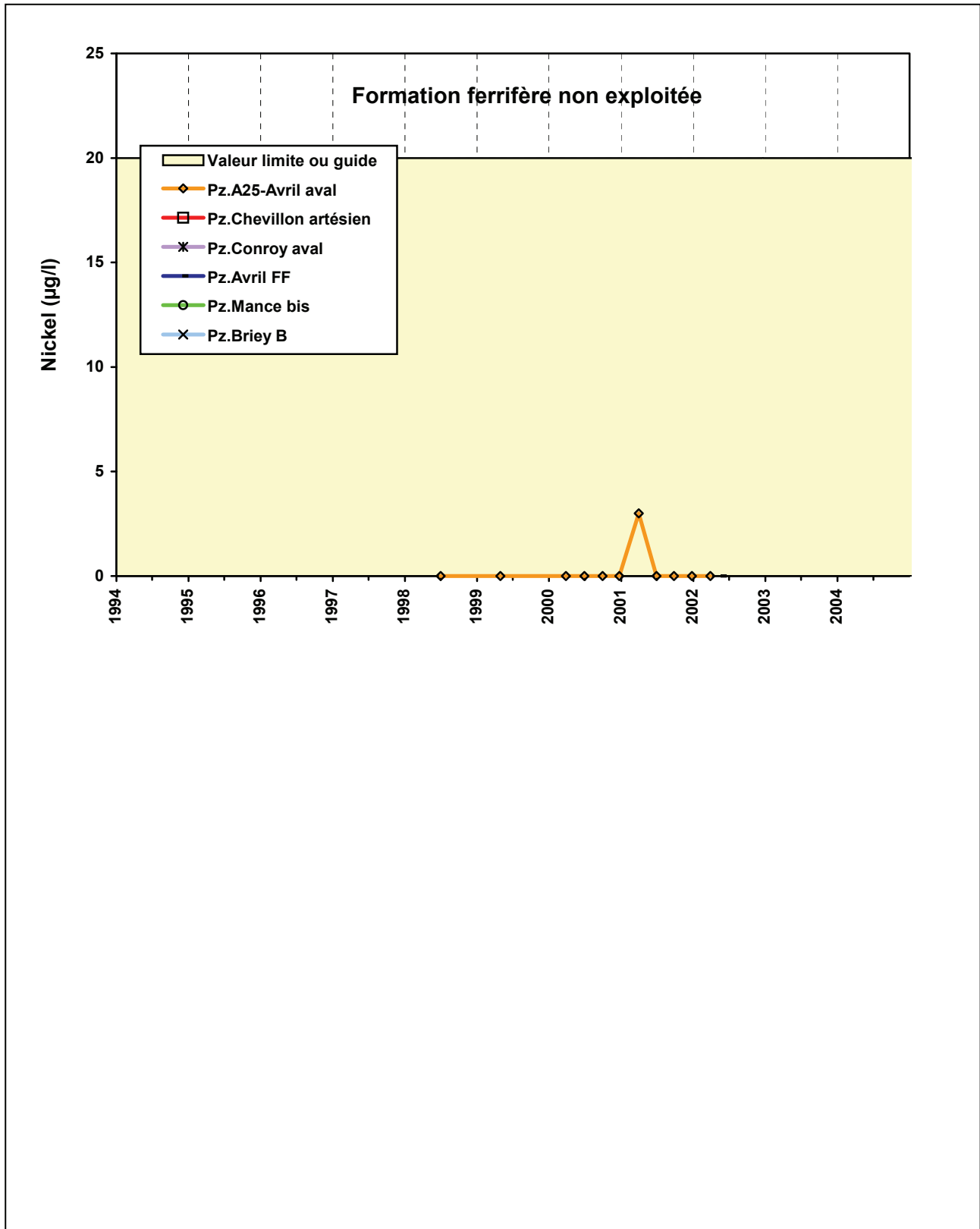


Figure 97 – Evolution de la concentration en nickel pour la formation ferrifère non exploitée entre les bassins Centre et Sud.

6. Conclusion

Le bassin ferrifère lorrain est un système hydrodynamique et chimique complexe, formé par la superposition d'un aquifère calcaire fracturé et localement karstique (nappe du Dogger) et d'un aquifère artificiel constitué de grands vides anastomosés (réservoir minier). Dans la continuité du suivi initié en 1995, la surveillance de la quantité (niveaux, débits) et de la qualité des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain en 2004 a permis d'une part de mieux comprendre le fonctionnement de ce système, et d'autre part de continuer la constitution d'un ensemble de bases de données (géographiques, géologiques, minières, hydrodynamiques, chimiques, etc.) vouées aux eaux souterraines. A l'échelle du bassin, ces données serviront à nourrir les modèles de gestion des eaux souterraines et de surface en cours de développement ; à l'échelle locale, elles servent déjà à alimenter les études hydrogéologiques et environnementales. Les principaux résultats obtenus de 1995 à 2004 sont résumés ci-après.

Au 23 août 2002, un volume d'environ 271 millions de m³ d'eau s'est écoulé par la galerie de Moyeuve depuis le débordement du 28 octobre 1998 (3 ans et 10 mois). Le volume écoulé par les fuites depuis le 1^{er} septembre 1998 étant estimé à environ 78 millions de m³ (22 % du volume total), c'est un volume total de 349 millions de m³ qui s'est écoulé du réservoir Sud en 46 mois, soit environ 250 000 m³/j. Ce volume représente entre 1,5 et 1,7 fois le volume estimé du réservoir Sud (210 à 230 Mm³).

De janvier 1999 à décembre 2004, un volume d'environ 56,8 millions de m³ d'eau (Mm³) s'est écoulé du réservoir Centre, dont 35,1 Mm³ par la galerie du Woigot (54,7 %), 2,2 Mm³ par la galerie de Bois d'Avril (3,9 %), 19,5 Mm³ par les fuites diffuses dans la vallée du Chevillon (32,4 %).

Le volume total écoulé du réservoir Centre représente 33 à 38 % du volume estimé du réservoir (150 à 170 Mm³). Ce volume total s'est écoulé en presque 60 mois, donc à un débit moyen d'environ 26 000 m³/j. Il faut noter que le débit de débordement est amputé de la part importante des prélèvements effectués pour le soutien d'étiage du Woigot et du Ruisseau de la Vallée, et qu'il ne peut donc pas être directement comparé au débit de débordement du réservoir Sud.

Dans chaque réservoir, les niveaux piézométriques mesurés en différents points sont très proches, ce qui démontre l'excellente continuité hydraulique existant en leur sein. Le battement maximal du niveau du réservoir Sud est de près de 1 m, contre presque 7 m pour le réservoir Centre.

Depuis 1999, la nappe du Dogger a trouvé un nouvel équilibre hydrodynamique. L'ennoyage des réservoirs a provoqué une forte remontée de la nappe à la périphérie et au centre des bassins. Dans le bassin Sud, les mesures effectuées précisent l'organisation des écoulements dans les calcaires du Dogger et l'ordre de grandeur des différences de niveau piézométrique en certains sites : en bordure immédiate du

réservoir Sud, mais à l'écart des travaux miniers, le niveau de la nappe du Dogger peut être supérieur de 10 à 20 mètres au niveau du réservoir minier ; à l'aplomb des zones tracées, le niveau de la nappe du Dogger est supérieur de 1 à 2 m au niveau du réservoir minier ; enfin, à l'aplomb des zones dépilées, le niveau de la nappe est supérieur de quelques dizaines de cm seulement au niveau du réservoir minier.

Le réservoir minier ennoyé conserve donc son rôle de drainage général de la nappe du Dogger. Au-dessus des travaux miniers, la surface piézométrique de la nappe principale des calcaires du Dogger est déprimée, et présente probablement un relief « bosselé » : les creux correspondraient aux zones de drainage plus important (zones dépilées ou fracturées), les bosses seraient liées aux zones de drainage moindre (zones tracées ou de perméabilité verticale plus faible).

Dans le bassin Centre, les zones dépilées se comportent aussi comme des zones de drainage de l'aquifère des calcaires du Dogger : lorsqu'elles atteignent la nappe principale du Dogger, les eaux de pluie infiltrées dans les calcaires sont drainées vers la zone dépilée sous-jacente et atteignent ensuite le réservoir minier Centre. Néanmoins, les circulations verticales se font beaucoup moins facilement sur le site de S^t-Pierremont (bassin Centre) que sur le site de Paradis (bassin Sud), bien que les deux sites soient tous deux situés à l'aplomb de zones dépilées. Ainsi, les conditions d'écoulement locales introduisent probablement une grande variabilité des niveaux de la nappe des calcaires du Dogger à l'aplomb des travaux miniers.

Dans les réservoirs miniers, les eaux sont fortement minéralisées : les concentrations en sulfate, sodium et magnésium sont très supérieures aux CMA. D'autre part, ces eaux sont caractérisées par des concentrations en éléments indésirables parfois plus fortes que les CMA : ceci concerne les éléments fer, manganèse et bore, ainsi que les indicateurs de contamination humaine « indice hydrocarbures totaux », « indice phénols » et ammonium. A l'exception du nickel de façon ponctuelle, les concentrations en éléments toxiques sont toujours inférieures aux valeurs limites de qualité des eaux destinées à la consommation humaine actuellement en vigueur en France.

L'origine possible de l'ensemble de ces composés a été indiquée. Certains composés sont dissous lors de la circulation des eaux souterraines dans les couches de minerai (fer, manganèse, nickel), d'autres pendant la circulation des eaux dans les interbanes marneux (ions majeurs, bore), d'autres enfin sont des contaminants d'origine humaine liés aux anciennes activités en fond de mine ou en surface, ou aux activités actuelles de surface (ammonium, hydrocarbures, phénols).

La concentration des eaux prélevées dans les puits miniers du réservoir centre est stable depuis quatre ans, même si la concentration mesurée au niveau des fuites vers le Chevillon a baissé notablement pendant les deux premières années probablement en raison d'une particularité locale. Au contraire, les concentrations dans les puits du réservoir sud ont baissé sensiblement, de l'ordre de - 44 % pour Roncourt I, - 40 % pour Droitaumont II, - 20 % pour Paradis V, et - 35 % à la galerie de Moyeuve.

Dans l'aquifère des calcaires du Dogger, les teneurs des différents éléments correspondent aux valeurs habituelles de l'eau souterraine emmagasinée dans cette roche ; globalement, la qualité des eaux souterraines y reste stable. Localement, certains forages peuvent être contaminés par un ou plusieurs composés, selon la proximité d'une source de contamination et le contexte hydrogéologique local. On remarquera que la contamination de la nappe des calcaires du Dogger par infiltration d'eau de rivière minéralisée (elle-même contaminée par des rejets de soutien d'étiage ou des rejets de nanofiltrats) est un phénomène assez général, observé autant dans le bassin Sud que dans le bassin Centre. Par contre, aucune observation ne montre de contamination de la nappe du Dogger par remontée d'eau d'ennoyage.

L'interprétation des deux premières années de mesures du niveau piézométrique et de la qualité sur les 6 nouveaux piézomètres implantés par l'Agence de l'eau entre les réservoirs Centre et Sud permet de conclure que :

- les deux réservoirs Centre et Sud sont en relation hydraulique par l'intermédiaire de la nappe de la formation ferrifère, malgré la présence de l'écran (imparfaitement imperméable) formé par la faille d'Avril ;
- les écoulements du réservoir Centre vers le réservoir Sud s'effectuent dans un milieu poreux à un débit suffisamment faible pour que quatre ans après l'ennoyage des réservoirs, aucune trace de contamination de la nappe de la formation ferrifère ne soit visible.

Une année supplémentaire d'observation permettra d'observer l'effet de l'abaissement définitif du niveau du réservoir Sud sur la nappe de la formation ferrifère non exploitée, et fournira ainsi des renseignements intéressants sur les échanges hydrauliques entre les deux réservoirs. Une campagne d'essais de pompage destinés à déterminer la transmissivité des différents forages dans ce secteur permettraient de quantifier les écoulements entre les deux réservoirs.

Les diagraphies réalisées en avril 2003 dans six puits (4 dans le bassin Sud et 2 dans le bassin Centre) et dans quatre piézomètres (2 dans le bassin Sud et 2 dans le bassin Centre) ont permis d'obtenir des profils de conductivité et de température. Qu'ils soient pompés ou non, la colonne d'eau des puits est toujours stratifiée : trois masses d'eau superposées s'individualisent toujours, séparées par des paliers de conductivité et de température très marqués. La masse d'eau supérieure provient essentiellement du Dogger par l'intermédiaire des fuites du cuvelage (conductivité la plus faible) ; la masse d'eau située sous le niveau du débouché de la galerie est représentative d'eau du réservoir minier (conductivité la plus forte) ; enfin la masse d'eau intermédiaire est un mélange de ces deux types d'eau.

La position des pompes dans les puits pompés semble avoir une influence déterminante sur la répartition verticale des différentes masses d'eau. Dans l'optique de pomper une eau de meilleure qualité, il semble qu'il est pénalisant de maintenir les pompes au-dessous de la cote du débouché des galeries dans un puits, puisque la dilution par les eaux peu minéralisées du Dogger semble nulle dans cette zone. C'est par contre un élément favorable dans le but d'accélérer le renouvellement de l'eau

dans le réservoir, et donc le retour à une meilleure qualité de l'eau. Ces résultats sont à confirmer par la réalisation d'autres diagraphies, à d'autres périodes de l'année et après des arrêts plus prolongés.

7. Bibliographie

- Allemmoz M. (1999) – Jaugeages et analyses sur le Conroy et le Chevillon (Moselle). Rapport ANTEA A 16636/A, 17 p., 5 fig., 4 tabl., 3 ann.
- Ammou M., Hervé D., Ramon S. (1982) – Mécanisme de sulfatation des eaux des mines de fer de Lorraine. *L'Industrie Minérale - Les Techniques*, mai 1982, pp. 318-326.
- Avias J. (1972) – The Encyclopedia of Geochemistry and Environmental Sciences. Encyclopedia of Earth Sciences Series, vol. IVA, edited by R. W. Fairbridge, Van Nostrand Reinhold Compagny, New York, 1321 p.
- Barbier J., Chery L. (1999) – Origine des éléments indésirables ou toxiques dans les eaux souterraines. Réalisation d'un inventaire national et essai d'identification de l'origine des teneurs anormales. Rapport BRGM R 40448, 62 p., 3 fig., 2 tabl., 1 ann.
- Baubron J-C. (1998) – Avis sur les infiltrations d'eau observées dans la partie basse de la ville de Moyeuvre-Grande (Moselle). Rapport BRGM R40271, 27 p., 12 fig., 1 tabl., 3 ann.
- Bubenicek L. (1961) – Recherches sur la constitution et la répartition des minerais de fer dans l'Aalénien de Lorraine. Thèse ingénieur-docteur, Nancy, Sciences de la Terre, T. VIII (1961), n° 1-2, 204 p.
- Dagallier G., Demassieux L. (1986) – Origine des teneurs en sodium des eaux des mines de fer en cours d'exploitation ou après ennoyage. Rapport de l'Ecole Nationale Supérieure de Géologie, 73 p.
- Fabriol R., Pinault J-L., Vaute L. (2000) – Traitement du signal et réacteurs en réseaux. Application à la simulation de l'évolution de la concentration en sulfate dans l'eau du bassin ferrifère lorrain. Rapport BRGM/RP-50153-FR, 48 p., 25 fig., 2 tabl.
- Gadalia A., Laurendon P. (1994) – Gestion de la ressource en eau de l'aquifère captif du Bajocien, Phase 2 : Origine et possibilité de traitement du fluor. Rapport BRGM R37917, 10 p.
- Hervé D. (1980) – Etude de l'acquisition d'une teneur en sulfates par les eaux stockées dans les mines de fer de Lorraine. Mémoire de thèse de l'INPL, 80 p., 5 ann.
- Kimmel M. (2000) – Contribution à l'étude des circulations hydrauliques dans le bassin ferrifère lorrain. Rapport INERIS-DRS-00-25302/R1, 73 p., 35 fig., 5 ann.
- Landragin G., Ramon S. (1981) – Infiltrations du ruisseau de la Vallée au-dessus de la mine de Saint-Pierremont. Agence Financière de Bassin Rhin-Meuse, 14 p., 6 fig., 2 ann.

Reynolds R. C. Jr (1972) – The Encyclopedia of Geochemistry and Environmental Sciences. Encyclopedia of Earth Sciences Series, vol. IVA, edited by R. W. Fairbridge, Van Nostrand Reinhold Compagny, New York, 1321 p.

Vaute L. (1998) – Surveillance des eaux souterraines du bassin ferrifère lorrain en 1998. Rapport BRGM R40789, 69 p., 26 fig., 6 ann.

Vaute L. (1999) – Identification d'éléments indésirables ou toxiques dans les ressources en eau potentielles du bassin ferrifère lorrain. Rapport BRGM R40908, 37 p., 8 fig., 2 ann.



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin – BP 6009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Service géologique régional Lorraine
1, avenue du parc de Brabois
54500 – Vandoeuvre-les-Nancy
Tél. : 03.83.44.81.49